

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH  
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: B4106 Zemědělská specializace  
Studijní obor: Biologie a ochrana zájmových organismů  
Katedra: Katedra biologických disciplín  
Vedoucí katedry: doc. RNDr. Ing. Josef Rajchard, Ph.D.

DIPLOMOVÁ PRÁCE

**Vliv struktury biotopu na společenstva vodních  
brouků v jižních Čechách**

Vedoucí diplomové práce: doc. Ing. MgA. David S. Boukal, Ph.D.  
Konzultant diplomové práce: Mgr. Michal Berec, Ph.D.  
Autor diplomové práce: Bc. Vojtěch Kolář

České Budějovice, 2015

## **Zadání DP**

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

Datum:

Podpis studenta:

## **Abstrakt**

V této práci se zabývám vlivem hospodaření na rybnících a charakterem stanovišť pro potápníky (Coleoptera: Dytiscidae), kteří jsou důležitou součástí vodních ekosystémů. V roce 2014 jsem studoval pomocí živochytných pastí společenstva potápníků na 117 rybnících v jižních Čechách. Rybníky byly rozděleny do tří kategorií: rybníky s intenzivním a extenzivním hospodařením a nádrže bez ryb. Celkem bylo nalezeno 26 druhů potápníků (N=1346). Potápníci obecně preferovali mělké litorály s převahou orobince (*Typha*), zblochanu (*Glyceria*) a rákosu (*Phragmites*). Počet druhů klesal se stoupající nadmořskou výškou a hloubkou vody u pasti. Pozitivní vliv na abundanci měla plocha rybníka a množství detritu u pasti. Brouci se vyskytovali převážně v rybnících s kyselým pH, nižší konduktivitou a vyšším množstvím rozpuštěného kyslíku. Více brouků bylo nalezeno v rybnících bez ryb. Potvrdil jsem tak, že vysoká rybí obsádka výrazně snižuje množství a diverzitu potápníků. Na druhou stranu některé rybníky s hustou obsádkou, ale také s dobře zachovalým litorálem, měly podobná společenstva jako rybníky bez ryb. To ukazuje, že vodní brouky primárně limituje degradace litorálních porostů. Při mapování byly také zjištěny 4 nové lokality potápníka dvojčárého (*Graphoderus bilineatus*) zařazeného mezi druhy NATURY 2000, který byl znám jen z několika recentních lokalit na Třeboňsku.

**Klíčová slova:** Dytiscidae; rybníky jižních Čech; rybí obsádka; abiotické a biotické faktory

## **Abstract**

I studied the influence of fishpond management and environmental characteristics on diving beetles (Coleoptera: Dytiscidae), which are important predators in aquatic systems. In 2014 I used live traps to study diving beetle communities in 117 ponds in South Bohemia. The ponds were divided in three categories: intensively managed, extensively managed, and without fish. In total 26 species of diving beetles were found (N=1346). Overall, the beetles preferred shallow littoral zones with cattail (*Typha*), manna grass (*Glyceria*) and reed (*Phragmites*). The number of species declined with increasing altitude and depth near the trap, while their abundance increased with pond area and amount of detritus near the trap. Beetles occurred more in ponds with lower pH, lower conductivity and higher oxygen content. More beetles were found in fishless ponds. On the other hand, some ponds with high density of fishes but well preserved littoral zone had similar communities of diving beetles to the fishless ponds. This shows that high density of fish in ponds decreases the diversity and abundance of diving beetles, most likely because it decreases the vegetation in littoral zone. During the survey, four new localities of *Graphoderus bilineatus* were found; the species is protected by NATURA 2000 and has been known from very few recent localities in the Třeboň area.

Key words: Dytiscidae; ponds of south Bohemia; fish stock abiotic and biotic factors

Rád bych poděkoval mému školiteli Davidu Boukalovi za vedení práce a cenné konzultace, i za to, že díky němu jsem s vodním hmyzem začal. Za pomoc v terénu děkuji Václavu Křivanovi, Tomáši Ondášovi, Petru Hesounovi, Michalu Rozkopalovi a Andrému van Nieuwenhuijzenovi. Za pomoc při analýze dat děkuji Petru Šmilauerovi a Pavlu Šebkovi. Dále děkuji všem (ne)známým majitelům rybníků, kteří mi umožnili provést odchyty. Dále bych chtěl poděkovat Agentuře ochrany přírody a krajiny za finanční podporu v rámci projektu: Mapování známého a možného výskytu *Graphoderus bilineatus* a potvrzení výskytu *Dytiscus latissimus* na území České republiky. Nakonec bych chtěl poděkovat své přítelkyni a rodině za podporu a trpělivost při psaní této práce.

# OBSAH

1.Úvod.....	8
2.Rešerše .....	9
2.1.Historie a vývoj rybníčního hospodaření.....	9
2.2.Vliv rybníčního hospodaření na organismy .....	12
2.3.Rozšíření potápníků zařazených do programu NATURA 2000 .....	16
3.Metodika.....	21
3.1.Sběr dat v terénu.....	21
3.2.Zpracování dat.....	22
4.Výsledky.....	24
4.1.Celkové složení společenstva na rybnících.....	24
4.2.Vliv fyzikálně-chemických vlastností vody.....	33
4.3.Složení společenstva v jednotlivých mikrohabitátech.....	33
4.4.Společenstva maloplošně chráněných území .....	36
4.5.Nálezy brouků z NATURA 2000 .....	38
5.Diskuze .....	40
5.1.Celkové složení společenstva na rybnících.....	40
5.2.Vliv fyzikálně-chemických vlastností vody.....	42
5.3.Složení společenstva v jednotlivých mikrohabitátech.....	43
5.4.Společenstva maloplošně chráněných území .....	44
5.5.Nálezy brouků z NATURA 2000 .....	45
6.Závěr .....	46
7.Zdroje .....	48
8.Přílohy .....	55

# 1. ÚVOD

V České Republice se vyskytuje 18 čeledí vodních brouků čítajících zhruba 400 druhů (Boukal et al. 2007). Vodní brouci tvoří důležitou součást vodních ekosystémů. Dospělci i larvy čeledi potápníkovitých (Dytiscidae) se živí nejen jinými bezobratlými, ale i pulci či rybami (Nilsson & Holmen 1995; Hájek 2009; Klečka & Boukal 2012), další dravá čeleď čluníkovitých (Noteridae) kontroluje především menší bezobratlé jako máloštětinatce, larvy pakomárů (Diptera: Chironomidae), či malé koryše (Cladocera). Další časté čeledi vodních brouků vodomilovití (Hydrophilidae) a pružníkovití (Helophoridae) jsou naopak jako dospělci saprofágní a živí se především rozkládajícími se zbytky vodních makrofyt, dravé larvy obou čeledí se živí různými bezobratlými. Larvy čeledi plavčíkovitých (Halipilidae) vysávají řasy pomocí dutých kusadel (Boukal et al. 2007).

Mnoho druhů je dnes ohroženo především úbytkem přirozených biotopů - narovnáváním říčních toků, chemií v životním prostředí, a především způsobem hospodaření na našich rybnících (tj. hnojením a vysokou obsádkou ryb). Některé druhy lze dobře použít jako bioindikátory, jelikož nemají dobré migrační vlastnosti a žijí jen na konkrétních typech biotopů (*Georissus crenulatus*, Rossi, 1794; *Ochthebius lividipennis*, Peyron, 1858).

Mým úkolem bylo zpracovat literární rešerši vlivu rybničního hospodaření na společenstva vodních brouků v kulturní krajině s důrazem na rybníky. Na základě informací vyplývajících z rešerše jsem začal mapovat v rámci projektu Agentury ochrany přírody a krajiny (dále AOPK) vodní brouky na rybnících v jižních Čechách. Tento projekt byl zaměřen na potvrzení výskytu potápníka širokého (*Dytiscus latissimus*, Linnaeus, 1758), který je u nás považován za vyhynulého, a nalezení dalších lokalit potápníka dvoučárného (*Graphoderus bilineatus*, De Geer, 1774), který je u nás kriticky ohrožen (Farkač et al. 2005). Mapování probíhalo v 42 mapovacích čtvercích celkem na 117 rybnících v letech 2014. Brouci byli chytáni do pastí na principu vrše a jako návnada sloužila kuřecí játra (Balke & Hendrich 1987; Hillsenhoff 1991; Jeřábková & Boukal 2011), na vybraných rybnících byly změřeny fyzikálně-chemické vlastnosti vody. Dále jsem provedl analýzu vlivu biotických a abiotických faktorů na druhovou diverzitu a abundanci vodního hmyzu a navrhl způsob hospodaření pro zvýšení početnosti a rozmanitosti brouků.



## 2. REŠERŠE

### 2.1. Historie a vývoj rybníčního hospodaření

Stojaté vodní plochy patří mezi často studované ekosystémy. Jedná se o mělké tůně a mokřady po celém světě (Nilsson & Svensson 1995; Bazzanti et al. 2010), velká jezera např. v severní Americe (Swee & McCrimmon 1966; Miller & Crowl 2006) nebo severní Evropě (Nilsson & Söderberg 1996; Nummi et al. 2012), nebo v Asii rýžoviště (Kestemont 1995; Amilhat et al. 2009). Ve střední a jižní Evropě se zřejmě nejvíce studují rybníky či podobné uměle vytvořené nádrže (IUCN 1997; Kloskowski 2010; Kloskowski 2011a; Miguel-Chinchilla et al. 2014).

Největší vliv na společenstva bezobratlých v rybnících mají ryby (Wellborn 2010). V jižních Čechách začal chov ryb a s ním spjaté budování rybníků zřejmě ve 12. století. Většina rybníků vznikala blízko klášterů, jelikož rybí maso bylo bráno jako postní jídlo. První zmínka o rybníku z jižních Čech pochází z roku 1263. Za vlády Karla IV. došlo k rozmachu rybníkářství a začaly vznikat i větší rybníky (např. Dvořiště). Plocha rybníků v té době na našem území byla přibližně 75 000 ha. Během 15. a 16. století (doba Štěpánka Netolického, Jakuba Krčína) byly vybudovány další především velké rybníky např. Velký Tisý, Svět, Záblatský, Rožmberk atd. Také se velmi výrazně změnil způsob hospodaření. Do této doby se v rybnících chovaly dohromady různě staré ryby, ale v 15. století se zavedla tzv. dvoustupňová metoda. Rybníky se rozdělily na plůdkové, sloužící k chovu plůdku, a hlavní, sloužící k chovu tržních ryb. V té době byla plocha rybníků největší za celou naši historii: jednalo se přibližně o 180 000 ha (obr. 1). Po dostavbě našeho největšího rybníka Rožmberk došlo k zastavení budování velkých rybníků z důvodu nízké efektivity pro chov kapra. Mnoho rybníků se také začalo vypouštět a na úrodném dně se začaly pěstovat plodiny, zvláště v nížinných oblastech (Hradec Králové, jižní Morava) a plocha rybníků se tak opět snížila na zhruba 79 000 ha. Zvrat v chovu kapra nastal na přelomu 19. a 20. století v době Josefa Šusty. Do jeho dob se na rybnících hospodařilo spíše extenzivně, a rybníky se aspoň jednou za 4 roky letnily (tj. nechaly se bez vody část roku, někdy i celý rok). Šusta si jako první všiml, že pro chov ryb je důležité podpořit mikroorganismy v rybnících (fyto- a zooplankton). Začal tedy jako první s hnojením rybníků. Tím vzrostla trofie vod a také přírůstek rybí obsádky (IUCN 1997; Křivánek et al. 2012).

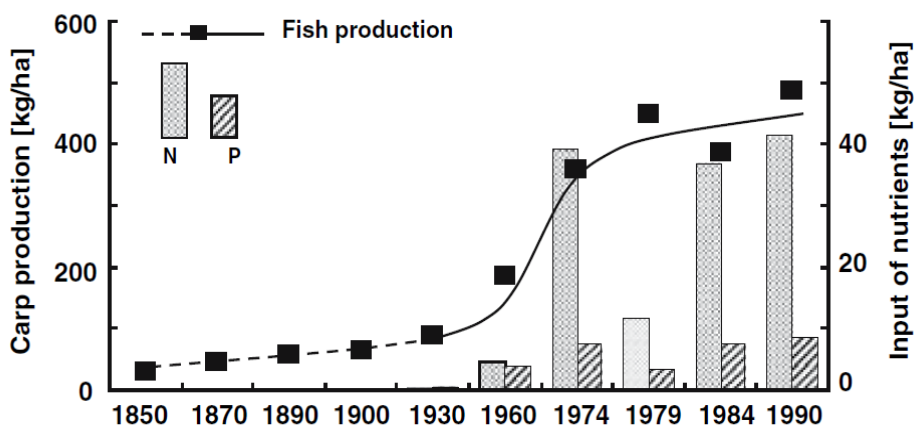
rok, období	plocha rybníků (tis. ha)	produkce ryb (kg/ha)
12. století	první zmínky	
konec 14. st.	75	40
konec 16. st.	180	40
konec 18. st.	79	30
1850	35	25
1924	44	81
1956	50	137
1965	50	210
1975	51	328
1985	52	393
1995	52	423

Obrázek 1: Změny rybníční plochy a celkové produkce ryb na našem území. Převzato z Příkryl et al. (2004).

K dalšímu zintenzivnění došlo v 50. letech 20. století, kdy se rybníky začaly hnojit ve větší míře od druhé poloviny 19. století (viz obr. 2). Data uvedená v obr. 2 do roku 1930 jsou odhadnutá podle zápisů z archivů, po roce 1930 jsou již přesné záznamy (Potužák et al. 2007). Docházelo také ke splachům hnojiv z polí a lidských aglomerací. Díky tomu se mohla zvýšit i velikost rybí obsádky (Kestemont 1995; IUCN 1997; Potužák et al. 2007; Křivánek et al. 2012). Způsob hospodaření se následně od 80. let téměř nezměnil. Došlo sice k omezení hnojení, avšak když už se hnůj do rybníka navezl, těžko se zjišťuje jeho reálné množství (J. Vrba; ústní sdělení). Rybníky se také přestaly letnit, ačkoliv z historických pramenů vyplývá, že největší úživnost měly čerstvě vybudované rybníky či rybníky po letnění (IUCN 1997; Šumberová et al. 2006). Letnění přitom prospívá nejen rybám – dojde nejen k vyhubení jejich parazitů, ale hlavně k rozvoji vegetace (Prach et al. 1987; Šumberová et al. 2006) a rozvoji bezobratlých živočichů na vegetaci vázaných (Tropek 2012). Vodní plocha našich rybníků je nyní přibližně 52 000 ha, ale díky dotacím pro udržení vody v krajině atp. dochází opět k rozmachu budování rybníků.

Mezi nejčastěji chované ryby na našich rybnících patří kapr obecný (*Cyprinus carpio*, Linnaeus 1758) (IUCN 1997; Křivánek et al. 2012). Kapr je na mnoha místech jeden z nejvíce invazivních druhů ryb (obr. 3) (Weber & Brown 2009; Hicks et al. 2011), protože má často tendenci stávat se dominantní rybou v mělkých jezerech, rychle dospívá a hodně se množí (Swee & McCrimmon 1966). Rychle roste a je environmentálně plastický, kdy zvláště mimo Evropu dosahuje velké velikosti těla (Crivelli 1981; Crivelli 1983; Koehn et al. 2000; Weber et al. 2010). Kapr proto může také ohrožovat konkurence méně schopné ryby, např. v Austrálii, severní Americe (Cahn 1929) či Mexiku (Hinojosa-Garro & Zambrano 2004). Na druhou stranu může

kapr především menší velikosti sloužit jako potrava pro rybí predátory a může být preferován častěji než původní druhy ryb a podporovat tedy společenstva původních predátorů (Weber & Brown 2012).



Obrázek 2: Popisuje nárůst dodávaných živin dusíku (N) a fosforu (P) od druhé poloviny 19. století. Křivka a černé čtverečky ukazují nárůst produkce kapra. Data do roku 1930 jsou odhadnutá podle zápisů z archivu, po roce 1930 jsou již přesné záznamy (převzato z Potužák et al. 2007).

Kapr patří hned po tolstolobikovi bílem (*Hypophthalmichthys molitrix*, Valenciennes, 1844) mezi druhou celosvětově nejčastěji chovanou rybu. Kapr se chová po celé Eurasii různými způsoby. V Asii se kapři tradičně chovají po sklizení rýže v rýžových polích. V Japonsku se spíše chovají v tzv. klecových chovech, kdy část jezera či řeky je oplocená a kapři se chovají uvnitř. Největší vzestup chovu kaprů v této oblasti způsobil hlad během druhé světové války (hlavně Japonsko). V 70. letech tamní produkce začla opět klesat. Polykultura kapra je tradiční hlavně v Asii, začala v Číně už za dynastie Tang (618-907 n. l.) (Kestemont 1995). V Evropě se k chovu využívají hlavně rybníky a největšího rozmachu zažilo rybníkářství během středověku (obr. 1) a rybí produkce nejvíce v 80. letech 20. století. Rapidní nárůst v chovu byl nejvíce v 80. a 90. letech 20. století (obr. 2) (Kestemont 1995; Potužák et al. 2007). Tradiční složení rybníkové obsádky v západní Evropě je následující: kapr 60-80%, plotice 15-30%, lín 5-20% a štika 1-5%. Přírodní produkce rybníku je cca 150-300 kg.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> – podle kvality vody. Vápnění a minerální hnojení zvedne produkci až na 500-800 kg.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup>. V temperátních regionech je hustota kapra cca 300-600 ryb.ha<sup>-1</sup> u nedokrmovaných a nehnojených rybníků, 900 ryb.ha<sup>-1</sup> u hnojených a 4000 ryb.ha<sup>-1</sup>

u hnojených a dokrmovaných rybníků. U intenzivní monokultury může být 1000 – 20 000 ryb.ha<sup>-1</sup>. Ekonomické analýzy ukazují, že nejvíce se vyplatí monokultura 16 000 ryb/ha.

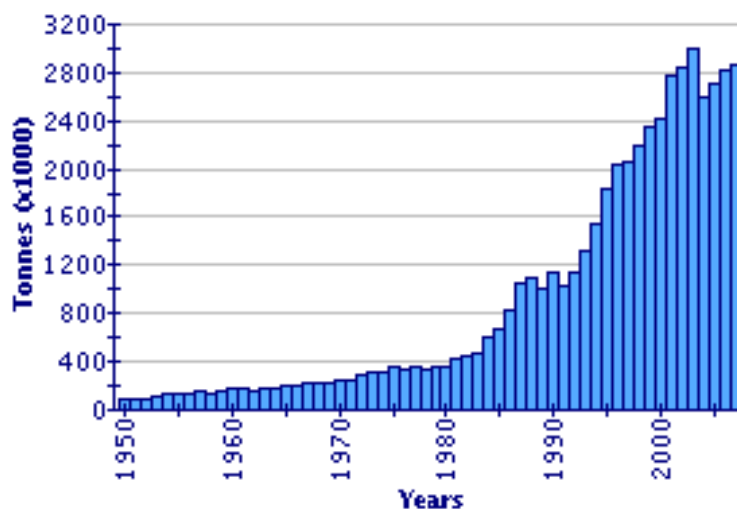


Obrázek 3: Globální rozšíření kapra (*Cyprinus carpio*). Šedě původní rozšíření, mřížkovane nově introdukovaný, tmavě zdomácnělý (převzato z Hicks et al., 2011)

## 2.2. Vliv rybníčního hospodaření na organismy

Kapři ovlivňují v rybníce nejvíce vegetaci, kdy prokazatelně se stoupající rybi obsádkou klesá početnost i diverzita vodních makrofyt (Cahn 1929; Zambrano et al. 1999; Fairchild et al. 2000; Miller & Crowl 2006; Weber & Brown 2009; Wong et al. 2009; Kloskowski 2010; Hicks et al. 2011; Kloskowski 2011a; Ip et al. 2014). Kapři mohou buď rýt ve dně až do hloubky 10cm (Ivlev 1961) a tím rostliny přímo vyrývat (bioturbace), nebo mohou také přímo požírat mladé výhonky i celé rostliny (King & Hunt 1967; Crivelli 1983; Sidorkewicj et al. 1999). Růst rostlin ovlivňují kapři také nepřímo: v rybníku zvyšují turbiditu a vodou tak proniká méně světla. To má za následek zpomalení růstu či dokonce vyhubení emerzní a submerzní vegetace (Lougheed et al. 1998; Zambrano et al. 1999; Kloskowski 2011b; Kloskowski 2011a). Průhlednost vody přímo koreluje s velikostí dané obsádky ryb, tzn. větší kapři způsobují více turbidní vodu (Lougheed et al. 1998; Sidorkewicj et al. 1999; Zambrano et al. 1999; Weber & Brown 2009; Kloskowski 2011a; Nieoczym & Kloskowski 2014). V nádržích, kde je kvůli kaprům méně vegetace či je voda hodně turbidní, je pak méně hmyzu, než v podobných nádržích s vegetací (Nilsson & Svensson 1995; Zambrano et al. 1999; Tolonen et al. 2003). Vegetaci využívá hmyz jako úkryt

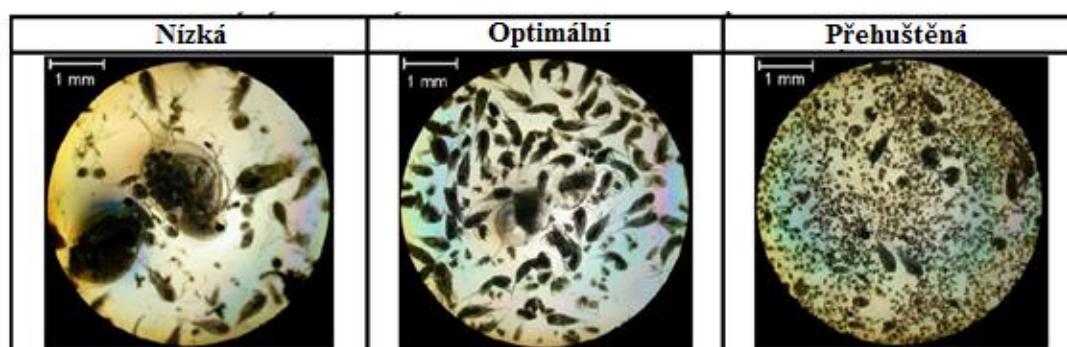
(Scheinin et al. 2012) a v čisté vodě lépe loví. Vegetace také slouží samicím řady druhů pro ovipozici (Dolný et al. 2008; Hájek 2009; Inoda 2011a; Inoda 2011b).



Obrázek 4: Celosvětová produkce kapra (v tunách) během jednotlivých let. Převzato z How to Farm Common Carp (2010).

Hustota rybí obsádky také ovlivňuje složení zooplanktonu (obr. 5) (Lougheed et al. 1998; Příkryl et al. 2004; Nieoczym & Kloskowski 2014). Při extenzivním chovu se vyskytuje zooplankton větší velikostní kategorie a jsou zde nejvíce zastoupeny perloočky rodu *Daphnia*, nebo *Simocephalus* (Hrbáček et al. 1961; Brooks & Dodson 1965). Při zvyšování obsádky dochází ke zmenšování velikosti zooplanktonu a převažují např. rod nosatička (*Bosmina*) nebo čeleď čockovcovití (Chydoridae) a také se vyskytují více mobilnější kladonožci, kteří jsou schopni unikat rybím predátorům (Witeska 1995). Perloočky tvoří nejčastější potravu hlavně u malých kaprů. Tvoří dominantu jídelníčku zvláště na jaře, v létě jsou pak vystřídáni pakomáry (Chironomidae) (Kloskowski 2011b). Na druhou stranu biomasa skupiny klanonožců (Copepoda) s velikostí kapra stoupá (Nieoczym & Kloskowski 2014), protože je žerou pouze malí kapři (2-5cm) (Kloskowski 2011b). Při velmi intenzivním chovu kapra je proto zooplankton malý (Nieoczym & Kloskowski 2014) a který nedokáže regulovat fytoplankton, zvláště v letních měsících. Kvůli přemnoženým řasám může prudce klesat průhlednost vodního sloupce a s ní prostupnost světla. Kyslík je pak pouze v horní vrstvě vodního sloupce a ve vodním sloupci dochází ke kyslíkovým deficitům (Příkryl et al. 2004; Potužák et al. 2007; Nieoczym & Kloskowski 2014). Vysoký nárůst řas ve vodě také může být způsobeno bioturbací dna kapry, uvolňující živiny

do vodního sloupce, a jejich trusem. V laboratorním experimentu Sidorkewicj et al. (1999) také zjistili, že množství chlorofylu *a* stoupalo s velikostí kapra. Kromě planktonních korýšů ovlivňují ryby i větší korýše (Crustacea), např. početnost různonožců (Amphipoda) prudce klesá s přítomností kapra (Miller & Crowl 2006). Hinojosa-Garro & Zambrano (2004) experimentálně ukázali, že také rak *Cambarellus montezumae* (Saussure, 1857) preferuje více nádrže bez kaprů. Druhové složení a množství planktonních korýšů ovlivňuje další trofické stupně ve vodním prostředí a má tedy vliv na druhovou skladbu dalších organismů na plankton vázaných.



Obrázek 5: Vliv hustoty rybí obsádky na velikostní strukturu zooplanktonu. Zleva nízká (extenzivní chov), optimální a přehuštěná (intenzivní chov) rybí obsádka (převzato z Příkryl et al., 2004).

Vliv složení obsádky na společenstva bezobratlých je často studován jak v terénu, tak v laboratorních nebo manipulativních experimentech. Ryby svou přítomností snižují zvláště abundanci i diverzitu hmyzu (Gee et al. 1997; Zambrano et al. 1999; Fairchild et al. 2000; Tate & Hershey 2003; Haas et al. 2007; Kloskowski 2011b; Nummi et al. 2012). V nádržích s rybami jsou také často bezobratlí s menší velikostí těla, než v nádržích bez ryb (Wellborn et al. 1996; Tate & Hershey 2003; Tolonen et al. 2003; Nummi et al. 2012). Bezobratlí predátoři jsou v nádržích s rybami často méně aktivní, to může způsobit vyšší nárůst jejich bezobratlé kořisti (Wellborn et al. 1996; Åbjörnsson et al. 1997). Například vážek a brouků je prokazatelně méně či žádné v rybnících s rybami (Tate & Hershey 2003; Tolonen et al. 2003; Kloskowski 2011a; Nummi et al. 2012; Dong et al. 2014) či v rybnících s nízkou hustotou vegetace, často vyžranou rybami. Na druhou stranu pokud je v nádrži díky kaprům méně vážek (zvláště z podřádu Anisoptera), může se zvyšovat početnost jiných skupin např. chrostíci (Trichoptera), jejichž hlavními predátory jsou právě velké vážky, a proto

mohou tyto skupiny cíleně vyhledávat nádrže obsazené kapry (Gee et al. 1997). Středně velcí a velcí kapři je však zvláště v letních měsících požírají a tvoří velkou část jejich jídelníčku (Kloskowski 2011b). Dvoukřídlí (Diptera), kteří tvoří největší podíl makrozoobentosu spolu s kroužkovci (Anellida, viz níže), klesají také s přítomností kaprů zvláště těch velkých (Kloskowski 2011a; Nieoczym & Kloskowski 2014). Ovádi (Tabanidae), jak ukázali v manipulativním experimentu v jezerech Miller & Crowl (2006), ubývali zřejmě z důvodu přítomnosti velkých ryb, které jsou schopny pozřít pouze velké larvy. Malí kapři totiž nedokážou sežrat larvy větší než 5 mm (Nieoczym & Kloskowski 2014), a proto mohly skupiny jako pakomáři být početnější (Miller & Crowl 2006; Nieoczym & Kloskowski 2014). Pakomáři jsou často také nalézáni více ve volné vodě než v litorální vegetaci (Tolonen et al. 2003). Avšak z výsledků Kloskowského (2011a) vyplývá, že pakomáři byli nejčastěji potravou v žaludcích všech velikostí kapra, ale dominantní byli nejvíce u středně velkých (16-20 cm) a velkých (28-31 cm) ryb. Mezi další taxony, které klesají s početností či věkem kapra patří jepice (Ephemeroptera) (Tolonen et al. 2003; Kloskowski 2011b). Ty jsou zvláště v létě náhradní potravou za klanonožce. Střechatky (Megaloptera) také klesají s přítomností ryb a hlavně s přítomností vegetace (Tolonen et al. 2003). Další skupina vodního hmyzu, která klesá spíše pomalu či vůbec s věkem kapra, jsou ploštice (Heteroptera) (Kloskowski 2011a). Domnívám se, že je to způsobeno tím, že ploštice mohou i přes silně turbidní vodu stále úspěšně vyhledávat potravu a v rybnících s rybami tak mohou přežívat na rozdíl od např. potápníků. Ploštice také nejsou příliš často predovány ze strany ryb, což jim umožňuje obývat i nádrže s vysokou rybí obsádkou (Kloskowski 2011a). Může tedy docházet ke zdánlivé kompetici přes stejného predátora, kterým jsou ryby. Neplatí to však pro všechny ploštice. Např. Tolonen et al. (2003) ukázali, že klešťanky (Corixidae) preferují nádrže s hustou vegetací, tím pádem se vyskytují spíše v nádržích bez ryb. Je tedy vidět, že většina skupin vodního hmyzu má za přítomnosti ryb nižší početnost či se v nádržích vůbec nevyskytuje, ale mohou existovat výjimky.

Další významnou složkou v zoobentosu jsou kroužkovci (Annelida). Pijavice (Hirudinae) a nítěnkovci (Tubificata) se také vyskytují více v nádržích bez ryb či s menšími rybami (Miller & Crowl 2006; Nieoczym & Kloskowski 2014). Naopak početnost máloštětinatců (Oligocheata) spolu s kapry se může nepatrně zvyšovat (Miller & Crowl 2006).

Podíl plžů (Gastropoda) v jezerech také přímo klesá s množstvím kaprů. Je zde však opět spíše nepřímý vliv, kdy kapři snižují množství vegetace, na kterou jsou plži vázání (Zambrano et al. 1999). Ip et al. (2014) v pokusu zjistili, že kapry lze využít při snižování početnosti invazivního plže *Pomacea canaliculata* (Lamarck, 1819) v Asii. Kapři byli schopni vyžrat téměř všechny jedince v nádrži kromě několika velkých jedinců. Na druhou stranu v pokusu Wong et al. (2009) zjistili, že kapři kromě *P. canaliculata* vyžirají i jiné původní druhy plžů.

Kapři neovlivňují pouze společenstva bezobratlých, ale také obojživelníky. Obojživelníci se více vyskytují v nádržích bez ryb (Kloskowski 2010; Kloskowski 2011a), jelikož je zde více vegetace, která slouží jako úkryt před predátory. Na druhou stranu např. ropucha obecná (*Bufo bufo*, Laurenti 1768) může preferovat rybníky s rybami, jelikož vyžerou její přirozené bezobratlé predátory, jakými jsou např. larvy potápníků či nymfy vážek (Kloskowski 2010). Ryby mohou také ovlivňovat abundance zejména potravních specialistů ptáků. Rybníky bez ryb mají totiž více obojživelníků i více bezobratlých a tím pádem nabízejí potravu pro mnohé ptáky (IUCN 1997; Kloskowski 2011a; Nummi et al. 2012). Z pozorování tedy vyplývá, že přehuštená rybí obsádka nejen snižuje početnosti a diverzitu většiny skupin bezobratlých živočichů, ale i obratlovců a v neposlední řadě i vegetace.

### **2.3. Rozšíření potápníků zařazených do programu NATURA 2000**

V programu NATURA 2000 (Příloha směrnice rady EU č. 92/43/EEC) byly zařazeny mezi ohrožené druhy také dva potápníci, a to potápník široký (*Dytiscus latissimus*) a potápník dvoučárný (*Graphoderus bilineatus*). V ČR mají tyto dva brouci stupeň ohrožení podle kategorií IUCN *D. latissimus* vymizelí (*regionally extinct*) a *G. bilineatus* kriticky ohrožený (*critically endangered*) (Farkač et al. 2005). Jejich mapování probíhá po celé Evropě, viz tab. 1 a tab. 2. Historickým i recentním rozšířením obou druhů v ČR se zabýval Hájek (2004).



Stát	Staré lokality	Znamé lokality	Citace
Německo	108	8	(Hendrich & Balke 2005a)
Nizozemsko	24	Dlouhodobě nezvěstný, 2 nové nálezy	(Huijbregts 2003), (van Dijk 2005)
Slovinsko	?	0	(Z. Csabai, osobní sdělení)
Maďarsko	5?	1?	(Z. Csabai, osobní sdělení)
Rakousko	1	0	(Z. Csabai, osobní sdělení)
Česká republika	30	1?	(Hájek 2004)

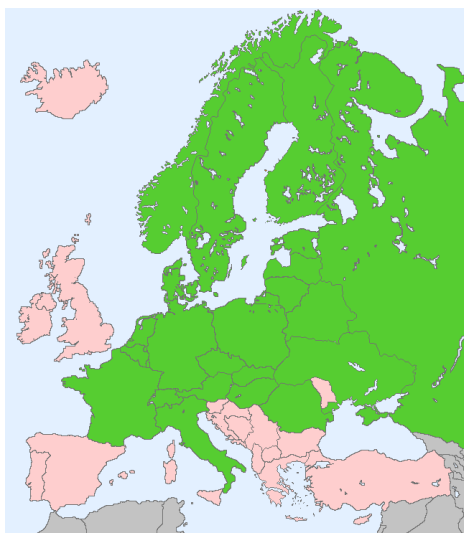
Tabulka 1: Recentní rozšíření potápníka *Dytiscus latissimus* ve vybraných Evropských státech.

Stát	Staré lokality	Recentní lokality	Citace
Německo	63	20, +1	(Hendrich & Balke 2005b)(Hendrich et al. 2011)
Polsko	-	44	(Przewoźny & Lubecki 2011; Przewoźny et al. 2014)
Nizozemsko	65	23, 34	(Huijbregts 2003); (Koese & Cuppen 2009)
Chorovatsko	2	2	(Z. Csabai, osobní sdělení)
Litva	-	43	(Kalniņš 2006)
Maďarsko	-	23?	(Z. Csabai, osobní sdělení)
Česká republika	30	6	(Hájek 2004; Boukal et al. 2007; Boukal et al. 2012, V. Křivan osobní sdělení)

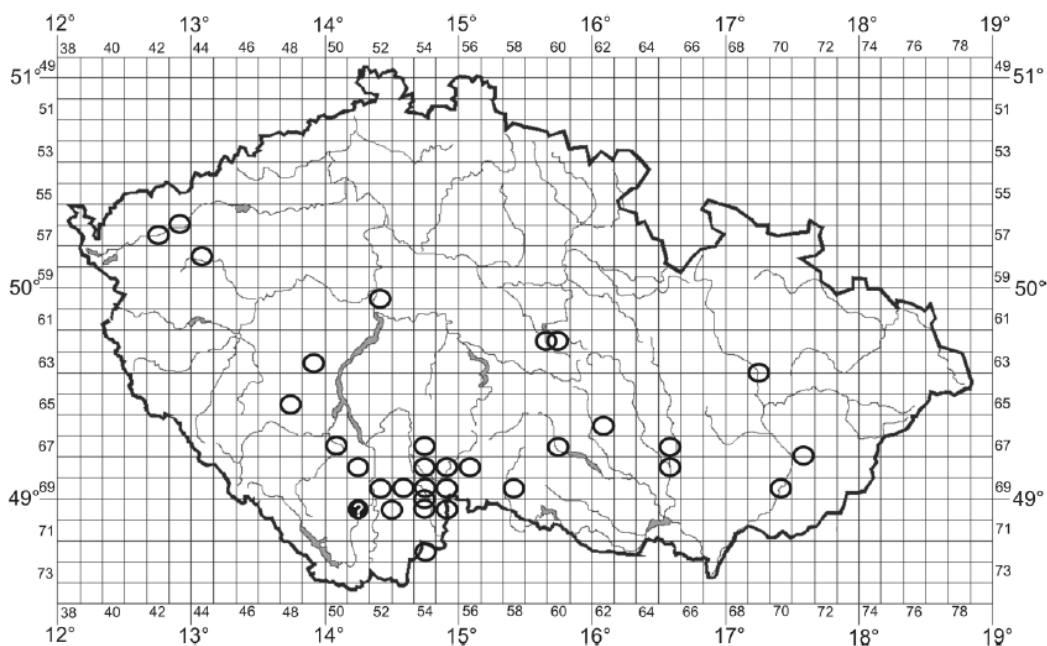
Tabulka 2: Recentní rozšíření potápníka *Graphoderus bilineatus* ve vybraných Evropských státech.

*Dytiscus latissimus* byl ještě do 50. let 20. století běžným obyvatelem jihočeských rybníků a jiných stojatých vod téměř po celé Evropě (obr. 6). V severní Evropě, pobaltských státech a Rusku, kde se dosud vyskytují větší populace, obývá spíše eutrofní jezera (Nilsson & Holmen 1995; Boukal et al. 2007). Dospělci přezimují většinou ve vodě, na jaře kladou vajíčka a larva se vyvíjí přes léto. Kuklí se na podzim, kdy se ještě líhnou dospělci. Larva se živí výhradně larvami chrostíků (Trichoptera), zatímco dospělci jsou draví a živí se ostatním vodním hmyzem či malými obratlovci, jako jsou obojživelníci či ryby. Tento druh byl v ČR široce rozšířen, a to převážně v jižních Čechách (obr. 7), bohužel nejsou žádné záznamy po roce 1957. Důvod vymizení tohoto druhu není přesně znám, jelikož se přesně neví, jaké habitaty dříve obýval. Z literatury a ústního podání však vyplývá, že potápníci byli vždy chytáni na hospodářsky využívaných rybnících či na světlo v nejbližším okolí rybníků. Hlavní

příčinou vymizení tak zřejmě bylo zintenzivnění hospodaření na rybnících, či znečištění povrchových vod (Hájek 2004).



Obrázek 6: Rozšíření potápníka širokého (*Dytiscus latissimus*) v jednotlivých státech Evropy. Převzato z de Jong (2013).



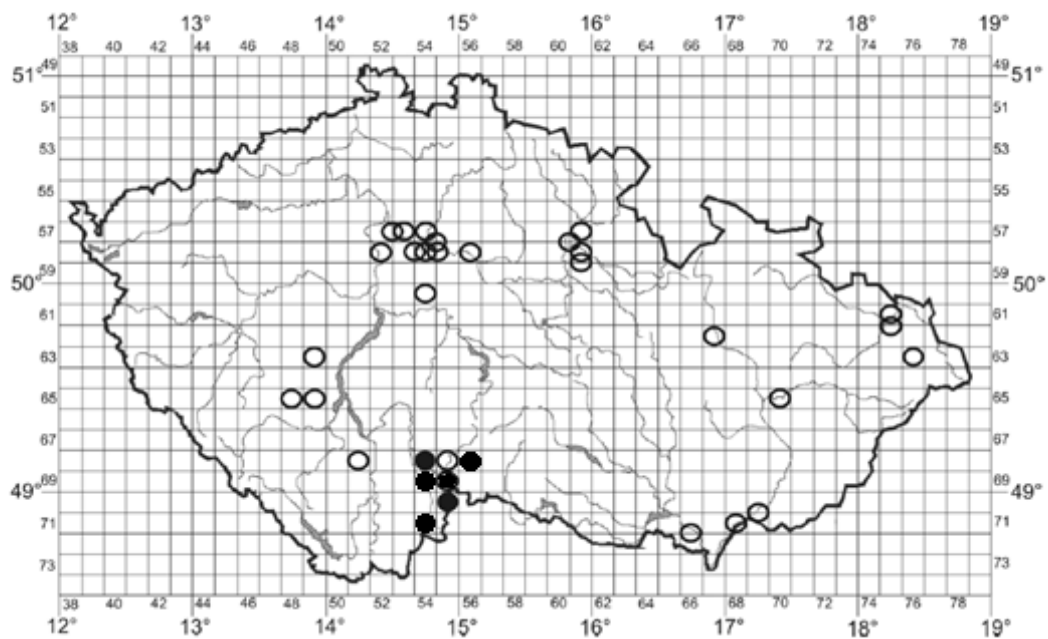
Obrázek 7: Rozšíření potápníka širokého (*Dytiscus latissimus*) v České republice. Prázdná kolečka – nález do roku 1960, plné kolečko – nález po roce 1960, otazník – sporný údaj. Převzato z Hájek (2004).

*Graphoderus bilineatus* se vyskytuje v západopalearktické oblasti (obr. 8). Většinou obývá jezera či u nás častější rybníky s hustou vegetací. Jeho populace klesají všude, kromě severní a východní Evropy, kde jsou považovány za stabilní (Huijbregts

2003). Dospělci zimují zřejmě ve vodě, na jaře kladou samice vajíčka a larvy se vyvíjejí přes léto a na podzim se kuklí. Doklady o jeho výskytu v ČR v druhé polovině 20. století končí před rokem 1960 kromě jediného nálezu v roce 1965 ve Veselí nad Lužnicí (Boháč & Karas 1988). Nejvíce se historicky vyskytoval v Polabí, dále pak na Ostravsku a Třeboňsku (obr. 9). Příčiny vymizení budou zřejmě podobné jako u předchozího druhu. V současné době se tento druh vyskytuje recentně pouze na rybníku Vizír (statut NPP), kde byl nalezen v roce 1996, 2002 a 2004 (Hájek 2004). V roce 2009 a 2010 zde proběhlo mapování a značení jedinců metodou *capture – recapture* (Boukal & Křivan 2009; Boukal & Křivan 2010). Tento druh byl také později nalezen i na jiných lokalitách v blízkém okolí – rybník Kukla, pískovna Cep I, pískovna Jílovice, rašeliniště PR Pele a revidovaný nález ve sbírce z roku 1992 na rybníku Velká Lásenice (Boukal et al. 2007; Boukal et al. 2012, V. Křivan, osobní sdělení).



Obrázek 8: Rozšíření potápníka dvojčárého (*Graphoderus bilineatus*) v jednotlivých státech Evropy. Převzato z de Jong (2013).



Obrázek 9: Rozšíření potápníka dvojčárého (*Graphoderus bilineatus*) v České republice. Prázdná kolečka – nález do roku 1960, plné kolečko – nálezy po roce 1960. Upraveno podle Hájek (2004).

### 3. METODIKA

Terénní průzkum byl zaměřen na průzkum vodních brouků ve vybraných mapovacích čtvercích jižních Čech (příloha, obr. 33) pomocí živochytných pastí na principu vrše. Pozorování bylo zaměřeno především na výskyt potápníků soustavy NATURA 2000: *Dytiscus latissimus* a *Graphoderus bilineatus*. Metodika byla inspirována metodikou projektu *Integrated Management Tools for Water Bodies in Agricultural Landscape* (Hampel & Declerck 2013), který probíhá v Belgii, Francii a Norsku.

#### 3.1. Sběr dat v terénu

V jižních Čechách byly v každém mapovacím čtverci vybrány 3 rybníky (příloha, obr. 32) na základě analýz provedených Mgr. Tomášem Ondášem (Přírodovědecká fakulta, UK v Praze) v programu GIS. První rybník leží v chráněném území (CHKO, EVL, atp.) a předpokládal jsem u něj extenzivní hospodaření bez ryb. Druhý rybník představoval lokalitu se zachovalou litorální vegetací s rybami nebo bez ryb. Třetí typ lokality byl běžný rybník s výskytem alespoň malé části litorální vegetace, kde jsem předpokládal naopak intenzivní hospodaření s vysokou rybí obsádkou.

Mapování proběhlo celkem na 117 rybnících v celém Jihočeském kraji ve 42 mapovacích čtvercích faunistického mapování (příloha, tab. 7). Odběry proběhly na jaře 2014 (N=76) a na podzim 2014 (N=41), kdy mají potápníci nejvyšší aktivitu (Boukal & Křivan 2010; Kolář 2013). Na každém rybníku bylo položeno 3–6 pastí na principu vrše, přičemž jako návnada byla používána kuřecí játra (Balke & Hendrich 1987; Boukal et al. 2007; Jeřábková & Boukal 2011; Klečka & Boukal 2011; Kolář 2013; Kolář 2014). Při pokládání jsem se vždy snažil pokrýt co nejvíce typů mikrohabitatů a co největší část litorálu. Dbal jsem také na to, aby vždy část pastí byla nad vodou a brouci tak mohli dýchat. Při každém pokládání byla vždy měřena hloubka, teplota vody (datalogger Ebro EBI 20 TE), a na některých rybnících (N=66) fyzikálně-chemické vlastnosti vody: pH, vodivost a koncentrace kyslíku (multimetr WTW Multi 350i) a průhlednost pomocí Snellerova disku. Dále bylo vždy zaznamenáno do protokolu (příloha, obr. 35) počasí, umístění pastí, množství a typ vegetace, a obsádka ryb (když byla známa). Histogramy jednotlivých měřených proměnných ukazuje příloha, obr. 24, 25, 26 a 27.

Při vybírání byli chycení brouci determinováni a vypuštěni zpět na původní lokalitě. Pokud zde byly druhy obtížně determinovatelné v terénu, byly dokladové kusy uloženy do 80% lihu a určeny později pomocí stereomikroskopu a odborné literatury (Galewski 1971; Holmen 1987; Nilsson & Holmen 1995; Hájek 2007; Hájek 2009). V případě, že do pasti byly chyceny další druhy živočichů (např. ryby, ploštice atd.) zapsal jsem si pouze druh a počet jedinců. Nomenklatura brouků je uvedena podle Boukala et al. (2007) a ploštic podle Savage (1989).

### 3.2. Zpracování dat

Data jsem analyzoval v programu Canoco 5 (ter Braak & Šmilauer). Pro analýzy byla většina dat (tab. 5) transformována podle vzorce  $\log(x+1)$ . Data byla hodnocena pomocí *canonical correspondence analysis* (CCA) pouze pro analýzu chráněných území byla použita *detrended correspondence analysis* (DCA) Počet permutací byl v každém testu 999. Ze všech analýz byly vynechány druhy, které byly dohromady chyceny maximálně ve 4 kusech, kromě analýzy chráněných území a chemismu rybníků z těch byly vynechány druhy chyceny maximálně ve 2 kusech. Pro vykreslení histogramů, zobrazení celkové početnosti čeledí, početnosti čeledí za přítomnosti ryb a početnosti čeledí v chráněných územích byl použit program R (R Core Team) balíček *Lattice* (Sarkar 2008).

Nejprve jsem analyzoval závislost společenstev hmyzu na prostředí rybníků (N=117) jako celku. Jako vysvětlující proměnné jsem postupně použil: šířka litorálu, přítomnost ryb, okolí rybníků, svažítost břehu, zastíněnost břehu stromy, průhlednost a vzdálenosti mezi jednotlivými rybníky. Vysvětlující proměnné jsem v této analýze testoval vždy jednotlivé (dále jako analýza CCA1). Pro hodnocení vlivu okolí rybníku (CCA2) a složení vegetace (CCA3) byla použita funkce *Interactive forward selection* (IFS). Nakonec byla použita funkce IFS na všechny sledované proměnné (CCA4), aby bylo zjištěno, co vysvětluje celkově variabilitu ve společenstvu. Při analýzách (CCA2-CCA4) byly jako kovariáty použity teplota vody při odběru, velikost vodní hladiny, nadmořská výška a sezonalita.

Dále jsem hodnotil vliv prostorové vzdálenosti mezi rybníky na složení společenstva, tj. zda rybníky umístěné blíže u sebe nemají více podobná společenstva. Byla využita metoda *PCNM* (*principal coordinates of neighbouring matrices*, Legendre & Gallagher, 2001), která vytváří prostorové (PCO) prediktory charakterizující prostorovou variabilitu společenstva na jednotlivých škálách. Tyto

prediktory byly užity v metodě *variation partitioning* a byl srovnáván vliv charakteristik prostředí s vlivem prostorové heterogenity. PCO prediktory byly vybrány pomocí *IFS*. Smysl vybraných PCO prediktorů byl ilustrován diagramy, ve kterých jsou jejich hodnoty znázorněny v geografickém prostoru pomocí barevné škály.

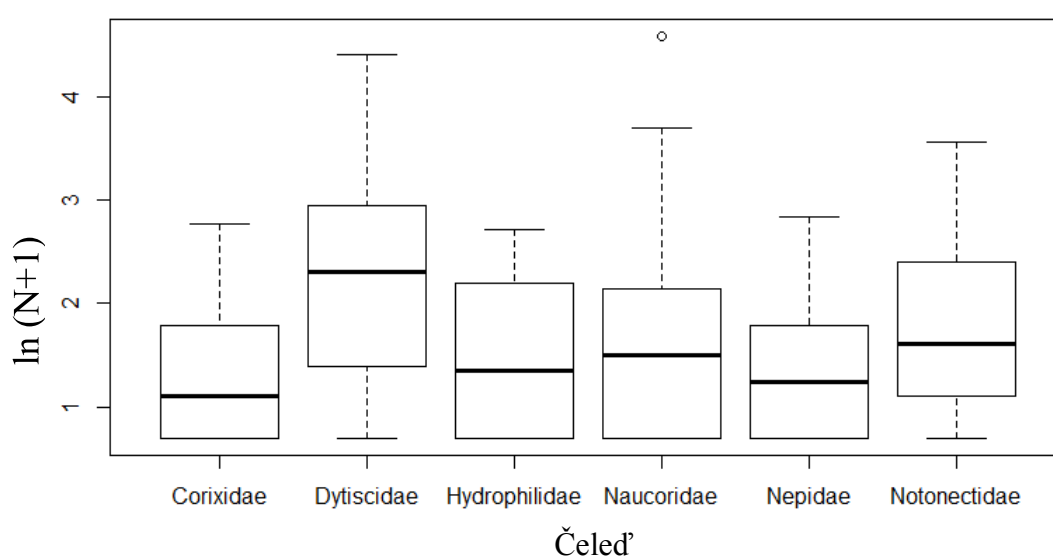
Při analýzách fyzikálně-chemických vlastností vody (CCA8) jsem jako kovariáty použil nadmořskou výšku, teplotu vody a plochu vodní hladiny. Jelikož potápníci nejsou přímo závislí na rozpuštěném kyslíku ve vodě, provedl jsem ještě analýzy pouze vodivosti a pH (CCA9) a kyslík jsem přidal mezi ostatní kovariáty.

Poté jsem vyhodnotil data z jednotlivých pastí, kdy byly analýzy zaměřeny na jednotlivé charakteristiky mikrohabitatů na rybnících. Z jednotlivých charakteristik mikrohabitatů jsem do analýz zařadil vegetaci (CCA5), (zastoupení jednotlivých druhů viz příloha, obr. 27), dále množství detritu na dně, typ dna (CCA7), hloubka vody u pasti a vzdálenost břehu od pasti (CCA6).

V rámci odběru byly navštíveny i lokality v maloplošně chráněných územích (N=16). Rybníky v těchto územích (či v jejich ochranném pásu) byly porovnány s nejbližším rybníkem z daného faunistického čtverce či čtverce vedlejšího. Cílem bylo zjistit, zda chráněná území mají skutečně větší diverzitu než území nechráněná. Chráněná území byla pro potřeby analýzy rozdělena na 2 typy podle toho, co je v nich hlavní skupinou chráněných organismů. Do první skupiny spadali vodní živočichové tedy především obojživelníci a vážky. Do druhé skupiny pak ptačí oblasti či lokality chráněné kvůli podmáčeným loukám navazujících na rybník atp. Cílové skupiny organismů byly zjištěny v jednotlivých plánech péče (příloha, tab. 6).

## 4. VÝSLEDKY

Celkem bylo nalezeno 26 druhů brouků, a to 23 z čeledi Dytiscidae (N=1335 kusů) a 3 druhy z čeledi Hydrophilidae (N=132 kusů). Z ploštic bylo nalezeno celkem 6 druhů, a to 2 druhy z čeledi Corixidae (N=69 kusů), 2 druhy z čeledi Naucoridae (N=495 kusů), 2 druhy z čeledi Nepidae (N=234) a pravděpodobně několik druhů rodu *Notonecta* z čeledi Notonectidae (N=782). Abundance jednotlivých čeledí na jednotlivých rybnících kolísala v rozmezí od 1 do 17 druhů (obr. 10).



Obrázek 10: Celková abundance jednotlivých čeledí (N = počet jedinců) vodního hmyzu na rybnících.

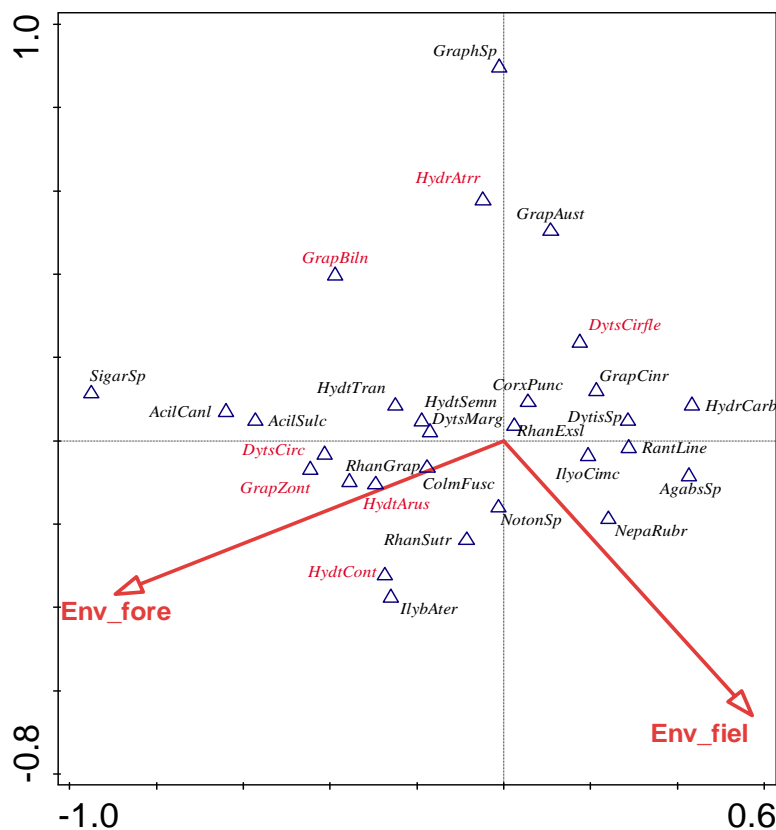
### 4.1. Celkové složení společenstva na rybnících

Na celkové složení společenstva (analýza CCA1) měly signifikantní vliv následující proměnné (viz také přílohy, tab. 5): nadmořská výška (pseudo-F=2,4; p=0,003), teplota vody (pseudo-F=2,1; p=0,016), přítomnost stromů na břehu (pseudo-F=1,8; p=0,025), šířka litorálu (pseudo-F=1,8; p=0,02) a průhlednost vody (pseudo-F=1,7; p=0,04). Abundance všech druhů závisela na vysvětlovaných proměnných relativně slabě a buď mírně rostla nebo mírně klesala. S rozlohou nádrže (pseudo-F=2,4; p=0,02) se významně měnil pouze výskyt druhu *R. suturalis*, který se spíše vyskytoval ve velkých nádržích, zatímco ostatní druhy preferovaly spíše nádrže střední či menší. Svažitost břehu (pseudo-F=1,1; p=0,32) a přítomnost litorální vegetace po



obvodu rybníka (pseudo-F=1,4; p=0,09) neměly na složení společenstva průkazný vliv.

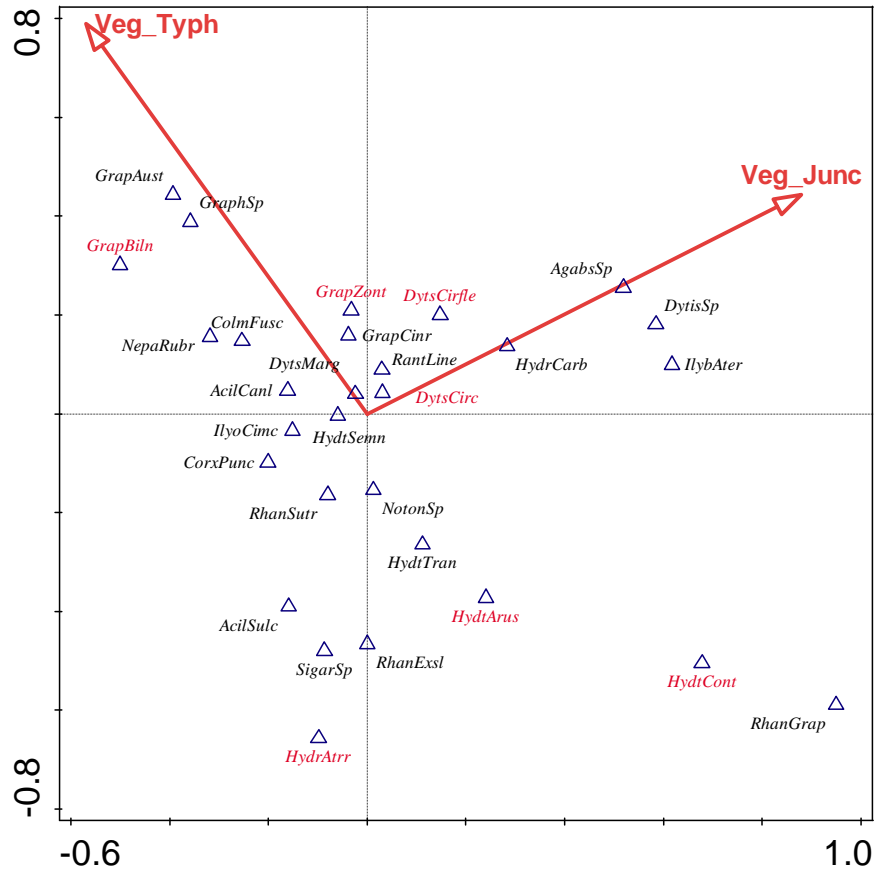
Z proměnných charakterizujících okolí rybníku (analýza CCA2) měly nejvyšší vliv na složení společenstva poloha rybníku v blízkosti lesa (pseudo-F=2,2; p=0,002) a pole (pseudo-F=1,8; p=0,009). Zjištěné druhy lze na základě této analýzy rozdělit do čtyř překrývajících se skupin (obr. 11). Druhy generalistické (1. skupina), které nenaznačují žádnou preferenci k prostředí např. *D. marginalis*, *R. exsoletus*, *H. seminiger*, *C. punctata*. Druhy vyskytující se více v rybnících, kde v okolí převažovala pole (2. skupina) především ploštice *R. linearis*, *N. cinerea*, *I. cimicoides* a *Notonecta* sp. Druhy, preferující více rybníky, které ležely v blízkosti lesa (3. skupina) např. *H. continentalis*, *G. zonatus*, *D. circumcinctus* a *H. aruspex*. A nakonec druhy vyskytující se na rybnících kde převládá jiný typ okolí než v lesích či polích, např. louky či mokřady, tj. zachovalá nelesní stanoviště (4. skupina). Do této skupiny patří např. *G. austriacus*, *G. bilineatus* a *H. aterrimus*. Celkové množství druhů na rybnících v blízkosti polí klesalo, naopak na rybnících v blízkosti lesa, či v blízkosti jiného typu okolí (mokřad, louka) bylo množství druhů vyšší (příloha, obr. 28).



Obrázek 11: CCA2 analýza preference rybníků podle umístění v krajině. Celková vysvětlená variabilita dat je 4,7%. Env\_fore = zastoupení lesa v blízkosti daného rybníka, Env\_fiel =

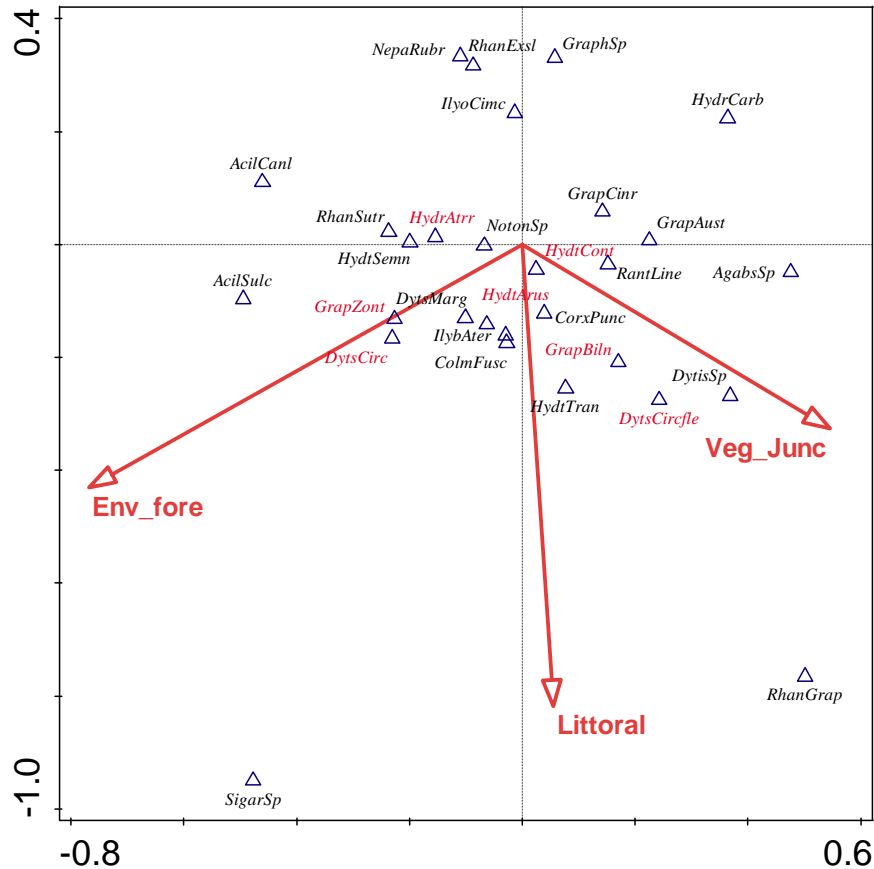
zastoupení polí v blízkosti daného rybníka. Zkratky jednotlivých druhů viz přílohy tab. 5. Červeně jsou vyznačeny ohrožené druhy podle Farkače et al. (2005).

Složení společenstva v rybnících ovlivňuje také přítomnost a strukturní složení vegetace. Zjištěné druhy dravého vodního hmyzu se nejvíce vyskytovaly v porostech s významným zastoupením orobince (pseudo-F=1,7; p=0,02) a sítiny (pseudo-F=1,8; p=0,04) na rybnících (obr. 12 Obrázek 12). Množství druhů s přítomností obou rodů stoupalo na většině lokalit, avšak nedosahovalo maximálního množství druhů (příloha, obr. 29). Druhy lze opět rozdělit do čtyř překrývajících se skupin. Druhy bez vyhraněné preference ke struktuře vegetace (1. skupina), kam patří např. *D. marginalis*, *H. seminiger*, *G. cinereus* a *R. linearis*. Druhy preferující (2. skupina) více rybníky s vyšším zastoupením orobince např. *G. austriacus*, *G. bilineatus*, *C. fuscus*, a *N. cinerea*. Do další skupiny patří druhy vyskytující se na rybnících s větším zastoupením ostřice (3. skupina) např. *I. ater*, *Agabus* sp., *Dytiscus* sp. a *H. caraboides*. Do poslední skupiny (4. skupina) lze zařadit druhy, které dávaly přednost jinému typu vegetace, např. graminoidům, rašelině či zblochany, nebo stanovištím s větším zastoupením volné vody. Sem lze zařadit druhy jako *H. continentalis*, *R. grapii*, *R. exsoletus*, a *H. aterrimus*.



Obrázek 12: Výsledky CCA3 analýzy druhů hmyzu v závislosti na přítomnosti vegetace rodů *Typha* ( $F=1,7$ ;  $p=0,02$ ) a *Juncus* ( $F=1,8$ ;  $p=0,046$ ). Celkové množství vysvětlené variability je 4,1%.

Analýza zahrnující všechny proměnné prostředí (analýza CCA4) ukázala, že největší vliv na společenstvo má přítomnost lesa (pseudo- $F=2,2$ ;  $p=0,004$ ), šířka litorálního porostu (pseudo- $F=1,7$ ;  $p=0,038$ ) a přítomnost sítiny (pseudo- $F=1,8$ ;  $p=0,04$ ). Všechny tyto proměnné zvyšovaly množství druhů na rybníku (příloha, obr. 30). S těmito proměnnými pozitivně korelovaly nálezy vzácných druhů brouků, např. *G. bilineatus*, *G. zonatus*, *D. circumcinctus* či *H. transversalis* (obr. 13). Naopak ploštice a běžné druhy brouků (*H. caraboides*, *R. exsoletus*) byly na druhově chudých rybnících, které tyto podmínky nesplňovaly, t.j. měly méně litorálu, malé zastoupení sítiny a nebyly v blízkosti lesa. Poloha *R. grapii* daleko od jiných druhů, je způsoben zřejmě nízkým počtem nálezů ( $N=5$ ), které byly pouze na rybnících v mokřadech s převahou sítiny a ostřice. Nízký počet nálezů ( $N=4$ ) způsobil i vzdálení *Sigara sp.* od ostatních druhů v diagramu. Druhy rodu *Sigara* byly také nalézány nejvíce na rybnících ležících částečně v mokřadu a v lese s širokým litorálem.

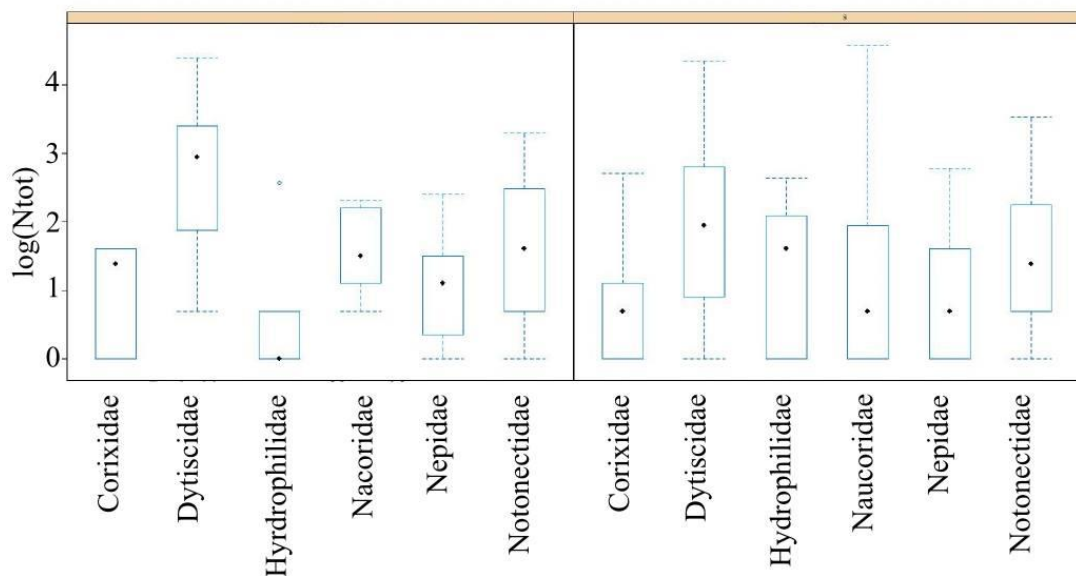


Obrázek 13: CCA4 analýza vlivu vybraných proměnných na jednotlivé druhy vodního hmyzu. Celkové množství vysvětlené variability je 7,2%.

Rybníky bez ryb měly signifikantně více druhů než rybníky s rybami (pseudo-F=2.2; p=0,002). Většina druhů ale byla nalezena jak v rybnících s rybami, tak bez ryb. Vyjimku tvoří vzácnější druhy jako např. *Hydaticus aruspex*, *H. transversalis* a *Rhantus grapii*, které byly převážně nalézány v rybnících bez ryb (viz obr. 14). Překvapivé byly nálezy druhu *G. bilineatus*, které byly především na rybnících s rybami (N=3) (tab. 3). Abundance čeledí (obr. 15) ukazuje, že průměrně bylo více hmyzu v rybnících bez ryb, kromě čeledi Nepidae.



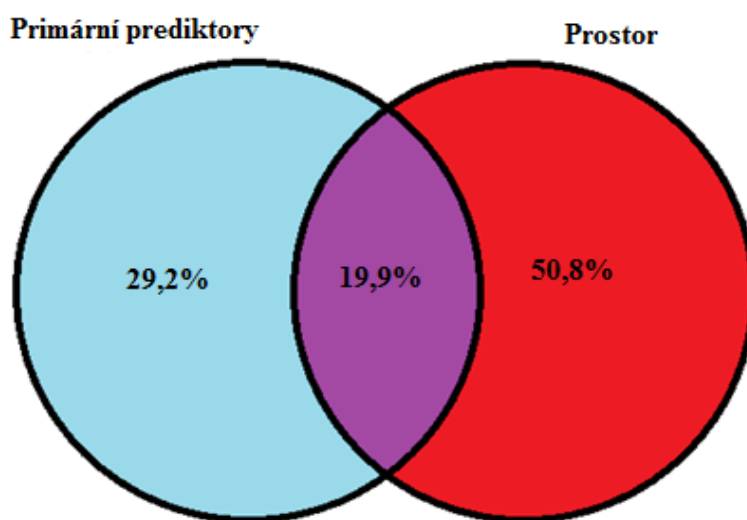
Obrázek 14: CCA1 analýza nálezů druhů v závislosti na přítomnosti či nepřítomnosti ryb na rybnících. Šedě rybníky bez ryb (*fishless*), bíle rybníky s rybami (*fish*). Analýza vysvětluje 2,7% celkové variability dat.



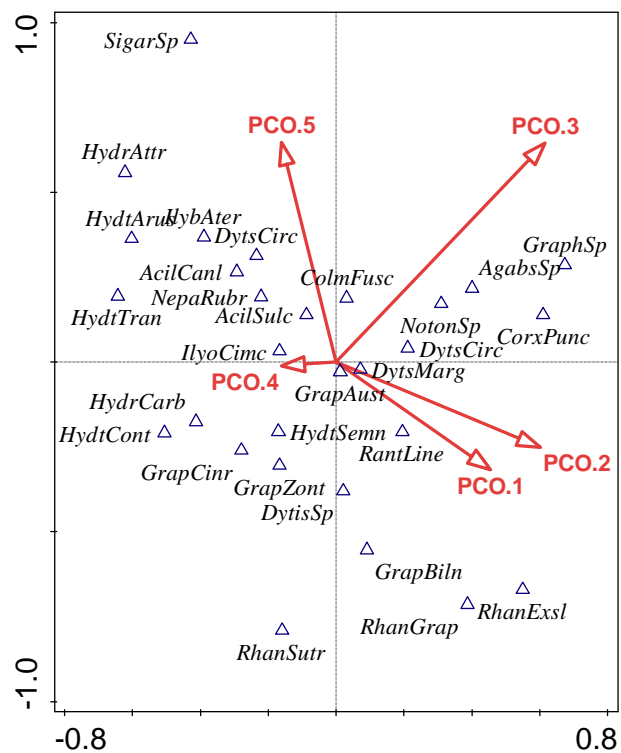
Obrázek 15: Abundance jednotlivých čeledí odchycených na rybnících s rybami (vlevo) a rybnících bez ryb (vpravo). Početnosti transformovány podle vzorce  $\ln(N+1)$ .

Prostorové uspořádání a blízkost rybníků mělo prokazatelně vliv jak samo o sobě (pseudo-F=2,1; p=0,001), tak spolu s ostatními měřenými prediktory prostředí (pseudo-F=2; p=0,001) a jednotlivé měřené prediktory byly také průkazné (pseudo-

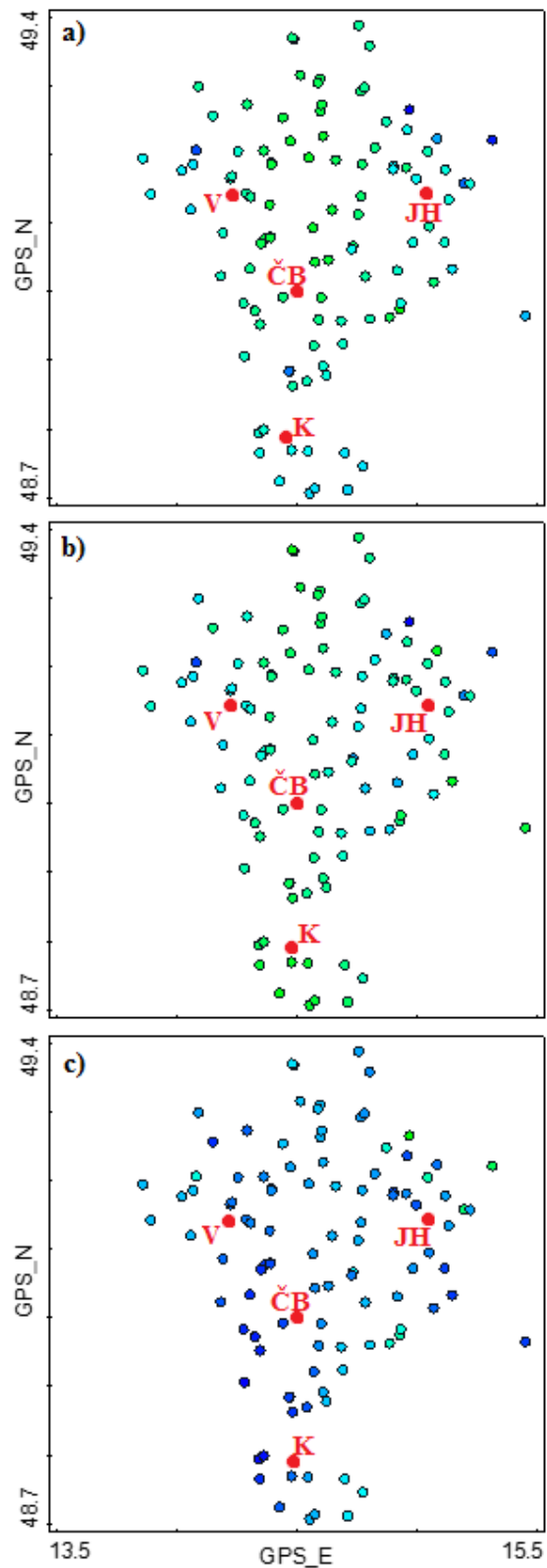
F=2,2; p=0,001) (obr. 16). Největší vliv měly prostorové prediktory PCO.3 (pseudo-F=2,5; p=0,001), PCO.4 (pseudo-F=2; p=0,001), PCO.1 (pseudo-F=2; p=0,003), PCO.2 (pseudo-F=1,9; p=0,013) a PCO.5 (pseudo-F=1,97; p=0,01) (obr. 17). PCO.1 sleduje především výškový gradient, kdy se společenstva směrem ke krajům mění v závislosti na nadmořské výšce (obr. 18a). To může odrážet i způsob hospodaření na rybnících, jelikož rybníky v nižších polohách jsou většinou využívány intenzivněji. PCO.4 prediktor ukazuje podobnost společenstev podél řeky Vltavy (obr. 18b). PCO.3 prediktor naznačuje podobnost společenstev v rybníkářských oblastech na Třeboňsku (okolí J. Hradce), Českobudějovicku a Vodňansku (obr. 18c).



Obrázek 16: Relativní míra variability vysvětlená pouze prostorem (červeně), pouze měřenými prediktory (modře) a míra variability vysvětlená prostorem spolu s měřenými prediktory (fialově). Celková míra variability, ze které jsou vypočítány jednotlivé prediktory, je 9%.



Obrázek 17: PCNM-FS analýza s jednotlivými prostorovými PCO prediktory, které měly největší vliv na vysvětlení prostorové vzdálenosti spolu s měřeními proměnnými. Celková vysvětlená variabilita je 6,4% (adj.).

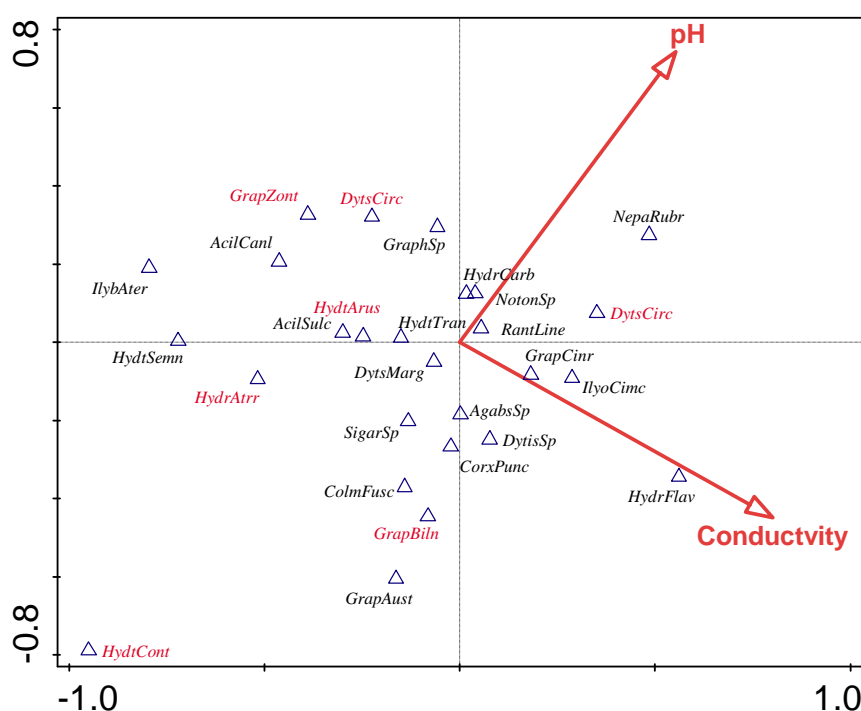


Obrázek 18: Jednotlivé rybníky v prostoru (GPS souřadnice) a barevně je vyznačen gradient podle jednotlivých vybraných prediktorů. Červeně jsou znázorněny města: ČB – České Budějovice, JH – Jindřichův Hradec, K – Kaplice, V – Vodňany. Barevný gradient je od zelené k modré v rozsahu: a) PCO.1: -0,62 – 1,67, u b) PCO.4: -1,42 – 0,53 a u c) PCO.3: -0,55 – 1,26. Rybníky se stejnou barvou mají podobnou hodnotu daného prediktoru určujícího podobnost společenstev.



## 4.2. Vliv fyzikálně-chemických vlastností vody

Z fyzikálně-chemického měření (pseudo-F=1,8; p=0,013) mělo na početnosti hmyzu nejvyšší vliv pH (CCA8, příloha, obr. 31), kdy početnost stoupala spíše s kyselějším pH. Se zásaditým pH stoupala početnost pouze běžných druhů, jako např. *N. cinerea*, *Notonecta* sp. či *H. caraboides*, naopak vzácnější druhy jako *H. continentalis*, *G. bilineatus* či *C. fuscus* preferovaly spíše kyselější pH. Rybníky s vysokou konduktivitou (tedy s vysokým obsahem rozpuštěných solí) měly méně druhů. S rozpuštěným kyslíkem mírně stoupala početnost druhů, avšak při zvýšené koncentraci kyslíku začala opět klesat. Analýza pouze pH a vodivosti (CCA9) měla stejný vliv na společenstva jako předchozí (pseudo-F=2,1; p=0,009) (obr. 19).



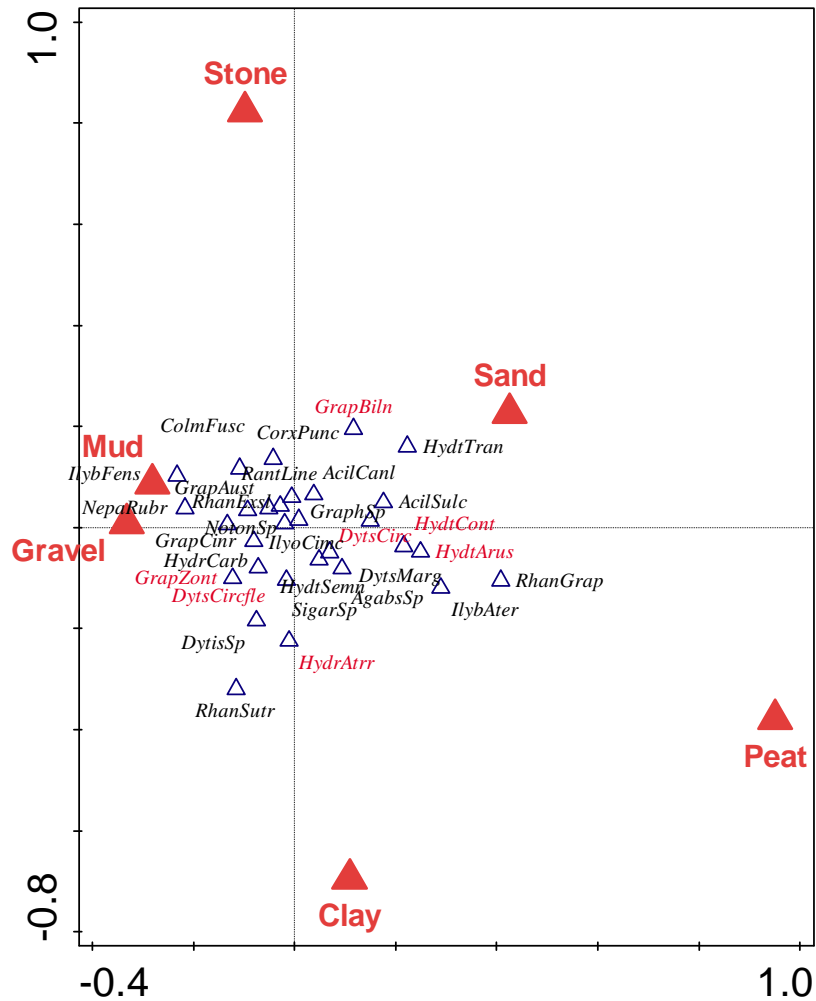
Obrázek 19: Zastoupení druhů v závislosti na vybraných fyzikálně-chemických vlastnostech vody na jednotlivých rybnících (analýza CCA9). Celková vysvětlená variabilita je 7,4%.

## 4.3. Složení společenstva v jednotlivých mikrohabitátech

Z jednotlivých proměnných měření u pastí (analýza CCA6) měly nejvyšší vliv množství detritu, hloubka a tvar břehu. Větší diverzita byla v pastích, u kterých

byl na dně detrit (nezáleželo přitom na množství) (pseudo-F=2,6; p=0,001). Se stoupající hloubkou klesalo množství druhů (pseudo-F=2,0; p=0,003). Průkazný vliv měl i tvar břehu (pseudo-F=1,9; p=0,002). Abundance všech druhů závisela na vysvětlovaných proměnných relativně slabě a buď mírně rostla nebo mírně klesala. avšak z ordinací není poznat, jaký přesně měly tyto proměnné vliv. Vliv neměla vzdálenost pasti od břehu (pseudo-F=1,2; p=0,2). Jednotlivé proměnné spolu s celkovou vysvětlenou variabilitou viz příloha tab. 5.

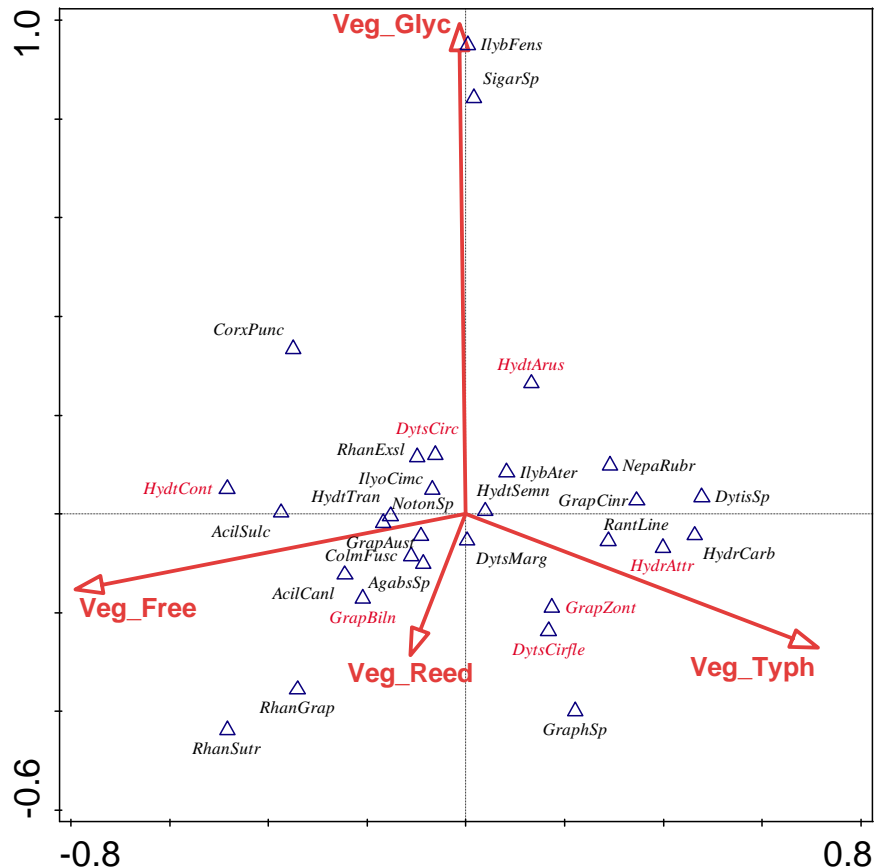
Typ dna u pasti (pseudo-F=1,6; p=0,008), (CCA7, obr. 20) ukázal, že nejvíce druhů se vyskytovalo na místech spíše s bahnem a štěrkem (např: *N. cinerea*, *C. punctata*, *Notonecta* sp., *I. cimicoides*, *H. caraboides*, *D. circumflexus*, *G. cinereus*). Další druhy preferovaly spíše písčiny typ dna (např: *H. transversalis*, *H. aruspex*, *G. bilineatus*, *D. circumcintus*). Žádné druhy vázané na jílovitý, rašelinný a kamenitý typ dna nebyly zjištěny zřejmě proto, že tento typ dna byl na rybnících vzácný a z velkých druhů vodních brouků a ploštic není žádný druh na tato stanoviště úzce vázaný. Typ dna ale vysvětloval relativně malou část celkové variability (obr. 20).



Obrázek 20: Zastoupení jednotlivých druhů hmyzu v závislosti na typu dna u jednotlivých pastí (analýza CCA7). Celkové množství vysvětlené variability dat je 2,4%.

Ze všech typů zaznamenané vegetace a volné vody u jednotlivých pastí (analýza CCA5) vysvětlovaly nejvíce variability volná voda (pseudo-F=4,6; p=0,001), orobinec (pseudo-F=2,9; p=0,001), zblochan (pseudo-F=2,3; p=0,001) a rákos (pseudo-F=1,8; p=0,02). Analýza ukazuje, že druhy jako (1. skupina) *I. fenestratus*, *H. aruspex* a *Sigara* sp. byly početnější v mikrohabitatech s výskytem zblochanu (obr. 21). Naopak druhy jako *A. sulcatus*, *R. grapii*, *R. suturalis*, stoupaly spíše s volnou vodou či pokryvností rákosu. Překvapivé jsou výsledky pro vzácnější druhy jako *C. fuscus*, *H. continentalis*, *H. transversalis* a *G. bilineatus*, které podle této analýzy také více preferovaly rákosové porosty či řidší vegetaci. Další velkou skupinou (3. skupina) byly druhy početnější za přítomnosti orobince, např. *H. aterrimus*, *H. caraboides*, *D.*

*circumflexus*, *G. zonatus*, a *H. seminiger*. Poslední skupinou byly druhy, které se vyskytovaly na průměrném typu stanoviště vzhledem k vegetaci, jako např.: *I. cimicoides*, *Notonecta* sp., *D. marginalis*, *R. exsoletus*, *I. ater* a *G. cinereus*. Většina těchto závislostí byla slabá, protože složení vegetace u pastí vysvětlovalo jen malou část celkové variability dat.

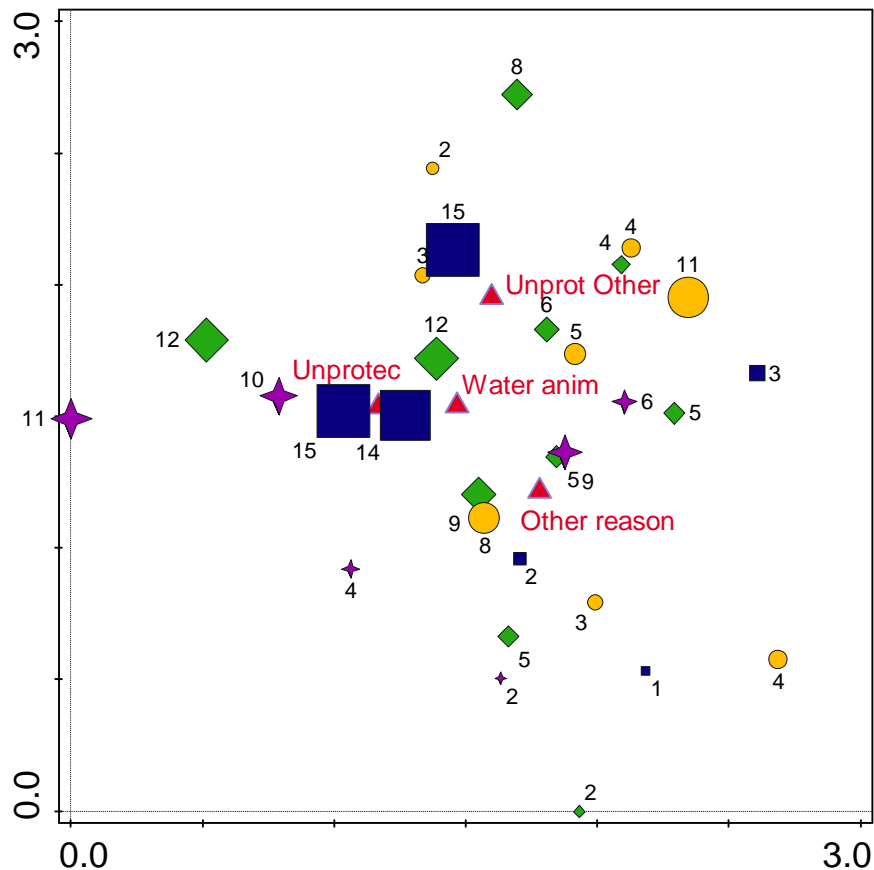


Obrázek 21: Závislosti přítomnosti jednotlivých druhů na vybraných typech vegetace u jednotlivých pastí (analýza CCA5). Celková vysvětlená variabilita je 2,8%.

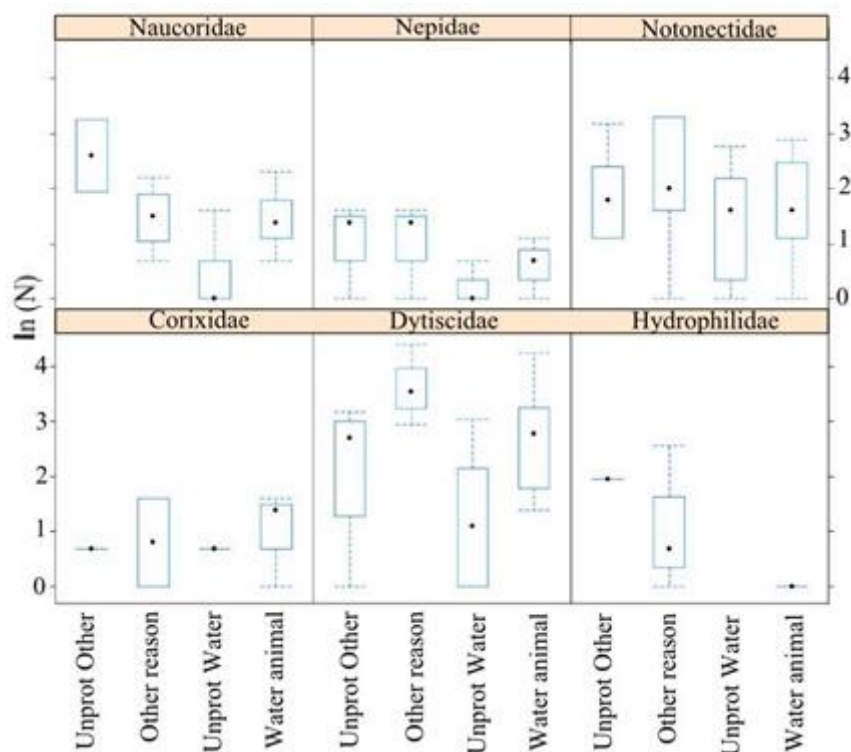
#### 4.4. Společenstva maloplošně chráněných území

Maloplošně chráněná území hostila celkově více druhů než nechráněná, avšak větší počet druhů byl na územích chráněných z jiného důvodu než kvůli vodním živočichům. Zřejmě kvůli nízkému počtu rybníků vyšel tento test nesignifikantně (pseudo-F=1,5; p=0,06). Pro posouzení podobnosti lokalit jsem proto použil DCA analýzu. Záleželo také na dané lokalitě, jelikož i mezi nechráněnými rybníky se našly takové, které hostily stejné množství druhů jako chráněné (obr. 22), např. rybník Mydlovarský či Dolní Pohoř, naopak i na některých chráněných rybnících bylo

chyceno málo druhů, např. Zlivský, Velký Tisý nebo Růže. Rybníky chráněné z důvodu ochrany vodních živočichů hostily více potápníků (obr. 23). Vodomilové se však na nechráněných rybnících (*Unprot Other*) vůbec nevyskytovali kromě rybníku Sokol, kde bylo chyceno do jedné pasti 7 kusů druhu *H. caraboides*. Naopak ploštic čeledi Naucoridae byly více na nechráněných rybnících, ostatní čeledi ploštic byly zastoupeny relativně stejně vzhledem k malému vzorku lokalit.



Obrázek 22: DCA analýza hmyzích společenstev na rybnících s různým stupněm a důvodem ochrany. Chráněná území kvůli vodním živočichům = *Water anim* (zelené kosočtverce), chráněné rybníky z jiného důvodu = *Other reason* (modré čtverce) nechráněné rybníky blízko chráněných z jiného důvodu = *Unprot other* (fialové hvězdičky) a nakonec nechráněné rybníky v blízkosti chráněných kvůli vodním zvířatům – *Unprotected* (žlutá kolečka). Velikost symbolů a číslo ukazují počet druhů chycených na rybníku. Rybníky Dolní Lomský a Nad smrkem ze skupiny *Unprotected* nejsou v diagramu zaznamenány, jelikož zde nebyl chycen ani jeden druh. Celkové množství vysvětlené variability je 12,8%.



Obrázek 23: Zastoupení jednotlivých čeledí na nechráněných územích (Unprot Other), chráněných územích z jiného důvodu než jsou vodní organismy (Other reason), nechráněných územích (Unprot Water) a chráněných územích kvůli vodním organismům (Water animal). Rybníky chráněné z důvodu vodních živočichů (N=10) a rybníky chráněné z jiného důvodu (N=6).

#### 4.5. Nálezy brouků z NATURA 2000

Z druhů spadajících do úmluvy NATURA 2000 (viz kap. 1) byl nalezen pouze druh *G. bilineatus*, a to celkově v 12 jedincích na 5 lokalitách (tab. 3). Přitom byl nalezen ve 2 nových faunistických čtvrcích (obr. 34). Více jedinců bylo objeveno na známé lokalitě Vizír (potvrzení stabilní populace) a dále na rybníku Smrk, což naznačuje, že by zde mohla být další stálá populace. Ostatní nálezy byly v jednotlivých kusech a není proto jasné, zda se nejednalo o dispergující jedince.

Datum	Lokalita	Ryby	Číslo čtverce	Počet samců	Počet samic	Nalezl a determinoval
21.3.2014	Smyček *	Ano	6954	1	0	Boukal D.
27.4.2014	V Ochozí *	-	7055	0	1	van Nieuwenhuijzen A.
27.4.2014	Vizír	Ano	7055	4	2	van Nieuwenhuijzen A.
1.5.2014	Smrk *	Ne	7054	3	0	van Nieuwenhuijzen A.
10.6.2014	Zálší *	Ano	6753	0	1	Kolář V.

Tabulka 3: Nálezy *G. bilineatus* na jednotlivých lokalitách. U každého nálezu je uvedeno, kdo a kdy ho našel a determinoval. U jednotlivých lokalit je také uvedena přítomnost či nepřítomnost ryb. \* - označuje nové lokality pro tento druh.

## 5. DISKUZE

Cílem mé práce bylo pomocí živochytných pastí zjistit biotopové preference vybraných skupin dravého vodního hmyzu a to, jak ovlivňuje způsob hospodaření na rybnících složení jeho společenstva. Za nejdůležitější faktory ovlivňující hmyzí společenstva je považována přítomnost predátora (v našich rybnících nejčastěji kaprů) (Wellborn et al. 1996; Åbjörnsson et al. 1997; Tate & Hershey 2003; Arnott et al. 2006; Cobbaert et al. 2010), velikost a složení litorální vegetace (Tolonen et al. 2003; Yee et al. 2009; Yee 2010; Declerck et al. 2011; Kloskowski 2011b) a množství potravy. Z abiotických faktorů má největší vliv průhlednost vody (Kloskowski 2011a), pH (Arnott et al. 2006; Cuppen et al. 2006; Dong et al. 2014), hloubka (Cuppen et al. 2006; Yee et al. 2009), teplota vody (Schowalter 2006; Calosi et al. 2008) a v neposlední řadě také velikost a komplexita prostředí vodní nádrže (Wellborn et al. 1996; McAbendroth et al. 2005).

### 5.1. Celkové složení společenstva na rybnících

Teplota hraje tedy důležitou roli ve složení společenstev, jelikož ve vyšší teplotě může mít hmyz vyšší aktivitu a proto ho na lokalitách s vyšší teplotou může být více (Wellborn 2010). Překvapivé nejsou ani výsledky, kdy s nadmořskou výškou klesá počet druhů, což může být způsobeno nepřímo teplotou, nebo také tím, že v nížinách je více rybníků (Křivánek et al. 2012).

Zjištěná početnost druhů v nádržích v blízkosti polí může být vysvětlena nevhodnými fyzikálně-chemickými vlastnostmi vody, kdy se z polí mohou splachovat sloučeniny dusíku a fosforu z hnojiv. Dochází tak k eutrofizaci a snížení průhlednosti což může znevýhodňovat vizuálně lovicí predátory. Na druhou stranu by rybníky v blízkosti lesů měly mít méně druhů, jelikož má pak hmyz při migraci menší šanci, že je v lesích objeví (Nilsson & Svensson 1995; Lundkvist et al. 2001). V hodně zastíněných nádržích by se také mělo dařit méně vodním makrofytům (Gee et al. 1997). Na základě mých výsledků, ale rybníky v blízkosti lesa hostí lepší druhy a je vyšší i celková početnost jedinců.

Dalším vlivem je samotné stáří nádrže, které se mi bohužel pro většinu rybníků nepodařilo dohledat, avšak dá se předpokládat, že starší nádrže jsou často situovány



v lesích, protože rybníky jen málokdy nově vznikají uprostřed lesa, tj. les kolem nich vyroste až následně. Většina nových nádrží vzniká i v dnešních dobách na otevřených stanovištích. Stáří okolí rybníka tak může ukazovat na sukcesní stádium, resp. stáří rybníka. Lundkvist et al. (2001) zjistili, že se stoupajícím zastíněním nádrže zvyšovala diverzita, ale klesala abundance potápníků. Naopak v mé studii byla větší diverzita i abundance velkých druhů potápníků a vodomilů v nádržích v blízkosti lesů. Dále většina vzácnějších druhů byla nalézána spíše v rybnících v lesích. Domnívám se, že hlavním faktorem způsobujícím tyto výsledky jsou zmíněné splachy hnojiv z okolních polí a zhoršené fyzikálně-chemické vlastnosti vody.

Z výsledků vyplývá, že hmyzí společenstva byla celkově druhově bohatší na rybnících, kde byla přítomna ostřice a orobinec a rozsáhlejší litorální porosty, avšak maximální počty druhů byly nalézány na rybnících, jež tvořily zřejmě mozaiku mikrohabitatů. Vliv přítomnosti litorální vegetace vyšel podobně průkazně jako v jiných pracích (Gee et al. 1997; Tate & Hershey 2003; Yee 2010; Kloskowski 2011b; Inoda 2011a). Vliv ostřice avšak spolu s rákosem a graminoidy vyšel i v mé bakalářské práci (Kolář 2013). Pro hmyz je zřejmě nejdůležitější přítomnost alespoň nějaké vegetace, která je schopná poskytnout ochranu před predátory (Scheinin et al. 2012) či slouží jako místo pro oviposici (Nilsson & Holmen 1995; Dolný et al. 2008; Inoda 2011a; Inoda 2011b) nebo je významná pro lovecké strategie larev a dospělců. V neposlední řadě méně vegetace podporuje disperzi dospělců, kteří mají tendenci prostředí bez vegetace více opouštět (Yee et al. 2009).

Většina čeledí byla chytána spíše na rybnících bez ryb. To samé platí i pro většinu druhů. Některé rybníky hostily překvapivě mnoho druhů i přes přítomnost ryb, což odporuje některým výsledkům jiných autorů (Gee et al. 1997; Zambrano et al. 1999; Fairchild et al. 2000; Miller & Crowl 2006; Weber & Brown 2009; Kloskowski 2011b; Kloskowski 2011a; Dong et al. 2014; Nieoczym & Kloskowski 2014). Detailní porovnání vztahu mezi velikostí rybí obsádky a množstvím chycených druhů a jejich abundancí závisí na údajích o rybích obsádkách jednotlivých rybníků, které v tuto chvíli nemám k dispozici. Negativní vliv kaprů na abundanci a diverzitu hmyzu v rybnících vyšel v mé bakalářské práci (Kolář 2013) a k podobným výsledkům došla i Ebermannová (2012), které vyšlo, že potápníci preferují rybníky s menší obsádkou ryb a větší pokryvností litorální vegetace. Překvapivé byly nálezy druhu *G. bilineatus*, které byly především na rybnících s rybami. To může nasvědčovat tomu, že tento druh nemusel vymizet kvůli zintenzivnění rybníkářství, ale z jiného důvodu, např. zvýšení

koncentrací polutantů ve vodách či změně pH. Případně to může ukazovat pouze to, že nezáleží, jak moc se na rybníku hospodaří, avšak když je na něm přítomen dobře zachovalý a mělký litorál, tak zde mohou být vzácnější druhy, nehledě na velikost (či přítomnost) rybí obsádky, což vyšlo i na jednom z pěti sledovaných rybníků s rybami v mé bakalářské práci (Kolář 2013) a na rybnících (Gee et al. 1997). Tomu by odpovídal i nález *G. bilineatus* na rybníku Velká Lásenice (Boukal 2012): tento rybník je intenzivně hospodářsky využíván a jeden jedinec byl nalezen v zachovalém litorálu v malé zátoce (D. S. Boukal, osobní sdělení).

Vzdálenost mezi lokalitami často může být hlavním důvodem, proč blízké lokality mají stejná společenstva jak rostlin, ryb, obojživelníků a jiných vodních bezobratlých (De Bie et al. 2012) tak ptáků a motýlů (Storch et al. 2003). Proto velká míra variability mých dat vysvětlená prostorem není tak překvapivá a plně se shoduje s literaturou. Bylo by zajímavé zjistit, zda to samé platí pro menší druhy vodních bezobratlých, které se šíří pasivní disperzí (např. pomocí větru, zvěře atd.) (Bilton et al. 2001; Hildrew et al. 2007; De Bie et al. 2012). U těch by totiž vzdálenost mezi lokalitami neměla hrát tak velkou roli, jako u mnou sledovaných skupin, které byly díky selektivní odchytové metodice, pouze větší velikosti a vždy aktivní letci. Větší druhy brouků totiž nemohou zřejmě létat na příliš velké vzdálenosti, a proto by měla být společenstva na blízkých rybnících podobná.

## **5.2. Vliv fyzikálně-chemických vlastností vody**

Jedna z nejdůležitějších vlastností vody je pH, které lze využít k odhadu společenstva dané lokality (Dong et al. 2014). Z mých pozorování vyplývá, že početnost brouků se zvyšovala s klesajícím pH stejně jako v dalších studiích (Nilsson & Söderberg 1996; Arnott et al. 2006; Palit et al. 2013; Dong et al. 2014). Více druhů v prostředí s nižším pH a vyšší konduktivitou také odpovídá studii Gee et al. (1997). Brouci však nemusí pouze preferovat kyselejší pH, ale mohou tolerovat široké rozpětí pH, ovšem nádrže s rybami či menší nádrže mají většinou zásadité pH (McNicol & Wayland 1992; Kloskowski 2011a), a proto je zde až druhotně málo brouků (Dong et al. 2014). Je tedy zřejmé, že hmyz nereaguje ani tak na pH, jako spíše na přítomnost a nepřítomnost ryb (viz výše). Vliv konduktivity na hmyz diskutovali jen Palit et al. (2013), kteří nezdůvodnili, proč by měl hmyz na konduktivitu reagovat. Rybníky s rybami ale mají vyšší konduktivitu, více se na nich hospodaří, nebo jsou více hnojeny anebo zde hrají roli splachy živin z okolí (např. z povodí či z polí). To má za následek

zvýšenou eutrofizaci vody, snížení průhlednosti a tedy i možný úbytek sumberzní vegetace a na ní vázaných organismů. Množství kyslíku zřejmě neovlivňuje přímo hmyz, ale spíše nižší trofické úrovně. Samotné množství kyslíku se mění nejen během dne, ale také v rámci celého rybníku, proto naměřené hodnoty nemusí odpovídat dlouhodobým trendům, a mohou zkreslovat výsledky v analýzách. Pro hmyz je tedy nejlepší kyslejší pH a nižší konduktivita. Tyto dva parametry jsou nejnáze změřitelné v terénu. Rozbory dalších chemických látek ve vodě (např. množství dusičnanů a fosforečnanů) byly nad rámec této práce.

Studie zkoumající rozdílnost nároků chráněných a nechráněných druhů na fyzikálně-chemické vlastnosti vody prakticky chybí. V rámci mé práce preferoval *G. bilineatus* spíše zásadité prostředí na rozdíl od studie Cuppen et al. (2006) a pozorování Boukal & Křivan (2009), Boukal & Křivan (2010), kteří ho na rybníce Vizír nejvíce nacházeli v rašelinné zátocce. Tento rozdíl může být způsoben pouze nízkým počtem odchytů tohoto druhu v rámci mé práce.

### **5.3. Složení společenstva v jednotlivých mikrohabitátech**

Hloubka může mít vliv i na chování a distribuci druhů vodního hmyzu Yee et al. (2009). V mělkých vodách je více rozpuštěného kyslíku, což mohou preferovat některé menší druhy či jejich kořist, např. zooplankton (Gee et al. 1997). Do mělčí vody může pronikat také více světla vodním sloupcem a tím pádem se zde daří více vodním rostlinám. Zvýšený výskyt druhů v detritu pak ukazuje, že detrit poskytuje živiny a slouží jako úkryt mnoha dalším bezobratlým (Chironomidae, Anellidae) sloužících jako kořist dravých brouků (Shurin et al. 2012).

Výsledky preference dna nebyly nijak překvapivé. Vodní plošnice typicky obývají i mělké kaluže či hodně zabahněné rybníky, to je důvod proč na takových lokalitách byly nalézány nejčastěji. Překvapivý ani nebyl nález druhu *G. bilineatus* na písčitých lokalitách, na kterých byl nalézán i v Holandsku (Cuppen et al. 2006) a jinde v jižních Čechách (Boukal et al. 2012). Zdánlivá preference šterku a bahna v mých výsledcích však může být také následkem nízkého počtu výskytu jiných typů dna.

Rozdílný vliv vegetace na celém rybníku (viz výše) a u jednotlivých pastí může ukazovat, že přítomnost ostřice sama o sobě naznačuje málo eutrofizovaná stanoviště, která mohou hostit vzácnější druhy. Na druhou stranu orobinec je nejčastějším typem vegetace na našich rybnících, který zřejmě toleruje většina našich druhů hmyzu. Celkem překvapivá je preference volné vody a porostů rákosu u některých druhů jako

*C. fuscus*, *H. continentalis*, *H. transversalis* či *G. bilineatus*, což odporuje literatuře, kde hmyz vždy preferoval nádrže s vegetací či zde ho bylo mnohem více (Gee et al. 1997; Tate & Hershey 2003; Yee 2010; Kloskowski 2011b; Inoda 2011a; Kolář 2013). Mé výsledky mohou být ale zkresleny velkou mobilitou většiny odchyťovaných druhů, a proto jsem mohl odchyťit jedince přeplovávající z jednoho vhodného mikrohabitatu do druhého.

#### **5.4. Společenstva maloplošně chráněných území**

Zatím také není dobře znám vliv ochrannářského managementu na společenstva dravého vodního hmyzu v rybnících. Více jedinců ploštic nalezených v rámci mé studie v nechráněných územích není překvapivé, jelikož byly nalézány časté druhy (Naucoridae a Notonectidae), které mají široké rozmezí habitatů a jsou nenáročné. Naopak v rybních mimo chráněná území, kde jsou často přítomny ryby, se může plošticím dařit lépe a mohou zde dosahovat vyšší početnosti díky konkurenčním vyloučením jiných skupin dravého vodního hmyzu rybami (T. Ditrich, osobní sdělení). U dravých vodních brouků se ukázalo, že chráněná území slouží dobře k jejich ochraně a na důvodu ochrany přitom nezáleží. K podobnému závěru došli u rostlin Cizek et al. (2013), kdy více rostlin rostlo v chráněných územích než v nechráněných vojenských prostorech. Na druhou stranu motýli převládali více ve vojenských prostorech, kde díky disturbancím bylo více heterogenní prostředí a více mikrohabitatů než v chráněných územích. K podobnému výsledku došli také Reif et al. (2011) u ptáků, kteří také preferovali vojenské cvičiště před okolní krajinou. Celkovou heterogenitou prostředí vynikají také postindustriální stanoviště, která hostí mnoho chráněných druhů, které se jinde v přírodě již nevyskytují (Řehounek et al. 2010; Tropek & Řehounek 2011). Vodní hmyz je z hlediska ochrany přírody důležitý a mé výsledky naznačují, že dosud stávající maloplošně chráněné rezervace vesměs plní svůj účel. Málo odchycených zvířat v některých maloplošných územích mohlo být způsobeno nízkým počtem pastí či špatnou dobou odchyty (pozdní podzim). Pouze Zlivský rybník a Velký Tisý neslouží jako útočiště pro vodní hmyz kvůli velkým rozměrům či intenzivnímu odchovu kapra. Je ale také možné, že se mi v rámci této práce na těchto dvou rybnících nepodařilo nalézt vhodná stanoviště, která by mohla sloužit jako refugia pro vodní hmyz.

### **5.5. Nálezy brouků z NATURA 2000**

Chráněný druh *G. bilineatus* byl celkově nalezen na čtyřech nových lokalitách, což pomohlo rozšířit dosavadní znalosti o rozšíření tohoto druhu v České republice. Nálezy na rybnících s rybí obsádkou a s vysokou trofíí naznačují, že dostatečně zachovalý litorál může i přes špatný stav volné vody a vysoké obsádky ryb fungovat jako refugium pro tento druh. V současnosti není jasné, zda tyto rybníky mohou hostit životaschopné populace tohoto druhu. K podpoře tohoto tvrzení by bylo potřeba potvrdit opakovaný výskyt dospělců nebo zdokumentovat úspěšný larvální vývoj na dané lokalitě.

## 6. ZÁVĚR

Cílem mé diplomové práce bylo zmapovat společenstva hmyzu na našich rybnících v jižních Čechách a zjistit, jak rybniční hospodaření ovlivňuje abundanci a diverzitu vodního hmyzu. Nejdůležitější poznatky mohu shrnout následovně:

- 1) Mezi nejdůležitější proměnné ovlivňující abundanci a diverzitu hmyzu patří vegetace. Jako nejdůležitější skupiny vegetace určující druhy a jejich početnost na daném rybníku v rámci mé studie vyšly orobinec a ostřice. U jednotlivých mikrohabitatů pak jako určující vyšlo poměrné zastoupení volné vody, rákosu, orobince a zblochanu, kdy druhy preferovaly jednotlivé typy vegetace či volné vody.
- 2) Větší diverzitu mají rybníky, které jsou v blízkosti lesa, naopak rybníky umístěné v blízkosti polí měly počet druhů menší. To je zřejmě způsobeno splachy kalů a živin z polí do rybníka, což zvyšuje jejich trofii.
- 3) Vliv ryb se ukázal jako velmi významný. Rybníky bez ryb hostily v průměru více druhů, avšak většina se mohla vyskytovat jak na rybníku s rybami tak bez nich. Výjimku tvořily některé vzácnější druhy, které byly pouze na rybnících bez ryb.
- 4) Prostorové uspořádání a blízkost rybníků ovlivňovala výsledky: většina rybníků blízko u sebe měla podobné složení společenstev. Výsledky ukazují na podobnost společenstva na rybnících v nižších polohách oproti vyšším nadmořským výškám, dále větší podobnost společenstev podél řeky Vltavy a nakonec větší podobnost společenstev v rybníkářských oblastech na Třeboňsku, Českobudějovicku a Vodňansku.
- 5) Posledním určujícím faktorem prostředí jsou fyzikálně-chemické vlastnosti vody. Mé výsledky ukázaly, že počet druhů stoupá s kyselějším pH a mírně zvýšenou konduktivitou. Takové hodnoty vesměs odpovídají měřením na rybnících, kde nebyly přítomny ryby. Je tedy zřejmé, že nejdůležitějším faktorem určujícím skladbu společenstev vodních brouků jsou ryby, které ovlivňují jak vegetaci, tak chemismus, zakalení a množství živin a dalších organismů.
- 6) Z literatury vyplývá, že chráněná území často neplní svůj účel pro určité druhy organismů a ty mohou více preferovat jiná prostředí (např. vojenské

újezdy nebo lokality narušené těžbou) z důvodu více heterogenního prostředí. U vodního hmyzu jsem zjistil, že většina chráněných území hostila více druhů než blízké nechráněné lokality, avšak i na některých nechráněných lokalitách byla diverzita stejně vysoká jako na chráněných. Chráněné lokality s nízkou diverzitou byly velké rybníky s intenzivním hospodařením chráněné z důvodu hnízdění vodního ptactva. Na několika rybnících pak byl důvod pozdní doba odchytu a nízký počet pastí.

- 7) Během mapování byly objeveny 4 nové lokality s výskytem chráněného druhu *G. bilineatus* (NATURA 2000) a bylo potvrzeno, že se tento druh může vyskytovat i na rybnících s vysokým stavem hospodaření. Druhý cílový druh *D. latissimus* nalezen nebyl. Dá se tedy předpokládat, že je tento druh v ČR vyhynulý.

V budoucnu bych se chtěl zaměřit na význam chráněných území pro vodní hmyz, možnosti disperze vodního hmyzu v kulturní krajině a vliv jiných typů hospodaření, např. letnění či vymrzání nebo složení různých druhů ryb na společenstva živočichů v rybnících. Cílem těchto výzkumů je zjistit, jaké složení a velikost rybí obsádky umožní vznik hodnotných společenstev vodního hmyzu a zároveň zachová ekonomicky životaschopný chov ryb.

## 7. ZDROJE

- Åbjörnsson K., Wagner B.M.A., Axelsson A., Bjerselius R., Olsén H.K. (1997) Responses of *Acilius sulcatus* (Coleoptera: Dytiscidae) to chemical cues from perch (*Perca fluviatilis*). *Oecologia*. 111:166–171.
- Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. (2012) Plán péče o NPR Velký a Malý Tisý. České Budějovice. Available from: [http://drusop.nature.cz/ost/archiv/plany\\_pece/](http://drusop.nature.cz/ost/archiv/plany_pece/). 97pp.
- Albrechtová A. (2005) Plán péče PR Mokřiny u Vomáčků. České Budějovice. Available from: [http://drusop.nature.cz/ost/archiv/plany\\_pece/](http://drusop.nature.cz/ost/archiv/plany_pece/). 40pp.
- Amilhat E., Lorenzen K., Morales E.J., Yakupitiyage A., Little D.C. (2009) Fisheries production in Southeast Asian Farmer Managed Aquatic Systems (FMAS). II. Diversity of aquatic resources and management impacts on catch rates. *Aquaculture*. 298:57–63.
- Arnott S.E., Jackson A.B., Alarie Y. (2006) Distribution and potential effects of water beetles in lakes recovering from acidification. *J. North. Am. Benthol. Soc.* 25:811–824.
- Balke M., Hendrich L. (1987) Trapped!. *Balfour-Browne Club Newsl.* 39:9–10.
- Bazzanti M., Coccia C., Giuseppina Dowgiallo M. (2010) Microdistribution of macroinvertebrates in a temporary pond of Central Italy: Taxonomic and functional analyses. *Limnologia*. 40:291–299.
- De Bie T., De Meester L., Brendonck L., Martens K., Goddeeris B., Ercken D., Hampel H., Denys L., Vanhecke L., Van der Gucht K., Van Wichelen J., Vyverman W., Declerck S. A. J. (2012) Body size and dispersal mode as key traits determining metacommunity structure of aquatic organisms. *Ecol Lett.* 15:740–747.
- Bilton D.T., Freeland J.R., Okamura B. (2001) Dispersal in freshwater invertebrates. *Annu Rev Ecol Syst.* 32:159–181.
- Boháč J., Karas V. 1988. Water beetles (Hydradephaga, Palpicornia, Coleoptera) of the Třeboň Biosphere Reserve. *Sborník Jihočeského Muzea v Českých Budějovicích*, Přírodní vědy. 28:11–17.
- Boukal D.S., Boukal M., Fikáček M., Hájek J., Klečka J., Skalický S., Šťastný J., Trávníček D. (2007) Catalogue of water beetles of the Czech Republic (Coleoptera: Sphaeriusidae, Gyrinidae, Haliplidae, Noteridae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Helophoridae, Georissidae, Hydrochidae, Spercheidae, Hydrophilidae, Hydraenidae, Scirtidae, Elmidae, Dryopidae, Limnich. *Klapalekiana*. 43:1–289.
- Boukal D.S., Fikáček M., Hájek J., Konvička O., Křivan V., Sejkora R., Skalický S., Straka M., Sychra J., Trávníček D. (2012) New and interesting records of water beetles from the Czech Republic (Coleoptera: Sphaeriusidae, Dytiscidae, Helophoridae, Hydrophilidae, Georissidae, Hydraenidae, Scirtidae, Elmidae, Dryopidae, Limnichidae, Heteroceridae). *Klapalekiana*. 48:1–21.
- Boukal D.S., Křivan V. (2009) Zpráva o výsledcích monitoringu výskytu potápníka *Graphoderus bilineatus* (De Geer, 1774) na Třeboňsku v roce 2009. Závěrečná zpráva AOPK. Nupublikovaný rukopis. 1–8.
- Boukal D.S., Křivan V. (2010) Zpráva o výsledcích monitoringu výskytu potápníka *Graphoderus bilineatus* (De Geer, 1774) na Třeboňsku v roce 2010. Závěrečná zpráva AOPK. Nupublikovaný rukopis. 1–34.
- Ter Braak C.J.F., Šmilauer P. (2015) Canoco 5.02, Windows release. Available from: <http://www.canoco5.com/>



- Brooks J.L., Dodson S.I. (1965) Predation, body size, and composition of plankton. *Science*. 150:28–35.
- Bureš J., Rektoris L., Ševčík J. (2010) Plán péče o NPP Vizír. České Budějovice. Available from: [http://drusop.nature.cz/ost/archiv/plany\\_pece/](http://drusop.nature.cz/ost/archiv/plany_pece/). 28pp.
- Cahn A.R. (1929) The Effect of carp on a small lake: the carp as a dominant. *Ecology*. 10:271–274.
- Calosi P., Bilton D.T., Spicer J.I. (2008) Thermal tolerance, acclimatory capacity and vulnerability to global climate change. *Biol Lett*. 4:99–102.
- Cizek O., Vrba P., Benes J., Hrazsky Z., Koptik J., Kucera T., Marhoul P., Zamecnik J., Konvicka M. (2013) Conservation potential of abandoned military areas matches that of established reserves: plants and butterflies in the Czech Republic. *PLoS One*. 8:1–9.
- Cobbaert D., Bayley S.E., Greter J.-L. (2010) Effects of a top invertebrate predator (*Dytiscus alaskanus*; Coleoptera: Dytiscidae) on fishless pond ecosystems. *Hydrobiologia*. 644:103–114.
- Crivelli A.J. (1981) The biology of the common carp, *Ciprinus carpio* L. in the Camargue, southern France. *J Fish Biol*. 18:271–290.
- Crivelli A.J. (1983) The destruction of aquatic vegetation by carp. *Hydrobiologia*. 106:37–41.
- Cuppen J., Koese B., Sierdsema H. (2006) Distribution and habitat of *Graphoderus bilineatus* in the Netherlands (Coleoptera: Dytiscidae). *Ned Faun Meded*. 24:29–40.
- Čech L., Červenka M., Pokorný P. (2005) Plán péče o NPR Zhejral. Jihlava. Available from: [http://drusop.nature.cz/ost/archiv/plany\\_pece/](http://drusop.nature.cz/ost/archiv/plany_pece/). 37pp.
- Declerck S.A.J., Bakker E.S., van Lith B., Kersbergen A., van Donk E. (2011) Effects of nutrient additions and macrophyte composition on invertebrate community assembly and diversity in experimental ponds. *Basic Appl Ecol*. 12:466–475.
- Van Dijk G. (2005) De Brede Geelgerande Waterroofkever *Dytiscus latissimus* na 38 jaar weer in nederland opgedoken (Coleoptera: Dytiscidae). *Ned Faun Meded*. 24:1–6.
- Dolný A., Bárta D., Waldhauser M., Holuša O., Hanel L. (2008) The Dragonflies of the Czech Republic: Ecology, Conservation. Vlašim: ČSOP Vlašim. 672pp.
- Dong B., Geng C., Cai Y., Ji L. (2014) Aquatic coleoptera response to environmental factors of freshwater ecosystems in Changbai Mountain, northeast China. *Aquat Ecosyst Health Manag*. 17:171–178.
- Ebermannová P. (2012) Diverzita potápníkovitých brouků v kulturní krajině. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. 54pp.
- Ekrtová E., Štorek V., Křivan V. (2011) Plán péče pro PP Blana. České Budějovice. Available from: [http://drusop.nature.cz/ost/archiv/plany\\_pece/](http://drusop.nature.cz/ost/archiv/plany_pece/). 30pp.
- Fairchild G.W., Faulds M.A., Matta F.J. (2000) Beetle assemblages in ponds: effects of habitat and site age. *Freshw Biol*. 44:523–534.
- Farkač J., Král D., Škorpík M. (2005) Red list of threatened species in the Czech Republic Invertebrates. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha 1–760.
- Friedrich A., Lešák L. (2006) Plán péče PP Luží u Lovětína. České Budějovice. Available from: [http://drusop.nature.cz/ost/archiv/plany\\_pece/](http://drusop.nature.cz/ost/archiv/plany_pece/). 81pp.
- Galewski K. (1971) Klucze do oznaczania owadów Polski, Coleoptera XIX - Dytiscidae. Warszawa, Państwowe wydawnictwo naukowe. 112pp.
- Gee J.H.R., Smith B.D., Lee K.M., Griffiths S.W. (1997) The ecological basis of freshwater pond management for biodiversity. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst*. 7:91–104.

- Haas K., Köhler U., Diehl S., Köhler P., Dietrich S., Holler S., Jaensch A., Niedermaier M., Vilsmeier J. (2007) Influence of fish on habitat choice of water birds: A whole system experiment. *Ecology*. 88:2915–2925.
- Hájek J. (2004) The distribution of the diving beetles *Dytiscus latissimus* and *Graphoderus bilineatus* (Coleoptera: Dytiscidae) in the Czech Republic. *Klapalekiana*. 40:13–23.
- Hájek J. (2007) Icones Insectorum Europae Centralis. Coleoptera: Sphaeriusidae, Gyrinidae, Haliplidae, Noteridae, Paelobiidae. *Folia Heyrovskyana*, Ser B. 16pp.
- Hájek J. (2009) Icones Insectorum Europae Centralis. Coleoptera: Dytiscidae. *Folia Heyrovskyana*, Ser B. 36pp.
- Hampel H., Declerk S. (2013) Integrated management tools for water bodies in agricultural landscapes (MANSCAPE). Nепublikovaný rukopis. 32pp.
- Hendrich L., Balke M. (2005a) *Dytiscus latissimus* Linnaeus, 1758 (Coleoptera: Dytiscidae). In: Petersen B., Ell Wanger G., Biedwald G., Hauke U., Ludwig G., Pretsher P., Schröder E., Ssymank A., editors. Das Eur Schutzgebietssystem Nat 2000 Ökologie und Verbreitung von Arten der Ffh-richtlin Deutschl. Vol. 69. Band 1: Pflanzen und Wirbellose. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz; p. 378–387.
- Hendrich L., Balke M. (2005b.) *Graphoderus bilineatus* DeGeer, 1774 (Coleoptera: Dytiscidae). In: Petersen B., Ell Wanger G., Biedwald G., Hauke U., Ludwig G., Pretsher P., Schröder E., Ssymank A., editors. Das Eur Schutzgebietssystem Nat 2000 Ökologie und Verbreitung von Arten der Ffh-richtlin Deutschl. Vol. 69. [place unknown]: Band 1: Pflanzen und Wirbellose. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz; p. 388–396.
- Hendrich L., Faille A., Hawlitschek O., Taenzler R. (2011) Wiederfund des Schwimmkäfers *Graphoderus bilineatus* (DeGeer, 1774) nach über 25 Jahren in Bayern (Coleoptera: Dytiscidae). *Nachrichtenblatt der Bayer Entomol.* 60:59–65.
- Hesoun P. (2008) Plán péče o PR Blanko. České Budějovice. Available from: [http://drusop.nature.cz/ost/archiv/plany\\_pece/](http://drusop.nature.cz/ost/archiv/plany_pece/). 30pp.
- Hesoun P. (2009) Plán péče o PP Pazourův rybník. České Budějovice. Available from: [http://drusop.nature.cz/ost/archiv/plany\\_pece/](http://drusop.nature.cz/ost/archiv/plany_pece/). 22pp.
- Hicks B.J., Ling N., Daniel A.J. (2011) *Cyprinus carpio* L. (common carp). In: Francis R.A., editor. A Handbook of global freshwater invasive species. Oxon: Earthscan. P. p. 247–267.
- Hildrew A., Raffaelli G.D., Edmonds-Brown R. (2007) Body size : The Structure and function of aquatic ecosystems. Cambridge: Cambridge University Press. 343pp.
- Hillsenhoff W.L. (1991) Comparison of bottle traps with a D-frame net for collecting adults and larvae of Dytiscidae and Hydrophilidae (Coleoptera). *Coleopt Bull.* 45:143–146.
- Hinojosa-Garro D., Zambrano L. (2004) Interactions of common carp (*Cyprinus carpio*) with henthic crayfish decapods in shallow ponds. *Hydrobiologia*. 515:115–122.
- Holmen M. (1987) The aquatic Adephaga of Fennoscandia and Denmark Gyrinidae, Haliplidae, Hygrobiidae, Noteridae. Leiden: E. J. Brill. 168pp.
- How to Farm Common Carp. 2010. Available from: <http://www.thefishsite.com/articles/831/>
- Hrbáček J., Dvořáková M., Kořánek V., Procházková L. (1961) Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. *Verhandlungen des Int Verein Limnol.* XIV:192–195.
- Huijbregts H. (2003) Beschermde Kevers in Nederland (Coleoptera). *Ned Faun Meded.* 19:1–34.
- Inoda T. (2011a) Preference of oviposition plant and hatchability of the diving beetle, *Dytiscus sharpi* (Coleoptera: Dytiscidae) in the laboratory. *Entomol Sci.* 14:13–19.

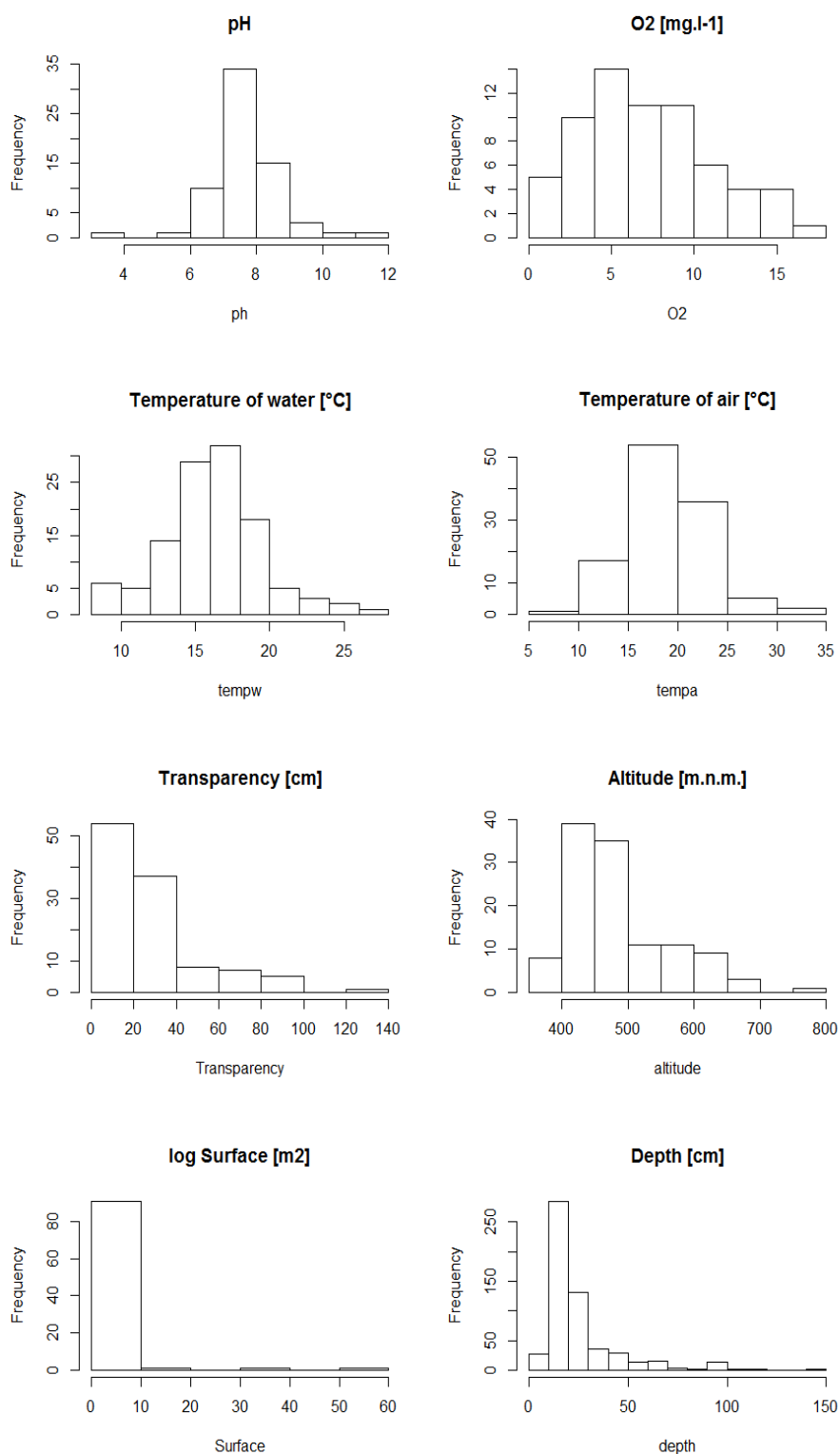
- Inoda T. (2011b) Cracks or holes in the stems of oviposition plants provide the only exit for hatched larvae of diving beetles of the genera *Dytiscus* and *Cybister*. *Entomol Exp Appl.* 140:127–133.
- Ip K.K.L., Liang Y., Lin L., Wu H., Xue J., Qiu J.W. (2014) Biological control of invasive apple snails by two species of carp: Effects on non-target species matter. *Biol Control.* 71:16–22.
- IUCN (1997) Fishing for a living - the ecology and economics of fishponds in central Europe. IUCN, Gland, Switzerland, and Cambridge. 184pp.
- Ivlev V.S. (1961) Experimental ecology of the feeding of fishes. New Haven: Yale University Press. 302pp.
- Jeřábková L., Boukal D.S. (2011) Živolovné pasti účinná metoda průzkumu čolků a vodních brouků. *Ochrana přírody.* 5:23–25.
- De Jong Y.S.D.M. (2013) Fauna Europaea version 2.6.2. Available from: <http://www.faunaeur.org>
- Kalniņš M. (2006) Protected aquatic insects of Latvia - *Graphoderus bilineatus* (DeGeer, 1774) (Coleoptera: Dytiscidae). *Latv Entomol.* 43:132–137.
- Kestemont P. (1995) Different systems of carp production and their impacts on the environment. *Aquaculture.* 129:347–372.
- King D.R., Hunt G.S. (1967) Effect of carp on vegetation in a Lake Erie Marsh. *J Wildl Manage.* 31:181–188.
- Klečka J., Boukal D.S. (2011) Lazy ecologist's guide to water beetle diversity: Which sampling methods are the best? *Ecol Indic.* 11:500–508.
- Klečka J., Boukal D.S. (2012) Who eats whom in a pool? A comparative study of prey selectivity by predatory aquatic insects. *PLoS One.* 7:e37741.
- Kloskowski J. (2010) Fish farms as amphibian habitats: factors affecting amphibian species richness and community structure at carp ponds in Poland. *Environ Conserv.* 37:187–194.
- Kloskowski J. (2011a) Impact of common carp (*Cyprinus carpio*) on aquatic communities: direct trophic effects versus habitat deterioration. *Fundam Appl Limnol.* 178:245–255.
- Kloskowski J. (2011b) Differential effects of age-structured common carp (*Cyprinus carpio*) stocks on pond invertebrate communities: Implications for recreational and wildlife use of farm ponds. *Aquac Int.* 19:1151–1164.
- Koehn J., Brumley A., Gehrke P. (2000) Managing the Impacts of Carp. Canberra: Bureau of Rural Sciences. 236pp.
- Koese B., Cuppen J.G.M. (2009) De gestreepte waterroofkever *Graphoderus bilineatus* in Zuid-Friesland: verspreidingsonderzoek 2009. *Leiden.* p.41-48.
- Kolář V. (2013) Vliv biotických a abiotických faktorů na společenstva vodních brouků. University of South Bohemia. 74pp.
- Kolář V. (2014) The water beetles in surroundings of Kačležský pond (Jindřichův Hradec district). *Sborník Jihočeského Muzea v Českých Budějovicích, Přírodní vědy.* 54:158–164.
- Křivánek J., Němec J., Kopp J. (2012) Rybníky v České republice. Praha: Pro Ministerstvo zemědělství ČR. Consult. 303pp.
- Legendre P., Gallagher E.D. (2001) Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia.* 129:271–280.
- Lougheed V.L., Crosbie B., Chow-Fraser P. (1998) Predictions on the effect of common carp (*Cyprinus carpio*) exclusion on water quality, zooplankton, and submergent macrophytes in a Great Lakes wetland. *Can J Fish Aquat Sci.* 55:1189–1197.

- Lundkvist E., Landin J., Milberg P. (2001) Diving beetle (Dytiscidae) assemblages along environmental gradients in an agricultural landscape in southeastern Sweden. *Wetlands*. 21:48–58.
- McAbendroth L., Ramsay P.M., Foggo A., Rundle S.D., Bilton D.T. (2005) Does macrophyte fractal complexity drive invertebrate diversity, biomass and body size distributions? *Oikos*. 111:279–290.
- McNicol D.K., Wayland M. (1992) Distribution of waterfowl broods in sudbury area lakes in relation to fish, macroinvertebrates, and water chemistry. *Can J Fish Aquat Sci*. 49:122–133.
- Miguel-Chinchilla L., Boix D., Gascón S., Comín F. A. (2014) Macroinvertebrate biodiversity patterns during primary succession in manmade ponds in north-eastern Spain *J Limnol*. 73:428–440.
- Miller S.A., Crowl T.A. (2006) Effects of common carp (*Cyprinus carpio*) on macrophytes and invertebrate communities in a shallow lake. *Freshw Biol*. 51:85–94.
- Nieoczym M., Kloskowski J. (2014) The role of body size in the impact of common carp *Cyprinus carpio* on water quality, zooplankton, and macrobenthos in ponds. *Int Rev Hydrobiol*. 99:212–221.
- Nilsson A.N., Holmen M. (1995) The aquatic Adephaga (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark II. Dytiscidae. Lewski: E. J. Brill. 192pp.
- Nilsson A.N., Söderberg H. (1996) Abundance and species richness patterns of diving beetles (Coleoptera, Dytiscidae) from exposed and protected sites in 98 northern Swedish lakes. *Hydrobiologia*. 321:83–88.
- Nilsson A.N., Svensson B.W. (1995) Assemblages of dytiscid predators and culicid prey in relation to environmental factors in natural and clear-cut boreal swamp forest pools. *Hydrobiologia*. 308:183–196.
- Nummi P., Väänänen V.-M., Rask M., Nyberg K., Taskinen K. (2012) Competitive effects of fish in structurally simple habitats: perch, invertebrates, and goldeneye in small boreal lakes. *Aquat Sci*. 74:343–350.
- Palit D., Gupta S., Benerjee A., Mukherjee A. (2013) Macroinvertebrate community-environmental interrelationship in selected lotic ecosystem from Durgapur, west Bengal, India. *J Appl Sci Environ Sanit*. 8:231–236.
- Potužák J., Hůda J., Pechar L. (2007) Changes in fish production effectivity in eutrophic fishponds - Impact of zooplankton structure. *Aquac Int*. 15:201–210.
- Prach K., Květ J., Ostrý I. (1987) Ecological Analysis of the Vegetation in a Summer-Drained Fishpond. *Folia Geobot Phytotaxon*. 22:43–70.
- Przewoźny M., Kot C., Kot L., Kot H., Wolny M., Greń C., Lubecki K., Franczuk Z., Wełnicki M. (2014) Nowe dane o rozmieszczeniu w Polsce *Graphoderus bilineatus* (DeGeer, 1774) (Coleoptera: Dytiscidae). *Wiadomości Entomol*. 33:182–187.
- Przewoźny M, Lubecki K. 2011. New records of *Dytiscus latissimus* Linnaeus, 1758 and *Graphoderus bilineatus* DeGeer, 1774 (Coleoptera: Dytiscidae) in Poland. *Wiadomości Entomol*. 30:261–271.
- Příkryl I., Faina R., Dušek M. (2004) Obnova rybníčních ekosystémů v České republice a jejich správný management. 1–16.
- R Core Team. R 2.15.0. Available from: <http://www.r-project.org/>
- Reif J., Marhoul P., Čížek O., Konvička M. (2011) Abandoned military training sites are an overlooked refuge for at-risk open habitat bird species. *Biodivers Conserv*. 20:3645–3662.
- Řehounek J., Řehouňková K., Prach K. (2010) Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. *Calla*, České Budějovice. 172pp.

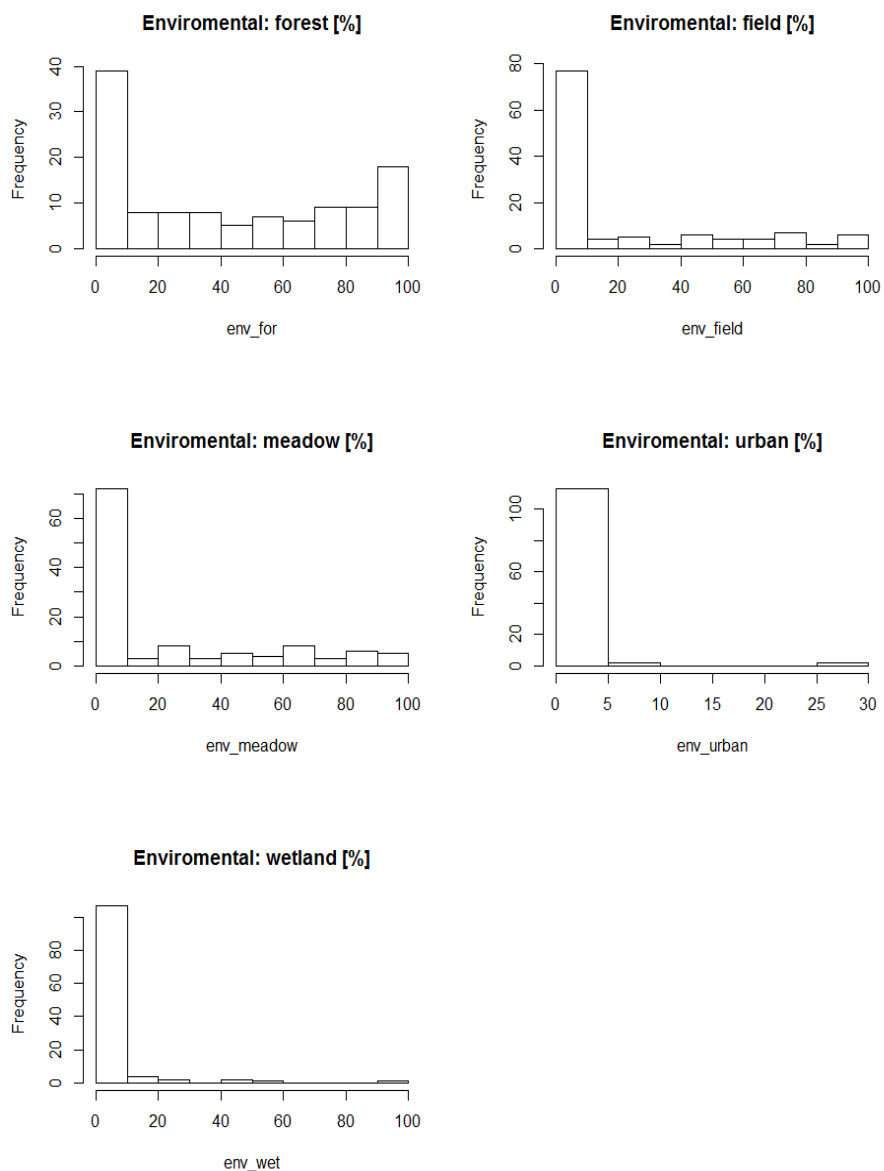
- Sarkar D. (2008) Lattice: Multivariate data visualization with R. Available from: <http://lmdvr.r-forge.r-project.org/>
- Savage A.A. (1989) Adults of the British aquatic Hemiptera Heteroptera: a key with ecological notes. *Sci Publ Freshw Biol Assoc.* 173pp.
- Shurin J.B., Clasen J.L., Greig H.S., Kratina P., Thompson P.L. (2012) Warming shifts top-down and bottom-up control of pond food web structure and function. *Philos Trans R Soc B Biol Sci.* 367:3008–3017.
- Scheinin M., Scyphers S.B., Kauppi L., Heck K.L., Mattila J. (2012) The relationship between vegetation density and its protective value depends on the densities and traits of prey and predators. *Oikos.* 121:1093–1102.
- Schowalter T.D. (2006) Insect ecology: an ecosystem approach. Second edi. London: *Elsevier.* 572pp.
- Sidorkewicz N.S., López Cazorla A.C., Fernández O.A., Möckel G.C., Burgos M.A. (1999) Effects of *Cyprinus carpio* on *Potamogeton pectinatus* in experimental culture: the incidence of the periphyton. *Hydrobiologia.* 415:13–19.
- Storch D., Konvicka M., Benes J., Martinková J., Gaston K.J. (2003) Distribution patterns in butterflies and birds of the Czech Republic: Separating effects of habitat and geographical position. *J Biogeogr.* 30:1195–1205.
- Swee B.U., McCrimmon H.R. (1966) Reproductive biology of the carp, *Cyprinus carpio* L., in Lake St. Lawrence, Ontario. *Trans Am Fish Soc.* 95:372–380.
- Šumberová K., Lososová Z., Fabšičová M., Horáková V. (2006) Variability of vegetation of exposed pond bottoms in relation to management and environmental factors. *Preslia.* 78:235–252.
- Tate A.W., Hershey A.E. (2003) Selective feeding by larval dytiscids (Coleoptera: Dytiscidae) and effects of fish predation on upper littoral zone macroinvertebrate communities of arctic lakes. *Hydrobiologia.* 497:13–23.
- Tolonen K.T., Hämäläinen H., Holopainen I.J., Mikkonen K., Karjalainen J. (2003) Body size and substrate association of littoral insects in relation to vegetation structure. *Hydrobiologia.* 499:179–190.
- Tropek R., Řehounek J. (2011). Bezobratlí postindustriálních stanovišť: Význam, ochrana a management. ENTÚ BC AV ČR & Calla, České Budějovice. 152pp.
- Tropek R. (2012) Can periodically drained ponds have any potential for terrestrial arthropods conservation? A Pilot survey of spiders. *Polish J Ecol.* 3:635–639.
- Vyhnaněk V. (2004) Plán péče PP Kaliště. České Budějovice. Available from: [http://drusop.nature.cz/ost/archiv/plany\\_pece/](http://drusop.nature.cz/ost/archiv/plany_pece/). 59pp.
- Weber M.J., Brown M.L., Willis D.W. (2010) Spatial variability of common carp populations in relation to lake morphology and physicochemical parameters in the upper Midwest United States. *Ecol Freshw Fish.* 19:555–565.
- 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. *Rev Fish Sci.* 17:524–537.
- Weber M.J., Brown M.L. (2012) Effects of predator species, vegetation and prey assemblage on prey preferences of predators with emphasis on vulnerability of age-0 common carp. *Fish Manag Ecol.* 19:293–300.
- Wellborn G.A., Skelly D.K., Werner E.E. (1996) Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annu Rev Ecol Syst.* 27:337–363.
- Wellborn G.A. (2010) Size-biased predation and prey life histories: A Comparative study of freshwater amphipod populations. *Ecology.* 75:2104–2117.

- Witeska M. (1995) Changes in plankton communities of ponds stocked with fish and supplied with nutrients. *Acta Hydrobiol.* 37:121–129.
- Wong P.K., Kwong K.L., Qiu J-W. (2009) Complex interactions among fish, snails and macrophytes: Implications for biological control of an invasive snail. *Biol Invasions.* 11:2223–2232.
- Yee D.A., Taylor S., Vamosi S.M. (2009) Beetle and plant density as cues initiating dispersal in two species of adult predaceous diving beetles. *Oecologia.* 160:25–36.
- Yee D.A. (2010) Behavior and aquatic plants as factors affecting predation by three species of larval predaceous diving beetles (Coleoptera: Dytiscidae). *Hydrobiologia.* 637:33–43.
- Zambrano L., Perrow M.R., Macías-García C., Aguirre-Hidalgo V. (1999) Impact of introduced carp (*Cyprinus carpio*) in subtropical shallow ponds in Central Mexico. *J Aquat Ecosyst Stress Recover.* 6:281–288.

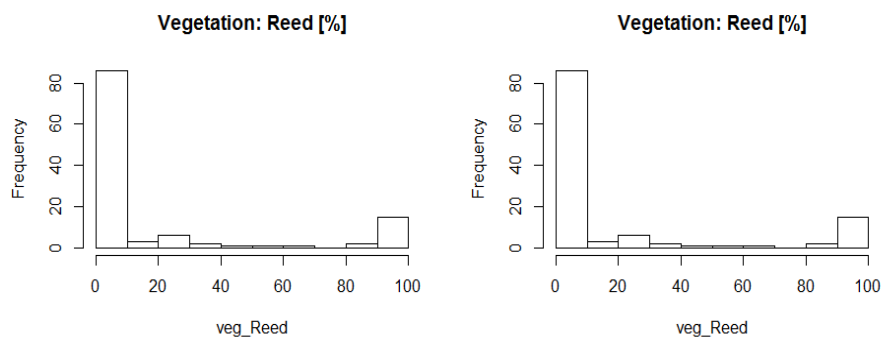
## 8. PŘÍLOHY



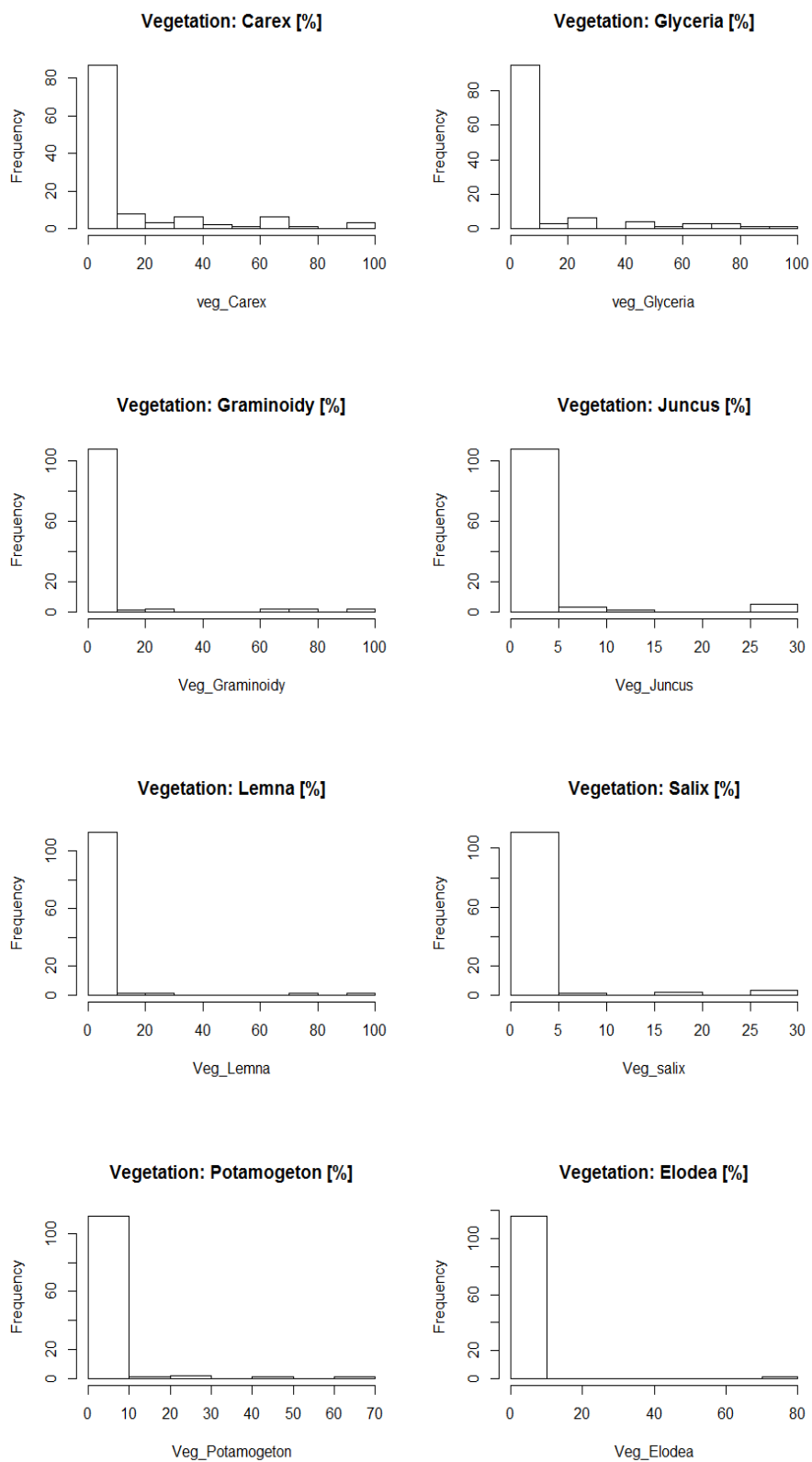
Obrázek 24: Histogramy chemických a fyzikálních vlastností rybníků (frequency = četnost pozorování v daném rozmezí hodnot). Jednotky jednotlivých proměnných jsou uvedeny v nadpisu grafu a příloze tab. 5.



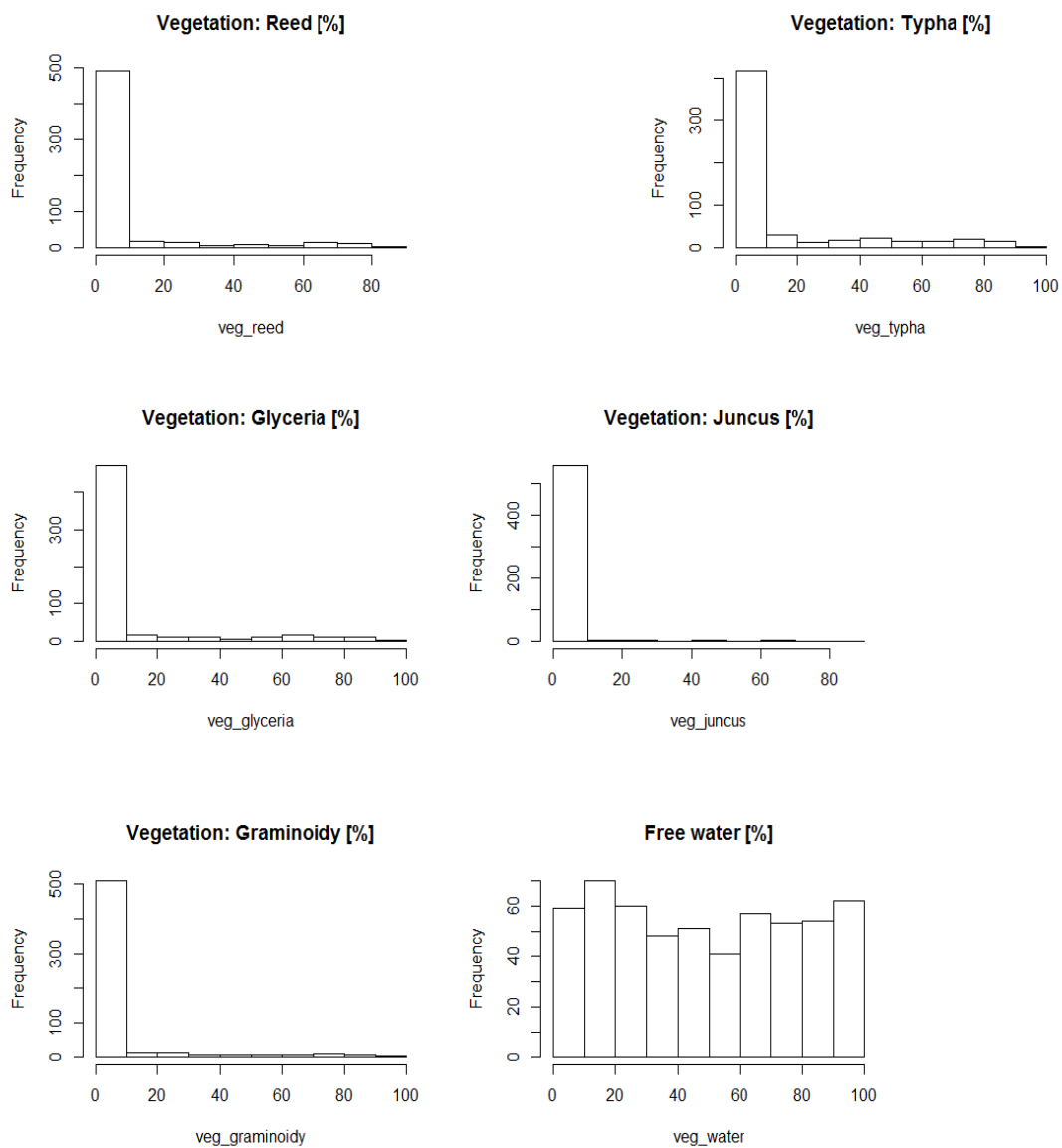
Obrázek 25: Histogramy jednotlivých typů krajiny v okolí rybníka (frequency = četnost pozorování v daném rozmezí hodnot). Jednotky jednotlivých proměnných jsou uvedeny v nadpisu grafu a příloze tab. 5.



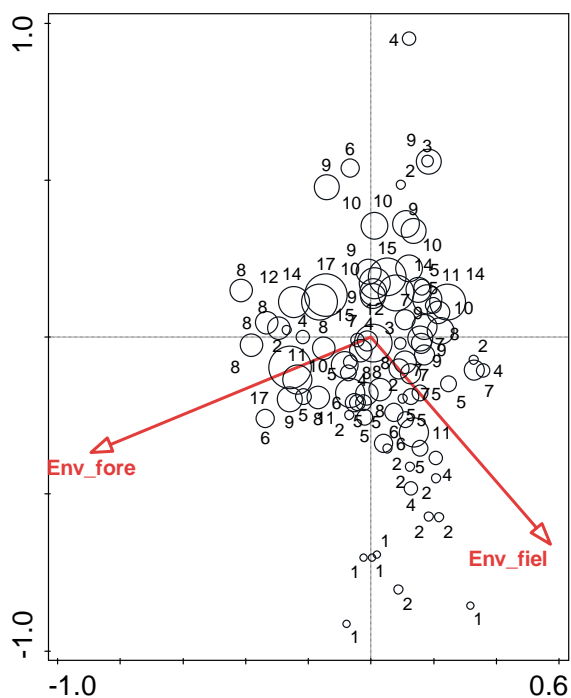




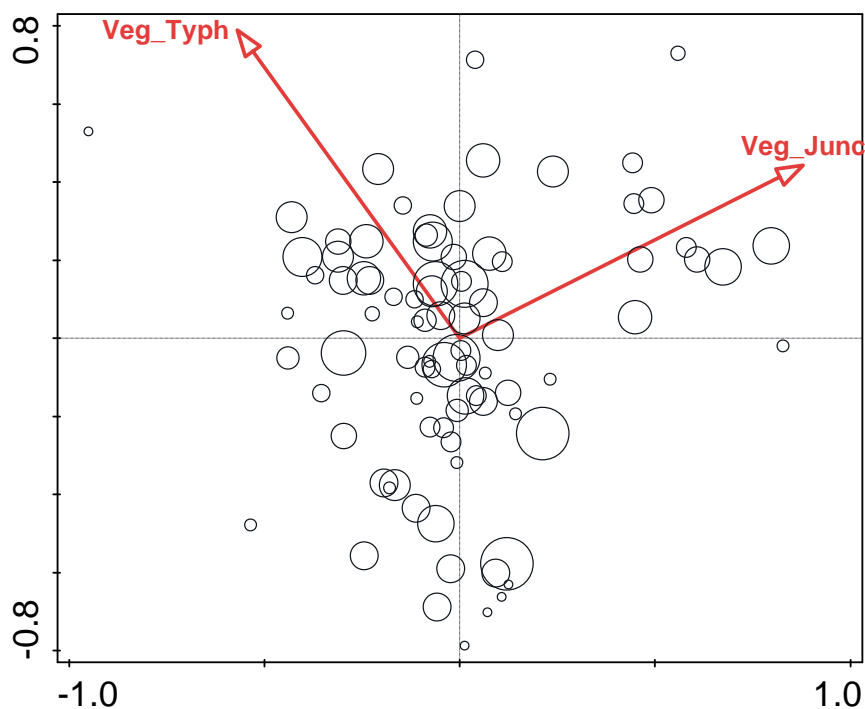
Obrázek 26: Histogramy jednotlivých typů vegetace na rybnících (frequency = četnost pozorování v daném rozmezí hodnot). Jednotky jednotlivých proměnných jsou uvedeny v nadpisu grafu a příloze tab. 5.



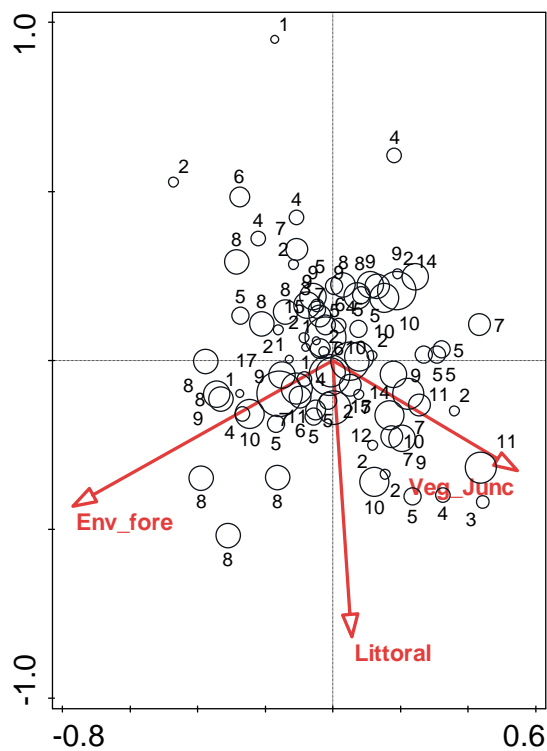
Obrázek 27: Histogramy relativního zastoupení rostlin u jednotlivých pastí (frequency = četnost pozorování v daném rozmezí hodnot). Jednotky jednotlivých proměnných jsou uvedeny v nadpisu grafu a příloze tab. 5.



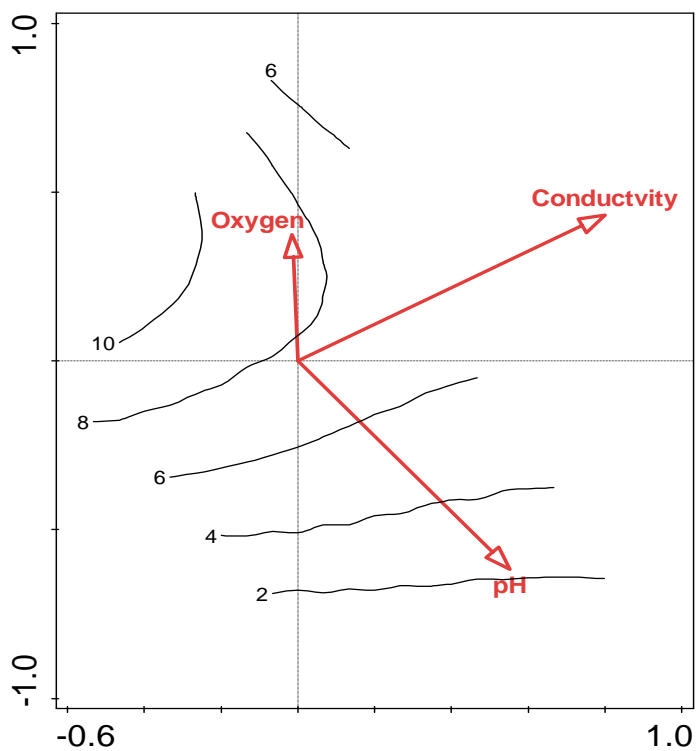
Obrázek 28: CCA2 analýza preference rybníků podle umístění v krajině. Celková vysvětlená variabilita dat je 4,7%. Env\_fore = zastoupení lesa v blízkosti daného rybníka, Env\_fiel = zastoupení polí v blízkosti daného rybníka. Kolečka označují jednotlivé rybníky, jejich velikost počet nalezených druhů.



Obrázek 29: Výsledky CCA3 analýzy druhů hmyzu v závislosti na přítomnosti orobince (*Veg\_Typh*) ( $F=1,7$ ;  $p=0,02$ ) a sítiny (*Veg\_Jun*) ( $F=1,8$ ;  $p=0,046$ ). Celkové množství vysvětlené variability je 4,1%.



Obrázek 30: Výsledky CCA4 analýzy ukazují vliv vybraných proměnných na druhy vodního hmyzu. Celkové množství vysvětlené variability je 7,2%.



Obrázek 31: Výsledky CCA8 analýzy celkového počtu nalezených druhů v závislosti na fyzikálně-chemických vlastnostech vody na jednotlivých rybnících. Celková vysvětlená variabilita je 9,1%.

Čeled'	Rod	Druh	Zkratka	Autor	Ochrana
<b>Dytiscidae</b>	<i>Acilius</i>	<i>canaliculatus</i>	<i>AcilCanl</i>	(Nicolai, 1822)	
		<i>sulcatus</i>	<i>AcilSulc</i>	(Linnaeus, 1758)	
	<i>Agabus</i>	<i>bipustulatus</i>	<i>AgabBips</i>	(Linnaeus, 1767)	
		sp.	<i>AgabsSp</i>	Leach, 1817	
	<i>Colymbetes</i>	<i>fuscus</i>	<i>ColmFusc</i>	(Linnaeus, 1758)	
	<i>Dytiscus</i>	<i>circumcinctus</i>	<i>DytsCirc</i>	Ahrens, 1811	NT
		<i>circumflexus</i>	<i>DytsCircfle</i>	Fabricius, 1801	VU
		<i>marginalis</i>	<i>DytsMarg</i>	Linnaeus, 1758	
		sp.	<i>DytsSP</i>	Linnaeus, 1758	
	<i>Graphoderus</i>	<i>austriacus</i>	<i>GrabAust</i>	(Sturm, 1834)	
		<i>bilineatus</i>	<i>GrabBiln</i>	(DeGeer, 1774)	CR
		<i>cinereus</i>	<i>GrapCinr</i>	(Linnaeus, 1758)	
		sp.	<i>GraphSp</i>	Dejean, 1833	
		<i>zonatus</i>	<i>GrapZont</i>	(Hoppe, 1795)	NT
	<i>Hydaticus</i>	<i>aruspex</i>	<i>HydtArus</i>	Clark, 1864	VU
		<i>continentalis</i>	<i>HydtCont</i>	J. Balfour-Browne, 1944	NT
		<i>seminiger</i>	<i>HydtSemn</i>	(DeGeer, 1774)	
		<i>transversalis transversalis</i>	<i>HydtTran</i>	(Pontoppidan, 1763)	
	<i>Ilybius</i>	<i>ater</i>	<i>IlybAter</i>	(DeGeer, 1774)	
		<i>fenestratus</i>	<i>IlybFene</i>	(Fabricius, 1781)	
		<i>fuliginosus fuliginosus</i>	<i>IlybFuli</i>	(Fabricius, 1792)	
		sp.	<i>IlybSp</i>	Erichson, 1832	
		<i>subaeneus</i>	<i>IlybSuba</i>	Erichson, 1837	
	<i>Rhantus</i>	<i>exoletus</i>	<i>RhanExsl</i>	(Forster, 1771)	
		<i>frontalis</i>	<i>RhanFron</i>	(Marsham, 1802)	
		<i>grapii</i>	<i>RhanGrap</i>	(Gyllenhal, 1808)	

		<i>suturalis</i>	<i>RhanSutr</i>	(MacLeay, 1825)	
<b>Hydrophilidae</b>	<i>Hydrochara</i>	<i>caraboides</i>	<i>HydrCarb</i>	Linnaeus, 1758	
		<i>flavipes</i>	<i>HydrFlav</i>	(Steven, 1808)	
	<i>Hydrophilus</i>	<i>aterrimus</i>	<i>HydrAttr</i>	Eschscholtz, 1822	<i>CR</i>
<b>Corixidae</b>	<i>Corixa</i>	<i>punctata</i>	<i>CorxPunc</i>	(Itlliger, 1807)	
	<i>Sigara</i>	<i>sp.</i>	<i>SigarSp</i>	Fabricius, 1775	
<b>Naucoridae</b>	<i>Ilyocoris</i>	<i>cimicoides</i>	<i>IlyoCimc</i>	(Linnaeus, 1758)	
<b>Nepidae</b>	<i>Nepa</i>	<i>cinerea</i>	<i>NepaRubr</i>	Linnaeus, 1758	
	<i>Ranatra</i>	<i>linearis</i>	<i>RantLine</i>	(Linnaeus, 1758)	
<b>Notonectidae</b>	<i>Notonecta</i>	<i>sp.</i>	<i>NotonSp</i>	Linnaeus, 1758	

Tabulka 4: Taxonomické zařazení všech odchycených druhů, jejich celé jméno, zkratku použitou v ordinačních diagramech, autora popisu druhu a stupeň ohrožení podle červeného seznamu druhů (Farkač et al. 2005).

Typ analýzy	Zkratka	Log	Celý název	Jednotky	pseudo-F	p	Vysvětlená variabilita [%]
CCA1*	Altitude	Log(1x+1)	Altitude	m.n.m.	2.4	0.003	2.8
	Temp_wat	Log(1x+1)	Temperature of water	°C	2.1	0.016	2.4
	Surface	_	Surface	ha	2.4	0.02	2.8
	Shore_tr	Log(1x+1)	Shore trees	%	1.8	0.025	2.1
	Shore_st	Log(1x+1)	Shore straight	%	1.1	0.32	2.6
	Shore_gr	Log(1x+1)	Shore gradual	%	1.1	0.32	2.6
	Littoral_w	Log(1x+1)	Littoral width shorline	m	1.8	0.02	2.2
	Littoral_s	Log(1x+1)	Littoral shoreline araound	%	1.4	0.09	1.8
	Transpar	Log(1x+1)	Transparency	cm	1.7	0.04	2.1
	Fish	_	Fish	_	2.2	0.002	2.7
CCA2*	Env_fore	Log(1x+1)	Enviroment forest	%	2.2	0.02	4.7
	Env_fiel	Log(1x+1)	Enviroment field	%	1.8	0.009	4.7
	Env_mead	Log(1x+1)	Enviroment meadow	%	_	_	_
	Env_wetl	Log(1x+1)	Enviroment wetland	%	_	_	_
	Env_urba	Log(1x+1)	Enviroment urban	%	_	_	_
CCA3*	Veg_Reed	Log(1x+1)	Reed	%	_	_	_
	Veg_Typh	Log(1x+1)	Typha	%	1.7	0.02	4.1
	Veg_Glyc	Log(1x+1)	Glyceria	%	_	_	_
	Veg_Care	Log(1x+1)	Carex	%	_	_	_
	Veg_Gram	Log(1x+1)	Graminoidy	%	_	_	_
	Veg_Junc	Log(1x+1)	Juncus	%	1.8	0.04	4.1
	Veg_Lemn	Log(1x+1)	Lemna	%	_	_	_

	Veg_Sali	Log(1x+1)	Salix	%	–	–	–
	Veg_Pota	Log(1x+1)	Potamongeton	%	–	–	–
	Veg_Elod	Log(1x+1)	Elodea	%	–	–	–
	Veg_Utri	Log(1x+1)	Utricularia	%	–	–	–
	Veg_Equi	Log(1x+1)	Equisetum	%	–	–	–
	Veg_Free	Log(1x+1)	Free water	%	–	–	–
CCA8*	O2	Log(1x+1)	Oxygen		1.8	0.013	9.1
	Conductv	Log(1x+1)	Conduktivita		1.8	0.013	9.1
	pH	–	pH		1.8	0.013	9.1
Neanalizováno	Temp_air	Log(1x+1)	Temperature of air	°C	–	–	–
CCA6**	Depth	Log(1x+1)	Depth	cm	2	0.003	0.5
	Dist_sho	Log(1x+1)	Distance from shore	m	1.2	0.2	0.3
	Detrit	–	Detrit	cm	2.6	0.001	1.2
	Typ_sho	–	Type of shore	–	1.9	0.002	2.3
CCA7**	Bott	–	Bottom	–	1.6	0.008	2.4
CCA5**	Veg_Reed	Log(1x+1)	Reed	%	1.8	0.02	2.8
	Veg_Typh	Log(1x+1)	Typha	%	2.9	0.001	2.8
	Veg_Glyc	Log(1x+1)	Glyceria	%	2.3	0.001	2.8
	Veg_Care	Log(1x+1)	Carex	%	–	–	–
	Veg_Gram	Log(1x+1)	Graminoidy	%	–	–	–
	Veg_Junc	Log(1x+1)	Juncus	%	–	–	–
	Veg_Lemn	Log(1x+1)	Lemna	%	–	–	–
	Veg_Sali	Log(1x+1)	Salix	%	–	–	–
	Veg_Pota	Log(1x+1)	Potamongeton	%	–	–	–
	Veg_Elod	Log(1x+1)	Elodea	%	–	–	–
	Veg_Utri	Log(1x+1)	Utricularia	%	–	–	–



Veg_Equi	Log(1x+1)	Equisetum	%	–	–	–
Veg_Free	Log(1x+1)	Free water	%	4.6	0.001	2.8

Tabulka 5: Zkratky jednotlivých vysvětlujících proměnných, jejich celý název, transformaci použitou v analýzách a jednotky, ve kterých byly proměnné zaznamenávány a ty p a název analýzy ve které byly proměnné použity. \* - označuje analýzy celkového prostředí rybníků. \*\* - označují analýzy jednotlivých mikrohabitatů.

<b>Název lokality</b>	<b>Číslo čtverce</b>	<b>Název chráněného území</b>	<b>Citace</b>
Kalištský r. *	7053	PP Kaliště Přírodní park Česká Kanada	(Vyhnálek 2004)
Růže *	6956		- (Agentura ochrany přírody a krajiny ČR 2012)
Smyček *	6954	NPR Velký a Malý Tisý	(Agentura ochrany přírody a krajiny ČR 2012)
Velký Tisý *	6954	NPR Velký a Malý Tisý	(Albrechtová 2005)
Zlivský rybník *	6952	PR Mokřiny u Vomáčků	(Albrechtová 2005)
Zlivský rybník *	6952	PR Mokřiny u Vomáčků	(Albrechtová 2005)
Blanko	6956	PR Blanko	(Hesoun 2008)
Dolní u Lovětína	6756	PP Lůží u Lovětína	(Friedrich & Lešák 2006)
Horní u Lovětína	6756	PP Lůží u Lovětína	(Friedrich & Lešák 2006)
Pazourův r.	6857	PP Pazourův rybník	(Hesoun 2009)
Řídká Blana	6952	PP Blana	(Ekrťová et al. 2011)
Řídká Blana	6952	PP Blana	(Ekrťová et al. 2011)
Velký Vávrovský	7052	PR Vrbenské rybníky	-
Vizír	7055	NPP Vizír	(Bureš et al. 2010)
Zhejral	6757	NPR Zhejral	(Čech et al. 2005)
Zukáček	6751	PP Zelendárky	-

Tabulka 6: Seznam rybníků ve zvláště chráněných územích s číslem faunistického čtverce a autory plánů péče. Hvězdičkou jsou označeny rybníky chráněné z jiného důvodu (*Other reason*), ostatní rybníky jsou v kategorii chráněné kvůli vodním živočichům (*Water animal*). Důvod opakování rybníku Zlivský a Řídké Blany je, že tyto lokality byly mapovány dvakrát nezávisle na sobě na různých místech.

<b>Mapovatel</b>	<b>Město</b>	<b>Lokalita</b>	<b>Číslo čtverce</b>	<b>GPS_N</b>	<b>GPS_E</b>
Boukal D., Kolář V.	Komárov	Komárovský r.	6753	49.26227	14.59812
Boukal D., Kolář V.	Svinky	Počátek	6753	49.27237	14.60337
Boukal D., Kolář V.	Zálší	Zálší	6753	49.22649	14.60933
Hesoun P.	Dobev	Čalovna	6750	49.29878	14.08937
Hesoun P.	Putim	Luskovec	6750	49.25633	14.15092
Hesoun P.	Drahonice	Turkovský	6750	49.20655	14.08093
Hesoun P.	Údraž	Pikhart	6751	49.27281	14.29372
Hesoun P.	Protivín	Zukáček	6751	49.20420	14.25330
Hesoun P.	Červená Lhota	Dub	6755	49.24781	14.87189
Hesoun P.	Lodhéřov	Horní Panenský	6755	49.23638	14.95887
Hesoun P.	Světce	na Strouze	6755	49.26549	14.96825
Hesoun P.	Lovětín	Dolní u Lovětína	6756	49.20503	15.04459
Hesoun P.	Lovětín	Horní u Lovětína	6756	49.20474	15.04356
Hesoun P.	Nová Včelnice	Hospodář	6756	49.22302	15.08446
Hesoun P.	Starý Bozděchov - Bukovka	nad Smrkem	6756	49.27578	15.02612
Hesoun P.	Kaliště Radouňka u J.	Zhejral	6757	49.22168	15.31303
Hesoun P.	Hradce	Pazderský rybník	6855	49.16458	14.99693
Hesoun P.	Strmilov	Hesounův	6857	49.15786	15.19387
Hesoun P.	Strmilov	Pazourův	6857	49.15705	15.22161
Hesoun P.	Nová Bystřice- Smrčná	Blanko	6956	49.01392	15.06947
Hesoun P.	Klášter, Blato	Osika	6956	49.03303	15.14578
Hesoun P.	Dobrá Voda - Číměř	Růže	6956	49.07189	15.11489

Hesoun P.	Písečné	Písečná	6958	48.96437	15.44998
Kolář V.	Stádlec	Hluboký r.	6652	49.36782	14.48673
Kolář V.	Stádlec	Prašivka	6652	49.36932	14.48340
Kolář V.	Stádlec	Závist	6652	49.37026	14.48040
Kolář V.	Vyhnanice	Brodec	6653	49.31034	14.59668
Kolář V.	Vyhnanice	Lhotský r.	6653	49.30464	14.58604
Kolář V.	Hutě	Panský r.	6653	49.31530	14.51480
Kolář V.	Dlouhá Lhota	Kosovka	6654	49.35850	14.80280
Kolář V.	Turovec	Ratajský r.	6654	49.38750	14.75757
Kolář V.	Vlčeves	Nový r. _ Vlčeves	6655	49.36568	14.88709
Kolář V.	Bohunice	Bohunice	6752	49.20593	14.36288
		Branovice			
		l.rybník v			
Kolář V.	Předčice	soustavě	6752	49.21919	14.47262
		Netěchovice			
Kolář V.	Netěchovice	rybník	6752	49.25371	14.44128
Kolář V.	Pleše	Racman	6754	49.20952	14.82448
		Sušice u			
Kolář V.	Myslkovice	Myslkovic	6754	49.29214	14.76655
Kolář V.	Brandlín	Vozdecký r.	6754	49.29797	14.78062
Kolář V.	Černetice	Černetice	6849	49.14253	13.89024
Kolář V.	Nihošovice	Chrastava	6849	49.19400	13.85812
Kolář V.	Kakovice	Kakovice	6849	49.14832	13.96184
Kolář V.	Pivkovice	Brnouš	6850	49.18543	14.06760
Kolář V.	Střížovice	Osecký r.	6850	49.13392	15.13204
Kolář V.	Bavorov	Přehrada II	6850	49.11970	14.05823
Kolář V.	Radějovice	Radějovice	6850	49.17700	14.02092

Kolář V.	Záblatí	Dolní Kozlovka Horní	6851	49.14316	14.28989
Kolář V.	Strachovice	Strachovický	6851	49.13828	14.30563
Kolář V.	Milenovice	Třešňovský	6851	49.16473	14.22385
Kolář V.	Milenovice	Zlouňský	6851	49.16803	14.22839
Kolář V.	Nová Ves/Chlumec	Horní Velický	6852	49.12659	14.38626
Kolář V.	Temelín	Oběšený	6852	49.18828	14.39372
Kolář V.	Temelín	Temelín 1	6852	49.18536	14.39383
Kolář V.	Lhota	Horní Dynínský	6853	49.11905	14.64689
Kolář V.	Sobětice	Kobylník	6853	49.19582	14.54942
Kolář V.	Sviny	Sviny	6853	49.19190	14.66127
Kolář V.	Drahov	Hraniční	6854	49.18599	14.77166
Kolář V.	Val	Malý Vyšenský r.	6854	49.13892	14.76772
Kolář V.	Klec	Strakatý Dolní Lomsky	6854	49.11280	14.75531
Kolář V.	Lomy	rybník	6856	49.10646	15.16126
Kolář V.	Mutyněvec	Malý stříbrný r. Mydlovarský	6856	49.17737	15.11874
Kolář V.	Zliv	rybník	6952	49.07759	14.36751
Kolář V.	Zahájí	Řídká Blana1	6952	49.07900	14.38906
Kolář V.	Zliv	Zlivský rybník	6952	49.06975	14.35010
Kolář V.	Hůrky	Dolní pohoř	6953	49.04650	14.63061
Kolář V.	Velechvín	Sokol	6953	49.04380	14.57470
Kolář V.	Ševětín	Ševětín	6953	49.09278	14.56777
Kolář V.	Křemže	Ochozňák	7051	48.90561	14.28063
Kolář V.	Čakovec	Podveský	7051	48.97249	14.32293
Kolář V.	Záboří	Zábořský r.	7051	48.98257	14.27777

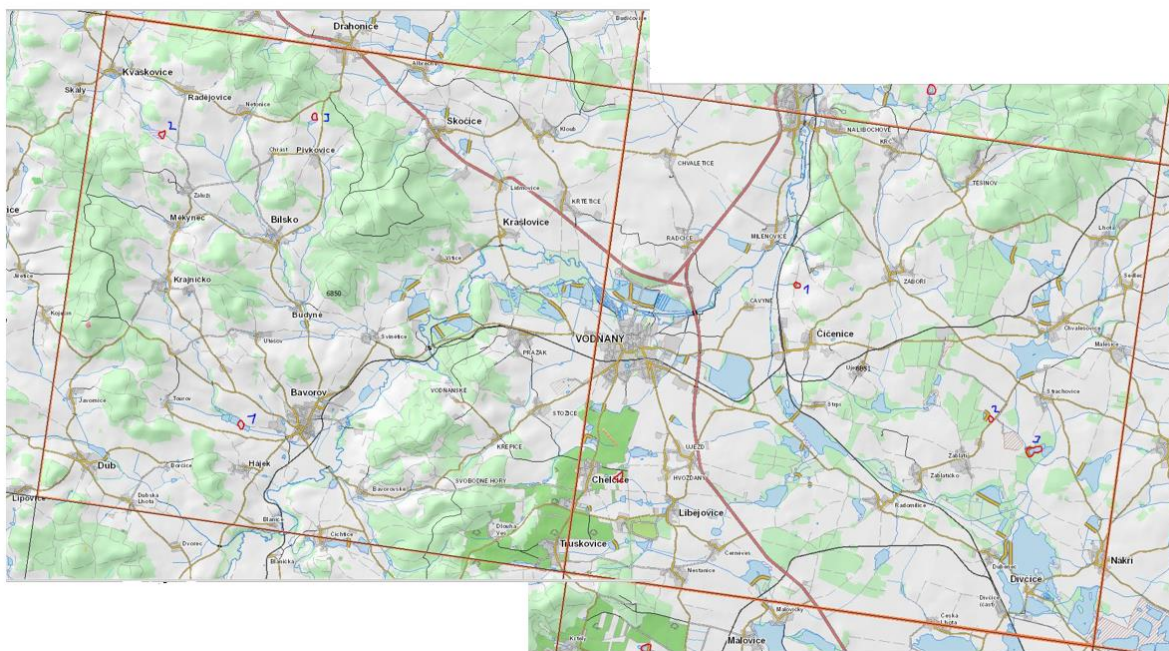
Kolář V.	Lipí	Starý haberský	7052	48.95281	14.34602
Kolář V.	České Budějovice	Velký Vávrovský	7052	48.99259	14.44141
Kolář V.	Čakovec	Volský rybník	7051	48.97238	14.32622
Kolář V.	Kamenný Újezd	Kamenný Újezd	7152	48.88459	14.47001
Kolář V.	Římov	Nový r._Římov	7152	48.86280	14.48228
Kolář V.	Kamenný Újezd	tůň	7152	48.88433	14.46707
Kolář V.	Ostrolovský Újezd	Dolní Trocnov	7153	48.89176	14.60854
Kolář V.	Drahoslavice	Drahoslavice	7252	48.79463	14.34161
Kolář V.	Kaplice - nádraží Zahrádka (Č.	Jamský rybník	7252	48.76953	14.47776
Kolář V.	Krumlov)	Koutecký r.	7252	48.79937	14.36162
Kolář V.	Práčov	Práčovský	7252	48.76535	14.34558
Kolář V.	Kaplice	U Bočkova 1	7252	48.72392	14.42776
Rozkopal M., van Nieuwenhuijzen A.	Ovčín	Kotolínský r.	6951	49.02271	14.18196
Rozkopal M., van Nieuwenhuijzen A.	Holečkov	Nadýmač	6951	49.08615	14.19297
Rozkopal M., van Nieuwenhuijzen A.	Malé Chrást'any	Nevděk	6951	49.03324	14.30467
Rozkopal M., van Nieuwenhuijzen A.	Zliv	Mydlovarský r.	6952	49.07756	14.36670
Rozkopal M., van Nieuwenhuijzen A.	Zliv	Řídká Blana	6952	49.07924	14.38973
Rozkopal M., van Nieuwenhuijzen A.	Zliv	Zlivský r.	6952	49.07001	14.35180
Rozkopal M., van Nieuwenhuijzen A.	Kaliště	Kališťský r.	7053	48.95908	14.59026

Rozkopal M., van Nieuwenhuijzen A.	Zborov	Prostřední r.	7053	48.92142	14.57023
Rozkopal M., van Nieuwenhuijzen A.	Zvíkov	Vortínovec	7053	48.99196	14.60150
Rozkopal M., van Nieuwenhuijzen A.	Branná	Lávičný r.	7054	48.96089	14.80447
Rozkopal M., van Nieuwenhuijzen A.	Libín	Nový u Libína	7054	48.95756	14.68499
Rozkopal M., van Nieuwenhuijzen A.	Petrovice	Smrk	7054	48.92443	14.68946
Rozkopal M., van Nieuwenhuijzen A.	Ostrolovský Újezd	Kubínů r.	7153	48.87852	14.62363
Rozkopal M., van Nieuwenhuijzen A.	Komářice	Pelikán	7153	48.86978	14.54105
Rozkopal M., van Nieuwenhuijzen A.	Dolní Trocnov	Trocnovský r. Drahoslavický r.	7153	48.89196	14.60891
Rozkopal M., van Nieuwenhuijzen A.	Drahoslavice	3od Severu	7252	48.79576	14.34251
Rozkopal M., van Nieuwenhuijzen A.	Kaplice nádraží	Jámský r.	7252	48.76948	14.47770
Rozkopal M., van Nieuwenhuijzen A.	Výnězda	U Bočkova	7252	48.72330	14.42760
Rozkopal M., van Nieuwenhuijzen A.	Desky	Desky	7253	48.70677	14.55264
Rozkopal M., van Nieuwenhuijzen A.	Soběnov	Topil	7253	48.76764	14.54618
Rozkopal M., van Nieuwenhuijzen A.	Desky	Velišský r.	7253	48.71338	14.57361

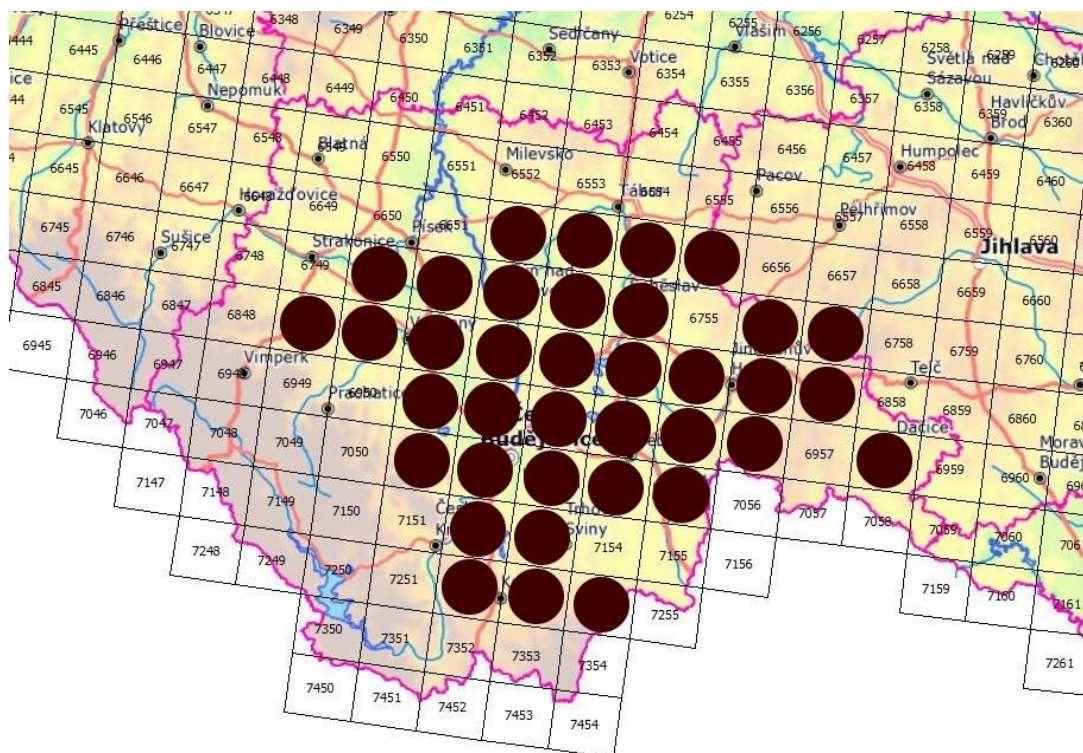
Rozkopal M., van Nieuwenhuijzen A.	Hojná Voda	Mlýnský r.	7254	48.71156	14.71222
Rozkopal M., van Nieuwenhuijzen A.	Meziluží	Tomandl	7254	48.76543	14.69716
Rozkopal M., van Nieuwenhuijzen A.	Dlouhá Stropnice	Váčekový r.	7254	48.74560	14.77613
van Nieuwenhuijzen A.	Plasná	Hraštice	6855	49.18353	14.90291
van Nieuwenhuijzen A.	Plasná	Němkyně	6855	49.17848	14.90131
van Nieuwenhuijzen A.	Velký Ratmírov	Velký Ratmírov	6855	49.18051	14.95502
van Nieuwenhuijzen A.	Chlum u Třeboně	V Ochozí	7055	48.97489	14.92752
van Nieuwenhuijzen A.	Chlum u Třeboně	Vávrův r.	7055	48.98366	14.93247
van Nieuwenhuijzen A.	Majdalena	Vizír	7055	48.96258	14.88614
Workshop	Třeboň	Smíchov	6954	49.02225	14.78553
Workshop	Lužnice	Smyčok	6954	49.06574	14.73218
Workshop	Lužnice	Velký Tisý	6954	49.06218	14.72972
Workshop	Lásenice	Číměřský rybník	6955	49.07182	14.98152
Workshop	Mníšek	Pazdeňák	6955	49.03057	14.91874
Workshop	Horní Pěna	Siegel	6956	49.09520	15.05110

Tabulka 7: Seznam mapovatelů s jednotlivými rybníky, nejbližším městem, číslem mapovacího čtverce a GPS souřadnicemi. Workshop – byli všichni mapovatelé před započítáním terénní práce, aby bylo dosaženo stejné metodiky.

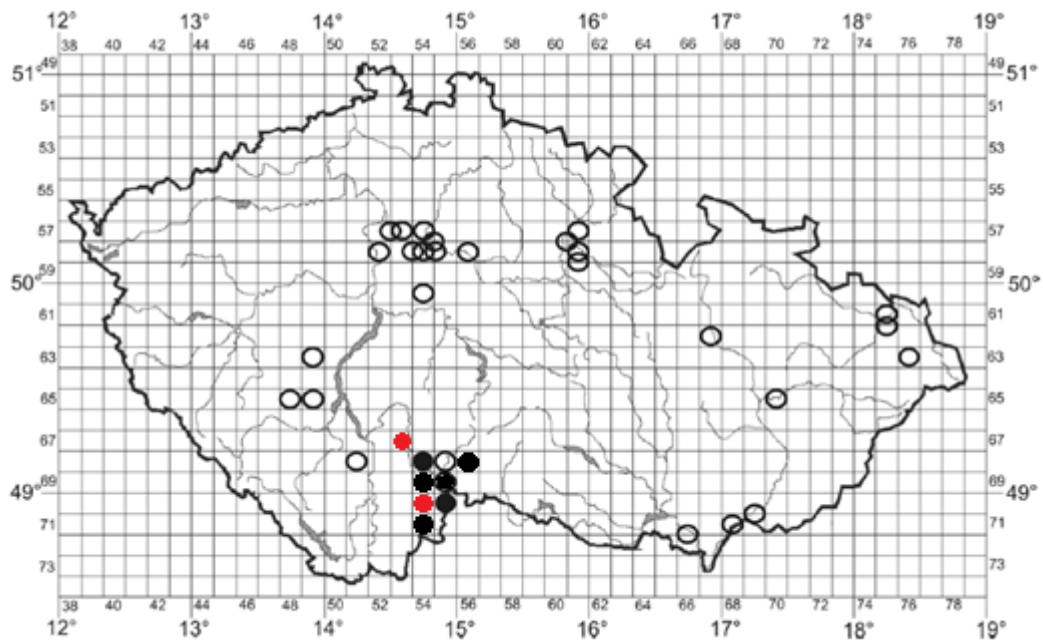




Obrázek 32: Ukázka dvou mapovacích čtverců (6850, 6851) s vyznačenými rybníky (červeně). Rybníky jsou označeny do jednotlivých typů s předpokládaným způsobem hospodaření: 1 – intenzivní chov, 2 - extenzivní chov, 3 – rybník bez ryb.



Obrázek 33: Zmapované čtverce na území jižních Čech zahrnuté do této práce.



Obrázek 34: Aktualizovaný mapa s rozšířením druhu potápníka dvojčárého (*Graphoderus bilineatus*) v České republice. Prázdná kolečka – nález do roku 1960, plné kolečko – nálezy po roce 1960. Červeně vyznačená kolečka – nové faunistické čtverce, kde byl druh nalezen v rámci této práce.

..... Záznamový list\_v5 .....  
odchyty do živochytných pastí

kontakty: V. Krivan, vaclav.krivan@chaloupky.cz, tel. 721321281  
D. Boukal, boukal@entu.cas.cz, tel. 777972971

Jméno  Kontakt

LOKALITA

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

GPS ° ′ ″N ° ′ ″E

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

POPIS NÁDRŽE

na dm. výška  m.n.m. Rozměry  m x  m nebo  ha

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

Typ: tůň  rybník  přírodní  umělá  spřítokem  s odtokem  silně průtočná

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

Litorál[\*]: šířka  m, po obvodu  %

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

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

Ryby: ano  ne  specifikace: kapr  jiné

POPIS POČASÍ

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

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

v den položení sněžení  jasno  oblačno  zataženo  přeháňky  déšť  bouřky  jiné

při vybírání sněžení  jasno  oblačno  zataženo  přeháňky  déšť  bouřky  jiné

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

**PAST č.**  **Lokalita**

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

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

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

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

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

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

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

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

**PAST č.**  **Lokalita**

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

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

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

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

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

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

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

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

Obrázek 35: Záznamový protokol, do kterého byly zaznamenávány jednotlivé měřené faktory.