

STŘEDOŠKOLSKÁ ODBORNÁ ČINNOST

Obor č. 4: Biologie a vědy o Zemi

Vliv proměn stanovišť na společenstva členovců a ideální vodní nádrž pro biodiverzitu pískoven

**Matěj Ešpandr a Ondřej Vaněk
Pardubický kraj**

Libchavy a Trnová 2023

STŘEDOŠKOLSKÁ ODBORNÁ ČINNOST

Obor č. 4: Biologie a vědy o Zemi

Vliv proměn stanovišť na společenstva členovců a ideální vodní nádrž pro biodiverzitu písčoven

An impact of habitat changes on arthropod communities and ideal reservoirs for biodiversity in sandpits

Autoři: Matěj Ešpandr₁ a Ondřej Vaněk₂

Škola: ₁Gymnázium Česká Třebová, Tyršovo náměstí 970, 560 02, Česká Třebová a ₂Gymnázium a SOŠ Rokycany, Mládežníků 1115, 337 01, Rokycany

Kraj: Pardubický a Plzeňský

Libchavy a Trnová 2023

Prohlášení

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

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

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

V České Třebové dne 21.3. 2023

Matěj Ešpandr, Ondřej Vaněk

Poděkování

Rádi bychom poděkovali: Lukáši Jánošíkovi za pomoc se statistikami v programu R, Michalu Šorfovi nejen za konzultaci písemné části věnované planktonu, Ivo Přikrylovi, Janu Kašovskému, Janu Šťastnému, Jaroslavu Kubínovi a Igoru Malenovskému za provedení korektury distribučních dat organismů, Jakubu Krutinovi a Janu Šnauerovi za terénní asistenci a provedení ornitologický průzkum, Danu Bendovi za determinaci blanokřídých, Janu Maternovi za bryologickou determinaci, Orlickoústecké laboratoři s.r.o. za laboratorní rozbory vody, Petru Urbánkovi za pomoc při měření zrnitostních frakcí, Jakubu Ešpandrovi za vytvoření a laskavé poskytnutí multimediální virtuální prohlídky, ale rovněž za všestrannou technickou pomoc, Kateřině Fialové za natočení popularizačního filmu o pískovně v Plané pro místní občany přibližující veřejnosti její význam pro lokální přírodu, společnosti Českomoravský šterk, a. s. za podporu projektu, Františku Bednárovi za opracování kovových částí pro mikroskop a v neposlední řadě Janě a Pavlu Ešpandrovým, Luboru Laichmanovi, Janu Pokornému, Kamile Botkové, Haně Grundové, Renátě Jánské, Davidu Stromšíkovi, Gymnáziu Česká Třebová a Gymnáziu Rokycany za uvolňování z výuky a zapůjčení některých měřících přístrojů.

Anotace

V této studii jsme porovnávali biodiverzitu vybraných skupin bezobratlých pěti vodních těles a deseti vytyčených suchozemských lokalit pískovny v Plané nad Lužnicí (Česká republika, Jihočeský kraj). Odběrová stanoviště byla zvolena na základě odlišného vzhledu a specifických vlastností. Pomocí našich výsledků jsme se pokusili vysvětlit rozdíly ve druhovém složení společenstev na lokalitách. z těchto údajů jsme vyhodnocovali biologickou cennost lokalit a navrhli postupy pro budoucí management k zachování lokální diverzity. Díky dříve proběhlému výzkumu [Váchy a Zemana \(2018\)](#) jsme měli unikátní možnost srovnat výsledky výzkumu suchozemských bezobratlých v závislosti na postupující sukcesi. V naší práci jsme se zaměřili především na vybrané skupiny větších členovců a planktonu. Dále byly zaznamenávány i další taxonomické skupiny (Aves, Reptilia, Amphibia) pro celkový aktuální inventarizační průzkum. Celkem se jedná o téměř tisíc druhů (taxonů), z toho 465 druhů větších členovců, 366 druhů drobných vodních organismů a 60 druhů obratlovců. Celkově 69 druhů je uvedených na Červených seznamech ČR a 61 faunisticky či floristicky významných. Výsledky našich analýz naznačují, že pro jednotlivé taxonomické skupiny hrají roli různé faktory. Největší ochránářský potenciál mají podle nás habitaty s různou pokryvností vodními makrofyty. Neméně významná stanoviště jezerního charakteru jsou však nyní ohrožená přítomnými rybími obsádkami. z hlediska terestrických biotopů jsou nejcennější ty v raných stádiích sukcese. Technická rekultivace se jeví jako velmi nevhodná pro zachování diverzity ohrožených druhů.

Klíčová slova

biodiverzita, bezobratlí, pískovna, plankton, rekultivace

Annotation

In this study, we compared the biodiversity of selected invertebrate groups of five water bodies and ten delineated terrestrial sites of the Planá nad Lužnicí sandpit (Czech Republic, South Bohemia Region). The sampling sites were chosen on the basis of their distinct appearance and specific characteristics. Using our results, we attempted to explain the differences in the species composition of the communities at the sites. From these data, we evaluated the biological value of the sites and suggested future management practices to maintain local diversity. Thanks to the earlier research of [Vácha and Zeman \(2018\)](#), we had a unique opportunity to compare the results of terrestrial invertebrate surveys in relation to succession. In our work, we focused primarily on selected groups of larger arthropods and plankton. In addition, other taxonomic groups (Aves, Reptilia, Amphibia) were also recorded for the overall current inventory survey. In total, there are nearly a thousand species (taxa), including 465 species of larger arthropods, 366 species of aquatic microorganisms, and 60 species of vertebrates. A total of 69 species are listed on the Red Lists of the Czech Republic and 61 are of faunistic and floristic importance. The results of our analyses suggest that different factors play a role for each of taxonomic groups. In our opinion, habitats with different cover of aquatic macrophytes have the greatest conservation potential. However, equally important lake habitats are now threatened by the fish stocks present. In terms of terrestrial habitats, those in the early stages of succession are the most valuable. Technical reclamation appears to be highly inappropriate for maintaining the diversity of endangered species.

Keywords

biodiversity, invertebrates, sandpit, plankton, reclamation

Seznam použitých zkratk

DP – dobývací prostor

ČR – Česká republika

W – water (vodní stanoviště)

T – terrestrial (suchozemské stanoviště)

Wrip – water riparian (břehové stanoviště)

LC – least concern (málo dotčený taxon)

EN – endangered (ohrožený taxon)

CR – critically endangered (kriticky ohrožený taxon)

VU – vulnerable (zranitelný taxon)

NT – near threatened (téměř ohrožený taxon)

Obsah

Úvod.....	10
1 Cíle.....	12
2 Literární přehled	13
2.1 Vznik pískoven	13
2.2 Rekultivace	15
2.2.1 Technická rekultivace	16
2.2.2 Ekologická obnova	17
2.3 Ekologický význam pískoven	19
2.4 Dobývací prostor Planá nad Lužnicí.....	21
2.5 Mokřady a tůň	22
2.6 Štěrkopísková jezera	23
2.7 Zooplankton	25
2.8 Fytoplankton	26
2.9 Vliv podmínek vodního prostředí	27
2.9.1 Vývoj vodních nádrží od oligotrofie k eutrofii	27
2.9.2 Vodní makrofyta a světelné podmínky	30
2.9.3 Teplota vody	32
2.9.4 Konduktivita	35
2.9.5 Množství rozpuštěného kyslíku	36
2.9.6 pH.....	37
2.9.7 Predace.....	38
3 Vliv podmínek suchozemského prostředí.....	39
3.1 Sukcesní stádium	39
3.2 Sukcese na postindustriálních stanovištích.....	42
3.3 Penetrabilita substrátu	43
3.4 Vlhkost půdy.....	44
4 Metodika	46
4.1 Sběr biologického materiálu v terénu	46
4.2 Zpracování vzorků, fixace, konzervace	47
4.3 Determinace	48
4.4 Měření environmentálních proměnných prostředí.....	50
4.5 Statistické analýzy	51
5 Výsledky	52
5.1 Popis zkoumaných lokalit.....	52
5.2 Diverzita zkoumaných skupin	57

5.3	Podmínky prostředí různých typů vodních těles.....	61
5.4	Struktura biocenóz planktonu	65
5.5	Struktura biocenóz větších členovců	71
5.6	Hodnocení ochrany vodních biotopů.....	81
6	Diskuze	81
6.1	Podmínky prostředí ovlivňující strukturu biocenóz.....	83
6.2	Metodologické poznámky.....	93
7	Návrhy na rekultivaci.....	94
8	Závěr	95
9	Seznam použité literatury	97
10	Přílohy.....	116
10.1	Příloha 1	116
10.2	Příloha 3 – doprovodný materiál k výsledkům.....	117
10.3	Příloha 4 – seznamy nalezených zástupců	128

ÚVOD

Ekologie obnovy (restoration ecology) se jako samostatná vědní disciplína oddělila až v druhé polovině 19. století a v České republice vznikaly první vědecké práce sledující tuto problematiku v 80. letech (Prach 1987; Osbornová et al. 1989). Kromě teoretického studia ekologické obnovy, procesu napomáhajícímu obnově ekosystému, který byl degradován, poškozen nebo zničen (Martin 2017), má ekologie obnovy daleké přesahy přímo do ekologické praxe. Podstatnou částí této vědní disciplíny je i studium sukcese v lomech a pískovnách, které jsou významnými prvky v naší krajině. Nejen, že těžba písku nebo šterku pozměňuje celkový krajinný ráz, ale také velmi ovlivňuje společenstva rostlin i živočichů na dané lokalitě. v české kulturní krajině přebírají pískovny úlohu biotopů, které v důsledku antropogenních změn zejména v průběhu minulého století na našem území takřka vymizely, a stávají se tak refugii pro druhy mnoha taxonomických skupin na takové biotopy přirozeně vázané (např. Heneberg et al. 2013; Heneberg & Řezáč 2022; Roháček 2020). Jedná se jmenovitě například o šterkové říční náplavy nebo kolmé břehové stěny z velké části zničené v důsledku vodohospodářských a protipovodňových úprav (regulace a zpevňování říčního koryta), oligotrofní nížinné mokřady či biotopy vátých písků (Chytrý et al. 2001). Pro tyto biotopy jsou společně zejména časté disturbance způsobené dynamickými přesuny materiálu působením vnějších faktorů (rychle proudící voda, potopy, vítr), které v pískovnách představují pohyby těžké techniky a pravidelná manipulace s terénem. Pro správnou funkci pískoven jakožto refugií ohrožených druhů i po ukončení těžby je klíčové nastavení vhodného způsobu rekultivace. Stále se často na bývalých těžebnách uplatňují principy tzv. technické rekultivace, kdy se dané místo navrácí k agrárnímu (většinou lesnickému) využití výsadbou borovice lesní (*Pinus sylvestris*) nebo i nepůvodních druhů dřevin (dub červený – *Quercus rubra*). Takto zrekultivovaná pískovna poskytuje útočiště jen poměrně úzké skupině generalistických druhů (Řehouňková et al. 2012) a je mnohonásobně finančně náročnější ve srovnání s metodami přírodě blízké obnovy (Kavina 2004). V případě pískoven bychom pro udržení co nejvyšší diverzity stenovalentních a ohrožených druhů měli na lokalitě zajišťovat pravidelné disturbance ve všech typech zdejšího prostředí a zabránovat šíření pionýrských druhů rostlin (Řehouňková et al. 2016).

Minulý rok jsme dostali prostřednictvím těžařské společnosti HeidelbergCement příležitost pracovat na výzkumu v prostorech Šterkopískovny Planá nad Lužnicí. Primárními cílovými skupinami pro nás byli jak zástupci větších bezobratlých (různé čeledi brouků, ploštice, křísi a pavouci), tak i mikroorganismy, jmenovitě zejména planktonní korýši, vířníci, sinice a různé skupiny řas napříč fylogenetickým stromem. Díky závěrům již proběhlého výzkumu vztahů společenstev vybraných skupin členovců – konkrétně křísů, pavouků, ploštic, blanokřídlých a střevlíkovitých brouků – a vlastností substrátu v plánské pískovně jsme měli možnost zjistit, zda a případně jak se změny v pískovně za poslední čtyři roky projeví na zdejší biodiverzitě. Opakování metodiky již ukončeného výzkumu (Vácha & Zeman 2018) na stejných lokalitách nám přinesla výsledky, ze kterých můžeme vyčíst, jak různý vývoj habitatů v pískovně ovlivňuje tamní společenstva. Dřívější průzkumy jednotlivých stanovišť jsme doplnili novými metodami, které se zaměřují na druhy členovců obývajících odlišná mikrostanoviště. Ani studiu drobné planktonní bioty se před námi v pískovně Plané nikdo nevěnoval. Takové společenstvo zahrnuje zástupce vznášející se ve vodním sloupci, při kterém nejsou schopni aktivně překonávat proud vody rychlejší než 2 cm/s (Čejnová 2016). V naší práci pracujeme s jeho dvěma obecně definovanými typy: Se zooplanktonem, za nějž se považují tradiční skupiny mnohobuněčných živočichů trvale žijící ve vodním sloupci v pelagiálu nebo mezi vodními rostlinami, na něž se mohou dočasně přichycovat nebo po nich volně lézt, tzn. Rotifera, Cladocera a Copepoda (Přikryl 2006). Druhou skupinou je fytoplankton, mezi který se řadí jednobuněčné fotosyntetizující organismy jako sinice, rozsivky, bičíkovci a řasy

(Čejnová 2016). Osidluje volné vody a prostředí mezi rostlinami v litorálu nádrží a řek (Komárková 2006). Biocenózy planktonu jsou relativně dobře přístupné pozorování, dostatečně dynamické a zároveň dostatečně specificky afinní k různým typům prostředí. Ve svém druhovém a velikostním složení, v celkové biomase i v abundanci jednotlivých druhů jsou nositelem významného souboru informací, jenž umožňuje sledovat vývoj vodního ekosystému jako celku (Kosík 2007). Vodní nádrže, které jsme zkoumali, nepatří mezi běžně vzniklé útvary, poněvadž do jisté míry vznikly těžební činností, a mají tak často specifické vlastnosti. Různé mokřady, tůně a nádržky v pískovně pak mohou v krajině představovat místa s cennými vodními společenstvy obohacující místní diverzitu a taktéž jakási refugia pro mnoho stanovištně náročných druhů, jež vlivem člověka z přírody vymizely. Porovnání výsledků z těchto lokalit s výsledky z běžných rybníků a tůní může ukázat podobnosti při formování společenstev planktonu a zjištěné rozdíly potom ukazují na význam specifických vlastností těchto lokalit (Kosík 2007).

1 CÍLE

V naší práci se zaměřujeme zejména na výzkum společenstev vybraných skupin větších členovců a planktonu na vodních i suchozemských lokalitách ve Štěrkopískovně Planá nad Lužnicí. Naše výsledky analyzujeme a na jejich základě se snažíme vytvořit řadu doporučení pro praktická ekologická opatření v pískovně. V našem projektu si klademe sedm základních cílů:

- zanalyzovat vzorky vybraných skupin planktonu a větších členovců získané z 5 vodních těles a 10 vytyčených suchozemských lokalit a popsat druhovou bohatost a složení zdejších společenstev, a následně tak vyhodnotit cennost nálezových stanovišť
- vyhodnotit, jaké podmínky prostředí stojí za variabilitou druhů, a které faktory mají pozitivní, nebo naopak omezující vliv na biodiverzitu vodních, mokřadních i suchozemských lokalit v pískovně
- srovnat výsledky výzkumu terestrických bezobratlých s prací [Váchy a Zemana \(2018\)](#) a sledovat tak změny ve společenstvech členovců v závislosti na postupující sukcesi
- zaznamenat všechny nalezené druhy vybraných skupin organismů
- vypracovat návrh budoucí péče o vytěženou pískovnu za účelem zachování specifické biodiverzity

2 LITERÁRNÍ PŘEHLED

2.1 Vznik pískoven

Štěrkopísky představují směsi štěrku a písku. Jde o sypké nezpevněné horniny různé míry zrnitosti. Písky označujeme klastické (úlomkovité) sedimenty o zrnitosti 0,063 – 2 mm. Na základě zrnitosti dále rozlišujeme písky jemnozrné (0,063 – 0,25 mm), střednozrné (0,25 – 1 mm) a hrubozrné (1 – 2 mm). Štěrková zrna mají velikost 2 – 128 mm (Seidlová 2007). Ložiska vznikají vodní (fluviální, fluviolakustrinní, glacifluviální nebo glacialakustrinní), či větrnou (eolickou) erozí. Naprostá většina štěrkopískových ložisek v ČR je fluviálního původu a bývá situována v terasách větších řek. Takové koncentrace mají obvykle kvartérní stáří, výjimečnější shledáváme pak ložiska terciérní (Antoš et al. 2015). Speciálním případem jsou oblasti vátých písků. Na rozdíl od fluviálních ložisek, která obsahují širokou škálu zrnitostních frakcí materiálu od písku až po větší kameny, váté písky vznikají větrným naváním pouze jemných zrn horniny a kumulují se v místech, kde se mění síla větru (Řehouňková et al. 2007).

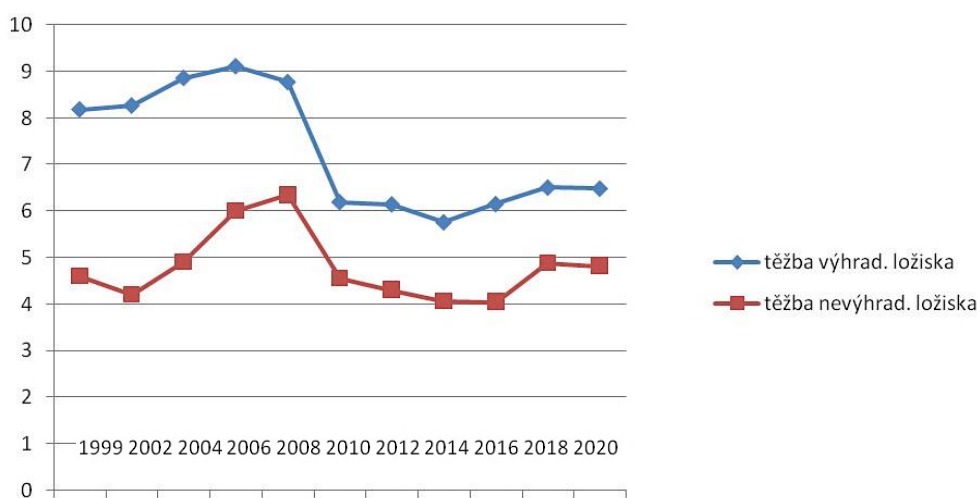
Těžba štěrkopísku ve střední Evropě je v menší míře doložena již z doby Římské říše, přičemž lokálně se surovina těžila pravděpodobně i dříve. s rozšířením používání cementu v 19. století se poptávka po písku, štěrku a větších kamenech zvýšila a v tomto období vzniká velké množství nových těžeben. Snaha dobývání štěrkopísku opět vzrostla v průběhu 20. století, kdy se začaly ve velkém budovat rozsáhlé dopravní komunikace a větší stavby, jakožto se v tuto dobu i stavebnictví celkově výrazně rozvíjelo (Poschlod & Braun-Reichert 2017). V České republice se štěrkopísek ručně těžil již od raného středověku v maloplošných pískovnách (tzv. písničky či písečníky) (Šinko 2022). Před započítáním velkoobjemové těžby pro stavební účely za socialistického režimu byly pískovny jen málo rozsáhlé, obvykle utěšující potřeby jedné obce či daného regionu. Těžba štěrkopísku byla na vrcholu v sedmdesátých a osmdesátých letech minulého století a po roce 1989 došlo k výraznému útlumu.

Ložiska štěrkopísku rozdělujeme podle horního zákona do dvou skupin – ložiska výhradní se podílejí na přírodním bohatství státu a jsou v jeho vlastnictví, zatímco nevýhradní ložiska jsou součástí pozemků. Zásadní rozdíl ve využívání těchto dvou typů ložisek je například i v tom, že na rozdíl od rozhodnutí o stanovení dobývacího prostoru, které je v případě vyhrazených ložisek vydávané obvodními báňskými úřady, rozhoduje o změně využívání území nevyhrazených ložisek příslušný stavební úřad. Zároveň však společnosti dobývající nerost (nejen štěrkopísek) nevyhrazeného ložiska nemusí platit takřka žádné poplatky spojené s těžbou (Vícha 2012). Aktuálně je v České republice evidováno okolo dvou set výhradních ložisek štěrkopísku, z nichž je těžena jedna třetina. Nevýhradních ložisek je na našem území asi tři sta padesát, přičemž je těžena zhruba jedna čtvrtina. Množství těžených ložisek obou druhů od devadesátých let kleslo, jakožto i celkový objem vytěženého materiálu, zejména pak z výhradních ložisek (Kavina et al. 2004; Starý et al. 2010, 2014, 2018, 2021). Objem ročně vytěženého štěrkopísku byl před rokem 1989 na našem území až třikrát větší než dnes (Křtěnová 2006). Do budoucna lze předpokládat, že bude těžba i nadále spíše stagnovat.

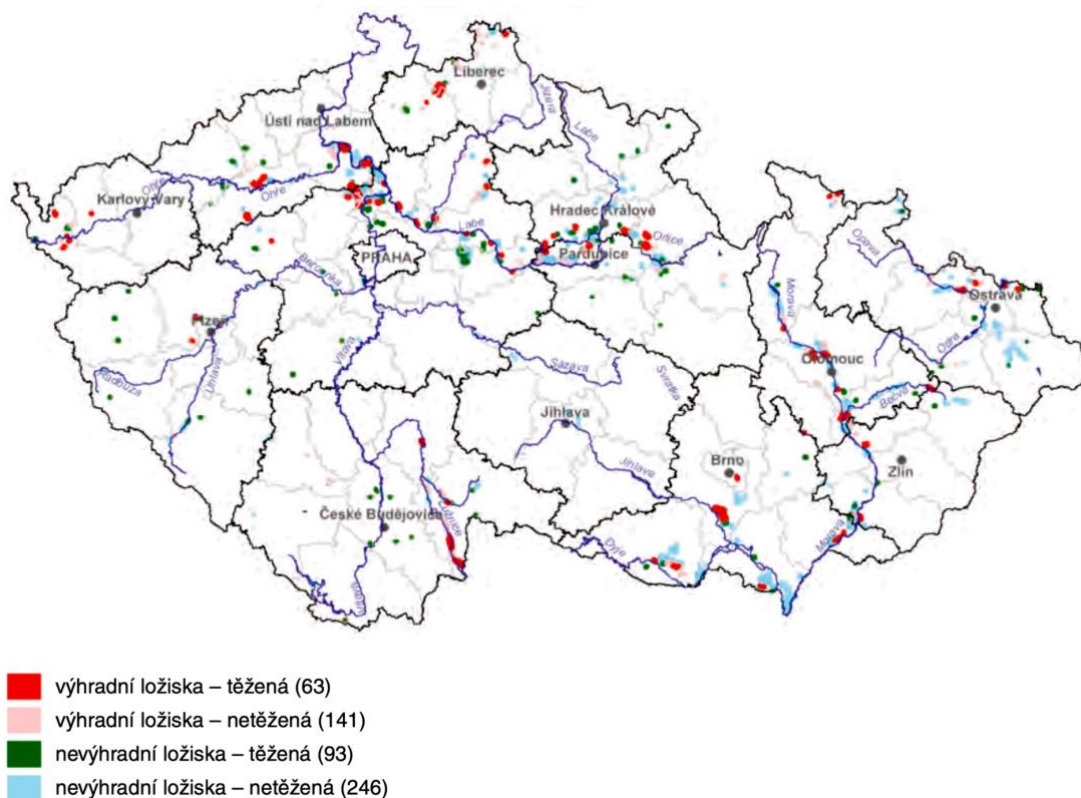
Těžba samotného písku v dnešní době probíhá velmi okrajově, omezuje se na oblasti vátých písků bez příměsí jiných zrnitostních frakcí. Takové lokality ale pro jejich vzácnost a bezprostřední ohrožení zarůstáním agresivními druhy rostlin obvykle pod zvláštní ochranou (z maloplošných zvláště chráněných území jmenujme například Přírodní rezervaci Písečný přesyp u Vlkoval, Přírodní památku Slepíčí vršek nebo Národní přírodní památku Váté písky) (Řehouňková et al. 2007). Eolicky vzniklá písková ložiska jsou dnes těžena například v povodí Labe (Antoš et al. 2015). Štěrkopísek se v České republice těží zejména z fluviálních teras

větších řek (kupříkladu Labe, Ohře Orlice, Cidlina, Jizera, dolní tok Vltavy, Berounka, Morava, Bečva, Opava či oblast Dyjsko-svrateckého úvalu). Dominantní těžařskou oblastí můžeme nazvat horní a střední tok Lužnice (Elišová 2022). Započítí těžby jakékoli suroviny podmiňuje vypracování geologického průzkumu a zároveň i Souhrnného plánu sanace a rekultivace (SPSR), pro jehož správné nastavení je stěžejní provedení biologického průzkumu lokality ložiska (Elišová 2022). Před samotným dobýváním horniny dochází při povrchu ke skrývce případné ornice a odstranění ložisek nepotřebných materiálů (různé fluviální uložení), ale například i písků či štěrku s vysokým obsahem jílu, jehož odstraňování by bylo komplikované (Costea 2018, Antoš et al. 2015).

Ve střední Evropě rozlišujeme dva nebo tři základní typy těžby štěrkopísku definované podle jejich vztahu k podzemní vodě (Matějček 2001). Probíhá-li těžba vátých písků nebo se těží na lokalitě, kde je hladina podzemní vody dostatečně hluboko, hovoříme o tzv. suché těžbě. Tímto způsobem se těží zejména za pomoci pozemních rypadel různých typů (lanová, hydraulická, v menší míře kolesová) a kolovými lopatovými nakladači, a to odebráním materiálu ze stěny ložiska, někdy dochází i k vytvoření stupňů pro zvýšení stability a štěrkopískovna tím získává kaskádovitý vzhled (Antoš et al. 2015, Eliášová 2022). Těžbou z vody se v dnešní době do trhu dostane asi 70 % štěrkopísku dobytého na našem území. Jejím zavedením dosáhneme daleko hospodárnější cesty získávání štěrku a písku, neboť lopaty rypadel speciálních typů umožňují takřka úplné vytěžení ložiska, včetně zásob pod úrovní spodní vody. Tento způsob dobývání materiálu je podmíněn vznikem antropogenního jezera. Těžba může probíhat buď za pomoci rypadel instalovaných na břehu jezera (v případě těžeben s krátkou životností nebo od kterých není očekávaný velký výnos), nebo častěji díky plovoucím rypadlům a lodní dopravě materiálu. Těžba plovoucími rypadly může mít za následek vznik daleko hlubšího těžebního jezera než v případě technologií zaváděných na břehu (v případě drápkových rypadel může být materiál těžen až z hloubky 40 metrů) (Antoš et al. 2015). Přechodným druhem rozlišovaným Matějčkem (2001) je tzv. bažinný typ těžby, při kterém je štěrkopísek dobýván zprvu suchou cestou, při dosažení spodní vody jsou pak ale nižší partie pískovny zaplavovány a vytváří se systém menších antropogenních jezírek. k většině způsobů použití je štěrkopískový materiál různých frakcí využitelný až po následné úpravě vytěžené horniny. Při drcení zrn dochází ke zmenšování jejich velikosti a také k jejich hrubění, které je důležité pro správné vlastnosti produktu například ve stavitelství (Dohnal 2017). Praním jsou z materiálu vymývány nežádoucí jílové částice, posléze ukládané v kalových polích. Konečné třídění v sítích pak umožňuje oddělení jednotlivých zrnitostních frakcí, které mohou sloužit různým potřebám kupců.



Obr. 1: Těžba ložisek štěrkopísku mezi lety 1999 a 2020 (z dat Kaviny et al. 2004, Starého et al. 2010, 2014, 2018, 2021). Uváděno v tisících m³ vytěžené suroviny.



Obr. 2: Evidovaná ložiska štěrkopísků v ČR (Starý et al. 2021).

2.2 Rekultivace

Po ukončení dobývání suroviny na těžební lokalitě připadá na těžební společnost podle zákona povinnost provést sanaci a rekultivaci daného místa (§ 31 odst. 5 horního zákona). Rekultivace je soubor procesů, které mají za úkol napravit negativní důsledky antropogenního působení v krajině. v rámci Česka jsou předmětem rekultivací zejména zbytkové terénní nerovnosti (sníženiny a jámy nebo haldy a výsypky) po povrchové těžbě nerostného materiálu. Základní snahou je zabezpečení prostoru (zpevnění svahů, zabránění vyluhování toxických látek), popřípadě umožnění dalšího ekonomického či rekreačního využívání lokality (Zikmundová 2019, Prach et al. 2020).

V historii České republiky přinesl první povinnosti vztahující se k nahrazování negativních efektů těžby v krajině Obecný horní zákon schválený císařským patentem již roku 1854. v této době byly rekultivace prováděny jako kompenzace narušených území (Chuman 2015). v padesátých letech minulého století došlo k výraznému vývoji rekultivací postindustriálních stanovišť zejména v rámci hnědouhelných dolů v okolí Teplicka (Řehoř & Ondráček 2009). Zvýšená těžební činnost vedla k potřebě sepsání nové formy horního zákona roku 1957, ve kterém je povinnost rekultivovat těžební území již jasně definována (Chuman 2015).

V dnešní době dělíme technologické procesy nápravy negativních důsledků těžby podle jejich metodiky a účelu do několika skupin, primárně ale každá rekultivace může směřovat v zásadě dvěma směry-bud' k technické rekultivaci, nebo k ekologické obnově.

2.2.1 Technická rekultivace

Technická rekultivace vede k vytvoření ekonomicky produktivního prostředí nebo prostředí jinak určeného k lidskému využívání (např. rekreačně). Obecně ji dělíme na rekultivace lesnické, zemědělské, hydričké a ostatní. Její principy se uplatňují zejména na územích výrazně pozmeněných těžbou a zahrnuje dvě základní etapy. První etapa (technická) představuje přesuny velkého množství materiálu, modelaci krajiny a navážení ornice pomocí těžké techniky. Dochází k zarovnávaní terénu, odstraňování elevací a vyplňování depresí. Ve stěnových lomech jsou zahlazovány svislé skalní plochy až do mírné svažitosti. Obvyklé také bývají různé formy meliorace. v biotechnické fázi se kontrolují a upravují fyzikálně-chemické vlastnosti půdy a dochází k vysévání či sázení rostlin určených pro zemědělskou nebo lesnickou produkci (Prach et al. 2020; Tropek et al. 2012).

Rozsáhlé terénní úpravy společně s celkovými výdaji za biotechnickou rekultivaci se mohou vyšplhat až na stovky tisíc či jednotky milionů korun na jeden hektar a v kontextu obvykle nevelké hospodářské produkce na postindustriálních stanovištích se nezdají být nejvýnosnější investicí (Gremlica et al. 2011; Příbyl 2019).

Louky, plantáže, pole a jiná hospodářsky využívaná místa vzniklá technickou rekultivací obvykle nevedou ke zvýšení ekologické hodnoty území, ba naopak se postindustriální stanoviště často stávají regionálními centry bio/geodiverzity a rekultivací ekologický potenciál území zaniká. Řízená destrukce podobných ekologicky cenných lokalit je v rozporu s platnou legislativou. Technický způsob obnovy bývá tedy z pohledu ekologie ve většině případů přinejmenším kontroverzním řešením otázky nápravy negativních efektů lidské činnosti (Tropek & Prach 2012), ale zároveň někdy nezbytným opatřením, pokud postindustriální stanoviště silně negativně působí na krajinu – například stresem chemické a fyzikální podstaty v hnědouhelných lomech (Prach & Hobbs 2008; Bartošová 2014; Zikmundová 2019).

2.2.1.1 Lesnická rekultivace

Lesnické rekultivace jsou v rámci pískoven nejrozšířenějším typem péče o vytěžené území. Po první fázi klasické technické rekultivace při ní obvykle dochází k vysázení monokultury nenáročného druhu dřeviny, často druhu nepůvodního výskytu či dokonce invazního (nejčastěji se jedná o borovici lesní – *Pinus silvestris* nebo dub červený – *Quercus rubra*), v extrémních denzitách až 12 tisíc jedinců na hektar, což prakticky zabraňuje rozvinutí podrostu a lokalitu zastíňují. Sázením semenáčků v takové hustotě projevuje projektant snahu o produkci nezkřiveného dřeva bez suků. Často jsou však monokultury stejnoletých stromů jednoho druhu daleko více náchylné k negativním vlivům okolí (polomy, škůdci atp.), než by byla kultura věkově a druhově pestré skladby (Elišová 2022). v prvních deseti letech je na většině míst nutné stromky hnojit, okopávat a chránit proti zvěři. Pokud není tato péče správně naplňována, může docházet k výrazným ztrátám na počtu životaschopných stromů. Druh dřeviny je vybírán tak, aby se dokázal v nestabilním podloží pískovny pevně uchytit, byl nutričně nenáročný a ideálně působil na podklad melioračně. Monokulturní způsob péče o vytěženou pískovnu jde proti koncepcím Ministerstva zemědělství ČR a Ministerstva životního prostředí ČR a staví se do rozporu dokonce s několika body zákona č. 289/1995 Sb. (Gremlica et al. 2011). Snaha o uměle vysázenou monokulturu je navíc zcela zbytečná ve světle skutečnosti, že přirozená sukcese směřuje ve většině pískoven (kromě extrémně vlhkých nebo suchých lokalit) k vytvoření lesního porostu v období okolo dvaceti let od poslední disturbance (Prach et al. 2013). Cena lesnické rekultivace klasického typu se pohybuje v řádech vyšších stovek tisíc na

hektar a nutno podotknout, že kriticky narušuje ekologickou hodnotu vytěžené šterkopískovny (Gremlica et al. 2011; Tropek & Prach 2012; Řehouňková et al. 2012).

2.2.1.2 Hydrická rekultivace

Za vodohospodářskou (hydrickou) rekultivací stojí cílená přeměna (řízené zatopení) vytěžené jámy v jakékoli vodní dílo – především retenční nádrž (Gremlica a kol. 2011). Tím, že se šterkopísky obvykle vyskytují poblíž říčních koryt větších řek v místech se zvednutou hladinou podzemní vody, jsou nezdědka vznikající prohlubně zaplaveny již během probíhající těžby (Příkryl 2022). Různé takové reservoáry a jezera přispívají v krajině nejen k zadržování vody, ale také se mimo jiné podílejí na tvorbě okolního mikroklimatu (Gremlica a kol. 2011). Běžně bývají využívány zejména pro rekreační a sportovní aktivity i jako vodárenské plochy pro pitnou vodu (v závislosti na objemu a celkové kvalitě vody) (Hrdinka 2012). Mnohé vznikají rovněž coby součást technologického procesu, jako zásobárna vody k propírání odtěženého materiálu (Příkryl 2022).

2.2.1.3 Ostatní možnosti technické rekultivace

Kromě uvedených typů rekultivací může mít výsledek obnovy území jiná specifická využití. Často se jedná o rekreační prostory (sportoviště, parky), zástavby či úložiště odpadu. Taková přeměna stanoviště samozřejmě vede k zániku jakéhokoli ekologického potenciálu lokality.

2.2.2 Ekologická obnova

Na rozdíl od technické rekultivace, jejíž hlavním cílem je uvést postindustriální stanoviště do ekonomicky využitelného stavu, ekologická obnova (*ecological restoration*) se snaží zvyšovat přírodní a ochrannářskou hodnotu lokality. Po základním technickém zabezpečení zájmového prostoru při ní podporujeme diverzitu zejména stanovištně vyhraněných, ohrožených, a zvláště chráněných druhů a společenstev různých sukcesních stádií, zejména však těch iniciálních.

2.2.2.1 Spontánní sukcese

V praxi rozeznáváme v rámci ekologické obnovy v zásadě dva přístupy aplikovatelné na takřka všech postindustriálních stanovištích (Řehounek et al. 2015; Tropek & Prach 2012). První možností je ponechání území přirozené sukcesí (*spontaneous succession*). Po větší disturbanci (v našem případě těžbě) a odstranění velké části substrátu z narušeného území (a tím i diaspor všech rostlinných druhů na lokalitě původně se vyskytujících) dochází na daném místě k vytváření biotopů tzv. iniciálních sukcesních stádií. Vzhledem k tomu, že je obvykle stanoviště po disturbanci velmi rozrůzněno (přesuny materiálu těžkou technikou, dobývací činností), bývá i škála vznikajících habitatů velmi abioticky pestrá. Povrchové deprese se vyplňují vodou a utváří se vegetací nezarostlé mokřady a tůňky, naopak místa vyvýšená jsou spíše xerothermní (Tropek & Prach 2012). v prvních fázích sukcese jsou takové biotopy schopné obsazovat jen druhy nenáročné na živiny, zvládat i časté narušování území a rozvolněný substrát (z rostlin jsou to zpravidla druhy jednoleté (Řehouňková & Prach 2006), zdejší živočichové obvykle nejsou svým vývojem vázání na rostliny nebo mají dobře vyvinutou migrační schopnost). s postupem času vzniká primární sukcesí společně se specifickými společenstvy velké množství vzájemně se překrývajících ekosystémů. Pokud sukcese probíhá spontánně, nenarušeně vnějšími vlivy, dojde ale v měřítku jednotek až nižších desítek let ke kolonizaci lokality běžnými euryvalentními druhy, vymizení společenstev raných sukcesních

stádií a do jisté míry i k homogenizaci celého území (Řehouňková & Prach 2006; Řehouňková et al. 2015). Nicméně, výdaje za tento způsob rekultivace jsou prakticky nulové.

2.2.2.2 Asistovaná sukcese

Druhou možností je tzv. řízená či asistovaná sukcese. Při ní se v zásadě snažíme sukcesí zpomalovat, různě směřovat a manipulovat s ní, aby docházelo ke vzniku co možná nejideálnějšího prostředí pro různé biocenózy. Toho dosahujeme obvykle prostřednictvím cílených disturbancí v určitých oblastech námi rekultivovaného území. Prostředkem disturbancí nám může být těžká technika, manuální práce pomocí ručních nástrojů, ale i rekreační činnosti jako je turistika a aktivity na plážích písňů (například v rámci Geocachingu) (Řehouňková et al. 2015). Obvykle tímto způsobem nenarušujeme celé prostředí najednou, ale vkládáme úsilí do vytvoření pestré mozaiky ochránářsky významných biotopů (Vaněk & Ešpandr 2023). Snažíme-li se tedy o postindustriální stanoviště pečovat co nejekologičtěji, je aplikace principů řízené sukcese naším nejlepším řešením s minimálními realizačními výdaji.

Touha po opětovném zařazení i relativně malého rekultivovaného prostoru, jako je například šterkopískovna, do hospodářského systému a zavést na něm rostlinnou produkci, jako se tomu děje na našem území i dnes ve většině případů (Chuman 2015), je pravděpodobně jedním z prvních definovaných záměrů obnovy průmyslově devastovaného území (Hobbs & Norton 1996). Dnes je tato snaha opodstatněná snad pouze v rozvojových státech a u nás byla aktuální v průběhu minulého režimu (Řehounek et al. 2015). Společně s postupným snižováním úsilí a zastoupení pracovní síly v oblasti zemědělské (zejména potravinářské) produkce (Gremlica et al. 2011), stejně tak jako s rostoucím zájmem vyspělých zemí o praktické prosazování ekologičtějších metod napříč všemi odvětvími, pronikají pomalu principy ekologické obnovy nejen do odborné rekultivační praxe, ale zároveň do podvědomí politiků i běžných občanů (Vermouzek 2022). v budoucnosti proto při stávajícím vývoji očekáváme nárůst projektů s cílem prosazovat ekologický potenciál postindustriálních stanovišť.



Vlevo: Příklad probíhající asistované sukcese na Pískovně u Dračice (Rapšach). Vpravo: Jezero antropogenního původu vzniklé při hydričké rekultivaci pískovny Cep II (Cep). Foto: Matěj Ešpandr

2.3 Ekologický význam pískoven

Konvička (2012) shrnul podstatu významu postindustriálních stanovišť v několika bodech. Především vysvětluje, že krajina je dnes uměle hospodářsky udržována především ve středních stádiích sukcese, která nejsou optimální ani pro stenovalentní a pionýrské formy raných fází obnovy, ani pro zástupce klimaxové. V takovém kontextu představují kupříkladu povrchové lomy vhodnou náhradu za některé dnes již v přírodě ojedinělé ekosystémy, jež spojuje zejména rozvolněná vegetace, malé množství živin v systému či pravidelné disturbance. Alternativami těchto původních biotopů (skalních stepí na vápenci, písčin s rozvolněnou vegetací, šterkopískových lavic řek nebo oligotrofních mokřadů nížin), které byly z velké části zničeny v souvislosti s různými hospodářskými změnami minulého století a jsou dále na ústupu, tak mohou být kamenné (vápencové) lomy, pískovny a šterkopískovny, těžebny jílu (např. kaolinitu), výsypky nebo popílková odkaliště (Řehouneková & Řehounek 2014; Řehounek et al. 2015).

Na základě odlišné vlhkosti a zrnitosti podkladu, se stávají šterkopískovny důležitými zástupci suchých i vlhkých písčin, oligotrofních mokřadů a šterkových břehů řek. Vznik těchto stanovišť umožňuje především nedostatek živin, který je pro odkryté kvartérní sedimenty v pískovnách charakteristický (Tropek & Prach 2012). Zachování takových stanovišť je poté stěžejní nejen pro podporu rostlin vázaných na živinami chudé biotopy, písčiny, mokřady. Některé z nejohroženějších druhů byly dokonce zařazeny do projektu záchranných kultivací a repatriací do některých pískoven v jižních Čechách (např. *Centunculus minimus*, *Cyperus flavescens*, *Illeceberum verticillatum*, *Juncus capitatus*, *J. tenageia*, *Radiola linoides*; Řehounek et al. 2015). Populace určitých zástupců blanokřídlého hmyzu jsou dnes v našich podmínkách výlučně vázané zejména na teplé a suché pískovny, jež pro svou relativní četnost v České krajině a mnohdy velkou rozlohu spolehlivě suplují přirozené biotopy těchto a mnohých dalších ohrožených druhů (Bogusch & Straka 2012). Je známo, že některé pískovny počtem druhů blanokřídlých přesahují i přilehlá chráněná území (Heneberg et al. 2013). Bogusch a Straka (2012) si tento jev vysvětlují větší rozlohou zdejších písčitých ploch oproti mnohým maloplošně chráněným územím, a navíc i ve větší frekvenci disturbancí. Obzvláště velký význam mají nezarostlé prostory pro semifosoriální zástupce žahadlových blanokřídlých, kteří si vyhrabávají svá hnízda v substrátu (např. rody *Andrena*, *Tachysphex*, *Halictus*, *Lasioglossum*, *Alysson* aj.). Na samotářsky hnízdících včelách jsou pak hostitelsky závislé četné populace různých druhů majek (*Meloe* spp.), které opět vyhledávají mimo jiné holé písčiny (Řehounek et al. 2012). Další významní brouci pískoven jsou třeba rákosníci (*Donacia* spp.), kovařici (např. *Zoroachros* spp.), vzácné druhy vyklenulců (*Byrrhidae*), nosatců (*Bagous* spp.) a mnoho dalších. Někteří vodní brouci (např. *Zimmermannius canaliculatus*) kolonizují louže a tůňky brzy po jejich vzniku (Boukal 2012) a při pozdějším vývoji společenstva z lokality mizí. Pozdější stadia sukcese oligotrofních mokřadů následně obsazují další významné druhy, různé druhy potápníků (např. *Dytiscus* spp., *Acilius* spp. *Graphoderus* spp., *Hydrovatus* spp., *Hydroporus* spp.) či vodomilů (*Hydrophilus piceus*, *H. atterimus* atd.). V neúživných mokřadech lze v ČR nalézt až okolo 40 druhů vázek včetně těch ohrožených, ohrožené měkkýše (např. *Anisus vorticulus*; Beran 2002), ale i polokřídlé (např. *Hydrometra gracilentata*, *Erotettix cyane*) a pavouky (např. *Dolomedes plantarius*, *Pirata* spp.; Řezáč & Rothová 2020).

Zásadní význam sehrávají podobná stanoviště i pro populace obratlovců. Pískovny může obývat naprostá většina našich obojživelníků a pro ropuchu krátkonohou (*Bufo calamita*) představují více než polovinu známých lokalit v rámci ČR (Řehounek et al. 2015). Na vhodném managementu kolmých písčitých stěn v těžebnách jsou závislé populace zde hnízdících břehulí říčních (*Riparia riparia*; Heneberg 2013). Většina jejich kolonií je dnes totiž (pro úbytek

přirozených biotopů při březích řek) vázána na postindustriální lokality (pískovny, hlinišťe). Podobnou situaci lze nalézt i u vlhy pestré (*Merops apiaster*). Z ptáků s vazbou k nezastíněným plochám a oligotrofním mokřadům obývá pískovny např. kulík říční (*Charadrius dubius*), rybák obecný (*Sterna hirundo*), bekasina otavní (*Gallinago gallinago*), vodouš kropenatý (*Tringa ochropus*) a slavík modráček střeoevropský (*Luscinia svecica cyanecula* hnízdící v rákosinách).

Nezarostlé štěrkové náplavy, v pískovných štěrkopískové břehy, dnes v přírodě téměř chybí. Ohrožují je především úpravy břehů větších řek, které ovlivňují celý sedimentační režim, a také invaze nepůvodních rostlinných druhů. Tyto biotopy se dříve přirozeně vyskytovaly hlavně při rychleji proudících řekách s pravidelně kolísající hladinou vody (v souvislosti s každoročně zvýšenými jarními průtoky či povodňovými stavy s několikaletou periodou), která zajišťovala pravidelnou disturbanci (Chytrý et al. 2010). Organismy štěrkopískových břehů patří opět k jedněm z nejohroženějších. Ve štěrkopískovných hledají útočiště různé ripikolní druhy členovců – brouků různých čeledí (mj. *Carabidae*, *Staphylinidae*, *Elateridae*, *Georissidae*), rovnokřídlých (např. rody *Xya*, *Grylotalpa*, *Tetrix*), ploštic (*Saldula*) a pavouků (*Arctosa*, *Prinerigone*).

2.4 Dobývací prostor Planá nad Lužnicí

Štěrkopískovna v Hůrka Plané nad Lužnicí, těžená od roku 1997, se řadí k větším pískovněm v okrese města Tábor (Vácha 2019). Nachází se na pravém břehu meandru řeky Lužnice, v zalesněném prostoru s místním názvem Hůrka, zhruba 1,2 km jižně od města Planá nad Lužnicí (Benkovič 2010). Celý areál lomu, kde není povrch dotčen těžbou, lemují převážně borový les, s menšími plochami smrkového porostu. Předmětem těžby v plánské pískovně jsou třetihorní náplavové terasy řeky Lužnice a místně také na nich zformované písečné přesypy (Vácha & Zeman 2018). Regionální geologické území v základu tvoří vrstvy krystalické horniny původu jihočeského moldanubika. Na tuto spodní vrstvu proterozoických hornin následně nasedají mladší terciární uloženiny s mocností až 40 m, v samotných prostorách pískovny se objevují pouze do hloubky 3,6 – 5,9 m pod terémem o mocnosti 1,1 až 1,5 m (Benkovič 2010). Dobývání ložiska je prováděno technologií povrchové těžby v jámové pískovně nad i pod hladinou podzemní vody. Dnes zde již těžba pomalu končí a v r. 2015 byl schválen upravený budoucí plán sanace a rekultivace vypracovaný společností GET, s. r. o. Zároveň některé vytěžené prostory slouží v rámci sanace rovněž jako deponie skrývkové zeminy, kamení a vybraných druhů odpadů. Jako náhrada DP Hůrka nově slouží štěrkopískovna Řípec v blízkosti města Veselí nad Lužnicí, kterou otevřela společnost Českomoravský štěrk, a.s. v květnu 2021 (HeidelbergCement ČR 2021). Dle původních rekultivačních plánů mělo být území zavezeno inertním materiálem a hlušinou, zalesněno a v severní části měla být ponechána vodní plocha – jezero.



Umístění štěrkopískovny v Plané nad Lužnicí na území České republiky. Volně upraveno podle: Hrdličky (2014).

2.5 Mokřady a tůně

Tůně jsou drobné nevypustitelné vodní nádrže přirozeného charakteru (Popelková 2004), bývají plytké a rychle se zazemňují a zanášejí (Hartman et al. 2005). Zanášením se rozumí hromadění biomasy společenstev vodních ponořených a vzplývavých rostlin včetně listů dřevin a vynořených makrofyt, což dlouhodobě vyústí v procesu zazemňování (Čásek 2016). Navíc vnosem energeticky a minerálně bohatého organického opadu (jehož mineralizaci dovede za špatných kyslíkových poměrů blokovat fermentace) často rozhodují také o jejich chemismu (Heteša et al. 2014; Čížková & Šantrůčková 2006). Za mokřady se souhrnně považují biotopy, kde leží hladina převážně nad povrchem země a hloubka při odlivu nepřesahuje 6 metrů (Žáček 2017; Hartman et al. 2005). Takové vodní plochy mívají poměrně velké litorální pásmo, nicméně zastíněná stanoviště mít žádný litorál s výskytem makrofyt nemusí (Čejnová 2016). Bez pravidelných zásahů mohou ale mělká vodní tělesa rychle zarůstat a brzy ztrácet charakter nádrže postupným změlčováním, které se projevuje přeměnou v močál až po společenstva křovin a dřevin, které tento proces završují (Janda et al. 1996; Lellák & Kubíček 1991).

Protože jde většinou o nádrže mělké a drobné, bývá celý jejich profil podstatně ovlivňován probíhajícími ději v sedimentech („přímý efekt dna“) (Kosík 2007; Lelková a kol. 2004). Mělkost sice bývá výhodná z hlediska nižší limitace vodního sloupce světlem (i pod ledem), k tomu ale nepříznivá při nadměrném osvětlení v létě a méně vhodná pro planktonní zástupce, jimž zvýšené podmínky pro sedimentaci u zarostlých tůň blokují možnost zpětného vnosu do vodního sloupce (Scheffer & van Nes 2007; Červenková 2007; Heteša 2013). Zástupci pravého planktonu se tudíž více rozvíjí až ve větších, a hlavně hlubších (míchaných) plochách (Heteša 2013). V průběhu roku jsou pro takovéto habitaty typické výrazné oscilace teploty vody, které se mohou pohybovat v rozsahu až 20 °C (Čejnová 2016). Výše uvedený fakt se, avšak neomezuje pouze k teplotě, tůně lze obvykle souhrnně považovat za dynamičtější prostředí oproti větším jezerům (v případě těch čistých), které nabízí v různých časových obdobích vhodné podmínky pro různé druhy, což může odrážet jejich celkovou druhovou bohatost (Juračka et al. 2019).

V mělkých vodách tvoří běžně společenstva fytoplanktonu původně bentické druhy, kdežto součástí společenstva bentosu mohou být jinak (nechtěně) zástupci preferující i planktonní prostředí (př. určité rozsivky) (Pusztai 2014; Weihhoefer & Pan 2006). Obecně však skupiny mělkých vodních systémů prezentují ponejvíc zástupci kryptomonád a různá krásnoočka (Popelková 2004; Pithart a kol. 2007), přičemž existuje přechod z bičíkatých forem v čiré vodě k zeleným řasám spolu s krásnoočky v prostředí s nízkou průhledností (Zelený 2016). Zhoršené světelné podmínky některých zarostlých stanovišť upřednostňují bičíkovci¹ právě proto, že se dokáží ve vodním sloupci aktivně přesunovat, a navíc mohou lépe hospodařit se světlem. Tůně navzdory své malé velikosti mnohdy obsahují velmi rozmanitá společenstva, nalezneme zde jak živočichy výhradně vodní, tak i takové, kteří jsou v různých fázích svého životního cyklu s vodou spjati – nejen díky tomu mohou mít tůně relativně vyšší biodiverzitu vůči samostatným vodním nebo suchozemským biotopům (Juračka 2016). Mělčí a vysychavé stanoviště mohou navíc zooplanktonu nabízet určitou ochranu před některými hmyzími predátory, kteří tu nedokončí svůj životní cyklus včas (Pejsar 2015).

¹ Svým nositelům přináší bičík tedy potenciálně velkou kompetiční výhodu, neboť využijí větší měrou heterogenity prostředí, a to nejen při získávání lokalizovaných zdrojů živin – třeba ze spodních vrstev, kam se jiné řasy neodvážejí (např. Zelený 2016; Damaška a kol. 2022).



Obr. 3: Role mokřadů v krajině nebyla v historii vždy plně doceňována, od nepaměti představovaly pro člověka určité nepříjemnosti, ať formou překážky mnohých cest, či pro změnu jako lůžiska komárů. Především od druhé poloviny 19. století potom docházelo k jejich rozsáhlému odvodňování v rámci melioračních opatření (Michálková 2018). Foto: Matěj Ešpandr

2.6 Štěrkopísková jezera

Štěrkoviště neboli útvary zformované hornickou činností v povrchových dolech po těžbě písku a štěrku, které mají svou specifickou geochemickou dynamiku, jsou nádrže zpravidla hluboké (některé až 10 m i více), se strmými břehy a na počátku vzniku (obvykle prvních 6 až 8 let) s vysoce průhlednou a na živiny chudou vodou (např. Heteša et al 2012; Gremlica 2011; Křténová 2007). Výjimku představují staré písníky ještě z 19. století, v nichž se těžil především písek bez použití těžké zemní techniky, čímž nedosahují takových hloubek a vyznačují se mnohdy členitějším dnem (Heteša et al. 2012; Příkryl 2022). Při vzniku těchto jezer tvoří okraje a dno holá hornina bez vzrostlého vegetačního pokryvu, která (spolu s kvalitou podzemní vody) předurčuje vlastní chemismus nádrže (Hrdinka 2012). Průhlednost vody se v pískovných rovnocenně odráží od probíhající těžby, neboť mnoho suspendovaných částic ve vodním sloupci zapříčiňuje vysokou turbiditu (zákal) (Křténová 2007). Za takových podmínek může docházet k určité limitaci role fytoplanktonu coby primárního zdroje uhlíku v systému, poněvadž částice dokáží porůst bakterie, které jsou posléze odfiltrovány zooplanktonem, a reprezentují tak převládající část toku organického uhlíku od rozpuštěných látek až po vrcholové konzumenty, ryby (Rulík 2022).

Náleží mezi tzv. antropogenní jezera mající původ v lomech, kde dešťová voda nebo pramen podzemní vody samovolně naplňuje vyhloubenou lomovou jámu (Svobodová 2008), či s důsledkem zatopení vodní plochy souvisí cílená hydriká rekultivace (Hrdinka 2012). Specifické vlastnosti takových jezer, jakými jsou odlišné morfometrické parametry (příkré až kolmé svahy pánve, někdy značná maximální hloubka), často neobvyklá poloha hladiny pod úrovní vedlejšího terénu omezující působení povětrnostních podmínek (kdy bývá vodní sloupec promíchán jen do určité hloubky) a specifický charakter dříve těžené horniny, mohou

ovlivňovat kvalitativní charakteristiky jezerní vody i desítky let po zaplavení (Hrdinka 2012; Příkryl 2022). Často obsahují na počátku svého vzniku zanedbatelné množství hlavních živin, které chybí v průsakové podzemní vodě či vodě spadlé s neznečištěnými dešťovými srážkami plnicí vyhloubené jámy (Příkryl 2022). U nás představují jezera v bývalých pískovných a štěrkovných nejrozšířenější typ uměle vytvořených nádrží vzniklých těžební činností, která bývají plošně poněkud rozsáhlá a mělčího charakteru (Hrdinka 2012; Šobr 2022). Spolu s jinými nádržemi, které jsou spjaty s těžbou štěrkopísku potom představují zhruba 57 % úhrnné plochy vodních těles po těžbě v České republice (Příkryl 2022). V naprosté většině je nacházíme podél vodních toků kvartérních štěrkopískových náplavů, zcela ojediněle potom v oblastech po těžbě glaciofluvialních štěrkopísků, která pokrýval kvartérní pevninský ledovec (Hrdinka 2012).

Mezi činitele spojené s eutrofizací zbytkových jam patří zejména umělé zarybňování a s tím spojené přikrmování² obsádky, ale i rekreační koupání (např. Heteša et al 2012). Opomenout nelze ani vliv sukcese, kdy se vegetace v bezprostředním okolí jezera začíná postupně podílet na chemismu jezerní vody prostřednictvím sezónního spadu části staré sušiny, který do systému vnáší živiny ve formě dusíku, fosforu a organického uhlíku (Hrdinka 2012). Zhruba po deseti letech potom dochází k podstatnému zhoršení kvality vody (Gremlica 2011).

V dnešní době, kdy je většina nádrží bohatě dotována živinami, mohou představovat stagnující štěrkopísková jezera bez potřebné ovladatelnosti pro rybářské využití unikátní stanoviště. Z historického hlediska vracejí do určitých oblastí sladkovodní jezera, v jejichž vodách se ve svrchní křídě a v třetihorách usazovaly starší sedimenty, které dnes tvoří geologický základ některých regionů (Křtěnová 2007). Do určité míry mohou být obrazem málo úživných a zarostlých rybníčních soustav začátku minulého století před výraznějším projevem intenzifikace produkčního využívání rybochovných nádrží (např. aplikací kejdy a minerálních hnojiv), s kyselou a průhlednou vodou, nízkou rybí produkcí zřetelně limitovanou nedostatkem živin, která byla ale druhově pestrá, a dobře vyvinutým a rozmanitým bentosem (Musil 2016; Janda et al. 1996; Kolář a kol. 2022; Hartman a kol. 2016).

² Například přikrmováním semeny obilovin, se do vod uvolňuje značně fosforu, který je v zrnu významnou součástí kyseliny fytové, která je však pro ryby nevyužitelná. Tuto molekulu s šesti esterově drženými fosfáty vyloučí, a tak následně zapojí do koloběhu fosforu (Strunecká & Patočka 2006; Vlčko 2013; Qian et al. 2021).



Obr. 4: Pískovna Cep II v jižních Čechách sloužila k dobývání štěrkopísku mokrou cestou, čímž zde s postupem těžby vzniklo velké antropogenní jezero (Řehounek et al. 2015). Foto: Martin Antalec

2.7 Zooplankton

Ve vzorcích zooplanktonu sladkých vod nalezneme hlavně drobné živočichy, jako jsou klanonožci (Copepoda), perloočky (Cladocera) a vířníci (Rotifera), které patří mezi jeho nejvýznamnější složku (např. Šrámek-Hušek 1953). Planktonní klanonožci zahrnují omnivorní buchanky se sklonem ke karnivorii a býložravé vznášivky (Einsle 1993). Oproti tomu výrazná většina vířníků a perlooček cedí ve vodě vznášející se rozptýlené částičky a živí se převážně bakteriemi a fytoplanktonem (Zemanová 2015). Vzrůstově menší vířníci nicméně úměrně přefiltrují daleko menší množství vody (tisíciny mililitrů za den) vůči větším zástupcům perlooček (až několik mililitrů) (Švecová 2019; Látalová 2020).

Opomenout nelze ani další skupiny, které se mohou v zooplanktonu objevovat, ale žijí převážně v jiném prostředí, nebo v zooplanktonu tráví pouze část svého života. Mezi takové se řadí lasturnatky (Ostracoda), některé plazivky (Harpacticoida), různí nálevníci (Ciliophora), želvušky (Tardigrada) a rovněž larvy komárů z čeledi komárovití (Culicidae), pakomárovití (Chironomidae) a koretrovití (Chaoboridae), larvy mlžů (veligeři), houbovců (parenchymuly) i ploštěnců (cerkárie) a medúzka sladkovodní (Gvozdjáčková 2017; Kreidlová 2013; Hartman et al. 2005; Sýkorová 2010). Život předních zooplanktonních organismů bývá poměrně krátký, a proto se rychle rozmnožují a mnozí využívají partenogenetického³ rozmnožování, které umožňuje rychle zvýšit hustotu jejich populace (Čablová 2021), jde rovněž o efektivní strategii při kolonizaci nových stanovišť.

V oblasti volné vody (pelagiálu) se trvale vznášejí nebo plavou ve volné vodě, některé druhy mohou i pravidelně sestupovat na dno. Prostředí litorálu poté nabízí mnohem rozmanitější

³ Partenogenezi se rozumí rozmnožování, kdy v zárodečném prostoru dospělé samice zrají klonální vajíčka.

životní podmínky, čímž zde dochází k vyšší strukturalizaci druhové diverzity planktonu (např. Čejnová 2016). Podobně jako pelagický fytoplankton pochází evolučně i zooplankton z litorálních forem příbřežních oblastí vodních nádrží, odkud se až později přizpůsobil podmínkám ve volné vodě (dle Schuberta 1973).



Obr. 5: Zástupci nejvýznamnějších skupin zooplanktonu: zleva doprava – klanonožci (Copepoda), vířníci (Rotifera), perloočky (Cladocera). Foto: buchanky a perloočka – Matěj Ešpandr; vířník – Jan Jurníček

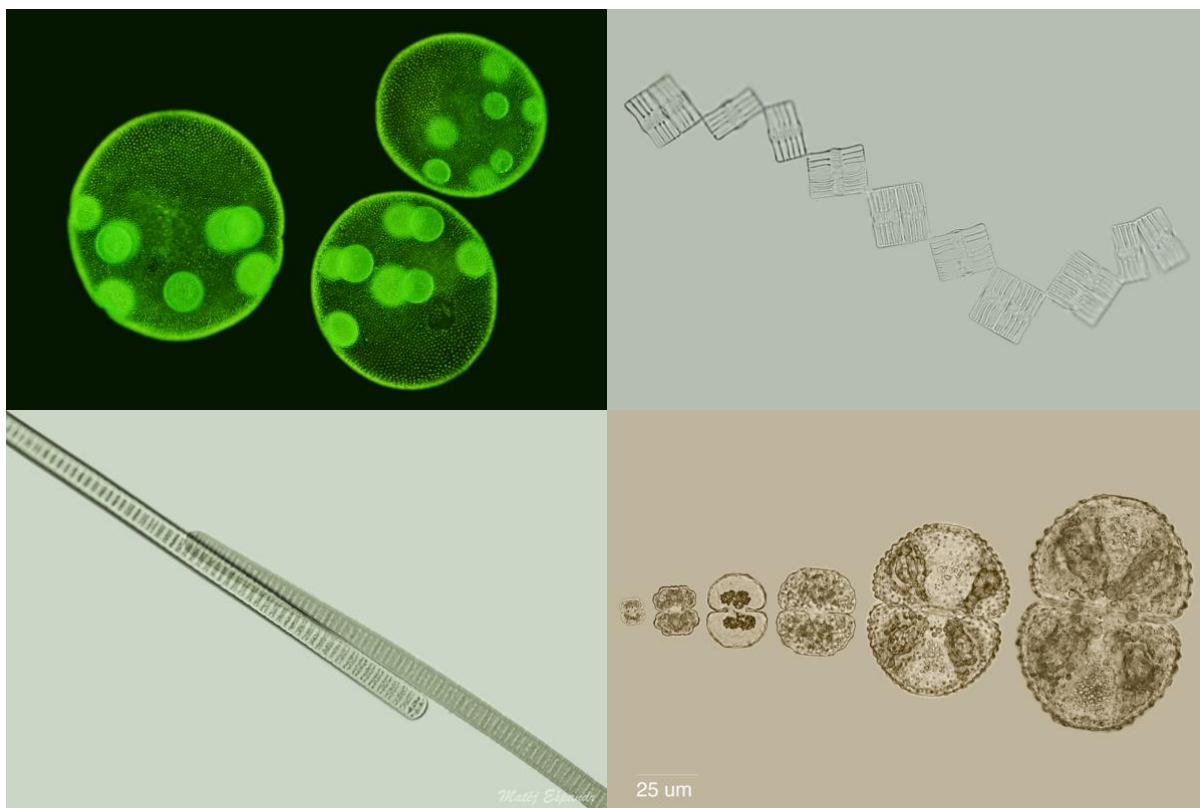
2.8 Fytoplankton

Řasy a sinice (bakterie produkující kyslík) reprezentují primární producenty, které jsou obvykle neodmyslitelnými členy vystupujícími ve vodních ekosystémech, kde se účastní nejružnějších interakcí nejenom s jinými organismy (Delawská 2013). V mnoha jezerech a řekách vytvářejí biomasu, na níž jsou založeny rozmanité potravní řetězce (Bellinger & Sigeo 2010). Sinice a různorodé řasy nelze považovat evolučně za přirozenou skupinu, ale polyfyletický kglomerát zástupců spadajících do různých více či méně příbuzných linií (Čepička 2019; Urban & Váňa 1980; Rychtecký & Znachor 2022). Většina z nich je striktně vázaná na vodu, existuje však i celá řada terestrických taxonů porůstajících borku stromů, vlhké listy, povrchy půd, skály či různé stavby (Delawská 2013). Vzhledem k obvykle větší hustotě řasových stélek v porovnání s okolní vodou dochází k jejich postupné sedimentaci směrem ke dnu, od něž je navrací zpátky do eufotické zóny (hloubka, do které pronikne 1% záření z povrchu) směrem k hladině různé turbulence (Pusztai 2014; Rychtecký 2009).

Přítomnost těchto malých organismů je patrná, pokud se vyskytují v podobě hustých populací, které dokáží svými pigmenty obarvit vodu a v některých případech vytvářejí mohutné povrchové kaly (Bellinger & Sigeo 2010). Někteří mohou produkovat do okolí sloučeniny negativně ovlivňující chuť i pach vody a celou řadu látek biologicky aktivních či toxických, které vážně komplikují využívání vody pro rekreační nebo vodárenské účely (např. Babica a kol. 2004). Nezkontrovaně namnožený fytoplankton (mj. sinice) bývá ale jako zdroj ohromné primární produkce jen povrchně využíván ve vyšších trofických úrovních (Musil 2016). Tok energie (látek) bývá tehdy k zooplanktonu (event. rybám) notně snížen, a zvláště realizován heterotrofním společenstvem mikrobiální smyčky⁴ (Pechar et al. 2016; Musil 2016). V neposlední řadě dokáže zapříčinit rozkolísání kyslíkového a pH režimu a s tím souvisejícím nárůstem volného amoniaku ($\text{NH}_2\cdot\text{H}_2\text{O}$) (Hartman et al. 2005; Amorim & Moura 2020).

⁴ Jedná se o zacyklený proces, kdy jsou organické látky produkované v systému v krátké době rozkládány bakteriálními populacemi, na nichž se živí drobní heterotrofní bičíkovci a nálevníci.

Opomenout však nelze jejich nepostradatelnou roli coby potravy zooplanktonu, neboť již samotné druhové složení fytoplanktonů má značný význam pro formování zooplanktonních společenstev (Janda et al. 1996).



Obr. 6: Zástupci vybraných skupin fytoplanktonu: zleva doprava (nahore) – zelené řasy (Chlorophyta), rozsivky (Bacillariophyceae); zleva doprava (dole) – sinice (Cyanobacteria), spájkivky (Zygnematophyceae). Foto: Matěj Ešpandr

2.9 Vliv podmínek vodního prostředí

Biotoxy stojatých vod jsou neustále ovlivňovány faktory prostředí, ve kterém se nachází a spolu s jejich gradienty určují podmínky pro život různých společenstev. K základním ekologickým faktorům hrajícím roli při formování biocenóz stálých vod patří pH vody, konduktivita, teplota vodního sloupce, dostupnost kyslíku, přítomnost vegetace, přístupnost světla a do jisté míry i doba zaplavení stanoviště (tzv. hydroperioda) (např. Gvozdjáčková 2017; Goździejewska et al. 2021). Tyto faktory bývají často spolu různě sprovázené, což významně stěžuje hodnocení vlivu jednotlivých proměnných na společenstva (Maxerová 2021; Rychtecký 2009). Vynechat nelze ani počasí či morfologii nádrže, které se podílí na vzniku a trvání nejen fyzikálně-chemických gradientů v nádrži, od kterých se odráží určitá heterogenita životního prostředí (Rychtecký & Znachor 2022). Mimo těchto faktorů vystupují dále různé biotické interakce, jakými bývají např. parazitismus, alelopatie či určitá kompetice mezi druhy (Gvozdjáčková 2017; Baxa 2016).

2.9.1 Vývoj vodních nádrží od oligotrofie k eutrofii

Úroveň trofie (neboli množství využitelných živin), spolu s různými fyzikálními podmínkami, morfologií nádrže a klimatickými poměry území, rozhoduje o stavu vodního ekosystému (Baxa 2016; Michálková 2018). Právě živiny významně ovlivňují sezónní a meziroční výměnu druhů,

výskyt, množství i diverzitu planktonu jako celku (např. Rychtecký & Znachor 2022). Ne všechny biogenní prvky jsou ale vždy aktuálně dostupné, neboť se dokáží za určitých podmínek snadno navázat do komplexních sloučenin a v systému se následně odstraněním z vodního sloupce imobilizovat (Staříková 2021). Fytoplankton ke svému růstu vyžaduje především dusík (N) a fosfor (P) v molárním poměru kolem 16:1 (tzv. Redfieldův poměr), jehož hodnota odpovídá průměrnému obsahu těchto prvků v buňkách fytoplanktonu (Delawska 2013). U zástupců zooplanktonu bývá atomární poměr mezi N:P taxonomicky specifitější, což je významně určováno odlišnými nároky k rychlosti růstu, potažmo struktury a aktuální dostupnosti potravy (např. rychle rostoucí perloočky mívají nízký N:P pro maximální proteinovou syntézu, pomaleji vyvíjející se klanonožci potom tento poměr vyšší) (Sýkorová 2010; Pecha 2021; Egnerová 2022). Je tudíž zřejmé, že pokud oba prvky dokážou organismy lépe získat či využít, mohou získat kompetiční výhodu nad ostatními.

Porovnáním vod podle bohatosti na živiny lze dospět ke třem nejčastěji uváděným typům vodních nádrží – oligotrofním, mezotrofním a eutrofním (nicméně mnohdy bývá hranice mezi jednotlivými stupni hůře rozlišitelná) (např. Juráň & Kubín & Kaštovský 2022). Existují ještě stanoviště dystrofní, která se vyznačují kyselou vodou s nízkou koncentrací minerálních látek rozpuštěných ve vodě, na dně často s kyslíkovým deficitem a velkým množstvím rozptýlené organické hmoty a huminových látek (Karpowicz et al. 2020; Karpowicz & Ejsmont-Karabin 2018).



Obr. 7: Čtyři vybrané troficky odlišné nádrže v ČR: zleva doprava (nahore) – mladá oligotrofní nádrž vzniklá po těžbě písku (Planá nad Lužnicí), mezo-eutrofní rybník Šanda (Běstvina); zleva doprava (dole) – eutrofní rybník Šušek (Písečná), dystrofní nádrž s tmavě zbarvenou vodou (Kladská). Foto: Matěj Ešpandř

V oligotrofních vodách bývá růst fytoplanktonu i makrofyt omezen nejvíce nedostatkem základních živin. Stádium vystihuje vysoký poměr N:P, průhlednost vody je vysoká (mimo proglaciální jezera s vysokým podílem suspendovaných částic) a rostou zde výhradně rostliny schopné přijímat živiny svými kořeny ze sedimentu (Delawská 2013; Hrdinka 2012). Takové nádrže jsou charakteristické svojí malou produktivitou (také biomasou), neboť nedostatek živin neumožňuje přílišný růst řas a zooplanktonu, zato ale pestrou druhovou diverzitou (Delawská 2013). Profil vodního sloupce na živiny chudých vod bývá mnohem stálější, resp. hodnoty pH a koncentrace kyslíku se během dne a noci skokově nemění (Baxa 2016). Podobně nejsou zásadní rozdíly v koncentraci kyslíku a pH ve vertikálním profilu, voda i povrch dna jsou tedy trvale prokysličený (Janda et al. 1996; Baxa 2016). V období letní stratifikace může u hlubších jezer směrem ke chladnějšímu dnu kyslík přibývat až k hodnotám nasycení pohybujícího se kolem 100 % (Hrdinka 2012). Dokonce ani opad a odumřelá biomasa se tu nízkou produkcí téměř nerozkládá (např. Janda et al. 1996). Fosfor jakožto mimořádně významný prvek fytoplankton využívá pouze v podobě fosforečnanů. V oligotrofních vodách nepřesahuje jejich hladina několik mikrogramů na litr vody, protože se velmi snadno váží za dostatečné zásoby kyslíku s kationty jako Al^3 , Fe^3 a Ca^2 nebo huminovými sloučeninami, které se ukládají ke dnu či odtud fosfor vychytávají a v sedimentech vytvářejí ve vodě nerozpustné redukované komplexy (Hazuková 2016; Hartman et al. 2005; Novotná 2006). V oligotrofních jezerech nezasazených acidifikací bývá společenstvo fytoplanktonu složeno zejména z převazujících planktonních zlativek, zelených řas a rozsivek, které pouze okrajově doplňují sinice. S přibývajícím kyselostí stanoviště tyto druhy nakonec nahrazují obrněnky a částečně skrytěnky, které snášejí více takové pH a prostřednictvím vertikální migrace lépe využívají snížené zásoby živin, přičemž k tomu efektivněji využívají světelnou energii (Novotná 2006).

Naproti tomu ve vodách se zvyšující se trofií mívá celkové N:P tendenci vykazovat nízký poměr díky zvýšené koncentraci dostupného fosforu (Takamura et al. 2003; Janda et al. 1996). S tím souvisí fakt, že se v takovém prostředí uplatňují již významněji biotické vztahy mezi organismy (např. Baxa 2016). Mezotrofní jezera, středně úživná s patrnou vyšší produkcí organismů, mívají již vlivem intenzivní fotosyntézy pozměněné pH v oblasti tzv. metalimnetického maxima⁵ kyslíku, zatímco směrem ke dnu dochází k jeho postupnému úbytku, který souvisí se zdejšími převládajícími rozkladnými ději organické hmoty (Hrdinka 2012). Se střední produktivitou tudíž souvisí vyšší variabilita znamenající i větší množství faktorů, které zodpovídají za složení biocenózy (Hazuková 2016; Jurán & Kubín & Kaštovský 2022). V eutrofních vodách už se nestáčí rostlinná produkce ani mineralizovat, postupně se hromadí na dně a snižuje tím hloubku nádrže (Čejnová 2016) a fytoplankton bývá často ovlivněn především dostupností světla (Rychtecký 2007; Zadinová 2013). S vysokou koncentrací zástupců fytoplanktonu (avšak nejen nich) totiž razantně klesá průhlednost vodního sloupce (např. Třešňáková 2016; Hrdinka 2012), s čímž souvisí řada významných změn ve společenstvech a chování nádrže (Zadinová 2013; Pechar et al. 2016). Zvýšený zákal, který často doprovází nižší koncentrace či znatelné variace rozpuštěného kyslíku, dovede přetvořit rybí obsádku co do její velikosti, biomasy, ale i samotné struktury, kdy mizí draví zástupci jako vizuálně lovicí dravci, jimž se stává kořist méně viditelná (Zadinová 2013; Lachmanová 2013).

⁵ Za vysokou saturací O_2 v metalimnetické oblasti nádrží stojí obvykle souhra vysoké míry fotosyntetické produkce a zdejší zpravidla chladnější teploty vody (i jiných fyzikálních parametrů), jak originálně ukázal ve své studii Wilkinson et al. (2015).

průhlednost [m]	Kalff 2002		Håkanson 1983	Wetzel 2001	
trofický stupeň	průměr	minimum	průměr	průměr	rozmezí
ultraoligotrofie	>12	>6	–	–	–
oligotrofie	>6	>3	>5	9,9	5,4–28,3
mezotrofie	3–6	1,5–3	2–5	4,2	1,5–8,1
eutrofie	1,5–3	0,7–1,5	0,5–2	2,45	0,8–7
hypertrofie	<1,5	<0,7	<0,5	–	0,4–0,5

Obr. 8: Klasifikace trofických stupňů jezer na základě průhlednosti vody (proti Secchiho desce) bez přítomnosti anorganického suspendovaného materiálu podle různých autorů (Hrdinka 2012). Převzato od Hrdinky (2012).

úroveň trofie	celkový fosfor (mg.l ⁻¹)	celkový dusík (mg.l ⁻¹)	chlorofyl a (µg.l ⁻¹)	abundance řas (10 ³ buněk.l ⁻¹)	průhlednost (m)
oligotrofie	< 0,01	< 0,2	< 10	< 50	> 6
mezotrofie	0,01–0,04	0,2–1,0	10–50	50–500	6–1,0
eutrofie	0,04–0,20	1,0–2,5	50–100	500–1000	3–0,5
hypertrofie	> 0,20	> 2,5	> 100	> 1000	< 1,0

Obr. 9: Trofický status nádrží dle průměrně dosažených hodnot. Převzato z práce Kopp (2015).

2.9.2 Vodní makrofyta a světelné podmínky

Jednou z důležitých složek vodního ekosystému, ovlivňujících řadu procesů, jsou vodní makrofyta (ponořené, plovoucí a vnořené pobřežní rostliny). Přispívají tu k tvorbě ale také stabilizaci jezerního sedimentu, jakým je jemná gytja (tvořená převážně částmi rostlin a řas, mj. rozsivek) či fõrna – opadanka vzniklá z odumřelých listů a stonků rákosin a vysokých ostríc (např. Janda et al. 1996). Makrofyta se také mimochodem významně podílí na recyklaci živin ze sedimentu a z vody, což ovlivňuje úživnost (Potůčková 2015). Ve větších počtech jsou schopné svojí „masou“ redukovat a stabilizovat cirkulaci vodního sloupce, čímž s tím ovlivňují přísun živin sedimentovaných na dně (Pliska 2022; Scheffer & van Nes 2007). Vedle schraňování nutričně významných prvků rostliny živiny také uvolňují, a to především během senescence a při následné dekompozici jejich opadané sušiny. Malé množství živin však některé taxony (např. rdest, rákos) uvolňují rovněž během růstu (Pusztai 2015). Určité vodní rostliny navíc dokáží uvolňovat do okolí alelopatické či jinak nepříjemné látky (třeba fytoncidy), které negativně ovlivňují rychlost růstu, vývoj a délku života planktonu (např. Schubert (1973) a Kopp a kol. (2015) mluví o srážení CaCO₃ či tvorbě Ca(OH)₂ během světelné fáze fotochemické reakce, jímž se následně přetváří okolní pH). V neposlední a neméně podstatné roli poskytují potravu⁶, místo k rozmnožování a rozčleňují vodní sloupec na rozmanitější prostředí s více nikami pro život mnoha dalších organismů (Potůčková 2015; Juračka 2016; Kolář a kol. 2022). Vodní vegetace, mj. vnořené pobřežní rostliny, také dovedou chránit svým kořenovým systémem břeh před erozí (Kolář a kol. 2022; Čížková & Šantrůčková 2006).

Rozvoj makrofyt přirozeně omezuje stav živin (množství fosforu, dusíku, draslíku), hloubka vodního sloupce, chemismus, alkalita (obsah bazických iontů), pH a teplota (Janda et al. 1996; Potůčková 2015). Mimořádný význam má rovnocenně pro formování vegetace vodních rostlin

⁶ Prostřednictvím nabídky samotných rostlinných pletiv, nebo jako podklad pro ponořená nárostová společenstva (perifyton) zahrnující producenty, konzumenty i destruenty, která mohou v mělkých nádržích zprostředkovávat hlavní primární produkci, jimiž se živí tzv. škrabači – mnoho zástupců hmyzu a dalších bezobratlých, ale i pulci (Kolář a kol. 2022; Kollár 2014).

morfologie břehů a dna (Janda et al. 1996). Především submerzní vegetaci neboli té ponořené, nesvědčí nádrže s vyšší rybí obsádkou, které bývají málo průhledné vlivem zvýšené biomasy řas (rozptýleného chlorofylu ve vodě), nebo kalu zapříčiněného rytím ryb do dna při hledání bentické potravy (Hartman et al. 2005; Kolář a kol. 2022). K tomu se jim daří lépe na lokalitách s nižší trofií vody, kde jsou lepší v konkurenci o živiny, což také většinou nebývají místa s přítomnou obsádkou (např. Pliska 2022). V takových případech se makrovegetace omezuje pouze na mělčiny (Janda et al. 1996; Tolonen et al. 2005).

Se zápojem vodních makrofyt souvisí množství dostupného světla pro fotosyntézu. Vodní společenstva nemají k dispozici celé spektrum slunečního záření, poněvadž průchod fotonů hustým vodním prostředím vyžaduje více energie než průchod atmosférou, přičemž krátkovlnné vlny s vyšší energií pronikají vodou tedy snadněji oproti rychle pohlcovanému záření dlouhovlnnému. Voda též ještě nemalou část světla rozptyluje (Černý & Petrusek 2022a). Propustnost světla vodním sloupcem vedle fyzikálních vlastností navíc výrazně snižuje přítomný seston (živé i neživé rozptýlené partikule) – zvířené sedimenty (např. jílovité minerály, hydratované oxidy Fe a Al) či samotné planktonní částičky (bakterie, sinice, řasy, detrit) (Hrdinka 2012; Rychtecký & Znachor 2022). Nedílnou roli má také samotný úhel, pod kterým dopadají sluneční paprsky směrem k hladině (v ranních a večerních hodinách, když se nachází těsně nad obzorem, se pod klidnou vodní hladinu dostává zhruba o pětinu až třetinu méně záření než na okolní břeh (Černý & Petrusek 2022a). Vznášející se producenti tak musí investovat energii do tvorby prvků nějak odlehčujících hmotnost či zvyšujících odpor klesání odchylkami od kulovitého tvaru (tj. plynové vakuoly, akumulace olejů, slizové obaly a různé výrůstky), aby se co nejlépe udrželi v osvětlené horní vrstvě (Heteša et al. 2014; Lellák & Kubíček 1991). Jedná se o hloubku pod hladinou, ve které jsou schopné svojí vlastní fotosyntetickou produkcí kompenzovat ztráty způsobené dýcháním a mezi skupinami organismů se liší především podle používaných fotosenzitivních pigmentů (Damaška a kol. 2022; Brönmark & Hansson 2018). Nedostatek světla řeší některé autotrofní organismy mixotrofií, tj. schopností dočasně přejít na způsoby získávání energie z chemických látek, nebo svůj fotochemický aparát zcela zavrhnou, anebo obohacují o citlivější fotosenzitivní pigmenty (Šimek a kol. 2020). Existují však řasy přežívající při velmi nízké intenzitě světla, jestliže jsou dobře zásobeny minerálními živinami (jako fosfor, hořčík a železo), bez kterých nemůže probíhat udržitelná fotosyntéza (Straková 2013). Intenzita světla ovlivňuje též vertikální migraci planktonu, podle níž se jedinci dokáží skrývat před predátory v temnějších hlubších partiích nádrže (Gvozdjáková 2017; Nováková 2018), přičemž v ukázkovém případě sleduje vertikální rozvrstvení fytoplanktonu stejnocenně na řasových stélkách živící se zooplankton. Většinou ale prostorovou distribuci jednotlivých filtrujících zástupců narušuje ke gradientu dostupnosti potravy zmíněný predační tlak. Otevřenost stanoviště souvisí s vyšším vystavením se přímému slunci, jehož průchod dále umocňuje průzračná a vhodně orientovaná hladina. Z vysokého osvětlení spolu za podmínek vyčerpání živin však plyne postupné chřadnutí producentů z důvodu vyššího podílu uhlíku v poměru k ostatním složkám živin (Zelený 2016; Červenková 2007). Zároveň bývá pro fotoautotrofy zcela nevhodné nacházet se těsně u hladiny, kde působí negativně ultrafialové záření, které vede k poklesu nejen fotosyntetické produkce (Damaška a kol. 2022; Pusztai 2015). Poté i přes množnou vysokou biomasu klesá produktivita systému, která neudrží životaschopné populace herbivorů (Zelený 2016). Vysoká ozáření biotopu však nemusí mít pouze neblahý vliv na řasy, podobně omezuje např. korýše. Ti v reakci na zvýšenou expozici produkují ve větší míře pigmenty melaniny a karotenoidy poskytující jim ochranu před zhojným zářením (např. Smirnov 2017).

Míru proniklého světla ve vodním sloupci tedy významně ovlivňuje zastínění způsobené jak oblačností, stromovým krytem, terénními nerovnostmi nebo cokoli na hladině, v zimě led

(zvláště pokrytý sněhem, kdy pronikání světla znatelně znemožňují již centimetrové vrstvy), ve vegetačním období potom porosty vodních rostlin na hladině (Černý & Petrušek 2022b; Kopp 2015). S tím, že překročí-li listová plocha velkou část vodního tělesa, které bývá nějak chráněno před větrem, dochází u hladiny k horší výměně plynů až klesá obsah kyslíku a přibývá jedovatého sirovodíku, který v nadměrném množství znemožňuje život většiny živočichů (Heteša et al. 2012).

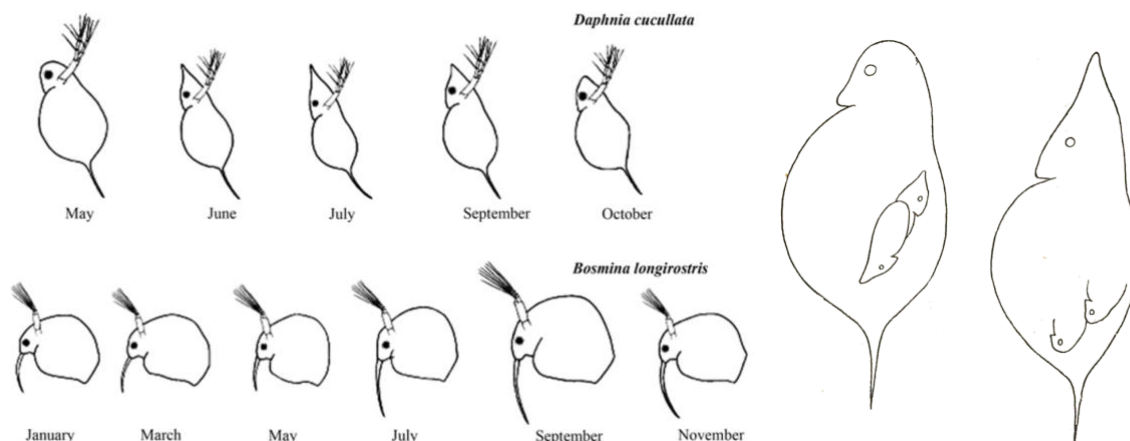
2.9.3 Teplota vody

S dopadajícím slunečním zářením, jeho infračervenou složkou, úzce souvisí teplota a její distribuce ve vodním prostředí, kterou mimo jiné ovlivňují povětrnostní podmínky na lokalitě, hloubka nádrže, existující přítoky z povodí či podzemních zdrojů i vyzařování skupenského tepla od hladiny (např. Hrdinka 2012). Určuje rychlost chemických reakcí, zejména oxidace a rozkladných procesů prostřednictvím mikrobiální smyčky a autolýzy buněk (Straková 2013; Lellák & Kubíček 1991). Autolýza představuje veskrze první fázi rozkladu již krátce po zahynutí, kdy nastává uvolňování chemických vazeb protoplazmy uhynulých organismů a jejich následnou difuzi ve formě živin do vody. Konečný autolytický převod organické hmoty je navíc značně rozdílný u různých skupin vodních organismů, vzhledem k času probíhá nejrychleji v tkáních zooplanktonu (Lellák & Kubíček 1991).

Vyšší teplota vody vede ke snazšímu rozpouštění některých anorganických i organických látek (např. Čejnová 2016; Hummelová 2017). To samé ale již nelze tvrdit o rozpustnosti plynů, které se v teplejší vodě rozplývají mnohem pomaleji, nižší teplota vody tudíž zajišťuje jejich lepší rozpouštění (např. Wilkinson et al. 2015). Teplejší voda se také stává tekutější, resp. klesá její viskozita (odpor, který si kapalina klade vlastnímu pohybu), jež společně s hustotou umožňuje organismům se ve vodě vznášet. V létě, kdy bývají teploty nejvyšší, tak plankton bez určitých adaptací klesá ve vodním sloupci mnohem rychleji (Michálková 2018; Lellák & Kubíček 1991). Z uvedeného je zřejmé, že se v průběhu roku u planktonních organismů uplatňují různé morfologické změny umožňující jim udržení se v té vrstvě vody, jež je pro ně z hlediska výživy nejvýhodnější (Šrámek-Hušek a kol. 1962).

Mnohým organismům běžných vod nesvědčí vyšší teploty též kvůli zrychlené látkové přeměně, metabolismu, nebo nadměrné tvorbě reaktivních forem kyslíku mitochondriemi narušujících mnohé důležité makromolekuly (např. Egnerová 2022). Před nadměrným zvýšením jsou organizmy nuceni migrovat do úkrytů (např. zahrabávat se do bahna), když je to možné (Gvozdjaková 2017). Od teploty se odvíjí rychlost vývoje, organismy se zvyšující se teplotou obvykle rychleji rostou a častěji rozmnožují, přičemž ale dříve hynou (Šrámek-Hušek a kol. 1962; Maxerová 2021; Chen 2020). Zatímco s nízkými teplotami v zimě se délka života planktonu s útlumem metabolismu zároveň při nedostatku zdrojů zvyšuje, a navíc díky snížené predaci planktivorů majících značně utlumený metabolismus, dokáží někteří zástupci přežít zimu i bez reprodukce (Nováková 2018; Hudec 2010). Příliš teplé ale i chladné vodní prostředí mění také mimo jiné klíčové vlastnosti membrán jejich buněk (fluiditu, propustnost), přičemž v případě nevčasných oprav dochází obvykle k nevratnému poškození organismu (Egnerová 2022). Spolu s dalšími okolnostmi působí zvyšující se teplota (po zimě) při vývoji dormantních vajíček perlooček a vznášivek, z nichž vylíhlí jedinci usměřují nástup jarního společenstva řas (Gvozdjaková 2017; Vondrák 2007). S úspěšností dokončení líhnutí se dále uvádí délka hydroperiody (trvání zatopené fáze) a fotosenzitivita (délka dne), které zároveň souvisejí s hloubkou nádrže, neboť na dno hlubokých nádrží dopadá jen menší procento světla a k tomu zde bývá teplota téměř konstantní (cf. Straková 2013). Podstatný bývá rovněž dostatek

kyslíku, který je pro embryo nezbytný, či okolní osmotický tlak vody (viz **Konduktivita**) (např. Straková 2013).



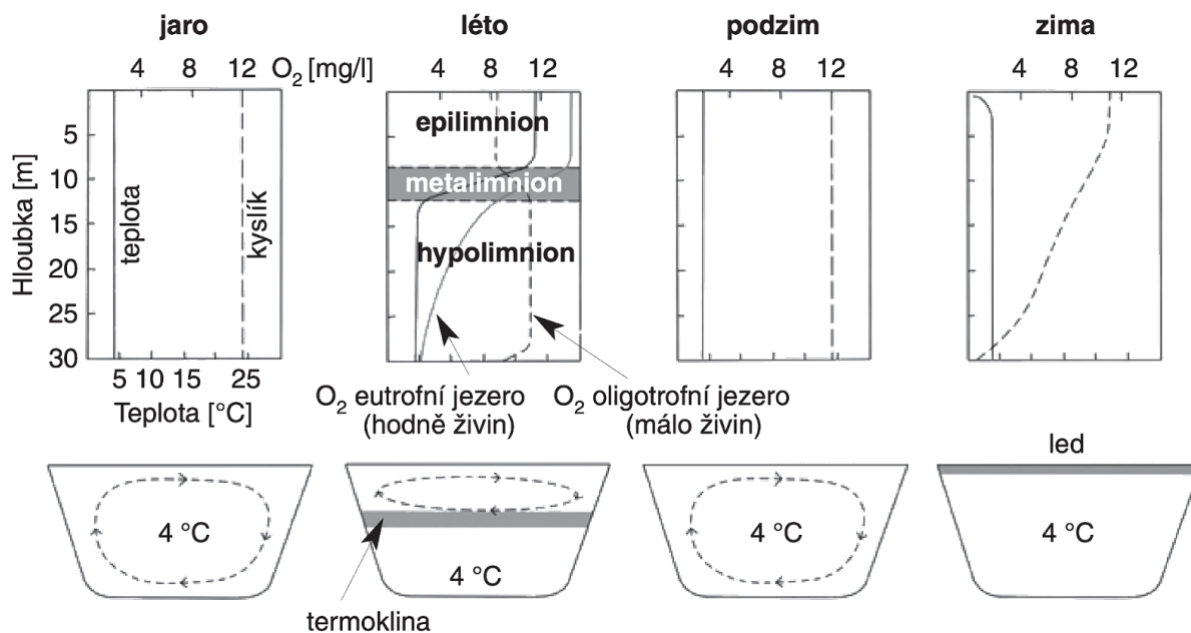
Obr. 10: Vlevo: Cyklomorfózy u dvou zástupců perlooček v průběhu roku. Převzato z *Błędzki & Rybak (2016)*. Vpravo: Ukázka transgeneračního efektu, kdy samice hrotnatky *Daphnia cucullata* tvoří potomky adaptované na „aktuální“ okolní prostředí stanoviště. Převzato od *Šrámka-Huška a kol. (1962)*.

2.9.3.1 Změny teploty v delším měřítku

Dlouhodobé změny teploty společně s větrem uvádí vodní sloupec do pohybu, což může u (drobných) mělkých nádrží způsobit rozvíření dna a sedimentů. Následné zakalení dokáže být samo o sobě limitující pro některé filtrátory, jimž mohou rozvířené částice sedimentu překážet v cezení potravy (*Gvozdjaková 2017*). Se změnami teploty vody během roku dochází v mírném pásu ke specifickému sezonnímu chování hlubších stojatých vod v režimu střídajících se cyklů stagnace (ustrnutí) a cirkulace (míchání) vodního sloupce (např. *Kopp 2015*). Relativně mělká a větru přístupná jezera si totiž úplnou stratifikaci zpravidla dlouhodobě neudrží (např. *Hartman et al. 2005*). Na jaře po roztání ledu, se voda u hladiny postupně ohřívá, až se dostane na teplotu kolem 4 °C, kdy bývá v podstatě stejně chladná i hustá v celém objemu vodního sloupce, čímž se tím pádem může za pomoci větru kompletně promíchávat (jestliže však nejde o extrémně hluboké či dobře chráněné stanoviště před větrem) (*Černý & Petrusek 2022c; Damaška a kol. 2022*). Jako klíčový hybatel míchání tedy přednostně vystupuje síla přítomného větru, který se opírá o plochu hladiny, kde vyvolává driftový proud, který se zpět stačí v hlubších vrstvách u břehů (*Lellák & Kubíček 1991; Petrusek & Hejzlar 2022*). Koncem jara se horní vrstvy vody nadále ohřívají a stávají se lehčí (mají menší hustotu) než vrstvy spodnější, a jelikož má nehybná voda malý potenciál molekulárního přenosu tepla, zůstává ohřátá masa s nižší hustotou při hladině, kdežto hlubší voda zůstává stále chladná (*Černý & Petrusek 2022c*). K začínající stratifikaci ale nemusí dojít, jestliže neustanou větrné porывy – v konečném důsledku by se obdobně ohřál celý objem vodní nádrže (např. *Damaška a kol. 2022*). Jakmile začne foukat, dochází k postupnému oddělování teplejší horní vrstvy (epilimnia) od těch s nižší teplotou a dochází k jejímu nezávislému míchání vůči zbytku vodního sloupce, přičemž promíchávání zasahuje jen do té hloubky (zhruba do 5 m v závislosti na obsahu nerozpuštěných látek), v níž přestane proudění porušovat stabilitu hlubších studených vrstev (*Schubert 1973*). Na úrovni této hranice vznikne tzv. skočná vrstva, různě mocný přechod se strmou změnou teploty a hustoty (i pH), v níž teplota klesá na 1 m hloubky až o několik stupňů (např. *Lellák & Kubíček 1991*). Při říjnovém/ listopadovém ochlazení teplota epilimnia pozvolna klesá (v rozmezí 6 – 11 °C) k teplotám blízkým hlubokým vrstvám nádrže, čímž je skočná vrstva tlačována směrem ke dnu, až dochází opět k vyrovnání hustoty vody a při větru k míchání celého sloupce (*Černý & Petrusek 2022c; Hrdinka 2012*). Při dalším ochlazování v zimě se vytváří tzv. obrácená zonace, kdy se horní vrstvy stávají při

teplotě pod 4 °C opět lehčími⁷, zatímco směrem ke dnu roste teplota s hustší vodou blízko 4 °C (Schubert 1973).

Střídání období cirkulace a stagnace se významně podílí na fungování jezerního ekosystému, spolu s míchající se vodou dostává příležitost proniknout do hlubších partií kyslík a z oblasti dna potom živiny a organické zbytky, které se uvolňují při rozkladu mrtvých buněk řas, zooplanktonu a jejich svleček, ale také z exkrementů i exudátů (Černý & Petrusek 2022c). Mimoto, jsou např. rozsivky na určitém míchání dokonce poněkud závislé, poněvadž jsou těžší než voda a bez určitého zpětného vznosu k hladině by dlouhodobě nepřežily (Rychtecký & Znachor 2022).



Obr. 11: Schéma sezónního cyklu termiky dimiktických (dvakrát se míchajících) jezer mírného pásma. Volně upraveno podle: Černého & Petruska (2022c).

V různých geografických a klimatických regionech se chovají jezera odlišně, k cirkulaci docházet vůbec nemusí, či pouze jednou v roce, nebo míchání pro změnu probíhá několikrát do roka bez rozvinuté letní stratifikace (Lellák & Kubíček 1991). Třeba mělké nádrže mohou po dobu vegetační sezóny vykazovat téměř isotermní hodnoty v celém sloupci a koneckonců i hodnoty teplejší než u větších vodních útvarů (Červenková 2007). U specifických nádrží nedochází k úplnému promíslení vodního sloupce ke dnu jako důsledek hustotního rozdílu vrstev vody způsobený vyšším obsahem rozpuštěných minerálních látek (např. Lellák & Kubíček 1991). Vznik nastíněné tzv. meromixie bývá charakteristický právě pro určitá antropogenní jezera, kde se hromadí rozpuštěné látky přítokem silně mineralizované podzemní vody z prostředí zvětratelných hornin (popř. také sedimentací neobvyklého množství vegetačního spadu z masivní primární produkce do míst, kam prosakuje teplá podzemní vody (Hrdinka 2012). Obvykle zde následně dochází k vytvoření chemické skočné vrstvy zcela odlišné od výše míchaných částí vodního sloupce (Lellák & Kubíček 1991), která zabraňuje

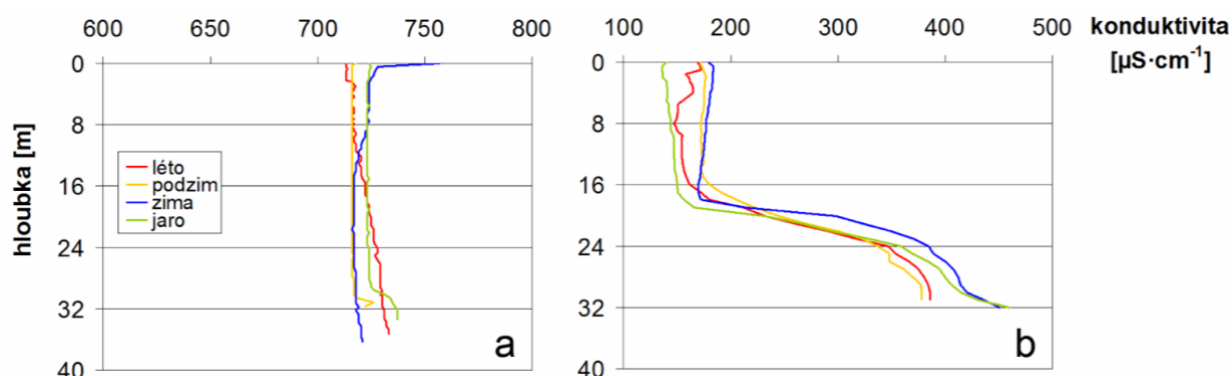
⁷ Mluvíme o teplotní anomálii vody neboli stavu objemové roztažnosti této kapaliny, kdy se vlivem zvyšování teploty od 0 °C do 4 °C (také ale s klesáním ke 4 °C) její objem snižuje, zatímco ale hustota narůstá (Hummelová 2017). O anomálii jde proto, že většina běžných tekutin s klesající teplotou až do doby přeměny v pevné skupenství pouze těžknou – některé mívají v tomto stavu ale vyšší hustotu než v tekuté fázi. Kapalná voda je při teplotách blízkých právě 4 °C směsí dvou určitých tekutin stejného chemického složení, ale různých vlastností závislých na vzájemné poloze molekul a jejich interakcích (Černý & Petrusek 2022c).

promíchávání vrstev vody, jež od sebe odděluje (Příkryl 2022). Mineralizaci přispívá vyšší teplota podzemní vody svojí nižší hustotou, kterou dále kompenzuje vyšší podíl rozpuštěných látek (Černý & Petrusek 2022c).

2.9.4 Konduktivita

Vyjadřuje měrnou elektrolytickou vodivost závisící na koncentraci anorganických i organických iontových sloučenin, díky níž se voda stává vodivou pro elektrický proud (Hrdinka 2012; Čejnová 2016). Souvisí úzce s iontovou silou vody ($\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$) danou celkovou mineralizací a aktuální hustotou (Hrdinka 2012) i na pohyblivosti iontů v elektrickém poli a na teplotě roztoku (Popelková 2014). Nízké hodnoty vodivosti bývají přítomny na lokalitách po těžbě hornin, jakými jsou např. písky s nízkou minerální rozpustností (Hrdinka 2012). Společně dovede nízký obsah solí s nižšími hodnotami pH zapříčinit zvýšenou rozpustnost některých těžkých kovů (jmenovitě olova), opačně se však chová kupříkladu chrom či kadmium (Kopp a kol. 2015). Z ionizovaných sloučenin mají převládající vliv na konduktivitu kationty Ca^{2+} (ve vodách s celkovou nižší mineralizací) a Mg^{2+} , kdežto ze záporně nabitých iontů v nížce až středně mineralizovaných vodách hydrogenuhličitan (HCO_3^-) a chloridy (Cl^-), u vysoce mineralizovaných potom síranové ionty (SO_4^{2-}) a také chloridy (Cl^-) (např. Křtěnová 2007).

Oživení vod se zvýšenou salinitou poté určuje schopnost lepší osmoregulace organismu (Kubačáková & Valová 2009). Zasolení totiž způsobuje obecně ztrátu vody z buněk, neboť ta putuje s koncentračním gradientem do míst, kde nalezneme větší míru rozpuštěných látek (Strouhalová 2016), neboť vystupuje jako rozpouštědlo. Např. vyšší molaritu sodíku ve své cytoplazmě netoleruje mnoho buněk, které jej z určitých důvodů (např. nadměrná generace akčního potenciálu) musí normálně udržovat za svou membránou (Damaška a kol. 2022). V případě zasolených vod se formují takové podmínky, v nichž přežívají zejména pouze euryhalinní zástupci, organismy adaptované nebo s vyšší tolerancí k přílišným koncentracím rozpuštěných solí (Gvozdjáková 2017; Ivanova & Kazantseva 2005). Nejen Gutierrez et al. (2018) zaznamenal určitou výměnu druhů zooplanktonu k dominanci zejména vznášivek⁸ při vyšší salinitě. Při náhlém vzrůstu salinity zastavuje pro příklad mnoho sladkovodních korýšů své líhnutí, zatímco ale osmoticky méně aktivní voda hraje roli při líhnutí dormantních vajec. Tím, jak naředěný roztok proniká pod membrány, které embrya těsně obklopují, dochází při přeplnění k prasknutí blan a uvolnění embrya (Sailerová 2010).



Obr. 12: Konduktivita vody ve vertikálním profilu vodního sloupce v běžném hlubokém jezeře mírného pásu (a) a tzv. meromiktickém jezeře (b) (Hrdinka 2012) – více v kapitole *Teplota vody*. Převzato od Hrdinky (2012).

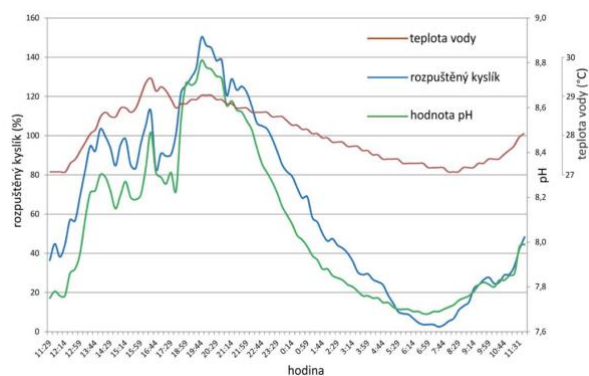
⁸ Autoři také uvádějí, že tento fenomén lze vysvětlit evolučním původem vznášivek z moří.

2.9.5 Množství rozpuštěného kyslíku

Kyslík není důležitý pouze pro dýchání většiny živých organismů, ale hraje též nepostradatelnou roli v chemických vlastnostech a složení vody. V místech, kde kyslík ve vodě chybí se objevují redukované formy některých prvků a jejich sloučenin, které mohou ovlivňovat zde žijící biotu (Damaška a kol. 2022; Brönmark & Hansson 2018). Kupříkladu biochemickou oxidací (nitrifikací) přechází jindy velmi nestálý amoniakální dusík na dusíkaté sloučeniny vyšších oxidačních stupňů, snižující se koncentrace kyslíku (už pod 0,3 mg/l) tak vede ke stoupající koncentraci amoniaku v okolní vodě, až může organismům bránit jeho osmotickému uvolňování z těl (Kopp 2015; Sýkorová 2010). K vyššímu poměru nedisociované formy amoniaku přispívá ve vodách mimo zmíněné rovněž zásadité pH (Kopp 2015). Za anoxických podmínek nedochází ani k ukládání fosforu do sedimentů, který potom zůstává v rozpuštěné formě (Hrdinka 2012). Kyslík se pod hladinu dostává jednak difúzí z atmosféry, také ale souvisí s aktivitou fotosyntézy vodních rostlin, řas a sinic (Hummelová 2017). Ve stojatých vodách lze spatřit často značné odchylky od 100% nasycení, které jsou tím větší, čím více organismů nádrž obsahuje (Kopp 2015). Horní vrstvy (také ale zarostlý litorál) bývají během světla častokrát kyslíkem značně přesyceny, zatímco v hloubkách bývá jeho nedostatek, čímž dochází před rozbřeskem k dennímu minimu, kdy kyslík prodýchává téměř celé společenstvo (Zadinová 2013; Brönmark & Hansson 2018).

Samotné nasycení, eventuálně rozpustnost kyslíku ve vodě ovlivňuje jako jiné plyny výše teploty vody i barometrický tlak (např. Gvozdjaková 2017). Zároveň jeho množství souvisí s přítomnou větrnou činností a s mírou zasolení (Lellák & Kubíček 1991; Pakostová 2007). Vzhledem k méně opodstatněnému vlivu nadmořské výšky většiny českých antropogenních jezer, bývá tak rozhodující vůči míře možné saturace především teplota vody a trofická úroveň vodní plochy (Hrdinka 2012). V chladné vodě při zimní stagnaci dosahuje obsah rozpuštěného kyslíku mnohdy nízkých hodnot z důvodu přítomné ledové vrstvy, potažmo sněhové pokrývky bránící plné fotosyntéze. Pod hladinou krytou i sněhem není již schopna pracovat (např. Hummelová 2017), kdežto ale v podmínkách pouhé tenké vrstvy ledu probíhat může a bývá částečně podpořena nahromaděným oxidem uhličitým z rozkladných procesů a respirace organismů (Hrdinka 2012). Aerobní tvorové při poklesu kyslíku postupně zastavují svoji aktivitu, přičemž někteří reagují na jeho nedostatek prostřednictvím zvýšené tvorby hemoglobinu (Čížková & Šantrůčková 2006; Hudec 2010). Karpowicz et al. (2020) zaznamenal, že anoxie určité vodní vrstvy (oblasti) může být schopna za přítomnosti planktivorních ryb a nízkého množství makrofyt v nádrži narušovat vertikální migraci zooplanktonu, který je následně vázán na určitý kompromis mezi vystavením se zvýšenému metabolickému stresu (až úmrtnosti) v důsledku nízkého rozpuštění kyslíku (méně než 1 mg/l) a žíru ze strany ryb.

Teplota (°C)	Rozpuštěný kyslík (mg·l ⁻¹)	Teplota (°C)	Rozpuštěný kyslík (mg·l ⁻¹)	Teplota (°C)	Rozpuštěný kyslík (mg·l ⁻¹)
0	14,621	10	11,228	20	9,092
1	14,216	11	11,027	21	8,914
2	13,829	12	10,777	22	8,743
3	13,460	13	10,537	23	8,578
4	13,107	14	10,306	24	8,418
5	12,770	15	10,084	25	8,263
6	12,447	16	9,870	26	8,113
7	12,138	17	9,665	27	7,968
8	11,843	18	9,467	28	7,827
9	11,559	19	9,276	29	7,691



Obr. 13: Vlevo: Závislost celkového rozpuštění kyslíku na teplotě vody. Převzato od Hummelové (2017). Vpravo: „Výrazné kolísání hodnot rozpuštěného kyslíku, pH a teploty vody v silně úživné nádrži v průběhu 24 hodin v nejteplejším období roku“ (Kopp 2015). Převzato od Koppa (2015).

2.9.6 pH

Někteří autoři považují koncentraci vodíkových iontů (pH) vody jako jeden z nejdůležitějších faktorů, který určuje rozšíření jednotlivých druhů řas na stanovišti (Hladká 2010; Beděrková a kol. 2016). Hodnoty pH totiž ovlivňují (nutriční) podmínky na stanovišti, neboť na něm závisí rozpustnost a disociace zdrojů hojných biogenních ale také toxických prvků (viz kyanidy) (např. Medová a kol. 2015; Kopp a kol. 2015). Při vysokém pH bývá snížena např. rozpustnost stopových přechodných kovů, které jsou v malém množství nezbytné pro růst organismu (Moss 1973). V závislosti na změnách pH se mění zastoupení forem CO_2 a jeho dostupnost v tzv. uhličitánovém pufrčním systému (Lellák & Kubíček 1991; Hansen 2002). Jako volný se vyskytuje v kyselejších nádržích (s malou uhličitánovou tvrdostí) díky převládající disociaci slabé kyseliny uhličitě, kdežto mnohem více bývá CO_2 přítomného ve formě (ne)rozpustných (hydrogen)uhličitánů v místech s vyšším pH (např. Sýkorová 2010). S vyšší kyselostí (zhruba kolem pH 5–5,5) se tak postupně uhličitánová pufrace vyčerpává (Nedbalová 2022; Novotná 2006). Např. Moss (1973) ve svých experimentech sledoval, jak různé druhy fytoplanktonu využívají pouze určité formy uhlíku, a tudíž preferují prostředí s odlišným pH.

V přírodních nádržích tedy pH závisí především na určité rovnováze kyseliny uhličitě a jejích vápenatých a v menší míře hořečnatých solí (Schubert 1973). K vyšší kyselosti⁹ může přispívat také nemalá oxidace rozpuštěného dvojmocného železa Fe^{2+} do hydroxidů (i amonných kationtů), při níž se uvolňují protony či přítomnost huminových látek, které vznikají při rozkladu především rostlinných zbytků (Červenková 2007; Pivokonský a kol. 2010). Rozptýlené huminové kyseliny, které obvykle ve větším množství snižují průhlednost a mění barvu vody do hnědo-žlutých odstínů, ale podléhají výrazně nízkému pH a srážejí se ke dnu, což může vodní sloupec zcela zprůhlednit (Matušková 2008; Hrdinka 2012). Kyselost dále souvisí s přeměnou určitých forem hliníku v sedimentu, které ovlivňují celkovou dostupnost fosforu pro planktonní organismy, a účinně inhibuje fixaci vzdušného dusíku (Novotná 2006; Kopp a kol. 2015). Při nízkém pH probíhá u přítomného iontového hliníku hydrolyza za vzniku jeho partikulované formy, hliníkových oxyhydroxidů. Ty se sráží na rozhraní sedimentu s volnou vodou v místech vysoké redukce nitrátů a sulfátů, kde narůstá¹⁰ pH a svým povrchem pevně váží fosfáty, které se uvolňují z organických sedimentů během disimilačních procesů a brání jeho zpětnému uvolňování do vodního sloupce v období anoxie (Červenková 2007). S (mírně) alkalickým pH spolu za dostatku vápníku může docházet k částečnému uvolnění fosforu, a to rovněž za podmínek přítomného kyslíku u dna (Kopp 2015; Tokamura et al. 2003).

Nízké hodnoty pH tedy na organismy nepůsobí pouze přímo, ale rovněž prostřednictvím změn v dostupnosti živin a toxického působení hliníku. Bylo také pozorováno, že nízké hodnoty pH (i vyšší salinita) mohou způsobit tvarové změny buněk skořápek perlooček, popřípadě může být vyvolána změna celkového tvaru schránky (Matušková 2008). Organismy odolávají velmi nízkým hodnotám strategií omezeného transportu iontů H^+ (či jeho znavování se) přes buněčnou membránu, která musí s cytoplazmou dosahovat přibližně neutrální reakce (např. Pakostová 2007), či vylučováním extracelulárních polymerů (rosolovitých pouzder) zamezujíc vniku toxických těžkých kovů (Nedbalová 2022; Medová a kol. 2015). K tomu

⁹ Zcela jsme zde vynechali samostatný vliv atmosférické acidifikace spjatý se spadem okyselených srážek sírany, oxidy dusíku a amoniaku, který byl dobře patrný v našich ledovcových jezerech na Šumavě.

¹⁰ Nadbytek silných kyselých aniontů, jakými mohou být právě NO_3^- a SO_4^{2-} musí být totiž za normálních okolností vyrovnáván kationty, např. těmi vodíkovými (H^+), s nimiž ale klesá pH (Červenková 2007) – oxyhydroxidy navíc brání nejenže kontaktu zmíněných aniontů s okolní vodou, sami se svojí chemickou podstatou podílí na zvýšení zásaditosti (Ulrich & Pöthig 2000).

Glover 2005 & Wood i Havas et al. (1984) zaznamenali ve svých experimentech na dafniích, že při nízkém pH dochází v závislosti na molaritě vápníku ke snížení vychytávání (a zvýšení odtoku) sodíku zejména přes žábra, což může vyústit v úhyn jedince.

2.9.7 Predace

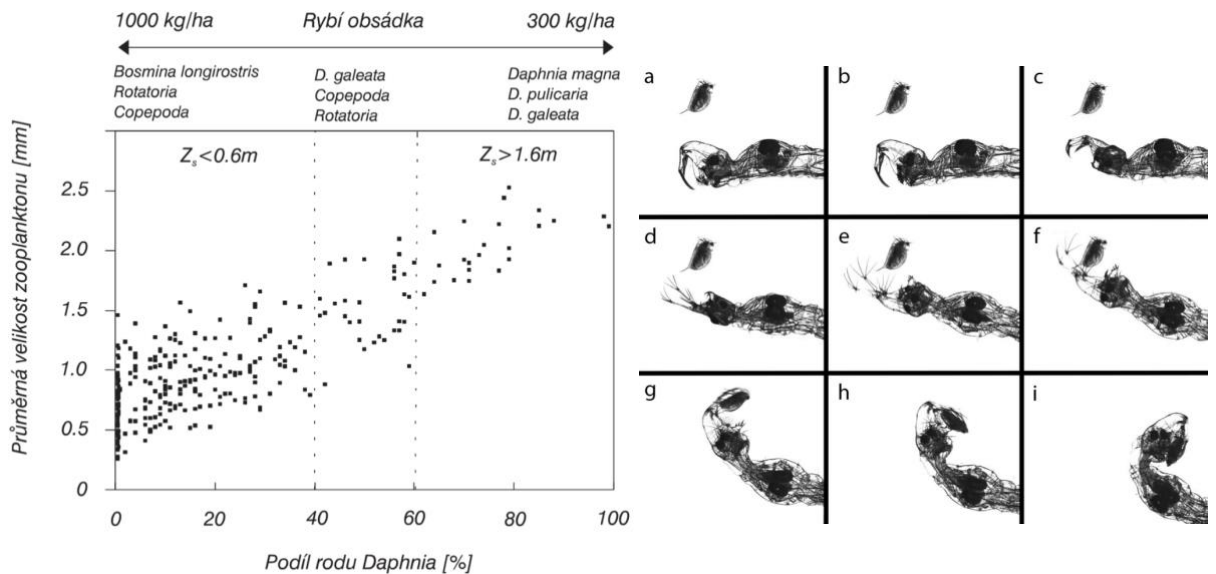
„Sama podoba vodního společenstva ve velké míře závisí na tom, kdo koho a jak moc požírá“ (Černý & Petrusek 2022b). Ve vodách vystupují za vrcholné predátory běžně rybožravé ryby, které dovedou účinně likvidovat možné nepřátele zooplanktonu, a tak mu nahrávat v jeho rozvoji – to se týká zejména hrubého (neboli velkého) planktonu složeného z korýšů (např. Černý & Petrusek 2022b). Dospělé ryby si totiž vybírají ke konzumaci především větší jedince. Platí tedy, že ve společenstvu ovlivněném žírem planktivorních ryb budou převažovat menší druhy zooplanktonu (Pliska 2021). Nepohrdne jím však ani plůdek téměř všech našich ryb, nehledě na potravní preferenci dospělců (např. Lachmanová 2013). Jestliže tedy rybí konzument zdecimuje větší zástupce, jejich bývalou a nyní volnou niku obsadí drobnější druhy, které jsou pro většinu planktonožravých ryb méně svůdné a hůře postřehnutelné (Černý & Petrusek 2022b). Navíc vznášivky či buchanky mají schopnost rychle se vyhnout predátorům a díky tomu se stávají rybám ještě tím méně nápadné (Zemanová 2015; Cayson 2018). Naneštěstí jsou ale malé druhy vířníků, drobné perloočky a nedospělá stadia buchanek i vznášivek nepříliš dobrými filtrátory, a i přestože mohou a většinou i dosahují vysokých početností, bujení řas a sinic potlačovat¹¹ pořádně nedokáží (Černý & Petrusek 2022a; Tönno et al. 2016).

Predátoři ale nemusí ovlivňovat jenom přítomnost své kořisti, mohou také vyvolat podstatné změny v jejich životním cyklu i fenotypech (Juračka 2016). U některých zástupců tak dochází v přítomnosti chemických signálů spjatých s predátory, které jsou schopny zachytit a následně na ně reagovat, k tvorbě nejrůznějších tzv. antipredačních struktur. To se týká zejména vířníků, perlooček, ale i určitých řas bránících se pro změnu žíru ze strany zooplanktonu tvorbou vláken, větších kolonií či slizových obalů, které neumožňují pozření, anebo jsou obtížněji stravitelné a dovedou bez újmy projít predátorovým trávicím traktem (např. Volemanová 2010; Rychtecký 2009). Takto definované morfologické variability se označují souhrnně jako fenotypová plasticita. Dobrá (2013) ji definuje jako schopnost organismů (v životě jednotlivce či napříč generacemi) adaptovat se odlišným podmínkám jiným fenotypovým projevem. Kupříkladu perloočky produkují v přítomnosti ryb neonáty o menších tělesných rozměrech, což zvyšuje pravděpodobnost přežití těchto budoucích prvorodiček do doby narození alespoň prvních mlád'at (např. Zemanová 2015). Nejnápadnějšími morfologickými rysy jsou však různé výběžky, trny či ochranné helmy. Některé vnímavé druhy v přítomnosti hrozby připravují i své potomky k obraně. Začnou produkovat potomstvo, které se rodí již s utvořeným indukovaným defenzivním aparátem, čímž je tak od samého počátku svého života mnohem lépe chráněno před predací. (Volemanová 2007, 2010).

Úspěšnost přežití před rybami tedy předurčuje velikost adultních jedinců, ale také jejich mladších vývojových stadií, která se jednak nezachytí na žábrech dospělých ryb, navíc ani nejsou lehce viditelným soustem a dále efektivní způsob úniku před samotnými predátory. Někteří zástupci prosperují v biotopech s vysokou rybí obsádkou rovněž díky velmi rychlému životnímu cyklu probíhajícímu v řádu dní (Pliska 2021). Bez žíru ryb přicházejí jiní dravci,

¹¹ V některých oligotrofních nádržích na fytoplankton vyvíjí během sezóny vyšší predací tlak společenstvo heterotrofních protist nežli mnohobuněčný zooplankton (Pusztai 2015; Švecová 2019). Červenková (2007) navíc vyzdvihuje, že nastávají rovněž nezdělaná situace, kdy převyšuje množství fytoplanktonu biomasa vláknitého bakterioplanktonu, neboť ten účinněji a mnohem rychleji přijímá dostupné orthofosfáty při nízkých koncentracích. Samotné bytí vláknitých bakterií vyplývá zejména z obrany vůči silnému spásání mixotrofními bičíkovci.

především celá řada bezobratlých predátorů, jakými jsou draví korýši (buchanky a určité perloočky – Šorf a kol. 2014), v drobnějších tůních spíše dospělci a larvy vodního hmyzu (znakoplavek, vážek, potápníků nebo koreter) a v polních rozlívch po dešti pak i listonozi (Petrusek 2010; Gvozdjaková 2021; Látalová 2020). Tito predátoři již však nedetekují svoji kořist vizuálně, ale zejména po hmatu svými mechano/chemoreceptory, a navíc se zaměřují obzvláště na menší (pomalejší) jedince, větší by nedovedli efektivně zpracovat (Černý & Petrusek 2022b; Zemanová 2015).



Obr. 14: Vlevo: „Závislost mezi podílem perlooček rodu *Daphnia* (%) a průměrnou velikostí zooplanktonu – přibližný vztah k velikosti rybí obsádky, druhovému složení a průhlednosti je uveden v horní části obrázku“ (Janda et al. 1996). Převzato z práce Jandy et al. (1996). Vpravo: Významný bezobratlý predátor hrotmatek, larva koretry (*Chaoborus*) při lovu. Převzato z práce Kruppert (2016).

3 VLIV PODMÍNEK SUCHOZEMSKÉHO PROSTŘEDÍ

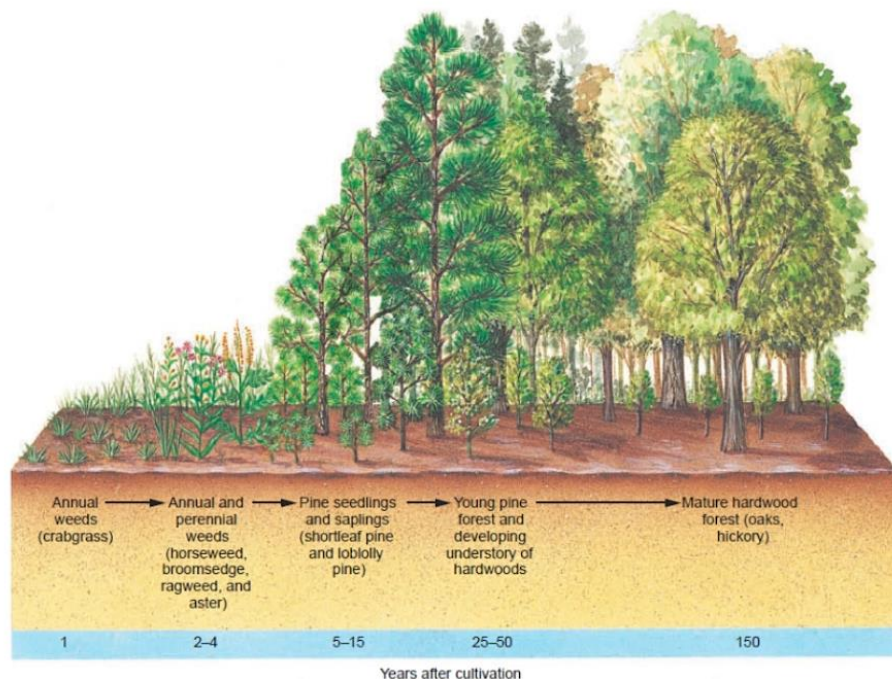
3.1 Sukcesní stádium

Sukcese je jedním ze základních konceptů ekologie univerzálně popisující změny ve složení biocenóz a jejich funkce v čase. Nejčastěji se vztahuje k postupnému vývoji vegetace na určitém místě, kde došlo k náhlé změně biotických či abiotických faktorů v rámci jisté disturbance¹². Bez opakovaných disturbancí se jedná o necyklický děj vedoucí k rovnovážnému stavu (tzv. klimaxové stádium), takový stav však obvykle prakticky nenastává, a i v rámci biotopů (nebo přímo biomů) obecně vnímaných jako klimaxy (příkladem může být tropický deštný les) dochází v delším časovém měřítku k jistým mírnějším proměnám v druhovém složení (Hošek & Storch 1999). S určitým nadhledem lze za klimaxové prvky přírody označit i ekosystémy, ve kterých nedochází k neustálým, časově relativně dobře pozorovatelným změnám vedoucím k nevratným řetězcům dalších sukcesních procesů – v našich podmínkách jsou takovými ekosystémy typicky různá společenstva fanerofytů (keře, stromy), čili především

¹² Disturbance v ekologickém pojetí označuje narušení společenstva vnějším vlivem (např. požár, povodeň, těžba nerostných surovin), které vede k vytvoření prostoru pro kolonizaci jedinců stejných či odlišných druhů přizpůsobených na podmínky nově vzniklých dřívějších sukcesních stádií.

lesní porosty (Müllerová 2017). V ekologické praxi při obnově narušených území roste v poslední době snaha o uplatňování principů přirozené sukcese, které jsou jednak nesmírně efektivní, co se rozvoje ekologicky hodnotných stanovišť týká, ale zároveň velmi levné (viz. výše).

V první polovině 19. století byla odbornou obcí obecně přijímána Clemensova teorie sukcese z roku 1916. Autor definice přirovnává sukcesu k ontogenetickému vývoji organismu s předem definovaným konečným stabilním stavem „klimatického klimaxu“ (Clements 1916; Müllerová 2017; Sojneková 2011). S představou konečné rovnovážné fáze v minulosti někteří autoři souzněli, avšak mnozí odpůrci (např. Geason 1926) vnímali sukcesu odlišně – individualisticky – průběh sukcese a složení společenstva popisuje imigrace jednotlivých druhů s rozličnými disperzními schopnostmi, čímž může i ve stejných klimatických podmínkách vyústit v rozdílné klimaxové stavy (Sojneková 2011). V dnešní době je sukcese vnímána spíše jako blíže nespecifikovaná směna druhů a vývoj rostlinného společenstva než předem určený proces s jasným vyústěním.



Obr. 15: Zjednodušený průběh sukcese v čase. Převzato od *Stahlera (2011)*.

Primární sukcese probíhá na stanovišti, kde byly disturbancí odstraněny společně se substrátem všechny pozůstatky biologické aktivity včetně vegetativních částí rostlin a diaspor (štěrkopískové lavice řek, povrchové lomy atp.), nebo na místech, která vegetací nikdy zarostlá nebyla a chybí jim mikroedafon (haldy z dolů, pozůstatky vulkanické činnosti; Müllerová 2017). Taková stanoviště nemají semennou banku, jsou obvykle živinami chudá, postrádající organickou složku substrátu, a tudíž v začátcích primární sukcese na lokalitě přežívají jen nižší životní formy (aktinomycety, bakterie, řasy apod.) a nepříznivým abiotickým faktorům odolné vyšší pionýrské rostliny (Müllerová 2017). Tyto takřka výhradní terofyty jsou posléze nahrazovány krátkodobě vytrvalými dvouděložnými rostlinami a oddenkatými geofyty. Dále se zde v pozdějších fázích rozšiřují hemikryptofyty (traviny) a v terminální etapě obnovy již zmiňované fanerofyty (Müllerová 2017; Walker & Moral 2003). Vývoj společenstva v čase je podmíněn postupným přísunem živin (na němž se mohou výrazně podílet i samotné rostliny odumíráním a následným mikrobiálním rozkladem jejich tělních částí, nebo také fixací

vzdušného dusíku pomocí hlízkových bakterií u bobovitých rostlin), kompeticí a vzájemnými vztahy rostlinných druhů s různými ekologickými preferencemi. Vzhledem k omezeným disperzním schopnostem diaspor rostlinných druhů, je druhové složení disturbovaného místa po celou dobu sukcese velmi závislé na invazi zástupců z nejbližší krajiny (Walker & Moral 2003; Trnková 2008). Na primární sukcesi se mohou velkou měrou podílet také invazní druhy – díky své velké kompetiční a disperzní síle relativně často osidlují nová stanoviště včetně iniciálních sukcesních stádií a jsou schopné zde následně dominovat. Dle Řehouňkové a Pracha (2008) sukcesi signifikantně (a z pohledu aplikované ekologie také velmi negativně) ovlivňuje kolonizace trnovníku akátu (*Robinia pseudoacacia*), vyskytuje-li se plodná populace tohoto druhu aspoň 100 metrů od okraje písčiny. Při obnově narušeného území je tedy pomocí principů přirozené sukcese žádoucí invazní druhy v okolí monitorovat a zabráňovat jejich šíření na zájmové ploše (Řehounek et al. 2015).

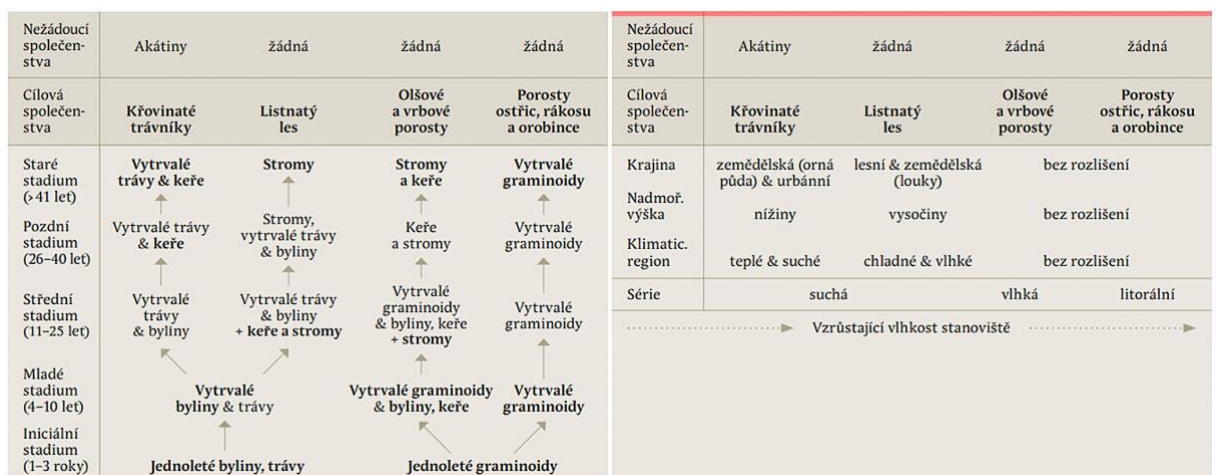
Sekundární sukcesi charakterizuje znovuobnovení rostlinného společenstva po částečném narušení (Sojneková 2011). Na rozdíl od sukcese primární představují pojítka s původním společenstvem v případě sekundární sukcese zachovalé diasporu či regenerace schopné vegetativní části rostlin zničených disturbancí. Zároveň zůstává zachována i půda včetně organické složky (Sojneková 2011). Jedná se tedy v podstatě o jistou formu zpomalení sukcese, případně jejího posunutí do ranějších fází. Příkladem sekundární sukcese mohou být lesní požáry či větrné polomy. Obnova v tomto případě tedy probíhá rychleji než v případě primární sukcese a nově vzniklá společenstva mohou být složená z druhů, které se na daném místě vyskytovaly i v minulosti, byť jejich vzájemné zastoupení bývá rozdílné (např. Adámek et al. 2016).

Fytocenotická sukcese druhotně ovlivňuje i společenstva řady skupin živočichů. Směřování sukcesního vývoje biocenóz je závislé na měnících se rostlinných zdrojích i na abiotických faktorech a vzájemné kompetici mezi druhy (Walker & Moral 2003). Postup rekolonizace lokality živočichy (obzvláště obratlovci) se spíše, než od rostlinného druhového složení odvíjí z celkové struktury a pokryvnosti vegetace (Lentic & Fox 1997a,b; Kritzinger van Aarde 1998; Ashmole et al. 1992). Konkrétní případy rostlinné a živočišné sukcese jsou tudíž vzájemně ne zcela slučitelné ekologické procesy (Walker & Moral 2003). To však neplatí pro fytofágní druhy (mj. úzce specializované), u nichž má diverzita rostlinných zdrojů zcela zásadní existenční význam (Brown 1985). Kromě skutečnosti, že charakter biocenóz není striktně vázán na postup vegetační sukcese, průběh rekolonizace závisí i na disperzních schopnostech jednotlivých kolonizátorských druhů (Padley & Dolman 2014), což má také klíčový vliv na vývoj společenstev. Prvními přichozími živočichy bývají výhradně dravé formy, jejichž kořistí jsou další raně sukcesní živočichové (Walker & Moral 2003). Fytofágové se na místě objevují až s první vegetací a svojí přítomností zároveň rozšiřují potravní nabídku přítomným predátorům. V pozdějších fázích sukcese dochází k nahrazování kompetičně slabých druhů iniciálních stádií s efektivními disperzními schopnostmi konkurenčně úspěšnějšími formami s omezenými možnostmi disperze („colonisation-competition trade-off“; Edwards & Stachowicz 2010). Vzhledem k tomu, že proměna rostlinných, mikrobiálních a fungálních biocenóz zásadně ovlivňuje leckteré klíčové biotické i abiotické faktory (vlhkost půdy, strukturu, chemismus či kompozici substrátu, teplotu, zástín, potravní nabídku, heterogenitu prostředí, možnost úkrytu nebo prostor pro různé predační strategie), dotýká se sukcese zcela zásadně i populací živočišných druhů s různými mikrohabitatovými preferencemi, které souvisí s rostlinnými společenstvy pouze nepřímo (Heneberg & Řezáč 2014; Heneberg et al. 2016; Zhao et al. 2020; Entling et al. 2007). V odborné literatuře bývají často nicméně stanovištní potřeby jednotlivých zástupců definovány relativně povrchně (např. Heneberg & Řezáč 2014) nebo nepřesně a pro nedostatek ekologických dat nežádka i zcela mylně.

3.2 Sukcese na postindustriálních stanovištích se zvláštním zřetelem k pískovným a štěrkopískovným

Jak již bylo naznačeno, průběh sukcese ovlivňují mnohé environmentální proměnné související s abiotickými a biotickými faktory prostředí. Mezi stěžejními se uvádí klima a topografie oblasti, druh podkladu, jeho texturní a strukturní vlastnosti, množství vody na lokalitě (ve formě vlhkosti či vodních těles), míru eroze, hodnoty pH, dostupnost biogenních prvků (mj. dusíku a fosforu), konduktivitu roztoků, vzájemné interakce a projevy organismů v rámci biocenóz či rychlost dekompozičních procesů (Walker & Moral 2003). Důležitá je také diverzita parametrů v rámci lokality – heterogenita prostředí (Trnková 2008). Na průběhu obnovy společenstev se také zcela zásadně podílí okolní krajina. Postindustriální stanoviště v člověkem pozměněné kulturní krajině bývají kolonizovány veskrze nežádoucími ruderalními druhy (Müllerová 2017), kdežto v přirozeném či aspoň polopřirozeném prostředí probíhá sukcese vstříc kýženým rostlinným společenstvům (Řehouňková & Prach 2008). Na většině místech bez toxického substrátu nebo příliš strmých svahů vzniká zapojené rostlinné společenstvo již v nižších desítkách let (může mít různou podobu určenou na základě kombinací výše zmíněných parametrů).

V rámci pískoven (ve kterých se zpravidla studuje primární sukcese) považuje Řehouňková a Prach (2008) za limitující faktor především vlhkost lokality. Na sušších pískovných hraje důležitou roli i geografická poloha spojená s rozdílnými makroklimatickými podmínkami. Na sušších a teplejších lokalitách se v nížinách kvůli silnému vlivu kulturní krajiny často v iniciálních stádiích uchycují ruderalní druhy, někdy i druhy typicky pozdních stádií. Postupně proces obnovy vede ke křovinatým travinným společenstvům. Zvláštní význam zde mohou mít kolonizující akáty (*Robinia pseudoacacia*), které zde mohou při silných invazích tvořit rozsáhlé akátiny. Naopak sušší pískovny v pahorkatinách s poněkud chladnějším klimatem a rozsáhlými hospodářsky využívanými lesy vedou svojí sukcesí spíše ke vzniku listnatých lesů. Klima hraje dle autorů schématu menší význam při obnově pískoven s vlhkomilnou a litorální vegetací. Zde sukcese postupuje od jednoletých a vytrvalých graminoidů (mj. *Juncaceae*, *Cyperaceae*) až k porostům olší (*Alnus glutinosa*) a vrb (*Salix* spp.) v případě vlhkých stanovišť, anebo ostřic (*Carex* spp.), rákosu (*Phragmites australis*) a orobince (*Typha* spp.) při litorálních stanovištích.



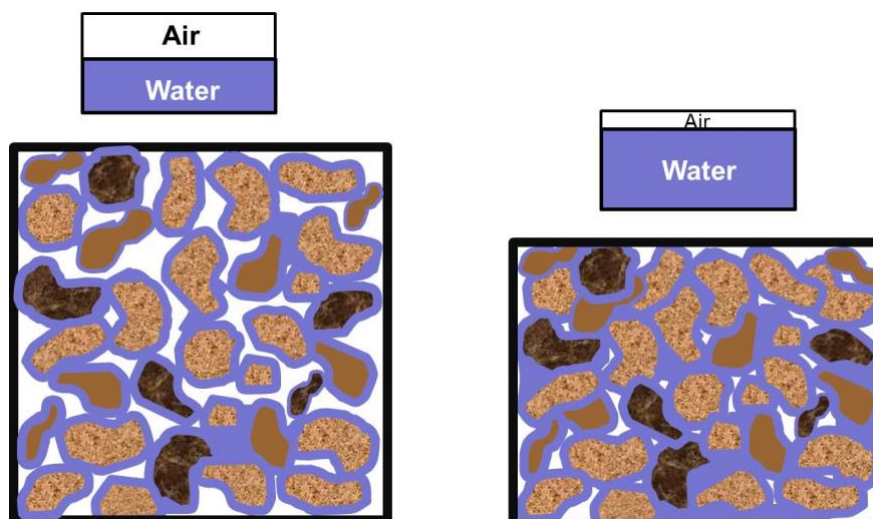
Obr. 16: Schéma sukcese na pískovných s měnící se vlhkostí prostředí a geografickou polohou těžebny. Volně upraveno podle: Řehouňka et al. (2015).

3.3 Penetrabilita substrátu

Penetrabilita je mechanická vlastnost půdy, která značí, do jaké míry do ní může být zatlačen cizorodý předmět (Blum et al. 2011). Roste nepřímou úměrou s tlakem, který je nutné při tomto úsilí vynaložit, a bývá obvykle vyjádřena jako penetrační odpor v jeho jednotkách. V praxi poskytuje informace o kompaktnosti a hutnosti půdy, což jsou její klíčové vlastnosti. Hodnotu penetrability mohou přirozeně na substrátech zvyšovat tudy chodící zvířata, která ho sešlapávají, ovšem jako hlavní činitel v tomto ohledu působí dopad dešťových kapek (McKenzie 1988; DeJong-Hughes et al. 2001). Opačný efekt mají na penetrabilitu a kompaktnost půdy následně různé erozní procesy i biotické tlaky, jakými může být růst kořenů rostlin.

Podstata penetrability pro ideální charakter půdy vyšla poprvé najevo v souvislosti s intenzifikací zemědělství v druhé polovině 20. století, kdy se ztrojnásobila hmotnost používané techniky a zároveň i frekvence jejího používání (Heneberg 2010). Těžká zemědělská technika zhutňuje půdu, čímž porušuje její strukturu, která je stěžejní pro schopnost retence vody a rozvádění živin i vzduchu a svojí podstatou tedy předurčuje úrodnost půdy (Novák 2017). V konečném důsledku může přílišná pedokompakce (tj. proces zhutňování substrátu) kvůli malé aeraci půdy vést ke zvýšení mikrobiální denitrifikace (procesu redukce nitrátů na elementární dusík) a uvolňování plynného dusíku do atmosféry (DeJong-Hughes et al. 2001). Tuto formu stěžejního biogenního prvku není ale většina rostlin schopná metabolicky zpracovávat a dochází tedy k jejich podvyživení (Čepička et al. 2007). Za další neprofesionální hospodářskou praxí se považuje omezená výměna pěstovaných plodin na polích v čase. Opakovaným pěstováním stejné plodiny se totiž ztrácí výhody vlastností a délek kořenových systémů odlišných druhů rostlin, které mohou pomáhat s bojem proti pedokompakci na daném místě (DeJong-Hughes et al. 2001).

Penetrabilita zásadně určuje výskyt i celé řady dalších organismů – hlavně půdních a norujících živočichů včetně důležitých pedogenních zástupců, jimž jsou například žížaly a chvostoskoci (Joschko et al. 1989; Larsen et al. 2004; McKenzie 1988). Nejlépe jsou v tomto ohledu patrně prostudované hnízdňní preference norujících ptáků (obzvláště ochranářsky významných druhů), konkrétně pak břehulí říčních, ledňáčků říčních a vlh pestrých. Penetrační odpor substrátu určuje délku hnízdňní nory, průměr vletového otvoru a hustotu nor na hnízdňní stěně (Heneberg 2009). Také pro norující savce, obzvláště pro hlodavce a některé hmyzožravce či vačnatce, představuje penetrabilita a kompaktnost substrátu klíčový abiotický faktor ovlivňující schopnost jejich schopnost hloubit nory (Laundré & Reynolds 1993). Systémy podzemních chodeb savců i nor ve hnízdňních stěnách některých ptáků ovlivňují ekosystémy dalekosáhleji. Stejně jako nory vyhloubené břehulí říční jsou po opuštění obývané i desítkami dalších druhů ptáků, jejichž populace jsou navíc někdy v evropské přírodě na ústupu (Rohrer et al. 2019), a posléze i početnými ochranářsky významnými druhy bezobratlých (Heneberg et al. 2018). S norami savců jsou také asociované vlastní, někdy úzce specializované organismy (např. Verner 1971), přičemž mohou mít chodbičky živočichů zároveň vliv na růst rostlinných kořenů a resorpci vody (Brussaard & Faassen 1994), čímž by mohly do jisté míry ovlivňovat také nadzemní společenstva.



Obr. 17: Velikost půdních pórů v závislosti na půdní hutnosti. Převzato z práce DeJong-Hughes & Daigh (2022).

Nejkomplexněji však penetrabilita a hutnost substrátu ovlivňuje společenstva členovců. Kromě v dospělosti fosoriálních zástupců podstatně ovlivňuje i druhy, které jsou na hypogeické prostředí vázané pouze určitou životní fází, například na vývoj larev (mnohdy i hospodářsky významných) skupin hmyzu, které se zde vyskytují (Gilroy et al. 2008; Ellsbury et al. 1994). Poměrně rozsáhle studované jsou v souvislosti s vlastnostmi substrátu také hnízdní preference samotářského blanokřídlého hmyzu (Heneberg 2011; Srba & Heneberg 2011). Patrně si včely vybírají vhodné místo pro svou hnízdní noru na základě různých faktorů půdy a u mnoha druhů je touto rozhodující proměnnou právě penetrabilita. Odlišní zástupci preferují jiné hodnoty – kromě schopnosti volby ideálních fyzikálních a mechanických podmínek pro hloubení děr, je možná výběr specifického mikrohabitatu důležitý i pro zamezení prostorové kompetice druhů podobných ekologických nik na dané lokalitě (Heneberg 2011). Vliv penetrability na společenstva bezobratlých má druhotný efekt téže k diverzitě a abundanci jejich predátorů (typicky populací četných ptačích druhů). Tento fenomén byl popsán u bekasin (*Gallinago gallinago*, *G. media*), vodouše rudonohého (*Tringa totanus*), kameňáčka pestrého (*Arenaria interpres*), drozda zpěvného (*Turdus philomelos*) a konipase lučního (*Motacilla flava*) (Heneberg 2010). Penetrabilita stejně jako změny v hutnosti půdy jako důsledky mnohdy nevhodné hospodářské praxe, tak mohou poměrně zásadně ovlivňovat celý potravní řetězec dané biocenózy (tzv. *bottom-up*).

3.4 Vlhkost půdy

Vlhkost substrátu má původ především ve vodě srážkové. Část této vody se z povrchu půdy nebo prostřednictvím rostlin odpařuje (evapotranspirací) či uniká do povrchových vodních ekosystémů. Určitá frakce se ve směru zemské tíhy ale dostává až na nepropustné podloží, kde nad vodonosným horizontem tvoří zásoby podzemní vody, které mohou vzlínáním ovlivňovat půdní vlhkost v horních vrstvách i v obdobích nedostatku srážek (Gulička 1984). Schopnost retence vody půdou se liší v závislosti na jejím druhu, textuře a struktuře (množství pórů a organických složek, velikost zrn substrátu a vzdálenost mezi nimi atd.). Agroekosystémy čelí problému se stále se snižující tzv. polní kapacitou (retenční vodní kapacitou), která souvisí s intenzifikací zemědělství (např. přílišná orba) či třeba se zvyšováním kompaktnosti substrátu (Hora et al. 2011; Neudert et al. 2005). Dle formy vlhkosti se rozlišuje několik typů podpovrchových vod. Gravitační vodu protékající skrze štěrbiny, trhliny, podél kořenů rostlin

a velkými půdními póry ve směru zemské tíže. Podzemní vodu, kterou tvoří gravitační voda shromážděná nad nepropustným podložím půdního profilu, odkud může být hospodářsky využívána a čerpána pomocí studní či vrtů. Souvislé akumulace podzemní vody se nazývají zvodně (akvifery, zvodněné kolektory), jichž existuje několik druhů. Tyto kolektory lze najít blízko pod povrchem i v hloubce několika kilometrů (Gulička 1984). V půdních pórech se zdržuje kapilární voda, jejíž zdejší pohyb určují především kapilární síly (Devetter 2010). Na drobné půdní částice se slabě osmoticky váže v půdách o malé vlhkosti tzv. adsorpční voda (Gulička 1984).

Pro rostliny představuje vlhkost půdy společně s teplotou pravděpodobně nejpodstatnější faktor prostředí ovlivňující jejich vývoj, růst a metabolické procesy. Rostliny nejsou schopné využívat veškerou půdní vlhkost a při stále klesající vlhkosti substrátu naráží časem na určitý bod procentuální objemové vlhkosti, při kterém rostlina začíná vadnout (bod vadnutí). Pokud se vlhkost dostane pod tento bod, neprobíhá již v prostoru takřka žádná evapotranspirace skrze rostlinná pletiva, čímž prýť usychá (Hora et al. 2011). Maximální množství vody využitelné rostlinami (využitelná vodní kapacita půdy) je dáno rozdílem vlhkostí při retenční vodní kapacitě a bodem vadnutí. V závislosti na afinitě k vlhkosti jsou půdní živočichové tříděni na hydrobiontní (primárně vodní, náchylní k vyschnutí, kteří obvykle nedýchají vzdušný kyslík), hygrofilní (dýchají vzdušný kyslík, ale vyžadují velkou vlhkost prostředí) a xerofilní (obvykle formy obývající půdu pouze dočasně, nárokuje si relativně suché prostředí). Hydrofilní živočichové vyžadují nezdědka až 100% vlhkost půdního vzduchu (tzv. stenohygrické formy), mnohdy bývají však i mezofilní či přečkávají nepříznivá období anabiózou (xerorezistentní druhy) (Gulička 1984). Stav vlhkosti a množství vody v substrátu se v čase na daném místě dynamicky mění (extrémním případem jsou například inundace) a organismy jsou na tyto změny nuceny reagovat. Větší či lépe pohyblivé druhy jsou obvykle schopné se při záplavách jednoduše přesunout či naopak vlastní silou vyhledat v suchém prostředí místa o větší relativní vlhkosti, kdežto sedentární zástupci půdní fauny disponují často různými adaptacemi, které jim umožňují vypořádat se s přebytkem nebo nedostatkem vody. Tito hygrofilní zástupci edafonu s holým tělním povrchem musí při změnách množství vody v podzemí řešit problém osmotického vtoku vody dovnitř těla, kde způsobuje bobtnání. Ačkoli mají některé specializované podzemní formy (máloštětinatci, plži) vyvinuté speciální osmoregulační orgány, u většiny živočichů s hladkou a tenkou pokožkou probíhá zpětná vazba poikilosmoticky (změnou koncentrace tělních tekutin ve vnitřním prostředí těla živočicha) (Gulička 1984; Larsen et al. 2011). Tato strategie je však relativně pomalá, a tudíž poměrně nevýhodná při rychlých inundacích v záplavových oblastech. Mezi živočichy, které využívají tento způsob osmoregulace, patří zejména juvenilní stádia různých bezobratlých včetně suchozemského hmyzu (např. larvy řádů epigeických i létavých členovců). Je známo, že půdní vlhkost má zásadní vliv na míru mortality nedospělých vývojových stádií (Hulthen & Clarke 2006; Ricca et al. 1996; Davidson et al. 1972; Lepage et al. 2012) a ovlivňuje takto zprostředkovaně i povrchové biocenózy v mnoha úrovních potravního systému. Ochlupení zástupci menších členovců (např. chvostoskoci) nečelí tak výrazným problémům s dýcháním ani s osmózou, neboť nejenže skrze vzduchovou bublinu mezi jejich chloupky neprobíhá přenos vody, ale navíc membrána na povrchu těla pracuje jako fyzikální žábra. To umožňuje tudíž v omezené míře také výměnu plynů mezi vodním a vzdušným prostředím v okolí vzdušnic nebo jiných dýchacích orgánů (Seymour & Matthews 2013). Vysychání půdy nejhůře snášejí hydrobionti (různé skupiny prvoků, vířníci, hlístice). Zpravidla se vyschnutí brání anabiózou nebo vykonávají vertikální migrace půdou do hlubších vrstev s větší vlhkostí. V oblastech, kde dochází k pravidelnému střídání vlhčích a sušších period mají tyto přesuny sezónní charakter. Někteří větší živočichové jsou potom schopní i horizontální migrace za účelem hledání vhodných mikroklimatických podmínek (Gulička 1984; Ricci 2001).

4 METODIKA

Naše studie probíhala v březnu až srpnu 2022 ve Štěrkopískovně Planá nad Lužnicí. V části našeho výzkumu jsme se řídili metodikou [Váchy a Zemana \(2018\)](#), kteří na pískovně pracovali před čtyřmi lety, abychom mohli jejich data porovnat s našimi a sledovat dynamiku zdejších společenstev členovců v čase. Zbytek metodiky jsme nastavili nezávisle dle svého uvážení.



Obr. 18: Letecký panoramatický snímek DP Hůrky v Plané nad Lužnicí. Foto: Jakub Ešpandr

4.1 Sběr biologického materiálu v terénu

Celkem bylo v období od března do července 2022 provedeno 5 odběrů mikroskopických vodních organismů na vybraných stanovištích. Mezi odběrovými dny byl dodržován čtyřtýdenní interval. Vzorky byly odebírány do lahvíček o objemu 250 ml pomocí dvou typů planktonních sítí. Odebíralo se buď vertikálním tahem vodním sloupcem, nebo táhnutím planktonek po diagonále mezi dnem a hladinou. V místech, kde nebylo možné uskutečnit takové sběry, byla použita teleskopická tyč s nádobou o objemu 1 l, jejíž nabíraný obsah byl poté cezen přes planktonky. Fytoplankton (a také většina nálevníků) byl filtrován planktonní sítí s 10 μ m průměrem ok, zato zooplankton sítíkou o světlosti ok 80 μ m. S ohledem na diurnální přesun zooplanktonu jsme vodu nabírali z více míst v rámci širšího okruhu odběrového stanoviště podle doporučených metodických pokynů [Příkryla \(2006b\)](#), abychom snížili částečně riziko zachycení nespolehlivého vzorku, kde se v tu chvíli nachází hejno zooplanktonu, nebo kde naopak nebyl žádný (dle [Zemanové 2015](#)). Veškeré odebrané vzorky byly následně přesunuty do transportní chladničky do doby, než je bylo možné přesunout mimo terén do lednice se 4 °C.



Standardizovaný individuální sběr větších vodních členovců probíhal na lokalitách (zejména v litorálu) minimálně jednou měsíčně (vždy ve stejný den) za pomoci cedníku (průměr ok cca 1 mm). Dále byly na každou lokalitu instalovány dvě plovoucí padací pasti vytvořené z korkové desky o rozměrech 20 × 12 × 1 cm a plastového kelímku se solným roztokem a saponátem sloužícím jakožto surfaktant (Růžička 1982) a dvě živolovné vrše vytvořené z pětilitrových plastových barelů, do kterých byla použita drůbeží játra jako návnada. Vrš byla zároveň opatřena kouskem polystyrenu, aby se chycený vodní hmyz neutopil a měl přístup k vodní hladině (Aiken & Roughley 1985). Materiál z vodních pastí byl extrahován jednou za tři týdny. Při sběru materiálu na suchozemských lokalitách jsme se řídili metodikou Váchy a Zemana (2018), kteří na pěti výzkumných plochách prováděli každý měsíc 20minutový individuální sběr za pomoci pinzety a exhaustoru a standardizovaný počet smyků smýkácí sítí (100 na každé lokalitě). Dále na každé stanoviště instalovali dvě zemní pasti se solným roztokem a surfaktantem. Pasti jsme vybírali každý měsíc. Divoká prasata a vandalové v průběhu výzkumu pravidelně ničili instalované pasti, ale na lokalitě byla vždy přítomna aspoň jedna funkční past. V takovém případě byla ze statistické analýzy vyloučena i data z jedné pasti z každé lokality, na které se při tomtéž sběru zachovaly obě pasti neporušené – tato data byla zpracována také a jsou součástí faunistického průzkumu lokalit. Podobně jsme se zachovali, pokud byly poničené pasti vodní. Odlišná byla metodika sběru materiálu na břehových lokalitách. Zde jsme každý měsíc prováděli 15minutový individuální sběr pomocí pinzety a exhaustoru a 5minutový sběr pomocí upraveného vysavače na listí („suction-sampling“; viz Helbing et al. 2020).



4.2 Zpracování vzorků, fixace, konzervace

Ještě před fixací odebraného materiálu byly vzorky částečně prohlédnuty po mikroskopem a binokulární lupou. Část byla tedy prohlížena v čerstvém stavu, zatímco materiál, jež by nebylo možné prohlédnout a provést rozbor v krátkém časovém úseku, byl fixován.

Zooplankton bylo kvůli zvolené metodice konzervace (Kořínek 1999, 2005) zapotřebí scedit na koncentrát obsahující jenom tělíčka korýšů, většiny vírníků a některých dalších větších organismů pomocí sítko s oky o průměru 70 μm . Před cezením ze vzorkovnice se ještě odebíralo 5 ml vody pomocí pipety vždy po půl mililitru pro analýzu vírníků (to samé ze vzorkovnice s řasami), jež byli konzervováni zvlášť. Biomasa na sítku byla jemně propláchnuta pomocí stříčky s destilovanou vodou a následně stříčkou s alkoholem spláchnuta do skleněných vzorkovnic. Tyto vzorky byly fixovány 80% lihem, ke kterému byl jednotlivě do sklenic s fixovaným materiálem přikápnut malý podíl glycerolu pro zpevnění karapaxu méně chitinizovaných perlooček. K odpipetovaným vzorkům pro záznam vírníků a fytoplanktonu uchovávaných v autoklávovatelných zkumavkách byly přidány vždy 2 ml destilované vody, jednak z důvodu ředění vzorku, jednak kvůli vypláchnutí špičky pipety, a poté již nalit Lugolův roztok jako fixační médium na výslednou koncentraci přibližně 6 % (Komárková 2006). Všechny zakonzervované vzorky byly uchovávány v lednici.

Zástupci větších členovců, u kterých byla nutná determinace v laboratoři, byli pomocí entomologické pinzety nebo exhaustoru umístěni do 50ml plastových zkumavek (falkony) a zde smrceni a konzervováni 70 % ethanolem (v případě pavouků a menších druhů hmyzu), nebo v párách ethylacetátu (u většího hmyzu). Materiál ze zemních a plovoucích pastí byl v terénu scezen přes jemné sítko a umístěn do mikrotenových sáčků, které byly skladovány v mrazáku do pozdější determinace a dalšího zpracování.

4.3 Determinace

Determinace druhů probíhala v laboratorních podmínkách za použití zvětšovací optiky (BRESSER Advance ICD 10x – 160x Zoom Stereo-microscope, Carl Zeiss AMPLIVAL, PZO MST-131) a určovací literatury zaměřené na jednotlivé skupiny: zooplankton: Brandl (2010), Błędzki & Rybak (2016), Amoros (1984), Kořínek (2005), Příkryl (2006b, 2014, 2017, 2017b, 2018a, 2018b, 2018c), Illyová & Baláži (2004); fytoplankton: Kaštovský et al. (2018), Šťastný (2010), Starmach (1983) a Coesel & Meesters (2007); Araneae: Netwig et al. (2022), Heimer & Netwig (1991), Miller (1971); Coleoptera: Hůrka (1996), Bezděk & Mlejnek (2016), Boukal (2017), Nedvěd (2015), Smetana (1958), Lompe (2010); Hemiptera: Biedermann & Niedringhaus (2009), Kunz et al. (2011), Wagner (1966, 1967, 1974a, 1974b, 1975), Savage (1989), Wachmann et al. (2004, 2006, 2007, 2008), Péricart (1983, 1989a, 1989b, 1989c); Odonata: Dolný et al. (2016); Orthoptera: Kočárek (2013). Jako srovnávací fotografický materiál byly použity některé webové galerie (Kaštovský a kol. 2018; Geest 2009; Plewka; Coesel 2002; Westen; Oger). K úpravě nomenklatury vodních mikroorganismů byly použity servery <https://www.marinespecies.org/index.php> a <https://www.algaebase.org/> (Guiry 2022), popřípadě nově publikované molekulární taxonomické revizní studie (viz Chaber et al. 2022), jejichž data nestihla být i přes přijetí vědecké komunity na následujících databázích aktualizována.

Správnost determinace obtížněji určitelných taxonů byla konzultována, případně revidována, specialisty na danou problematiku a zástupci některých skupin byli identifikováni výhradně jejich pomocí (viz Poděkování). Jednotliví zástupci planktonu byli pod mikroskopem rozřazeni do tří semikvantitativních kategorií dle jejich relativní četnosti v odebraném vzorku: 3 pro dominantní druh (> 66 %); 2 pro častý (33 – 66 %); 1 zastupující ojediněle se vyskytující (< 33 %) (dle Zeleného 2013). Pro samotný záznam byla využita zhotovená obdoba Sedwick-Rafterovy počítačové komůrky, do níž bylo s pomocí mechanické pipety odebráno 500 μl konkrétního vzorku, který jsme homogenizovali stálým mícháním v baňce s kulatým dnem.

Celý proces jsme opakovali vždy nejméně třikrát, abychom předešli možné chybě v analýze přítomných zástupců.

U větších členovců byly zaznamenány absolutní počty jedinců ve vzorku. Informace o rozšíření, ekologii a případném ohrožení konkrétních druhů jsme čerpali zejména z dostupných nálezových databází (NDOP AOPK, databáze České arachnologické společnosti), checklistů a katalogů určitých skupin (Buchar & Růžička 2002; Boukal 2007; Hůrka 1996), červených seznamů ohrožených druhů (Hejda et al. 2017; Řezáč et al. 2015) a konzultací s odborníky.

Stupeň ohrožení všech druhů je stanoven na základě malé plochy areálu, na roztržitosti jejich výskytu na množství potenciálně vhodných lokalit nebo na malém počtu známých lokalit, nikoli na aktuálně probíhajícím či předpokládaném úbytku populací. Zajímavost a vzácnost byla u planktonních zástupců posuzována taktéž vzhledem k typu biotopu (Příkryl pers. comm.) Opomenout k tomu nelze ani slova Gremlici a kolektivu (2011), že drobní vodní zástupci dokáží přežívat v takřka nevzorkovatelných populacích i v podmínkách, u kterých předpokládáme, že mu nevyhovují. Vedle toho za nepříznivé situace nahrazují běžně planktonní populace jejich dormantní stádia (Pejsar 2015). Zlepšení stavu prostředí však vede k rychlému namnožení populace do vzorkovatelné hustoty s tím, že až na výjimky některých endemických zástupců vázaných na jednotlivá jezera, nemá smysl uvažovat o jejich individuální ochraně, přičemž ani vytváření Červených seznamů těchto skupin nemá valné opodstatnění – význam má samozřejmě ale ochrana vhodných biotopů (Gremlica a kol. 2011).

V některých taxonomických skupinách byla druhová determinace poněkud náročnější, a tak bylo zapotřebí špatně určitelným příslušníkům často přidělovat přibližné určení (cf.), či pouze na úroveň rodu (sp.). Výrazně se lišící morfotypy u konkrétních rodů, kde je vyloučena kryptická¹³ podobnost, jsme číselně řadili do skupiny blíže neurčených druhů (sp.1, sp.2, sp.n), zatímco při nejasném rozlišení byl vytvořen souhrnný taxon se zkratkou spp. Užití takové nomenklatury bylo nutné obzvláště z hlediska nahrazení časově a technicky náročných metod specifické determinace (např. využití elektronové mikroskopie, nezbytnost kultivace či rozpouštění měkkých tkání). V úvahu jsme brali taktéž jen nižší taxony (na úrovni variet), u kterých mají odlišné ekologické požadavky oproti svému nominálnímu druhu určitý význam pro ochranu stanovišť.



¹³ Popisuje koexistující (sympatrické) rody/druhy, které se od sebe liší (takřka) nerozlišitelnými vnějšími fenotypickými znaky a jsou od sebe reprodukčně izolovány (např. Mayr 2009).

4.4 Měření environmentálních proměnných prostředí

Na všech suchozemských lokalitách (včetně břehů) byla měřena penetrabilita, zrnitost písku a procentuální pokryvnost povrchu rostlinami. Pouze na březích jsme měřili sklonitost břehu a jeho členitost. Na ostatních suchozemských stanovištích jsme zjišťovali i vlhkost substrátu. Penetrabilita byla měřena čtyřikrát v průběhu výzkumu za použití penetrometru od firmy GEOTEST a.s. Výsledek každého z čtyř měření se rovná mediánu čtyř naměřených hodnot na dané lokalitě v jeden den. Zrnitost byla naměřena na certifikovaných sítích (frakce 32, 16, 4, 2, 1, 0,5, 0,25, 0,125 mm) v Úgv MUNI a je vyjádřena jako hmotnostní podíl jednotlivých frakcí ve vzorku. Pokryvnost rostlinami (a rostlinným opadem) na stanovištích byla určena pomocí tří fytoecnologických snímků (1 × 1 m). Fytoecnologické snímkování proběhlo v červenci. Sklonitost byla měřena na úrovni břehové linie a 1 m od vody pomocí sklonoměru. Pro měření relativní členitosti břehu jsme vytvořili vlastní metodiku, která vyjadřuje rozdíl přímé vzdálenosti dvou zvolených bodů na břehové linii a délky břehové linie mezi těmito body. k tomuto měření jsme použili provázek a výsuvný metr. Gravimetrickou metodou byla měřena vlhkost substrátu (Schmugge et al. 1980). Dalšími environmentálními proměnnými, které jsme zahrnovali na suchozemských lokalitách, je jejich stáří, které jsme zjistili zejména konzultací se správcem pískovny a s bývalými účastníky soutěže, a na něm nepřímo závislé sukcesní stádium (dle Řehouňkové & Pracha 2006).

Během jednotlivých sběrů planktonu byly současně měřeny parametry vodního prostředí jako pH, konduktivita, koncentrace kyslíku, teplota pod úrovní hladiny, průhlednost a hloubka. Pro dosažení dostatečné vzdálenosti od břehu jezera a jezírka pro odběr byl využit člun. Pomocí měřicího přístroje GMH 3530 byla stanovena teplota vody a pH. Konduktivitu jsme měřili sondou GE104 a venkovní teplotu čidlem Pt100. Stanovení průhlednosti bylo prováděno pomocí Secchiho desky o průměru 30 cm. Dále byly do odběrového protokolu zahrnuty doplňující faktory jako barometrický tlak, vlhkost, rychlost větru, teplota vzduchu, míra oblačnosti a míra srážek, ke kterým bylo přihlíženo v případě extrémních vychýlení naměřených hodnot parametrů vody. Vzorky vody pro analýzu koncentrace dusičnanů, fosforečnanů a amoniakálního dusíku byly předávány Orlické laboratoři, s.r.o. Mezi další proměnná prostředí jsme zahrnuli přítomnost ryb, pokryvnost vodními porosty, údaje o hloubce (potažmo i relativní koeficient udávající poměrné zahloubení, jehož hodnota klesá s rostoucí plochou nádrže a menší maximální hloubkou (Obr. 48)), morfometrii, stáří a rozloze nádrže. Rybí obsádka nebyla na studovaných lokalitách přímo studovaná kvantifikovatelnou metodou, nýbrž pozorováním či odlovem jedinců. Dále jsme tento faktor zpětně usuzovali z kvantitativního a kvalitativního druhového složení zoo a fytoplanktonu a taktéž podle průhlednosti a přítomnosti makrofyt (dle Hazukové 2016). Stáří bylo stanoveno pomocí mapového serveru Mapy.cz. K měření rozloh a pokryvností různé vegetace z dronu jsme využili aplikaci softwaru [GIS \(ArcGIS\)](http://ArcGIS).

4.5 Statistické analýzy

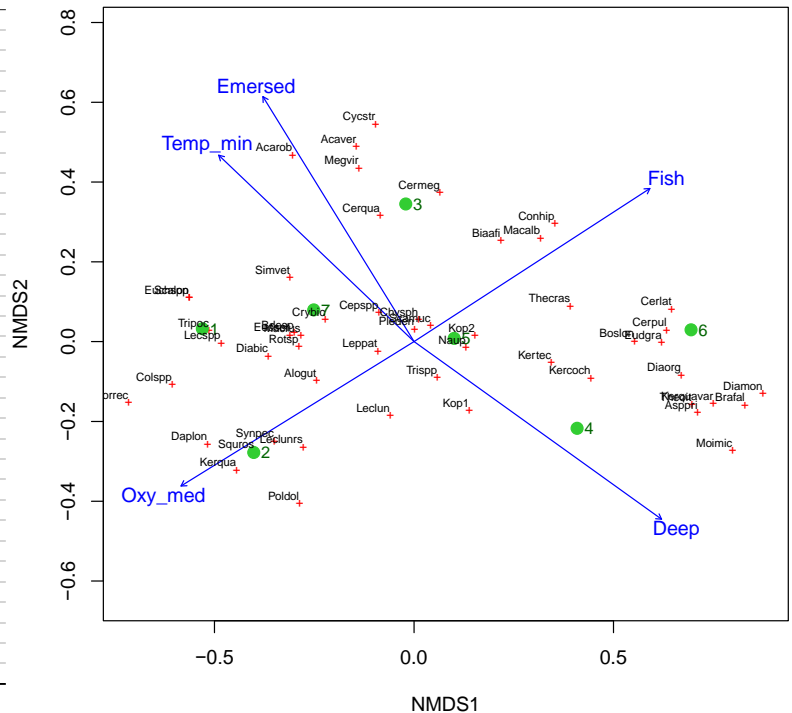
Data pro analýzy, a i některé statistické metody byly zpracovány v tabulkovém programu [Microsoft Excel \(2022\)](#). Z dostupných analýz tohoto softwaru byla využita Pearsonova korelace ke zjištění lineárních korelací a lineární regrese ke grafickému popisu zajímavých korelací proměnných. Dále byl využíván k tvorbě jednoduchých sloupcových, výsečových a některých dalších grafů ukazujících základní interpretace různých dat. Využili jsme jej též ke spočítání a následnému vynesení hodnot Jaccardova indexu (Obr. 47) popisující rozdíly ve složení druhů mezi dvěma společenstvy do maticové tabulky. Složitější statistické výpočty byly provedeny v programu [R studio verze 4.2.1 \(Rstudio team 2022\)](#) s využitím balíků [vegan \(Oksanen et al. 2022\)](#), [cluster \(Maechler et al. 2022\)](#) a [devtools \(Wickham 2022\)](#). Variabilitu nálezů zástupců v prostoru jsme zjišťovali pomocí nemetrického mnohorozměrného škálování (NMDS), které vychází z matice Bray-Curtisových nepodobností. Do biplotů byly právě tak pasivně promítnuty signifikantní proměnné s významnou vazbou k osám ($p < 0,1$) testované pomocí funkce [envfit \(dle Plisky 2022\)](#) (otestovány 5039 permutacemi). NMDS neovlivňují nelineární spojitosti ani odlehle hodnoty a na rozdíl od mnoha jiných ordinačních metod lze zadat počet dimenzí předem. Ty jsou potom ve výsledném kroku zobrazeny v diagramu tak, aby nejlépe vysvětlovaly matici variability mezi vzorky (Pusztai 2015). V biplotu NMDS jsme zobrazili diverzitu a zástupce s nejlepším fitem, tzn. výskytem na více než dvou lokalitách, ve vztahu k variabilitě lokalit podél první a druhé osy. Totéž jsme vytvořili pro vzácné druhy. Všechny grafy NMDS byly vykresleny zvlášť pro jednotlivé skupiny. Srovnání podobnosti lokalit bylo testováno aglomerativním shlukováním Wardovou metodou a přes funkci [clust](#) vyneseno na dendrogram, který měří (statistickou) vzdálenost mezi všemi proměnnými a spojuje v každém kroku vždy nejbližší dvojici stanovišť a nadřazených shluků (dle Čablové 2021). Dále byl pro některá data vykreslen Boxplot. Významné korelace, které vyšly v Pearsonově korelačním koeficientu, byly ještě přetestovány v R studiu pomocí Spearmanova korelačního testu za využitím funkce [cor.test](#).

ZOOPLANKTON				
***VECTORS				
	NMDS1	NMDS2	r2	Pr(>r)
pH_med	-0,161	-0,987	0,311	0,472
pH_max	0,426	-0,905	0,202	0,589
pH_min	0,992	0,127	0,091	0,799
pH_sd	0,369	-0,929	0,280	0,483
Oxy_med	-0,850	-0,527	0,726	0,089
pH_max.1	0,984	-0,180	0,240	0,581
pH_min.1	-0,272	-0,962	0,077	0,847
Oxy_sd	0,881	0,473	0,384	0,366
Con_med	-0,446	-0,895	0,374	0,380
Con_max	-0,434	-0,901	0,313	0,457
Con_min	-0,411	-0,912	0,324	0,435
Con_sd	-0,461	-0,887	0,266	0,551
Temp_med	-0,951	0,309	0,044	0,916
Temp_max	0,540	0,842	0,124	0,761
Temp_min	-0,723	0,691	0,704	0,098
Temp_sd	1,000	0,003	0,677	0,122
Fish	0,839	0,544	0,764	0,081
Age	0,992	-0,124	0,717	0,100
Sub_nat	-0,908	-0,419	0,240	0,639
Emersed	-0,525	0,851	0,801	0,030
Area_pel	0,988	0,154	0,488	0,347
Area	0,985	0,174	0,462	0,347
Deep	0,813	-0,583	0,897	0,004
Morfo	0,132	0,991	0,241	0,557
Obscure	-0,146	0,989	0,417	0,301

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

Permutation: free

Number of permutations: 5039



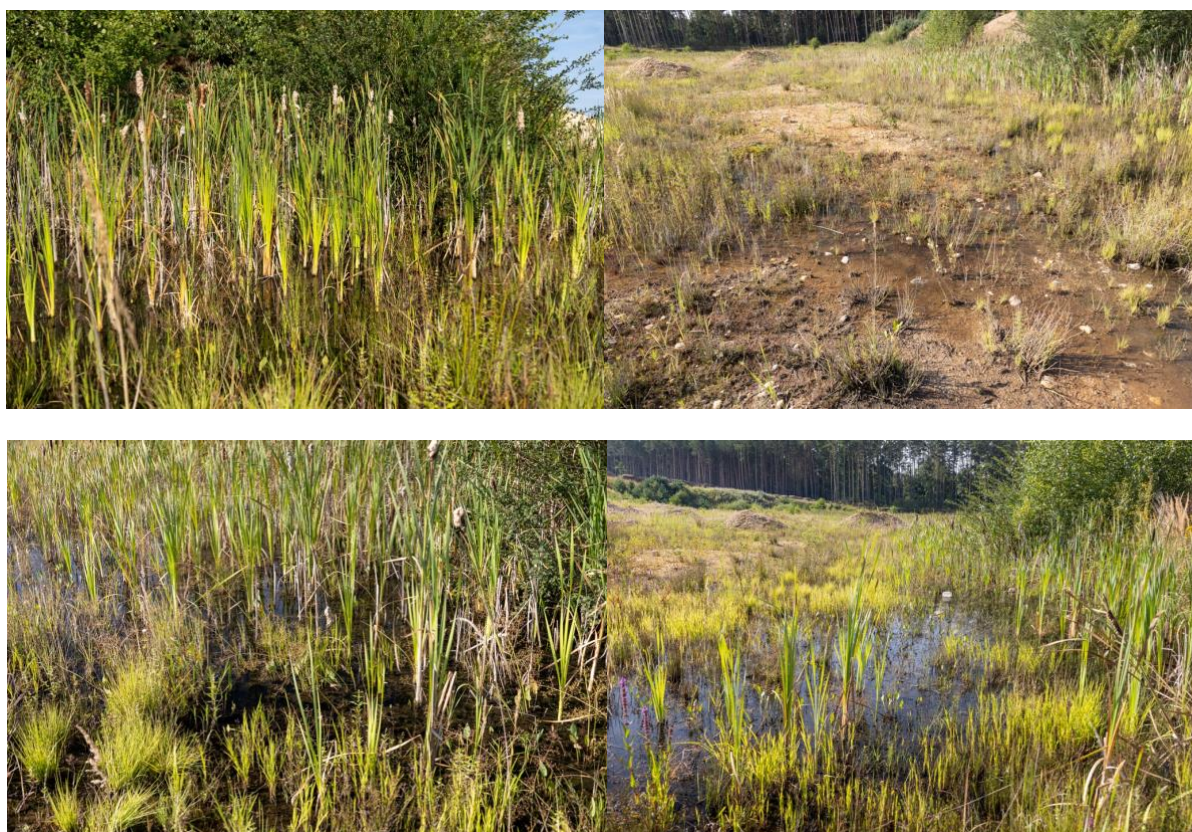
Vlevo: Výsledek signifikance proměnných (ve vztahu k výskytu vybraných zástupců zooplanktonu) proložených metodou NMDS. **Vpravo:** Surový ordinační digram vytvořený v programu R studio (verze 4.2.1).

5 VÝSLEDKY

5.1 Popis zkoumaných lokalit

Lokalita W1 – rozlohou nejmenší zkoumaný vodní habitat, který je taktéž se svojí průměrnou hloubkou 15 – 20 cm nejmělčí (max. hloubka 40 cm). Jde tak o vodní lokalitu zcela bez výraznější zóny volné vody. Po celé jeho části je velmi hustý porost bublinatky (asociace *Utricularietum australis*). Další doprovodnou vegetaci tvoří orobinec a přibližně uprostřed ostřicové porosty, které jsou doplněny o občasné se vyskytující sítinu článkovanou a rozkladitou, žabník jitrocelový, kyprej vrbici a velmi roztroušeně karbinec evropský. Písečné dno je pokryto vrstvou organického materiálu a leckde nárosty. Naměřeny zde byly vysoké hodnoty mediánu konduktivity ($610 \mu\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$). Medián hodnoty pH je 7,4. Medián koncentrace kyslíku je zde druhým nejvyšším (8,62).

Břeh této lokality (W1rip) má nejvyšší průměrnou pokryvnost rostlinami (91 %) a členitost (860/400 cm). Je souvisle pokrytý mechy (*Polytrichum sp.*) a velmi často se zde vyskytují trsy sítin v přímém kontaktu s vodou. Nejnižší je zde penetrabilita (57,5 kPa) a sklon břehu u břehové linie (4°). Majoritní frakce substrátu je zde 0,25 – 0,5 mm, která tvoří 24,1 %.



Lokalita W2 – tůň s výrazně menším podílem litorální vegetace ku limnetické zóně, a naopak výraznějšími ponořenými porosty blíže neurčených elodeoidů¹⁴. Jde o tůň s místy s větší hloubkou (max. hodnoty se pohybují až ke 120 cm) a zvlněným dnem, a proto zde hloubka

¹⁴ Ponořené kořenující rostliny.

velmi kolísá, od 25 cm často k metru. Hladina je pokryta občasně se vyskytujícím rdestem vzplývavým a jen sporadicky rdestem kadeřavým. V mělčích místech lze občasně nalézt i žabník jitrocelový. Dno je písčité a často pokryté většími kameny. Byly zde naměřeny nejvyšší hodnoty konduktivity ($690 \mu\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$), taktéž medián je zde největší ($650 \mu\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$) oproti ostatním lokalitám ($330 \mu\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$). I výkyvy konduktivity zde byly nejvyšší, činily $150 \mu\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ (medián ostatních dosahuje $90 \mu\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$). Dále je zde nejvyšší hodnota mediánu pH (8,15), a taktéž jeho výkyvy v průběhu měřené sezóny patří k těm nejvýše naměřeným.

Břeh (W2rip) je poměrně obnažený, občasně porostlý graminoidy¹⁵ (především třtinou křovištní), případně vzácně i kyprejí vrbicí a dvojzubcem. v litorálu je lemován většími roztroušeně se vyskytujícími porosty orobince. Dále podél břehů místy porůstá bublinatka a jen řídce okřehek. Průměrná pokryvnost rostlin je zde velmi nízká (24 %), hlavní zrnitostní frakce je zde 0,25 – 0,5 mm (32 %). Sklon zde probíhá od $10,5^\circ$ na břehové linii po $6,5^\circ$ 1 m od vody. Členitost zde byla naměřena 550/400 cm.



Lokalita W3 – hluboké jezírko s bahnitým dnem. Dále od břehu se dno nachází přibližně ve 180 – 190 cm. V limnetické zóně jsou rozlehlejší porosty rdestu vzplývavého. V určitých hodinách je jezírko z jedné strany stíněno hustějším březovým porostem. Stejně jako na lokalitě W4 (velké jezero) se zde vyskytuje rybí obsádka o neznámé přesné mase. Navíc druhové složení ryb se pravděpodobně změnilo po vytvoření spojovacího kanálu s jezerem někdy v červnu. Medián konduktivity této lokality je $340 \mu\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$, medián pH pak 7,26. Medián koncentrace kyslíku nabývá hodnot kolem 7,04. Během březnových odběrů zde (v litorálu) byla naměřena nejvyšší koncentrace kyslíku (10,93). Během červencových odběrů pak v pelagiálu

¹⁵ Zástupci čeledí lipnicovitých, šachorovitých a sítinovitých – trávy v širokém slova smyslu.

nejnižší hodnota jeho koncentrace (6,38). Společný průměr rozdílu nejvyšší a nejnižší hodnoty koncentrace kyslíku v litorálu a pelagiálu zde byl nejvyšší (4,4) oproti ostatním lokalitám (medián 3,15). Velmi zde oscilovala průhlednost, rozdíl mezi maximální (193 cm v březnu) a minimální (45 cm již v dubnu) hodnotou je necelých 150 cm, medián průhlednosti je pak 88 cm. Po nejnižších hodnotách v dubnu průhlednost pomalu rostla, až se dostala v červenci na 132 cm.

Břehy (W3rip) jsou zde prvních 20 – 40 cm od vody velmi příkré (50 °) a poté se mění do takřka vodorovné podoby. Okolo 40 % hmotnosti odebraných vzorků zdejšího substrátu tvoří frakce > 32 mm. Je zde největší medián penetrability (250 kPa) a poměrně vysoká rostlinná pokryvnost (84,3 %). Litorální vegetace je tvořena dominantním rákosem (asociace *Phragmitetum australis*) a často se vyskytující sítinou rozkladitou. Méně často jsou zde pak přítomny graminoidy s převládající třtinou a roztroušeně a ojediněle rostoucí kyprejí, čisticem bahenním a dvouzubcem. Dál od vody je břeh porostlý jetelem plazivý a prostředním.



Lokalita W4 – rozlehlé jezero s nepříliš rozvinutým souvislejším litorálním porostem. Celkově se hloubka jezera pohybuje kolem 2 metrů, maximálně do 3 metrů. Roztroušeně po celé ploše jezera roste v malých počtech rdest vzplývavý a rákos, pouze u východního břehu, kde probíhaly odběry z litorálu, se nachází větší formace rákosu (asociace *Phragmitetum australis*). v místě odběrů litorálních vzorků roste často se vyskytující bublinatka a jen sporadicky rdest vzplývavý. Jde o stanoviště s tvrdým dnem, bahnité dno bylo nalezeno jenom v místě s větší formací rákosu. Medián konduktivity vyšel 315 $\mu\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$. Během dubnových odběrů zde (v pelagiálu) bylo naměřeno vůbec nejalkaličtější pH ze všech lokalit (9,01), díky čemuž zde byl rozdíl nejvyšší a nejnižší hodnoty pH nejvyšší. Označení jezera místem s nejvyšší naměřeným výkyvem pH, tak způsobuje pouze výrazně odchylená hodnota pH, poněvadž jeho

hodnoty byly ve zbytku odběrů již stabilní, zatímco na lokalitě W2 s druhými nejvyššími hodnotami fluktuace, se pH měnilo neustále. Vcelku zde oscilovala průhlednost, rozdíl mezi maximální (více jak 170 cm v březnu) a minimální hodnotou (77 cm v červenci) je více než 90 cm, což je blízké mediánu průhlednosti (93 cm).

Břehy (W4rip) osídluje roztroušeně sítina rozkladitá, dvouzubec a graminoidy s převahou třtiny křovištní. Dále se v místech kontaktu vody a břehu vyskytuje olše a vrba. Podél břehů celého jezera porůstá sítina rozkladitá, roztroušeně graminoidy a velmi zřídka žabník jitrocelový. Břeh je lemován stromovými porosty. Zpočátku je velmi strmý (34,5 °) a několik centimetrů nad vodní hladinou se do jisté míry zmírňuje (25 °). Pokryvnost rostlinami zde byla naměřena 82 %, průměrná penetrabilita je zde pak 120 kPa. Členitost břehu zde byla v porovnání s ostatními lokalitami velmi nízká (420/400 cm).



Lokalita W5 – nejrozsáhlejší zkoumaná mokřadní lokalita s průměrnou hloubkou kolem 30 až 40 cm, dál od východní břehu je nepříliš rozsáhlá propadlina se zónou maximální hloubky okolo 120 cm. Na ploše lokality jsou větší porosty orobince (asociace *Typhetum latifoliae*) a tři ostrůvky tvořené převážně bahničkou (asociace *Eleocharitetum palustris*). Podél břehu se ojediněle vyskytuje sítina článkovaná, rozkladitá a jen sporadicky ostřice. Roztroušeně a ojediněle po celé ploše roste žabník jitrocelový a v severovýchodní části roztroušeně rdest vzplývavý. Jde o zjevně méně úživnou lokalitu s písčitým dnem řídko pokrytým různě velkými kameny a leckde nárosty. Změřili jsme zde nejnížší hodnoty mediánu konduktivity dosahující jen pouhých 100 $\mu\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ oproti nejvyšší hodnotě 690 $\mu\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ na stanovišti W2 a mediánu zbytku lokalit (330 $\mu\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$). Zároveň zde byla konduktivita nejstabilnější, její výkyvy nabývaly jen 20 $\mu\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ oproti výkyvům ostatních stanovišť (medián 95 $\mu\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$). Medián pH vyšel 7,5. Rozdíl maximálních a minimálních hodnot pH pak vyšel jako nejnížší (0,29 pH)

oproti ostatním lokalitám (0,875), a proto i z hlediska tohoto parametru je tento mokřad nejstabilnější. Medián koncentrace kyslíku (8,74) je opět nejvyšším, přičemž i výkyvy hodnot kyslíku zde byly nejmenší (2,14) oproti ostatním lokalitám (medián 3,35).

Vzorek písku ze **břehu (W5rip)** této lokality měl v porovnání s ostatními lokalitami největší zastoupení frakce < 0,125 mm (19,3 %). Zároveň zde byla naměřena dosti velká členitost (570/400 cm). Vegetace zde byla spíše ostrůvkovitá a trsnatá a okolní povrch byl obnažený (celková pokryvnost byla 59 %).



Lokalita T1 – nejvlhčí suchozemské stanoviště blízko mokřadu (průměrná vlhkost substrátu je 10,1 %) s jasně patrnou postupující sukcesí. Většina plochy je pokryta mechy a poměrně hojně se zde vyskytují malé borovice. Pokryvnost vegetace je zde 87 %, což znamená, že od doby výzkumu Váchy a Zemana zde stoupla o 36 % (z 51 %). Poměrně hojně jsou zde zastoupena zrna všech frakcí, zejména pak frakce 0,25 – 0,5 mm.

Lokalita T2 – osvětlená písčité lokalita s pokryvností 31 %. Kromě otevřených písčitých ploch se zde lokálně vyskytují porosty třtiny a borovic. V určitou denní dobu je stanoviště z části stíněno akáty. Nejvíce zastoupená zrnitostní frakce zde je 0,25 – 0,5 mm (58,7 %) a zrna ostatních frakcí jsou dosti vzácná. Na lokalitě je nejnižší průměrná penetrabilita (30 k Pa).

Lokalita T3 – technicky rekultivovaná plocha s hustým porostem borovic (o výšce asi 3 m) a třtiny křovištní. Hojně zde roste i vřes obecný, vzácněji pak brusnice či zeměžluč. Pokryvnost vegetace je zde relativně největší a za 4 roky stoupla o 16 % (z 83 % na 99 %). Stejně tak výrazně stoupla vlhkost půdy, která se zde více než zdvojnásobila (z 3,4 % na 7,2 %).

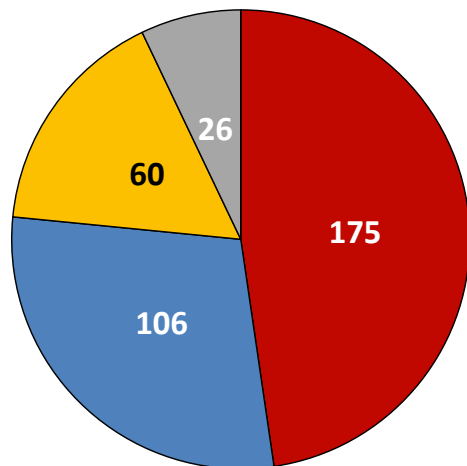
Lokalita T4 – bývalé odkaliště. Hlavní zrnitostní frakce je zde 0,25 – 0,5 mm (52 %) a velké zastoupení mají i frakce nižší. Penetrabilita (z 19,6 kPa na 50 kPa) a pokryvnost (z 22 % na 82 %) se v minulých 4 letech výrazně zvýšila. Na stanovišti jsou velmi hojné borovice o výšce asi 2 metrů. Z dalších rostlin zde najdeme vrby, topol bílý a akáty. Povrch je zde většinou zakrytý opadem jmenovaných dřevin a obnažené plochy se takřka výhradně omezují na cestičky větší zvěře. V blízkosti lokality se nachází nově vzniklý mokřadní biotop.

Lokalita T5 – tato lokalita nebyla studována v roce 2018. Původní stanoviště byla mezideponie zeminy, která byla tento rok odstraněna. Plocha T5 je specifická zejména poměrem jednotlivých zrnitostních frakcí – 72 % hmotnosti vzorku bylo tvořeno balvanů (frakce > 32 mm). Stáří lokality (2 roky) odpovídá zdejší skladba rostlinných druhů. v části zde nacházíme zejména ruderalní a pionýrské druhy (vratič, podběl, malé břizky), ale celková pokryvnost je velmi nízká (21 %). Průměrná penetrabilita byla na místech s nižší zrnitostí 160 kPa.

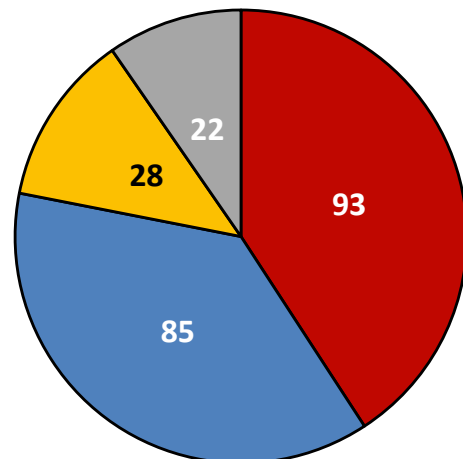
5.2 Diverzita zkoumaných skupin

Během výzkumu bylo nalezeno celkem 465 druhů větších členovců, z nichž 194 patří do řádu brouků (Coleoptera), 122 do řádu pavouků (Araneae), 66 do podřádu ploštic (Heteroptera) a 27 do podřádu kříšů (Auchenorrhyncha). Zástupci ostatních řádů jsou uvedeni v seznamu druhů v příloze. Na suchozemské druhy nejbohatší je stanoviště T5, kde bylo standardizovanými metodami nalezeno 84 druhů (z nichž se 9 druhů nachází v červeném seznamu ohrožených druhů ČR, ale mnoho dalších druhů má nějakým způsobem vyhraněné nároky na prostředí), nejchudší je pak T4 (59), kde se ale nachází nejvíce druhů řazených v červeném seznamu (10). z ripikolních členovců zkoumaných skupin bylo nejvíce druhů nalezeno na lokalitě W5rip (64), kde zároveň bylo nejvíce redlistových druhů (8). Nejmenší diverzitu břehových druhů sledujeme na W4rip u velkého jezera, kde bylo nalezeno 32 druhů (3 druhy redlistu).

Total number of larger arthropods of all sites



Total number of species of each terrestrial arthropod group



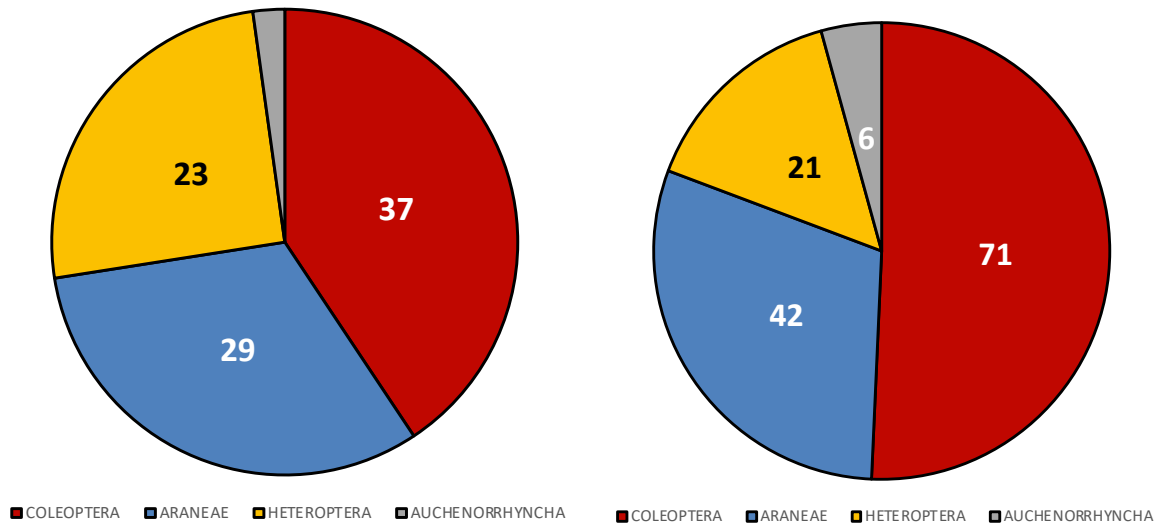
■ COLEOPTERA ■ ARANEAE ■ HETEROPTERA ■ AUCHENORRHYNCHA

■ COLEOPTERA ■ ARANEAE ■ HETEROPTERA ■ AUCHENORRHYNCHA

Obr. 19: *Vlevo: Výšečový graf znázorňující počet zástupců jednotlivých taxonomických skupin větších členovců všech stanovišť. Vpravo: Výšečový graf znázorňující počet zástupců jednotlivých taxonomických skupin suchozemských členovců všech stanovišť.*

Total number of species of each aquatic arthropod group

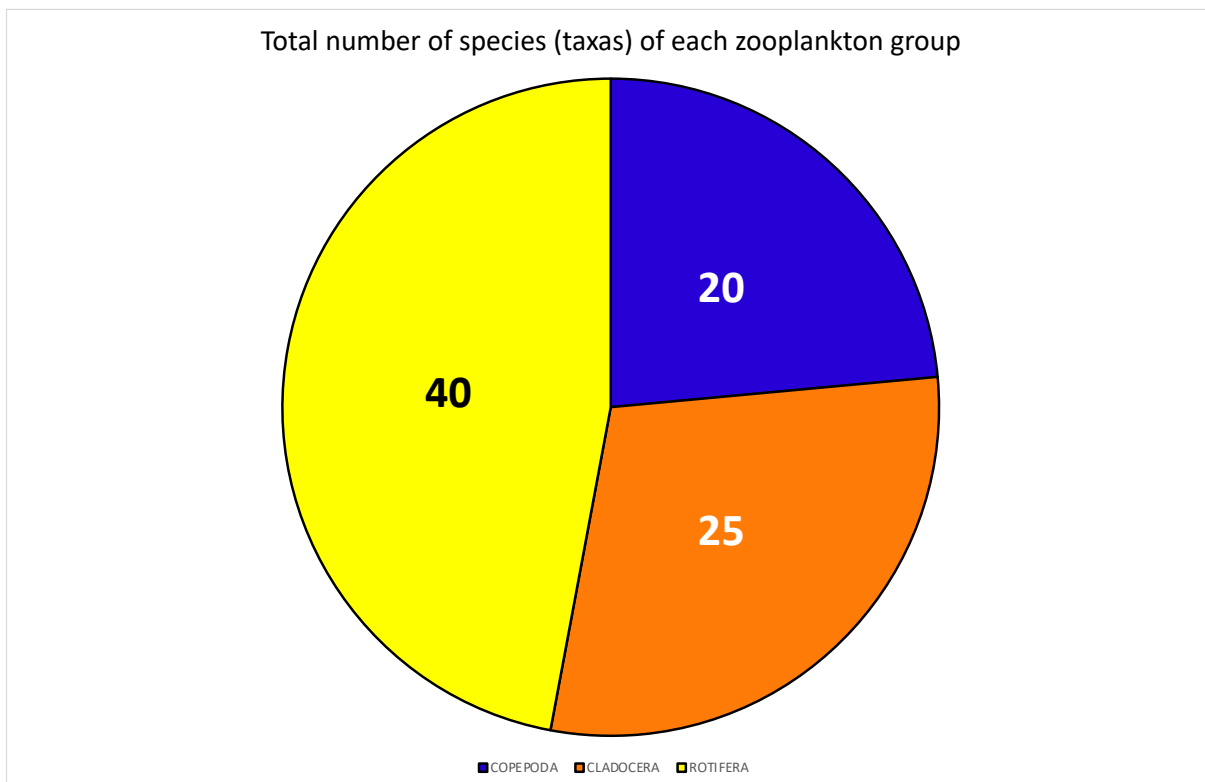
Total number of each riparian arthropod group



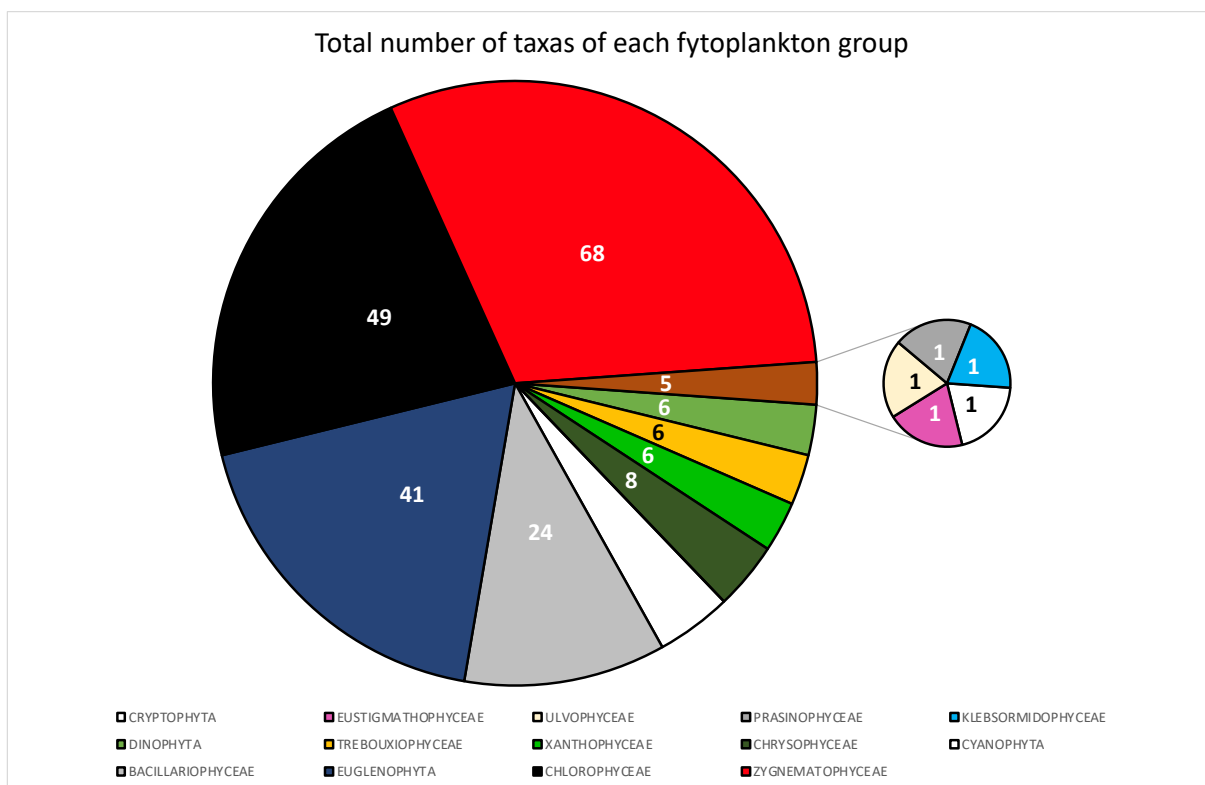
Obr. 20: *Vlevo: Výšečový graf znázorňující počet zástupců jednotlivých taxonomických skupin vodních větších členovců všech stanovišť. Vpravo: Výšečový graf znázorňující počet zástupců jednotlivých taxonomických skupin ripariálních členovců všech stanovišť.*

Dále jsme zjistili 85 druhů zooplanktonních zástupců (Obr. 21). Z tohoto počtu 25 náleží do řádu perlooček, 20 do podtřídy klanonožců a 40 do kmene vířníků. Průměrný počet druhů na stanovišti vychází 39,4 a minimálně bylo nalezeno 33 na stanovišti W4P, nejvíce zase ve W4L (48). Nejvíce zajímavých druhů hostil mokřad W5 (6) a hned za ním litorál lokality W3 (5). Nejméně jsme našli takových zástupců na stanovišti W2 a W4L (2 a 3 druhy). Zároveň na vodních lokalitách evidujeme 33 druhů brouků a 20 druhů vodních ploštěk. Nejvíce druhů vodního hmyzu bylo nalezeno na lokalitě W5 (36, z nichž 9 redlistových) a nejméně na W4 (14, 4 redlistové). Druhů členovců řazených v červeném seznamu ohrožených druhů ČR jsme v průběhu výzkumu našli celkem 45 – LC (kategorie se vztahuje pouze na pavouky a je ekvivalentní kategorii NT): 12, NT: 6, VU:18, EN: 8, CR: 2.

Fytoplankton byl tvořen 223 taxony, z nichž mezi nejvíce zastoupené skupiny patří spájivky, které zahrnují necelých 31 %, zelenivky 22 % a krásnoočka 18 % (Obr. 22). Průměrný počet taxonů ve vzorku vychází 104, minimálně bylo nalezeno 88 na stanovišti č. 2, nejvíce opět ve W4L (121). U tohoto společenstva jsme našli nejvíce zajímavých zástupců v litorálu jezera (26) a rovněž v mokřadu č. 5 (24). Nejméně těchto zástupců se pak nacházelo na lokalitě W2 a W3P (15).



Obr. 21: Výšečový graf znázorňující počet zástupců jednotlivých taxonomických skupin zooplanktonu všech stanovišť.



Obr. 22: Výšečový graf znázorňující počet zástupců jednotlivých taxonomických skupin fytoplanktonu všech stanovišť.

V testování procentuální shody druhového složení planktonu vůči lokalitám pomocí Jaccardova indexu (Obr. 23) vyšlo, že v případě zooplanktonu jsou si v průměru stanoviště podobná z necelých 40 % a u druhového složení fytoplanktonu z 42 %. Společenstvo zooplanktonu si je

nejvíce podobné ($\geq 49\%$), nicméně maximálně jen z 55% , na lokalitách (místech) W1 a W2; W3L a W4L; W4P a W3P; W4L a W5. Zatímco u fytoplanktonu si je nejvíce podobné z maximálně 68% , ve W4L a W3L, W4P a W3P; W4L a W4P.

Jaccard similarity matrix of zooplankton species among all sites						
2	0,49					
3L	0,38	0,32				
3P	0,23	0,27	0,4			
4L	0,41	0,38	0,55	0,46		
4P	0,22	0,22	0,4	0,54	0,43	
5	0,38	0,41	0,43	0,31	0,5	0,35
	1	2	3L	3P	4L	4P

Jaccard similarity matrix of phytoplankton taxa among all sites						
2	0,47					
3L	0,33	0,37				
3P	0,31	0,39	0,47			
4L	0,32	0,4	0,54	0,51		
4P	0,33	0,42	0,48	0,53	0,68	
5	0,46	0,39	0,41	0,33	0,34	0,4
	1	2	3L	3P	4L	4P

Obr. 23: Maticové tabulky s hodnotami Jaccardova indexu pro plankton. Tmavší červený gradient zobrazuje podobnější habitatové složení.

U druhového složení hmyzu a pavouků asociovaných s vodními biotopy na pískovně byla průměrná procentuální shoda mezi lokalitami 34% (35% u hmyzu, 28% u pavouků). U hmyzu je nejvyšší shoda mezi lokalitami W1 a W5, W2 a W5, W1 a W2, u pavouků pak na lokalitách W3 a W5, W2 a W5. Na suchozemských lokalitách (T1–T5) panuje největší velmi nízká procentuální podobnost v druhovém složení (okolo 10%), na břehových lokalitách je průměrná podobnost necelých 28% (u pavouků $27,8\%$, u hmyzu 29%). Nejvíce jsou si podobné z hlediska složení druhů hmyzu lokality W2rip a W5rip, W1rip a W2rip, v případě pavouků poté W1rip a W5rip, W2rip a W3rip.

Jaccard similarity matrix of aquatic insects and spiders among all sites				
W2	0,4			
W3	0,33	0,39		
W4	0,2	0,19	0,3	
W5	0,46	0,5	0,38	0,23
	W1	W2	W3	W4

Jaccard similarity matrix of aquatic insects among all sites				
W2	0,45			
W3	0,35	0,36		
W4	0,21	0,19	0,35	
W5	0,53	0,52	0,38	0,22
	W1	W2	W3	W4

Jaccard similarity matrix of aquatic spiders among all sites				
W2	0,17			
W3	0,29	0,6		
W4	0,17	0,2	0,14	
W5	0,13	0,33	0,43	0,33
	W1	W2	W3	W4

Obr. 24: Maticové tabulky s hodnotami Jaccardova indexu pro vodní hmyz a pavouky. Tmavší červený gradient zobrazuje podobnější habitatové složení.

Jaccard similarity matrix of ripicolous spiders among all sites				
W2rip	0,33			
W3rip	0,38	0,42		
W4rip	0,18	0,14	0,22	
W5rip	0,47	0,29	0,29	0,18
	W1rip	W2rip	W3rip	W4rip

Jaccard similarity matrix of ripicolous insect among all sites				
W2rip	0,34			
W3rip	0,25	0,32		
W4rip	0,26	0,26	0,28	
W5rip	0,28	0,32	0,2	0,23
	W1rip	W2rip	W3rip	W4rip

Obr. 25: Maticové tabulky s hodnotami Jaccardova indexu pro ripikolní pavouky a hmyz. Tmavší červený gradient zobrazuje podobnější habitatové složení.

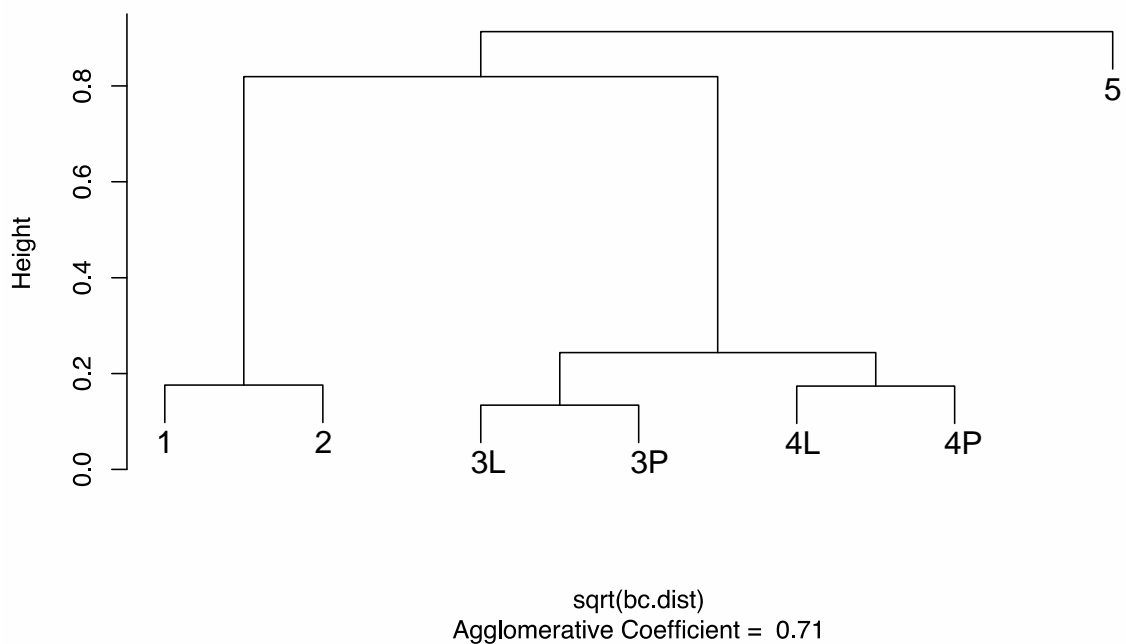
5.3 Podmínky prostředí různých typů vodních těles

Téměř všechny hodnoty měřených chemických ukazatelů podle Hartmana et. al. (2005) se pohybovaly ve sledovaných vodních lokalitách v rozpětí běžném pro povrchové vody (Obr. 48). Z výsledného dendrogramu shlukové analýzy podobnosti lokalit je vidět, že z hlediska fyzikálně-chemických parametrů vody (Obr. 26) se tvoří tři klustry. První ukazuje podobnost stanoviště W1 a W2, které od ostatních odděluje hlavně vysoká konduktivita, jejíž celkově vyšší hodnoty pravděpodobně korespondují s mělkostí obou míst, kdy se neustále přimíchává obohacený sediment do vodního sloupce. Druhý vykresluje podobnost jezerních

stanovišť, které se od jiných lokalit liší především v nižší mediánové koncentraci kyslíku a průměrné konduktivitě. Nejméně podobné jsou všem lokalitám parametry mokřadu číslo W5, pro nějž byly typické nižší a stabilní proměnné. Klustry W1 a W2 jsou si tedy navzájem více podobné než oba s lokalitou W5. Z hlediska environmentálních faktorů (Obr. 27) existují jen dva klustry, v nichž je podobnost spíše kaskádovitě členěná. První skupina shromažďuje lokalitu W1 a W4L, kterým má být podobný i litorál stanoviště W3. To je způsobeno vysokou pokrývností litorálních makrofyt a malou rozlohou. Ve druhé skupině jsou si nejbližší lokality W2 a W3P, která jsou také ale méně podobná mokřadu W5, a nakonec i W4P. Ty spojuje různě velká limnetická zóna s větší maximální hloubkou. Za stupňovitým charakterem podobnosti této druhé skupiny stojí především různá rozloha, relativní hloubka, pokrývnost submerzní či natantní vegetací, ale i přítomnost ryb.

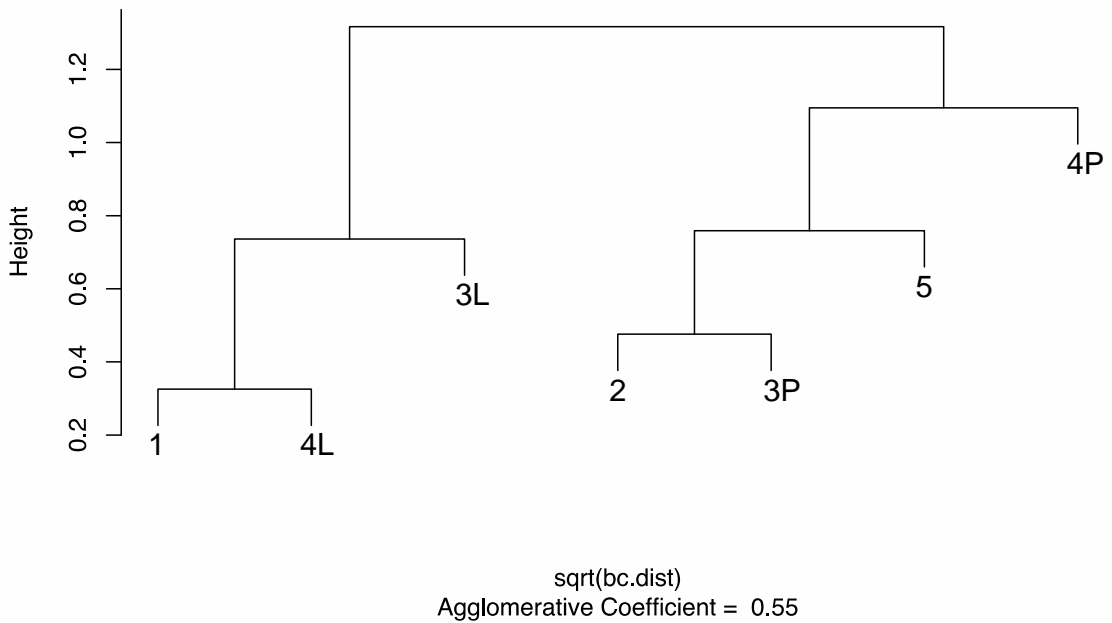
Břehy nádrží rozděluje dendrogram (Obr. 28). Je patrné, že environmentálními faktory se nejvíce odlišuje břeh W1rip. To je způsobeno jeho nízkým sklonem, malou penetrabilitou a vysokou pokrývností společně s členitostí břehu. Poté se odděluje lokalita W3rip vyšší pokrývností, obsahem větších zrn a sklonitostí. W2rip a W5rip jsou si navzájem velmi podobné, odlišuje se od nich W4rip, a to zejména nízkou členitostí, větším sklonem a pokrývností vegetací.

Dendrogram of dissimilarity of physico-chemical parameters among aquatic sites



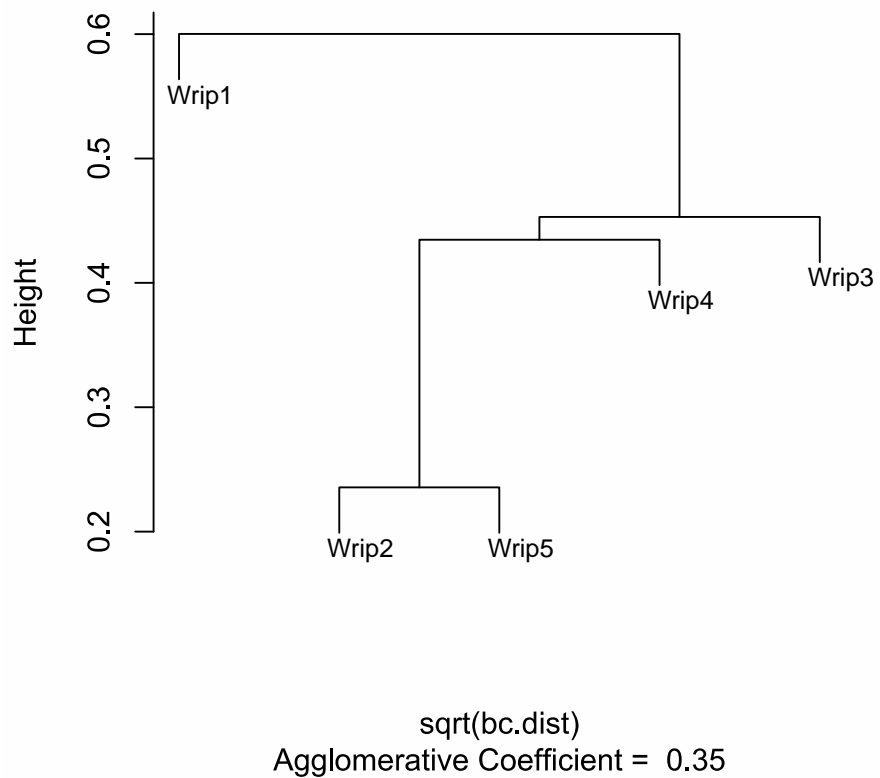
Obr. 26: Výsledný dendrogram hierarchického klastrování Wardovou metodou (Bray-Curtisovou vzdáleností) fyzikálně-chemických měřených parametrů mezi vodními stanovišti.

Dendrogram of dissimilarity of selected environmental factors between aquatic sites



Obr. 27: Výsledný dendrogram hierarchického klastrování Wardovou metodou (Bray-Curtisovou vzdáleností) environmentálních měřených parametrů mezi vodními stanovišti.

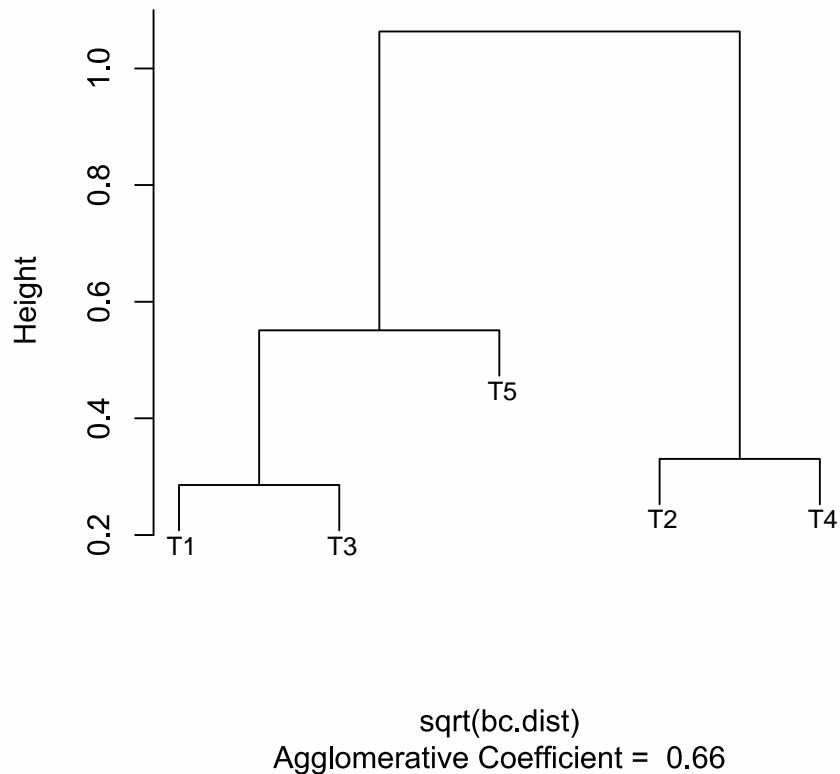
Dendrogram of dissimilarity of environmental parameters among riparian sites



Obr. 28: Výsledný dendrogram hierarchického klastrování Wardovou metodou (Bray-Curtisovou vzdáleností) environmentálních proměnných mezi břehovými stanovišti.

U suchozemských lokalit (Obr. 29) vidíme nejdříve oddělení lokalit T2 a T4, které spojuje podobná zrnitost. Vzápětí se odděluje lokalita T5 opět s velmi specifickou zrnitostí. Stanoviště T1 a T5 tvoří samostatný klastř s podobným poměrem zrnitostních frakcí, vyšší vlhkostí a pokryvností.

Dendrogram of dissimilarity of environmental parameters among terrestrial sites



Obr. 29: Výsledný dendrogram hierarchického klastrování Wardovou metodou (Bray-Curtisovou vzdáleností) environmentálních proměnných mezi suchozemskými stanovišti.

Na parametru průhlednosti vody, který nebyl zahrnut do analýz kvůli měření jen na dvou lokalitách, lze shledat výrazně vysoké oscilace v rámci odběrové sezóny. Obecně brzy z jara nabývala takových hodnot, že bylo možné bez problémů dohlédnout na dno. Hodnoty vodivosti kolísaly, avšak ne tolik v rámci sezóny, ale mezi jednotlivými stanovišti. Jeho vysoké hodnoty nejvíce pravděpodobně korespondovaly s vyšším obsahem hlavních iontů. Naměřené pH bylo pro všechny lokality vcelku podobné, v průběhu jednotlivých měsíců se měnilo minimálně (< 1,5 pH bodu). Celkově bylo průměrně nejvyšší na jaře a souhrnně se jeho hodnoty pohybovaly v neutrálně-alkalických hodnotách (> 7). Změřené hodnoty kyslíku u hladiny neklesly pod 6 mg/l a nikdy pod 70% nasycení. Podle mnohých ukazatelů patří zkoumané vodní lokality spíše k mezotrofním nebo eutrofním biotopům. Na vyšší trofii jezera a jezírka měly zajisté vliv nejvíce ryby. Podle sdělení vedoucího šterkopískovny Planá nad Lužnicí a soutěžícího týmu QLA 2018, se na přítomnosti ryb na těchto stanovištích podílely povodně velmi blízce vzdálené řeky Lužnice z roku 2002 a 2006. Nikdo ale zcela neví, zda některé druhy (např. sumeček) nebyly do těchto stanovišť přímo vysazeny pro možnosti rybaření. Větší množství ryb negativně ovlivňovalo velikost litorální vegetace (významně jen v lineárních testech) a taktéž negativně korelovalo s nižšími mediány kyslíku. Naopak pozitivní vztah vyšel se směrodatnou odchylkou kyslíku a jeho maximálními hodnotami (viz níže).

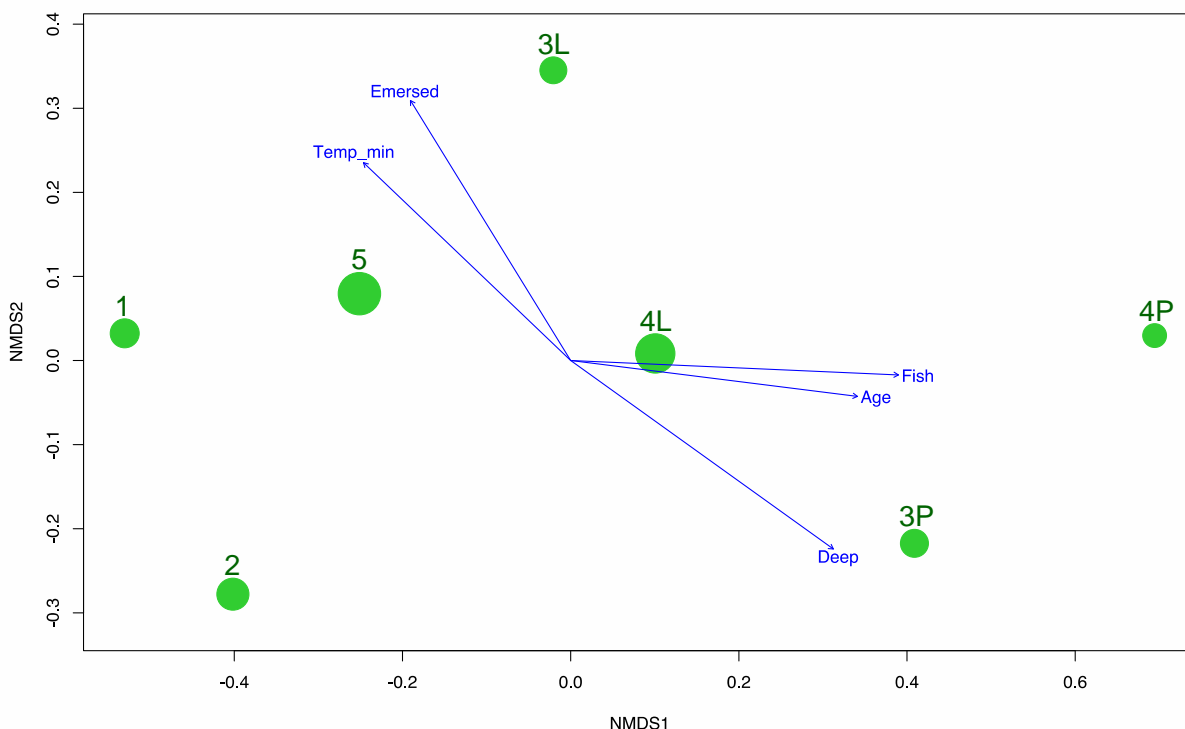
Na suchozemských lokalitách byla penetrabilita významně ovlivňována zrnitostí, pokryvností vegetací a vlhkostí povrchu. Díky tomu se její hodnoty v čase dynamicky měnily v závislosti na množství srážek a jejich frekvenci. Od roku 2018 se penetrabilita nejvíce změnila na stanovišti T4 (z 19,6 na 50 k Pa), kde kromě gradace průměrné vlhkosti došlo k expanzi mechového porostu. Vlhkost na lokalitách závisela jednak na její vzdálenosti od vody, na zástinu lokality, na propustnosti povrchu a také na množství organického materiálu na stanovišti. To bylo nejlépe pozorovatelné na T3, která byla v r. 2018 velmi suchá, naopak letos patřila k těm nejvlhčím pravděpodobně díky zastínění lokality borovicemi a jejich organickému opadu (z 3,4 % na 10,1 %). Na sukcesní stádium lokalit mělo největší vliv jejich stáří (viz Řehouňková & Prach 2006), avšak kupříkladu vysazení borovic na T3 sukcesi výrazně urychlilo, a její sukcesní index jsme proto zvýšili na stupeň "4" ("*Late stage*"), i když svým stářím tomuto stádiu neodpovídá. Ostatní lokality nabývali indexů "1"–"3" ("*Initial stage*", "*Young stage*" a "*Middle stage*"). Se sukcesním stádiem souvisí i vegetační pokryvnost, která s ním pozitivně koreluje. Také se zdá, že se pokryvnost výrazně zvyšuje s vlhkostí stanoviště.

5.4 Struktura biocenóz planktonu

Níže v textu často pracujeme s více klasifikacemi hladin významnosti, a proto je nejdříve představíme. Na nejnižší hladině významnosti leží $\alpha < 0,01$, jako signifikantní výsledek označujeme $\alpha < 0,05$ a marginálně významný s $\alpha < 0,1$. Dále jsou interpretovány pouze signifikantní korelace, jejichž $\alpha < 0,1$.

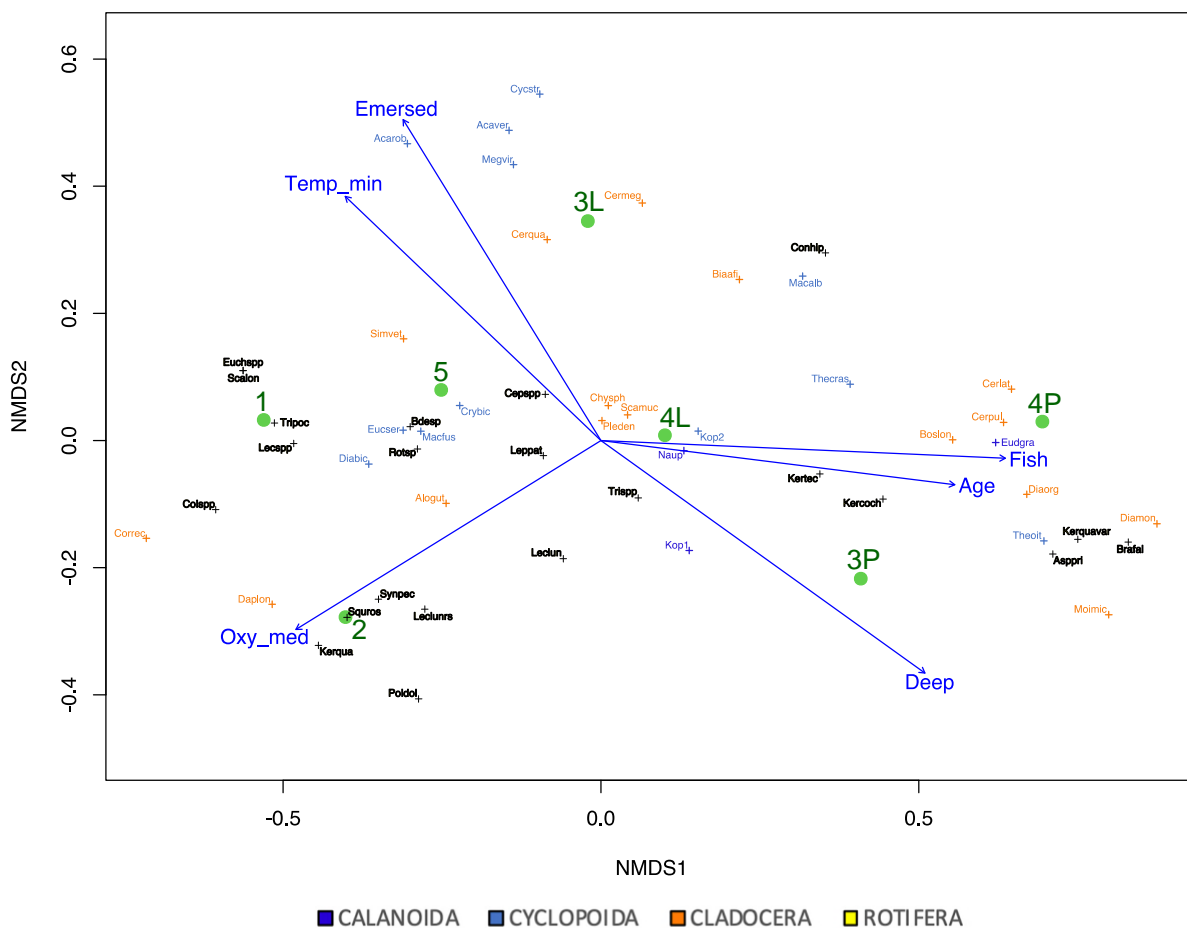
Též jsou interpretovány výsledky ordinace s rybí obsádkou škálovanou na 3 hodnoty. V tomto modelu se společenstvo zooplanktonu mění podél gradientu hloubky na nejnižší hladině významnosti $\alpha < 0,01$ (Obr. 30). Při signifikanci podél gradientu rybí obsádky a pokryvnosti emerzními makrofyty. Mezi marginálně signifikantní proměnné pak patří věk a minimální hodnota teploty. Na úplné hranici významnosti $\alpha < 0,1$ leží medián kyslíku a směrodatná odchylka teploty.

Jeho druhově nejbohatší společenstvo se vyskytlo na stanovištích buď s žádnou anebo přítomnou, ale malou rybí obsádkou, spíše na mladších a nepříliš hlubokých lokalitách, s více litorálními porosty a spíše středními či nižšími hodnotami minimální teploty. Jako významné proměnné se v Pearsonově korelaci k diverzitě negativně neprojevil žádný parametr. To se týká hloubky, více ryb, vyššího mediánu teploty a vyšší maximální hodnoty a odchylky kyslíku. Taktéž u pozitivní korelace zástinu nešlo o signifikanci. Ve Spearmanově korelačním testu již nevyšel medián teploty, maximální hodnot kyslíku a zástin, naopak rybí obsádka, věk a hloubka vyšly silněji a signifikantně. Vztahy těchto korelací ale nelze vyhodnotit jako příliš silné, ale za hraniční s mírnou a silnou korelací. Naopak silný pozitivní a významný vztah přibyl u vyššího mediánu kyslíku. Druhové složení lokalit s větší limnetickou zónou lze označit za uniformní k rybničním ekosystémům. Procentická shoda druhového složení takových míst zde byla více jak 50 % oproti lokalitám více zarostlých makrofyty hostících v průměru 42 % shodných druhů. Ostatně o rybničním zooplanktonu hovoří Baxa (2018) jako o druhově i sezonními projevy částečně srovnatelném zobecněném popisu zooplanktonu pro mělká jezera. Průměrný Jaccardův index dosahuje mezi těmito dvěma typy necelých 27 %.



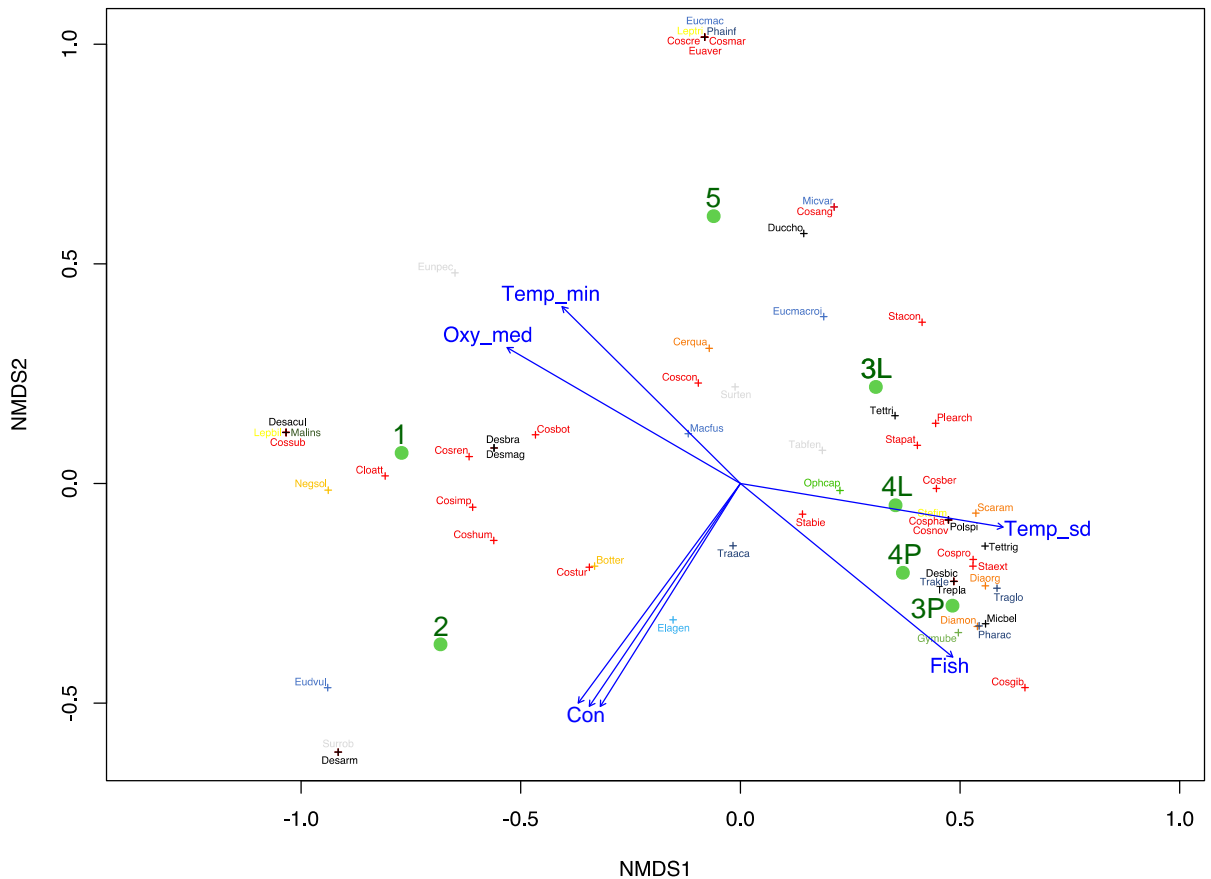
Obr. 30: Ordinační graf zobrazující 1. a 2. osu NMDS. Zelený symbol místa roste s počtem zjištěných druhů zooplanktonu. Jako modré vektory jsou pasivně promítnuty proměnné prostředí s průkazným vztahem k osám ($p < 0,1$)

Z druhého ordinačního diagramu zobrazující vybrané druhy zooplanktonu s nejlepší vysvětlovací schopností podél prvních dvou os (Obr. 31) vyšlo, že pro místa s velkou rybí obsádkou (resp. jejich predací), vyšším věkem i hloubkou, jsou typické menší druhy, které dokáží odolávat rybí predaci. Pro menší hodnoty předešlých proměnných a již přítomné litorální porosty jsou typické už větší druhy perlooček a buchanek. Místa s minimálními rybími osádkami, malou průměrnou hloubkou, a naopak s větším či středním litorálem a vyššími hodnotami minimálních teplot obývaly druhy vázané na vodní vegetaci. S takovými hodnotami teploty a střední či vyšší koncentrací kyslíku a zcela bez ryb se objevovaly spíše litorální prvky a velké hrotnatky. S vyšším mediánem kyslíku na místech nepříliš zarostlých litorálem s průměrnou minimální teplotou se objevovala různá společenstva a hojně velké hrotnatky. U několika taxonů zjevně nehrály vyšší či nižší hodnoty parametrů prostředí velkou roli.



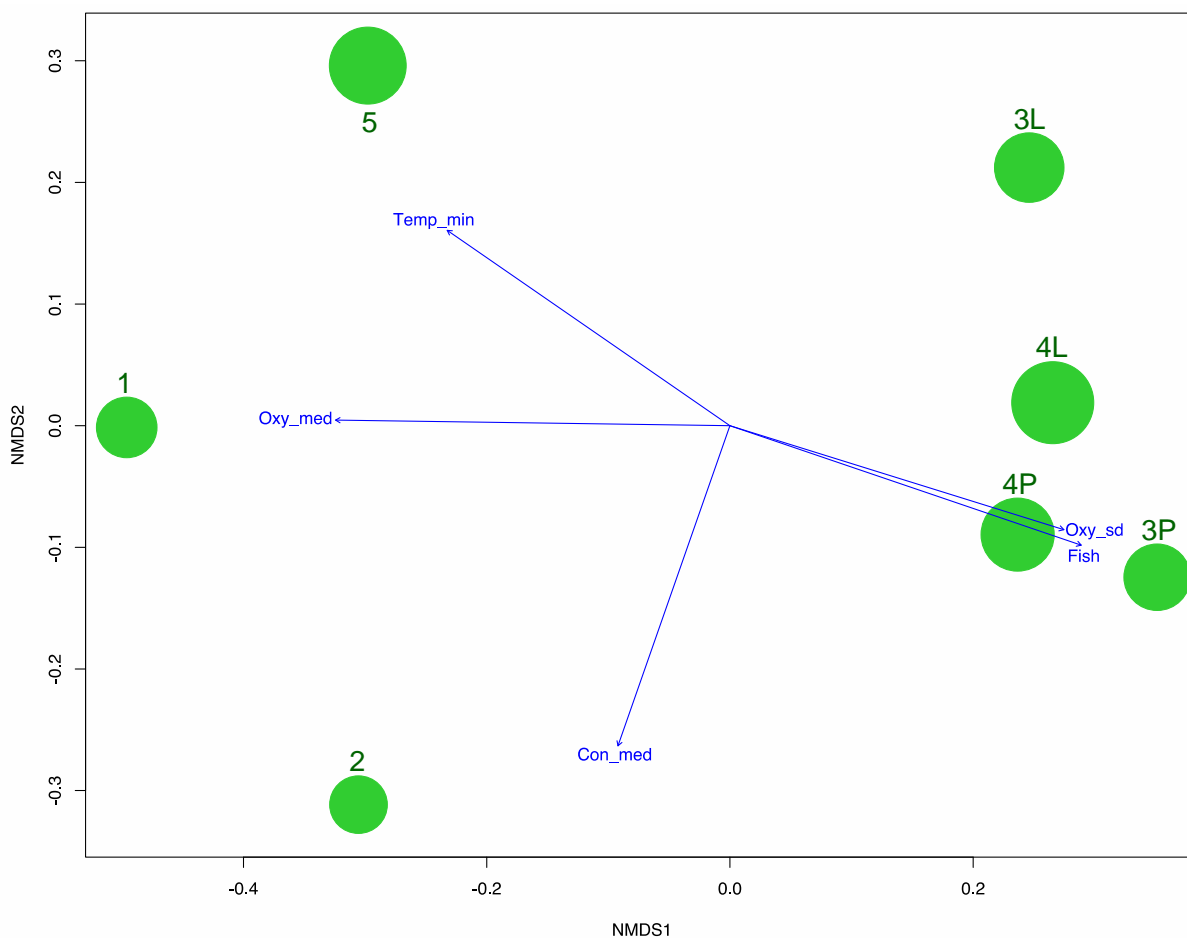
Obr. 31: Ordinační graf zobrazující 1. a 2. osu NMDS. Diagram zobrazuje veškeré druhy zooplanktonu vyskytující se na více než dvou stanovištích. Jako modré vektory jsou pasivně promítnuty proměnné prostředí s průkazným vztahem k osám ($p < 0,1$). Odlišení taxonomických skupin na základě barvy určují barevné čtverce označující příslušnou skupinu, přičemž zkratky druhů (taxonů) jsou složeny z prvních 3 písmen rodového jména a prvních 3 písmen druhového jména (totéž platí i pro ostatní níže uvedené NMDS diagramy).

Třetí ordinace ukazuje výskyt vzácných či nějak „zajímavých“ druhů podél prvních dvou os (Obr. 32). Tito vhodní zástupci zooplanktonu pro ochranu a zachování biotopů se vyskytují různě v prostoru vektorů. Ukazuje se, že perloočky *Diaphanosoma mongolianum* a *D. orghidani* jsou asociovány ke stanovištím s více rybami a vyšší teplotní výchylkou. To byla místa s velkou limnetickou zónou, větší hloubkou a téměř s absencí vodních makrofyt (výjimkou jsou hojné rdesty na jezírku). *Scapholeberis ramneri* a vírník *Stephanoceros fimbriatus* se objevuje v místech s vyššími teplotními odchylkami a méně rybami, typicky to byly litorální porosty jezera. Naopak lokality s rybami zjevně nevyhovovaly buchance *Macrocyclus fuscus*. Perloočka *Ceriodaphnia quadrangula* na těchto lokalitách evidentně neprosperovala a její výskyt byl spíše spatřen se středně vysokými hodnotami minimální teploty. Její vyšší počty a častější nálezy byly shledány v místech více zarostlých. Místa s nižší konduktivitou obývaly druhy buchaneček, které jsou vázané spíše na málo úživné vody s malou nebo žádnou rybí obsádkou (Příkryl, pers. comm.): *Eucyclops macrurides*, *E. macrurus*, *Microcyclops varicans* a vírník *Lepadella triba*. To splňuje především mokřad W5, nepatrně i litorál jezírka. Naopak místa s vysokou konduktivitou obývá vznášivka *Eudiaptomus vulgaris*, kde byla častěji nalezena v místech s viditelnou, ale nepřilíživou volnou vodou s více elodeoidy.



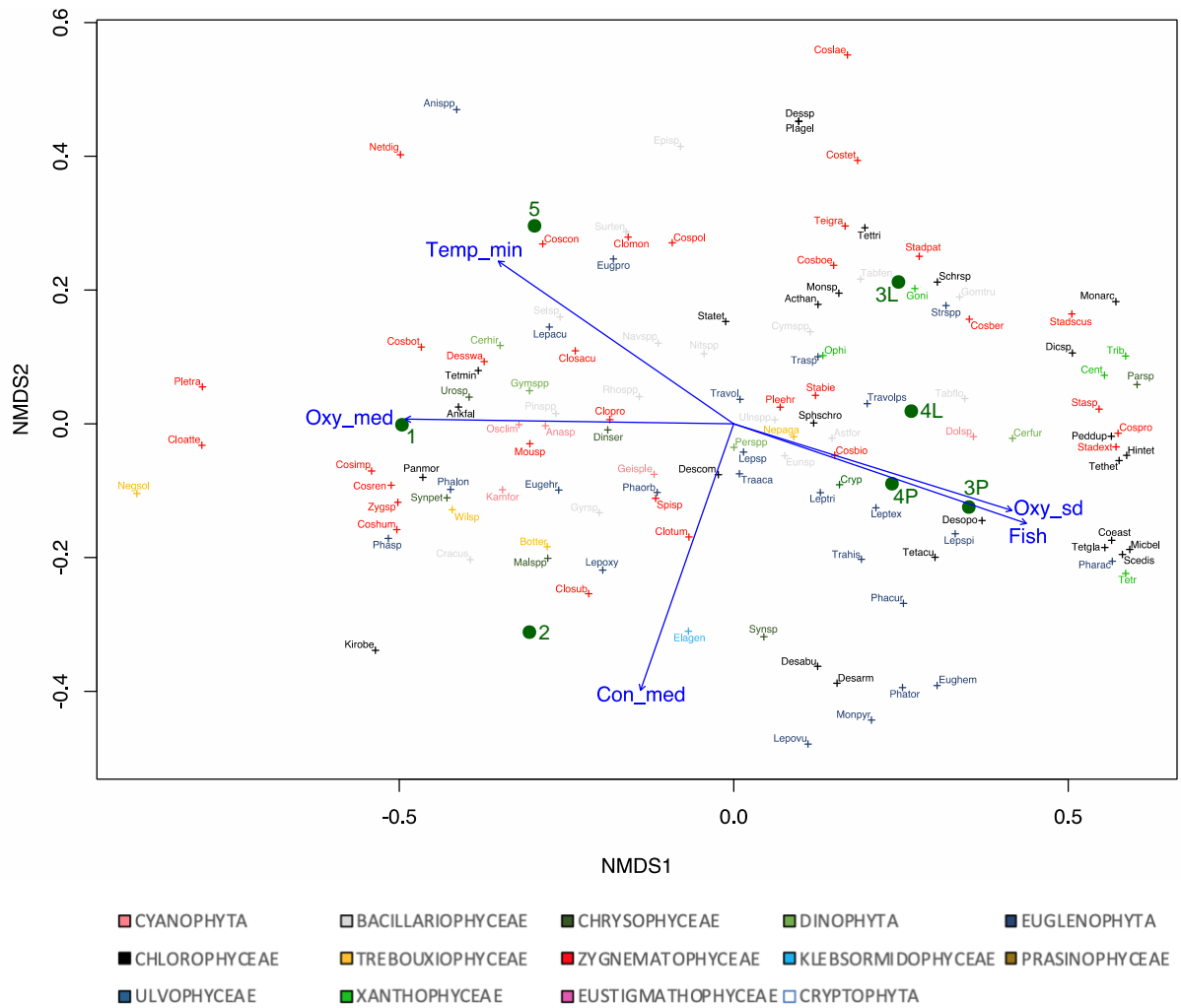
Obr. 32: Ordinační graf zobrazující 1. a 2. osu NMDS. Diagram zobrazuje „zajímavé“ druhy zoo/fytoplanktonu všech stanovišť. Jako modré vektory jsou pasivně promítnuty proměnné prostředí s průkazným vztahem k osám ($p < 0,1$). Výklad barevného rozlišení taxonomických skupin naleznete pod obrázky 31 a 34, formulaci zkratk pak u obrázku 31.

Struktura společenstva fytoplanktonu se měnila podél gradientu rybí obsádky a mediánové hodnoty kyslíku na nejnižší hladině významnosti $\alpha < 0,05$). Mezi marginálně signifikantní proměnné pak patří medián konduktivity, minimální hodnota teploty a maximální hodnota a směrodatná odchylka kyslíku. Na úplné hranici významnosti $\alpha < 0,1$ leží zástin a minimální konduktivita (Obr. 33). Mezi významnými proměnnými v Pearsonově korelaci k diverzitě vyšly negativně větší hodnoty a výchylky konduktivity v hodnotách silných korelací ($R > 0,7$ a $> 0,8$) a na hranici významnosti větší hodnoty mediánu teploty. Nevýznamně vyšel i nižší vliv vyšší pokryvnost submerzními či natantními rostlinami, které jsou korelovány s předešlou konduktivitou. Významná pozitivní korelace ($R > 0,6$) vyšla jen pro větší teplotní odchylky a na hranici významnosti u vyšších hodnot minimálního pH. Ve Spearmanově korelačním testu se odchylky a vyšší mediánové hodnoty teploty a vyšší minimální pH jeví slaběji a nevýznamně. Oproti tomu vyšel medián konduktivity a pokryvnost submerzní a natantní flórou silněji a jako významné proměnné. Zvýšená korelace zástinu signifikantní nebyla. Ostatní korelace zůstaly sice neměnné, avšak došlo k posunu k hranici významnosti.



Obr. 33: Ordinační graf zobrazující 1. a 2. osu NMDS. Zelený symbol místa roste s počtem zjištěných druhů fytoplanktonu. Jako modré vektory jsou pasivně promítnuty proměnné prostředí s průkazným vztahem k osám ($p < 0,1$).

Z druhého ordinačního diagramu zobrazující vybrané druhy (taxony) fytoplanktonu s nejlepší vysvětlovací schopností podél prvních dvou os (Obr. 34) vyšlo, že pro místa s rybí obsádkou a vyššími či středními odchylkami kyslíku, jsou typické především zelenivky, krásivky rodu *Staurastrum*, *Staurodesmus*, různobrvky, různá krásnoočka i sinice *Dolichospermum*. Některé taxony z nich inklinovaly k místům s nízkou konduktivitou. To platí hlavně pro stanoviště s větším zástínem. Více než s přítomností ryb, je výskyt některých krásnooček spjat spíše se středními odchylkami kyslíku a průměrnou nebo vyšší konduktivitou. S rostoucími hodnotami mediánu kyslíku (to platí hlavně pro stanoviště W1 a méně pro W2 a W5) se objevují více obrněnky, třásky a jen méně zelenivky. Nejvíce se taxony fytoplanktonu koncentrují přibližně u počátku vektorů.



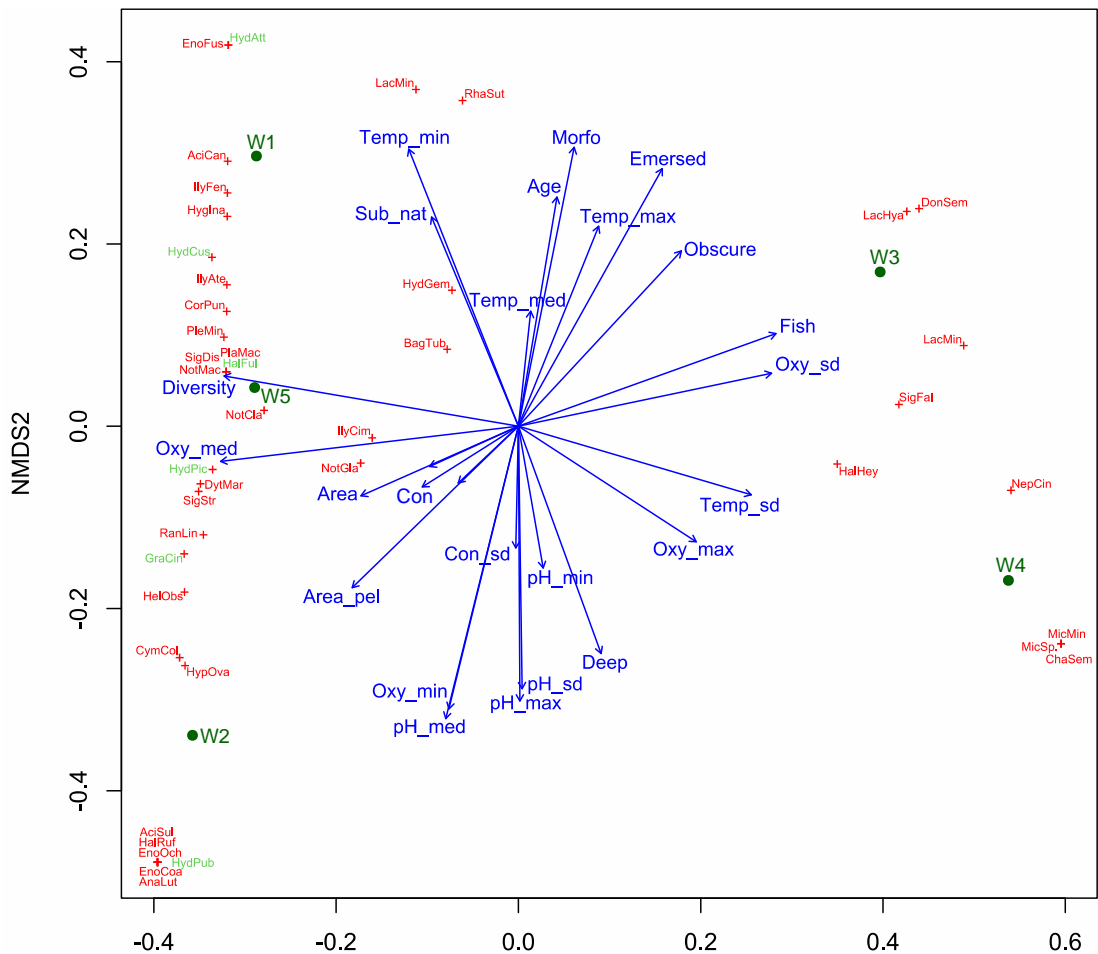
Obr. 34: Ordinační graf zobrazující 1. a 2. osu NMDS. Diagram zobrazuje veškeré druhy (taxony) fytoplanktonu vyskytující se na více než dvou stanovištích. Jako modré vektory jsou pasivně promítnuty proměnné prostředí s průkazným vztahem k osám ($p < 0,1$).

Třetí ordinace ukazuje výskyt vzácných či „zajímavých“ zástupců tohoto společenstva podél prvních dvou os (Obr. 32). Ukazuje se, že v místech s více rybami a vyšší odchylkou teploty (to platí hlavně pro stanoviště jezerního charakteru nebo i W4L) se objevují krásivky především rodu *Cosmarium* a *Staurodesmus*, které se vyskytují v mezotrofních či eutrofních podmínkách. Dále se na těchto místech objevovala obrněnka *Gymnodinium uberrimum*, krásnoočka *Trachelomonas globulosa*, *T. cf. klebsii* a *Phacus cf. raciborskii* a zelenivky *Desmodesmus bicaudatus*, *Micractinium belenophorum* a *Polyedropsis spinulosa*. V biotopech s nižší či střední konduktivitou (podmínky zejména mokřadu W5) se vyskytovalo krásnoočko *Phacus inflexus*, především mezotrofně se vyskytující krásivky *Cosmarium angulare*, *C. contractum*, *C. crenulatum*, *C. margaritifera*, *Euastrum verrucosum*, *Pleurotaenium archeri*, *Staurodesmus convergens* a *S. patens* a zelenivky *Ducelliera chodatii* a *Tetraëdron trigonum*. Dále sem inklinovaly rozsivky *Surirella tenera* a *Tabellaria fenestrata*. K místům s vyššími či středními mediány kyslíkových hodnot a vyššími minimálními teplotami (sem spadá hlavně mělký mokřad W1 a mokřad W5) inklinovala rozsivka *Eunotia pectinalis*, krásivky *Cosmarium botrytis*, *C. reniforme* var. *compressum* a *C. subgranatum* var. *borgei*, zelenivky *Desmodesmus aculeolatus*, *D. cf. brasiliensis* a *D. cf. magnus* a zlativka *Mallomonas insignis*. Přítomnost trásky *Neglectella solitaria* a krásivky *Cosmarium impressulum* je spjata s místy s vyšší

konduktivitou a vyššími mediány kyslíkových hodnot a vyššími minimálními teplotami. Na těchto místech se vyskytovaly hojně velké hrotnatky. S ještě vyšší konduktivitou se za podobných objevovala tráska *Botryococcus terribilis* a krásivky *Cosmarium humile*, *C. turpinii*, rozsivka *Surirella roba* a zelenivka *Desmodesmus armatus*. Již výrazněji jen konduktivita, a i trochu větší rybí obsádka měla souvislost s výskytem řasy *Elakothrix genevensis*.

5.5 Struktura biocenóz větších členovců

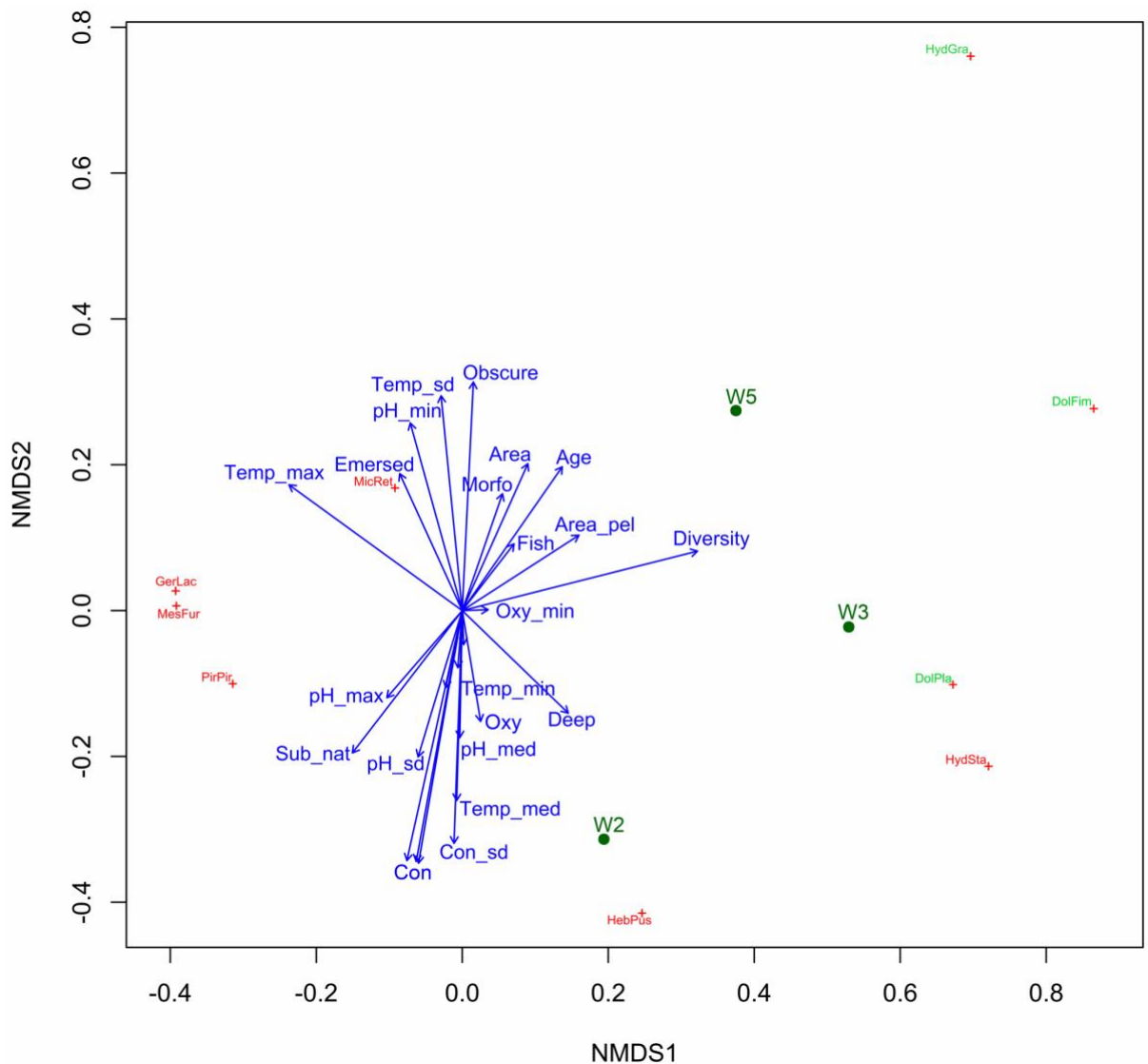
Z diagramu mnohorozměrné analýzy NMDS ke společenstvu vodního hmyzu (Obr. 35) vidíme, že vektor celkové diverzity je v opozici zejména s rostoucí rybí obsádkou. Z grafu lze vyčíst, že prezence rybích predátorů se negativně dotýká všech ochránářsky významných, ekologicky vyhraněných druhů (jmenovitě *Graphoderus cinereus*, *Hydrophilus piceus*, *H. atterimus*, *Hydrovatus cuspidatus*, *Haliplus fulvus*), zjevně ale ovlivňuje i většinu dalších druhů. Negativní korelace výskytu vodních brouků s rostoucí rybí obsádkou se signifikantně projevuje rovněž v lineární regresi (Obr. 62). Pozoruhodná je orientace potápníků *Laccophilus hyalinus* a *L. minutus*, plavčíka *Haliplus heydeni*, vodomila *Chaetarthria seminulum*, klešťanky *Sigara falleni*, klešťaneček *Microneta* spp. a splešťule *Nepa cinerea* v pravé části diagramu, ve směru rostoucí rybí obsádky. Taková stanoviště s vyšší abundancí těchto generatistických druhů (W4, W3) se zdála mít i vyšší trofii, větší množství organického materiálu na dně a nižší průhlednost, byť některé z těchto parametrů nebyly exaktně měřeny. Pro některé druhy (*Laccobius minutus*, *Rhantus suturalis*, *Hydrophilus atterimus*, *Acilius canaliculatus* atd.) se zdá být podstatným parametrem prostředí i dostatek vodních makrofyt. Zmíněné druhy se vyskytovaly především na stanovišti W1 s rozsáhlým porostem bublinek a dalších submerzních rostlin. S rostoucím množstvím makrofyt na lokalitách se zvyšovala především diverzita ekologicky vyhraněných druhů (Obr. 57). Velmi signifikantní pozitivní korelaci vidíme i mezi vektory diverzity a mediánu kyslíku. Jako podstatný faktor pro strukturu společenstev významných zástupců se jevila také maximální hloubka lokality, v určité míře se do opozice k diverzitě staví i vektor zástinu. Největší množství vodních brouků (16) i ploštic (10) bylo nalezeno na lok. W5 se 4 ekologicky vyhraněnými druhy (*Acilius canaliculatus*, *Haliplus fulvus*, *Hydrophilus piceus*, *Hydrovatus cuspidatus*). I na lokalitách W1 a W2 jsme našli relativně velkou diverzitu druhů (shodně 15 brouků a 7 ploštic). Naopak nejméně druhů (10) se vyskytovalo na lok. W4, kde nezaznamenáváme žádné ekologicky vyhraněné druhy. Žádné ochránářsky významné formy nebyly ani na stanovišti W3 se 13 druhy vodních brouků a ploštic.



Obr. 35: Ordinační graf zobrazující 1. a 2. osu NMDS. Jako modré vektory jsou pasivně promítnuty veškeré proměnné prostředí. Diagram zobrazuje zástupce vodního hmyzu všech stanovišť. Zeleně jsou označeni někteří významní zástupci.

V ordinaci popisující diverzitu a rozložení společenstev pleustonních zástupců ploštic a pavouků napříč stanovišti (Obr. 36) nezaznamenáváme u druhů žádné jednotné preference ve vztahu k jednotlivým měřeným faktorům. Z Pearsonovy korelace (Obr. 58) vyčteme, že diverzita ploštic a pavouků se schopností pohybu po hladině roste se zvětšující se rozlohou zkoumaného území. Kriticky ohrožený lovcík mokřadní (*Dolomedes plantarius*) vykazuje preferenci míst s bohatým litorálem (zejména W3, W5). Společně s lovcíkem vodním (*Dolomedes fimbriatus*) vyžaduje *D. plantarius* oligotrofní až mezotrofní biotopy. Na vodním stanovišti W5 (s největší diverzitou pleustonních druhů) jsme zjistili výskyt i kriticky ohroženého kříška *Erotettix cyane*¹⁶, který se zde hostitelsky váže na rdesty *Potamogeton natans*. Dále se na lokalitě W5 vyskytuje například téměř ohrožená vodoměrka *Hydrometra gracilentata* typická pro rákosové litorální porosty a rašelinné louky. Příbuzná běžnější *H. stagnorum* vykazuje výraznou inklinaci k W3, kde se nacházela především v těsné blízkosti strmého břehu. Na tomto stanovišti bylo celkem 6 druhů pleustonních ploštic a 3 druhy pavouků. Co se diverzity týká, nejmenší byla na lokalitách W1 a W4 (po 5 druzích členovců).

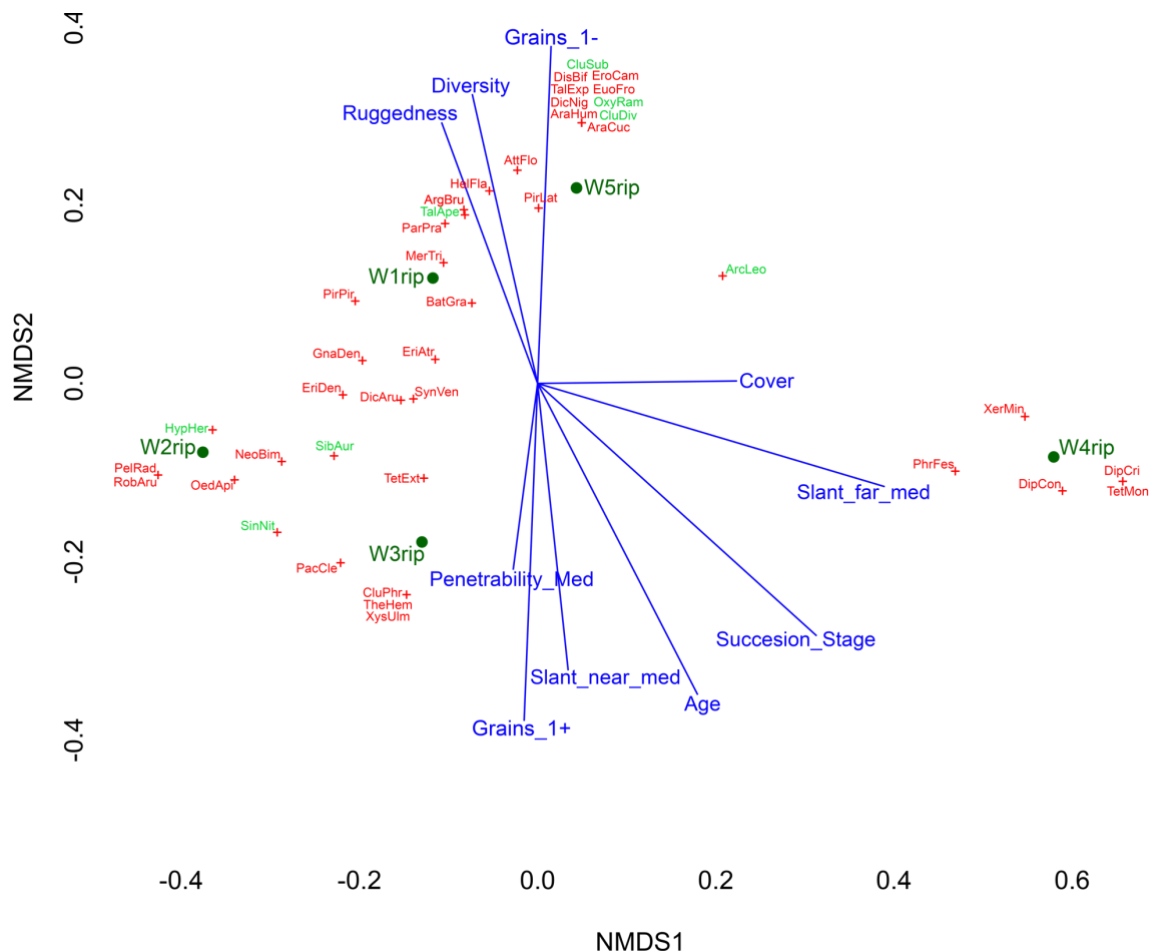
¹⁶ Vzhledem k jeho vazbě na hostitelskou rostlinu, na které se zároveň rozmnožuje a pohybuje, neuvažovali jsme jeho náhodný výskyt na hladině vodní plochy ve statistických analýzách.



Obr. 36: Ordinační graf zobrazující 1. a 2. osu NMDS. Jako modré vektory jsou pasivně promítnuty veškeré proměnné prostředí. Diagram zobrazuje zástupce neustonicky a pleustonicky žijících pavouků (*Aranea*) a ploštic (*Heteroptera*) konkrétních stanovišť. Zeleně jsou označeni někteří významní zástupci.

V Pearsonově korelaci (Obr. 59) všech parametrů ve vztahu k ripikolním pavoukům vyšlo, že celková diverzita na stanovištích byla negativně ovlivněna především zvyšujícím se sklonem břehu. Počet zejména ohroženějších druhů se na stanovištích snižuje i s postupující sukcesí a věkem výzkumné plochy. Přítomnost zranitelného slíďáka *Arctosa leopardus* se zdá naopak dle diagramu NMDS (Obr. 37) pozitivně korelovat se vzrůstající rostlinnou pokryvností. Na zarostlých březích se stromy vyskytovaly zvláště eurytopní druhy a zástupci pozdních stádií sukcese i druhy typicky lesní (např. *Phrurolithus festivus*, *Diplostyla concolor*, *Diplocephalus cristatus*, *Tetragnatha montana*). Naopak raně sukcesní pavouci s rozvinutými aeronautickými schopnostmi (např. někteří zástupci podčeledi *Erigoninae* – *Erigone atra*, *E. dentipalpis*, *Gnathonarium dentatum*, *Oedothorax apicatus*, *Pelecopsis radicularis*) inklinovali spíše k mladým lokalitám s nižší rostlinnou pokryvností. Pozoruhodné je široké spektrum biotopů, které je schopná obývat invazivní pavučinka *Mermessus trilobatus* původem ze severní Ameriky – ta byla nalezena na všech studovaných lokalitách v písčitém prostředí. Na rozdíl od ostatních druhů s dobrými disperzními schopnostmi byla v hojném počtu nalezena i na stanovištích

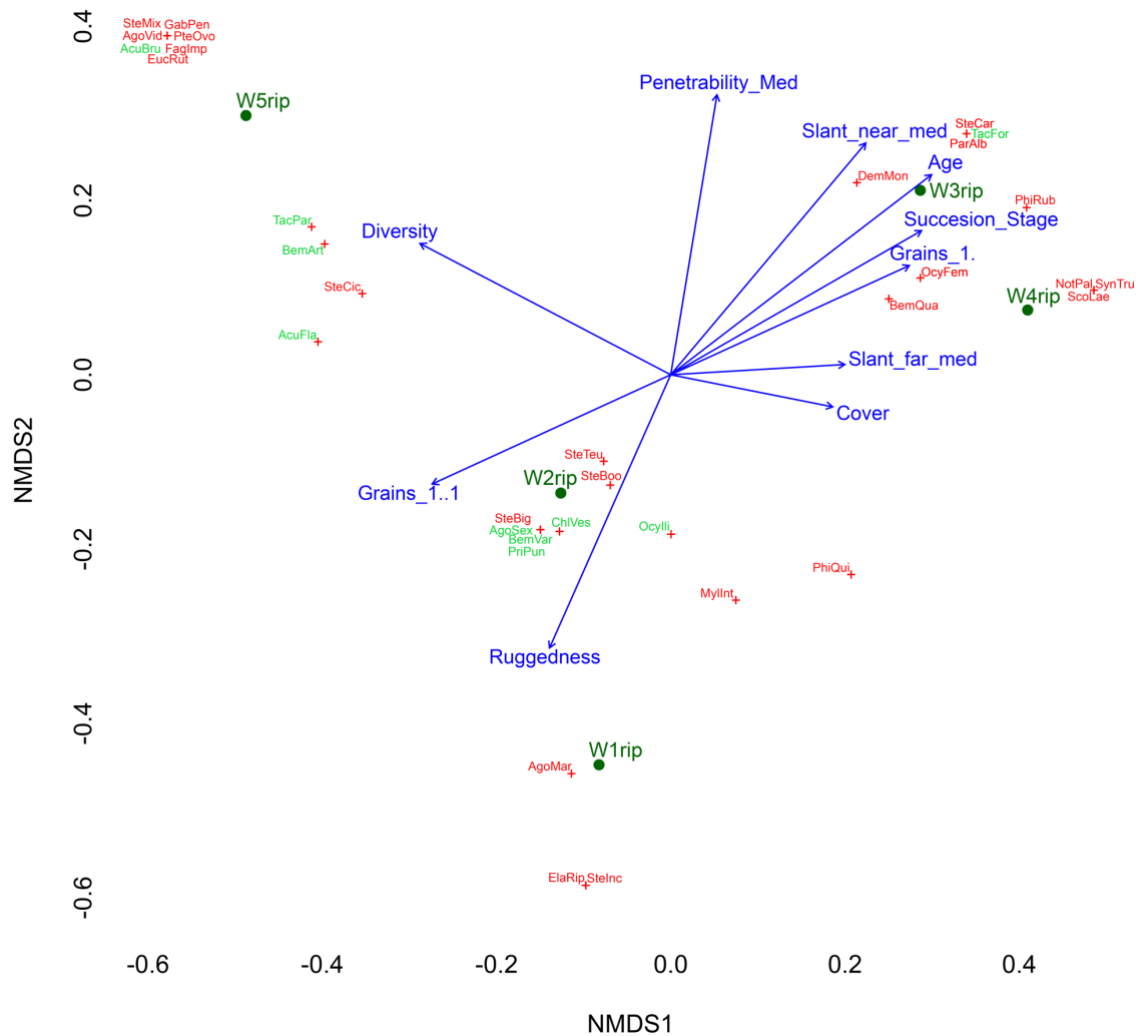
pozdních stádií sukcese. Na místech s bohatším litorálem přibývali pavouci z čeledi křížákovitých (*Araneidae*), kteří kořist loví výhradně za pomoci tzv. kruhových sítí stavěných zpravidla na vegetaci. Preference ochránářsky významných druhů se vztahuje především k lokalitě W5rip s 8 vyhraněnými druhy (30 druhů celkem). Celková diverzita pavouků směřovala mezi stanoviště W5rip a W1rip, která zároveň spojuje i velká členitost břehů. Velmi nízkou diverzitu jsme pozorovali na W4rip s nejnižší břehovou členitostí a nejvyšším sklonem, kde jsme našli 9 druhů pavouků (1 významný druh). Z grafu i matice vyplývá, že nezanedbatelnou roli pro rozložení společenstev má i zrnitost substrátu.



Obr. 37: Ordinační graf zobrazující 1. a 2. osu NMDS. Jako modré vektory jsou pasivně promítnuty veškeré proměnné prostředí. Diagram zobrazuje zástupce ripikolních pavouků (*Aranea*) všech stanovišť. Zeleně jsou označeni někteří významní zástupci.

U střevlíkovitých (*Carabidae*) a drabčíkovitých (*Staphylinidae*) brouků vyšla v Pearsonově korelaci (Obr. 59) nejzásadněji pokryvnost břehu, která se negativně odráží na diverzitě druhů na stanovištích. Podobně se promítlo související sukcesní stádium a stáří výzkumných ploch. Tyto faktory se zdají mít klíčový vliv především na společenstva stenotopických ripariálních specialistů (*Stenus* spp., *Acupalpus* spp., *Bembidion articulatum*, *Chlaenius vestitus*, *Ocydromus illigeri*, *Princidium punctulatum*, *Tachyura parvula* atd.) (viz Obr. 38). Ke stanovištím o pokročilejších fázích sukcese (W4rip, W1rip, W3rip) inklinovaly zpravidla běžné, ekologicky nevyhraněné druhy (*Scopaeus laevigatus*, *Stenus carbonarius*, *Bembidion quadrimaculatum*, *Notiophilus palustris*, *Ocydromus femoratus*, *Paranchus albipes*, *Syntomus truncatellus* atd. – celkem se jednalo o 10 – 11 druhů) nebo zástupci vázaní na příbřežní

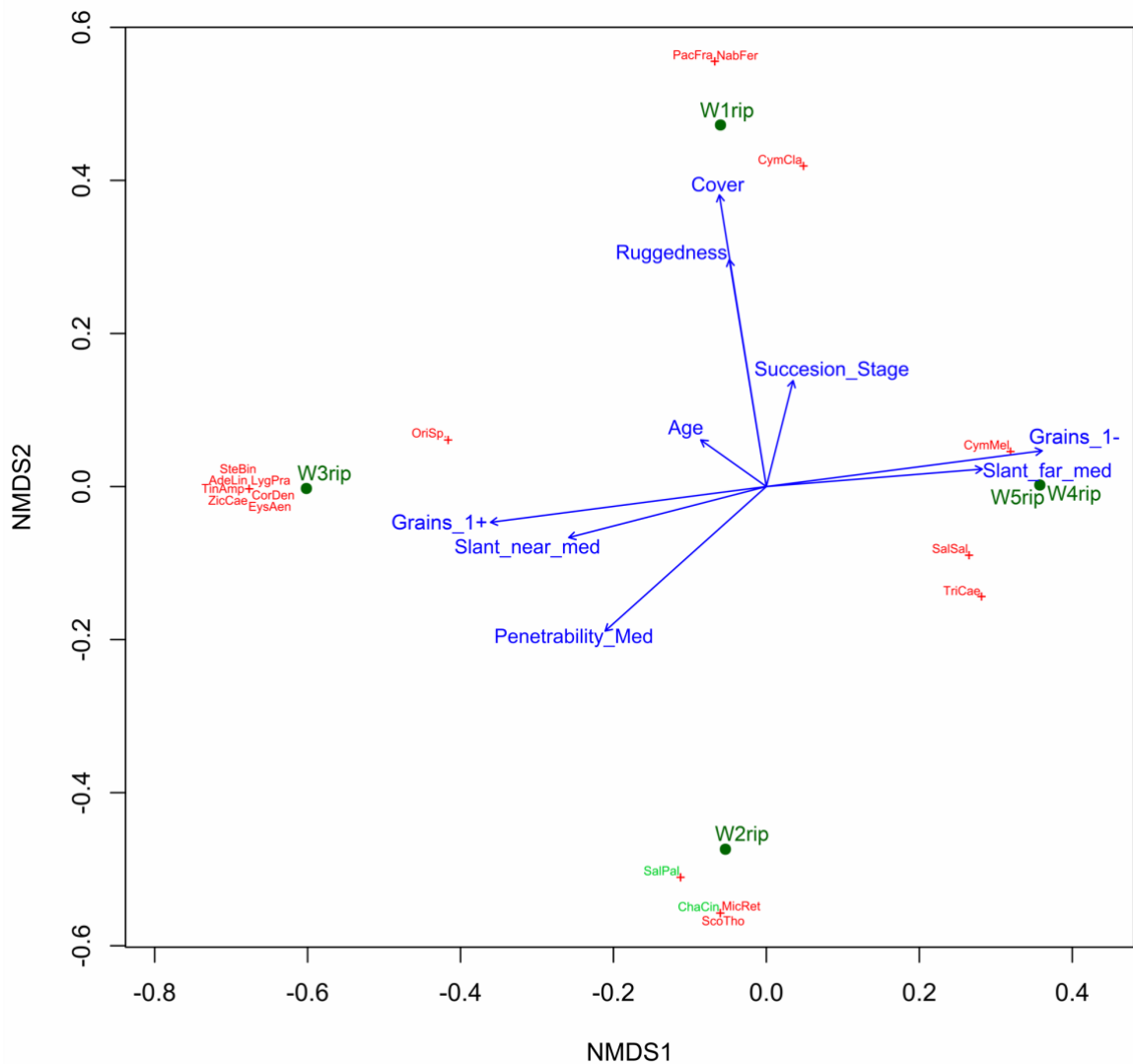
vegetaci (*Demetrias monostigma*). Na lokalitě W3rip jsme zaevidovali mimo jiné i výskyt jediného jedince vzácného vlhkomilného drabčíka *Tachyporus formosus*. Tato lokalita má ve své části velmi rozvinutý příbřežní porost rákosu a sítin. Připomíná tak bažinné biotopy, ze kterých je *T. formosus* známý (Vorst 2011). Také zvýšený sklon břehu ovlivňuje biodiverzitu negativně, a to zejména v případě ekologicky vyhraněných druhů. Při vysokém sklonu jsme potkávali pravidelně druhy živočichů, které nejsou vázané na břehy, už v rámci jednoho metru od kraje vodní nádrže. Nejvíce druhů střevlíků a drabčků se nacházelo při březích W2rip a W5rip (15), přičemž nejvíce stenotopických zástupců poté na lok. W2rip (7 druhů, 4 takové druhy byly odchyceny na W5rip). Obě stanoviště se projevují shodně především nízkou rostlinnou pokrývností (24 a 59 %) a nižším sukcesním stádiem.



Obr. 38: Ordinační graf zobrazující 1. a 2. osu NMDS. Jako modré vektory jsou pasivně promítnuty veškeré proměnné prostředí. Diagram zobrazuje zástupce ripikolních střevlíků (*Carabidae*) a drabčků (*Staphylinidae*) všech stanovišť. Zeleně jsou označeni někteří významní zástupci.

U ripikolních ploštic (Obr. 59) žádné jednotné trendy nalezeny nebyly. U mnohých druhů nebylo pro jejich sporadický výskyt na lokalitách možné odebrat více jedinců, a v analýzách jsme tudíž pracovali s omezeným množstvím dat. Tato skutečnost se tím může promítat v nejasné interpretaci výsledků. Relativně větší objem dat jsme získali k některým ripikolním predátorům (*Saldula salatoria*, *S. pallipes*) vyskytujícím se na březích hojněji. Přítomnost

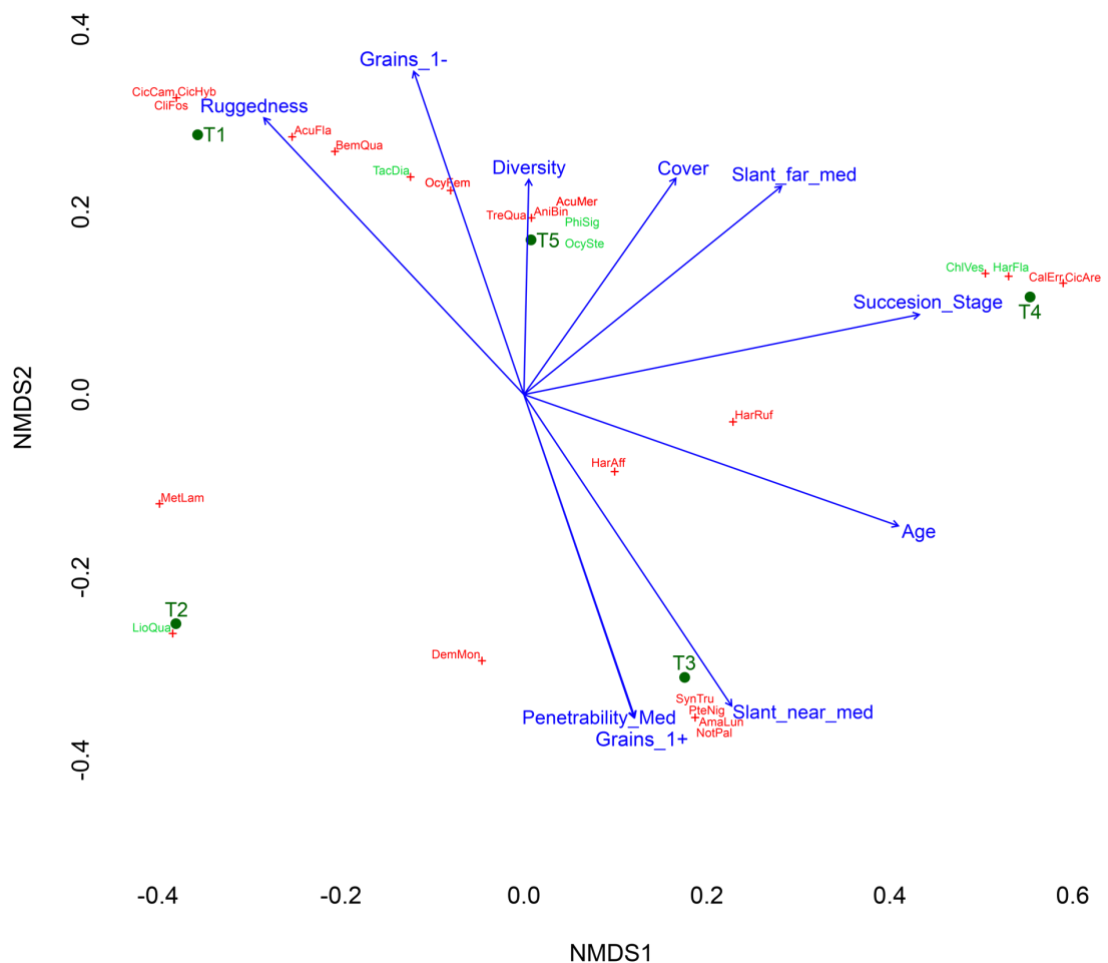
vzácnějšího druhu *Saldula pallipes* se v ordinačním diagramu (Obr. 39) neslučuje především s postupující sukcesí a zvyšující se pokryvností břehu, naopak běžná pobřežnice *Saldula salatoria* byla k těmto faktorům spíše indiferentní. Poslední nalezený zástupce pobřežnic (*Chartoscirta cincta*) byl chycen pouze na břehu W2rip s nízkou rostlinnou pokryvností. Běžně se vyskytuje při březích vodních těles, ale i v mokřadech různých typů. Dále lze spatřit zvýšenou diverzitu fytofágních ploštic (*Adelphocoris lineolatus*, *Eysarcoris aeneus*, *Lygus pratensis*, *Stenotus binotatus*, *Zicrona caerulea*) při stanovišti W3rip s větší nabídkou potenciálně živných druhů rostlin. Na této lokalitě jsme zaevidovali celkem 11 druhů ploštic, nejméně jejich zástupců bylo odchyceno na břehu W4rip (2 druhy).



Obr. 39: Ordinační graf zobrazující 1. a 2. osu NMDS. Jako modré vektory jsou pasivně promítnuty veškeré proměnné prostředí. Diagram zobrazuje zástupce ripikolních ploštic (Heteroptera) všech stanovišť. Zeleně jsou označeni někteří významní zástupci.

Z Pearsonovy korelace pro střevlíkovité brouky (*Carabidae*) na suchozemských lokalitách (Obr. 59) vyšla signifikantní pozitivní korelace biodiverzity k vyšší zrnitosti substrátu a penetračním odporům. Tyto proměnné byly nejvyšší na lok. T5, která hostila zároveň největší množství druhů (16). Lokalitu pokrývalo minimálně rostlin, neboť byla v iniciální fázi sukcese. Řada zde nalezených ohrožených druhů je přirozeně vázána na nezastíněné šterkopískové břehy vodních těles bez vegetace (např. *Ocydromus modestum*, *O. stephensii*, *Tachyura diabrachys*;

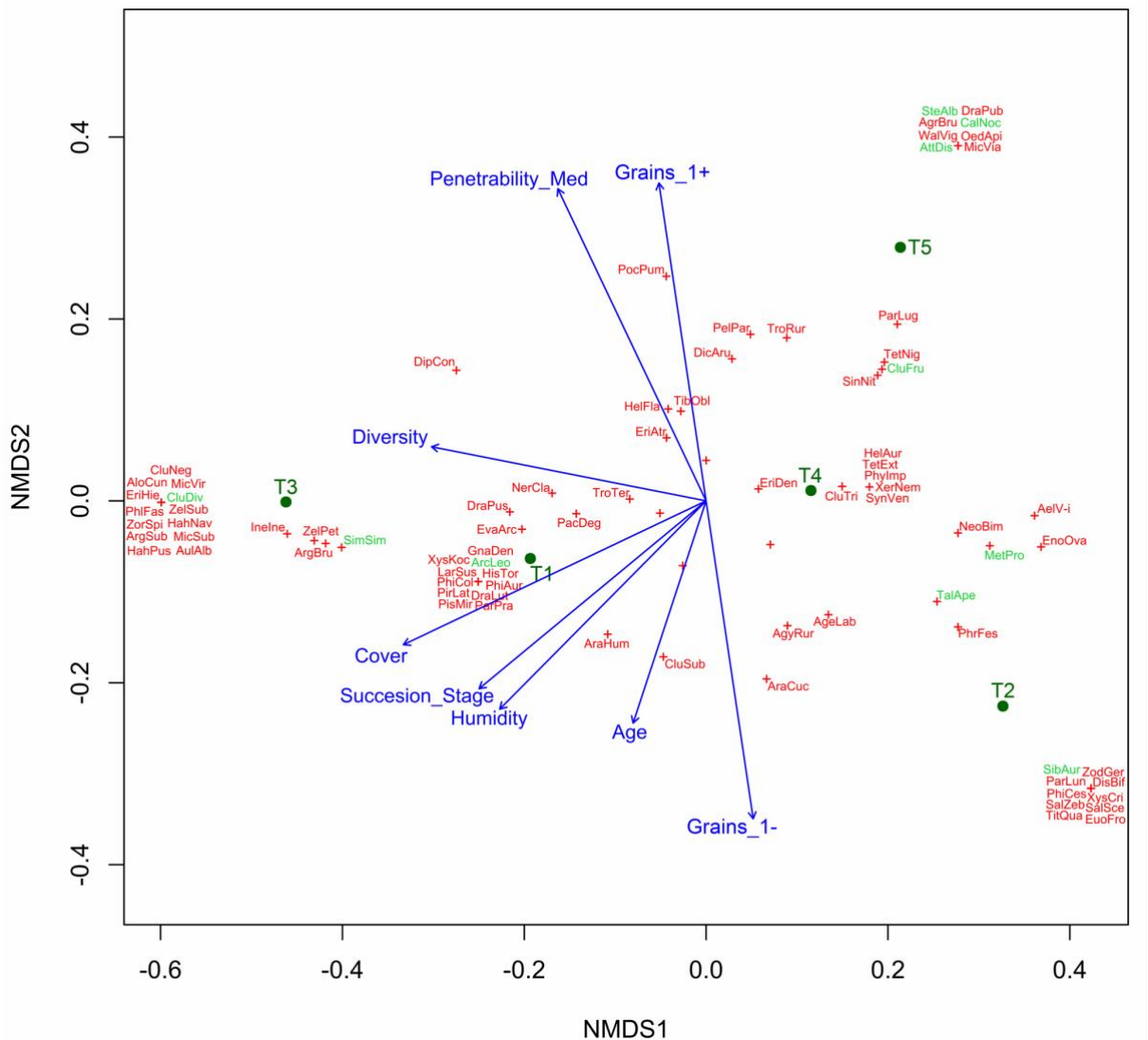
celkem 9 významných druhů). Negativní vliv postupující sukcese na celkovou diverzitu (mj. k ochranářsky významným druhům), ukazuje Obr. 59. Mimo stanoviště T5 měla nízkou pokryvnost i lokalita T2, která hostila sice relativně málo druhů střevlíků, jednalo se však především o ekologicky vyhraněné zástupce, kteří preferují nezastíněná písčítá prostranství (*Harpalus flavescens*, *Lionychus quadrillum*, *Metallina lampros*). Lokalita T4 (bývalé odkaliště s velkým podílem jemné zrnitostní frakce, relativně pokročilou sukcesí a dosti velkým zástiněm), hostila i některé z ohrožených a vyhraněných druhů střevlíků (*Cicindela arenaria*, *Calathus erratus*, *Harpalus flavescens*, *Chlaenius vestitus*), celkové množství druhů zde však bylo opět velmi malé (5). Kromě vzácného svižníka písčinného (*Cicindela arenaria*) byli na písčinně nalezeni svižníci *Cicindela campestris*, *C. hybrida* s výraznou vazbou ke stanovišti T1. V monokulturním vysazeném boru T3 se vyskytovaly druhy výhradně eurytopní, zpravidla lesní nebo nevyhraněné (*Amara lunicollis*, *Harpalus affinis*, *H. rufipes*, *Pterostichus niger*, *Notiophilus palustris* atd.), z nichž žádný nebyl ochranářsky významný.



Obr. 40: Ordinační graf zobrazující 1. a 2. osu NMDS. Jako modré vektory jsou pasivně promítnuty veškeré proměnné prostředí. Diagram zobrazuje zástupce suchozemských střevlíků (Carabidae) všech stanovišť. Zeleně jsou označeni někteří významní zástupci.

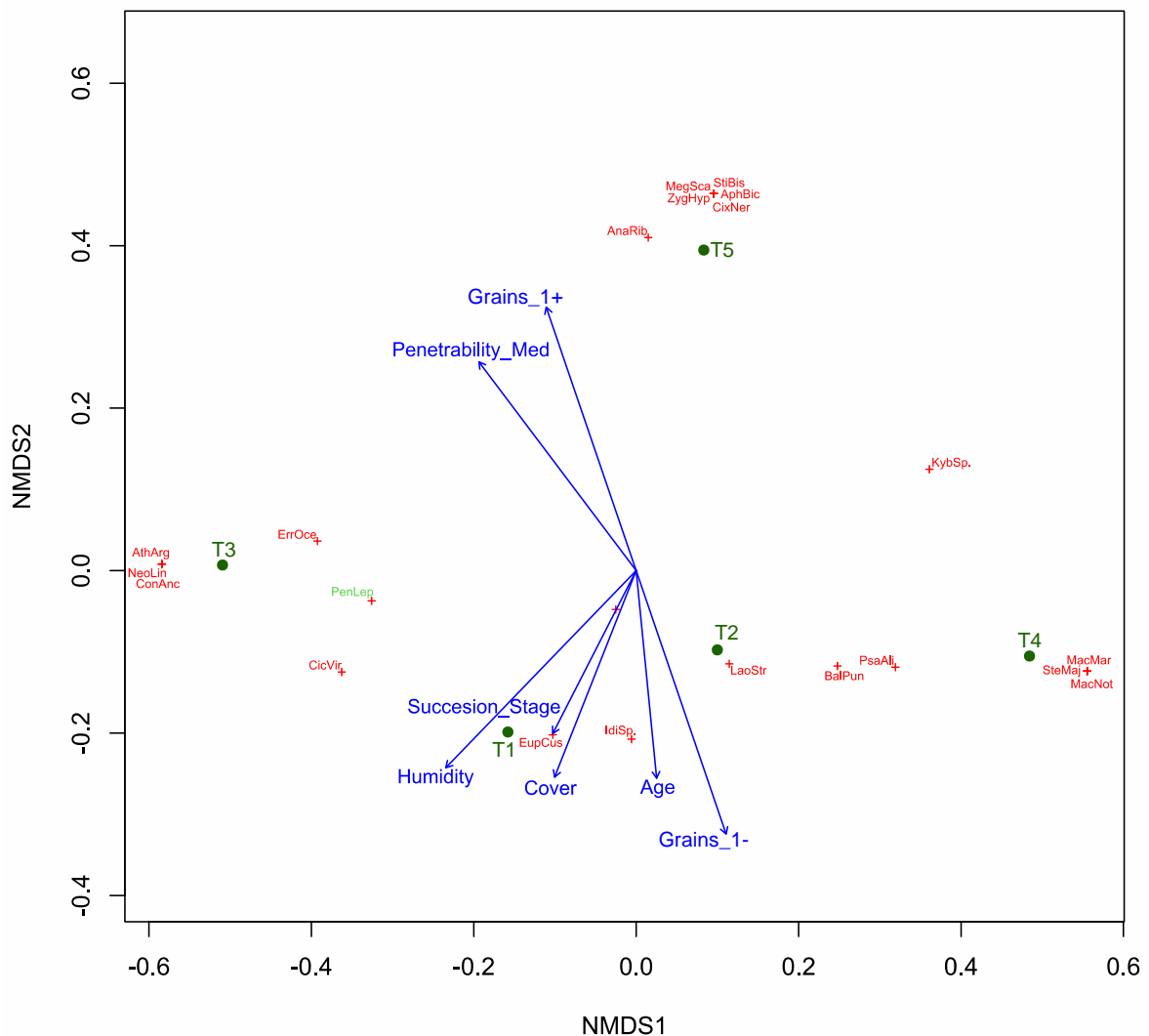
U suchozemských pavouků byla jejich celková diverzita pozitivně korelována s rostoucí vlhkostí substrátu, rostlinnou pokryvností a méně signifikantně také s postupující sukcesí. Ohroženější zástupci byly rostoucími hodnotami předešlých prediktorů ovlivňovány naopak významně negativně (Obr. 59). Lokalita T3 společně s T1, kde jsme zaznamenali největší počet

pavoučích druhů (34), nehostila bezmála žádné ochranařsky významné prvky, ale především taxony generalistické a lesní (*Argenna subnigra*, *Histopona torpida*, *Inermocoelotes inermis*, *Zora spinimana* atd.). Výjimku představoval téměř ohrožený západník *Clubiona diversa*, paslíd'ák *Oxyopes ramosus* a zranitelná snovačka *Simitidion simile*, která zde byla zachycena v jednom jedinci na keříku vřesu. Ve větším zastoupení byla *S. simile* objevena na stanovišti T1. Na stanovišti rané fáze sukcese T5 jsme našli 31 druhů, z nichž mnoho bylo významných a často vyšších statutů ohrožení (3 LC – *Clubiona fruteorum*, *Oxyopes ramosus*, *Steatoda albomaculata*, 2 VU – *Callilepis nocturna*, *Metopobactrus prominulus*, 1 EN – *Attulus distinguendus*). Tito pavouci přirozeně osidlují zejména xerothermní stanoviště s rozvolněnou vegetací (skalní stepi, písčiny, vřesoviště). Druhy s podobnými preferencemi k otevřeným stanovištím (mj. *Aelurillus v-insignitus*, *Sibianor aurocinctus*, *Talavera aperta*, *Xerolycosa nemoralis*, *Zodarion germanicum*) byly chyceny taktéž na lok. T2 a T4 s pokročilejší sukcesí – jednalo se však o prvky nižších statutů ohrožení. Celkové množství druhů bylo na T2 29, na T4 26. Z mnohorozměrné analýzy NMDS (Obr. 41) vyšla patrná silná inklinace vlhkomilných druhů (*Arctosa leopardus*, *Drassyllus lutetianus*, *Larinioides suspicax*, *Pardosa prativaga*, *Piratula latitans*, *Xerolycosa miniata*) ke stanovišti T1 s nejvyšší vlhkostí substrátu a rostlinným pokryvem. I lokalita T4 v blízkosti mokřadu hostila řadu hygrofilů.



Obr. 41: Ordinační graf zobrazující 1. a 2. osu NMDS. Jako modré vektory jsou pasivně promítnuty veškeré proměnné prostředí. Diagram zobrazuje zástupce suchozemských pavouků (*Aranea*) všech stanovišť. Zeleně jsou označeni někteří významní zástupci.

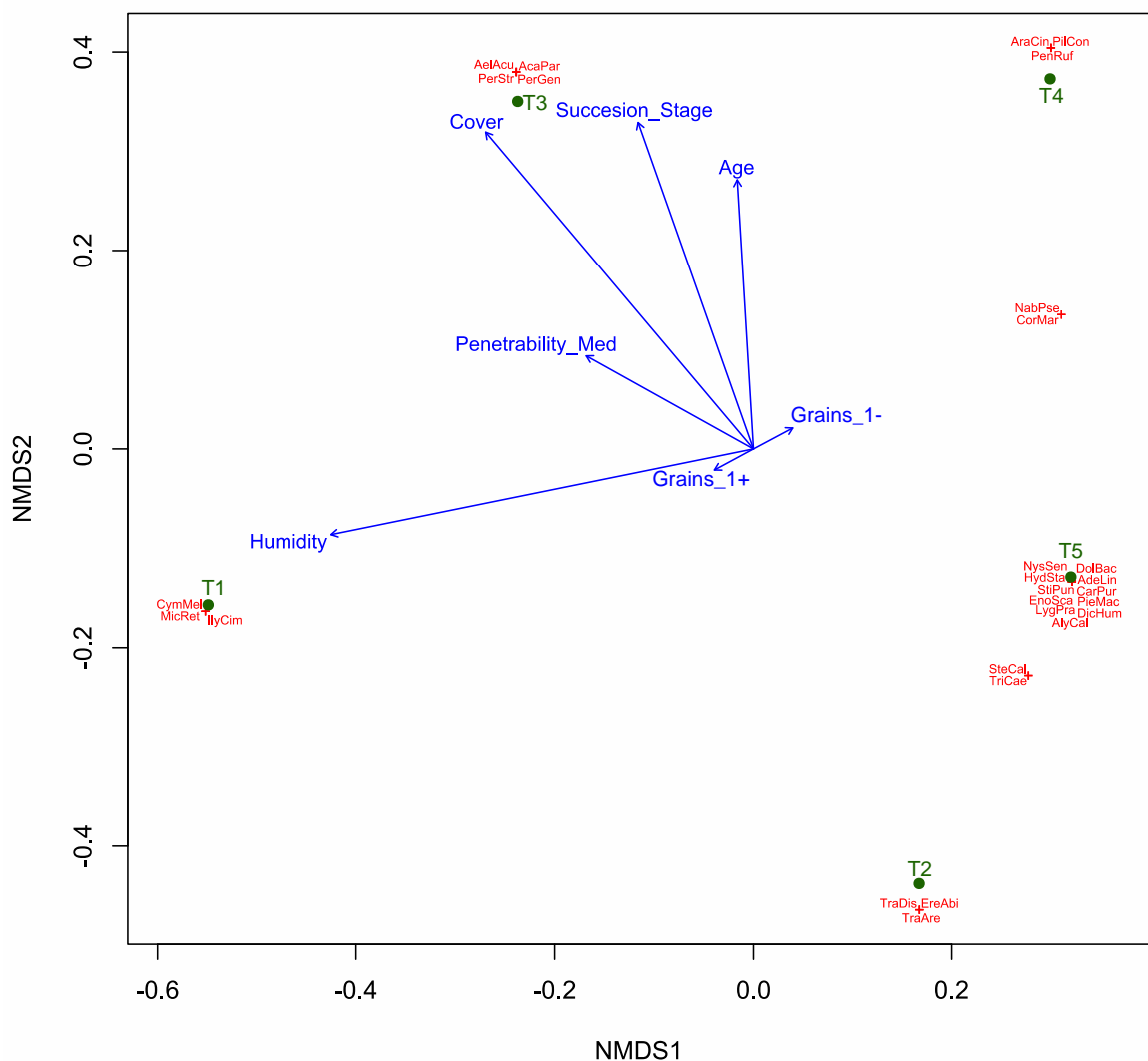
V Pearsonově korelační matici nevyšlo u kříšů (Auchenorrhyncha) mnoho signifikantních korelací s měnícími se abiotickými parametry. Struktura společenstva kříšů byla mezi lokalitami rozložena především v souvislosti s výskytem jejich živných rostlin. Celková diverzita kříšů nicméně klesala s rostoucí vlhkostí stanoviště. Sušší lokality (T5, T4, T2) obývalo 7 – 9 druhů kříšů, většinou živných především na lipnicovitých, vrbovitých a bobovitých rostlinách (*Calamagrostis epigejos*, *Populus alba*, *Salix* spp., *Trifolium* spp). Pouhé 4 druhy jsme zjistili při stanovišti T1, kde se vyskytovali nesespecializovaní xylémofágní zástupci *Cicadellidae* (*Aphrophora alni*, *Cicadella viridis*, *Eupelix cupidata*, *Idiocerus* sp.). Z významných druhů můžeme zmínit kromě roztroušené žilnatky *Pentastiridius leporinus* z lokalit T3 a T2 i zástupce dvou psammofilních kříšů *Psammotettix poecilus* a *P. alienus* vyskytující se na lokalitách T2 a T4 s jemným písčitým substrátem a místy odkrytými plochami bez vegetace.



Obr. 42: Ordinační graf zobrazující 1. a 2. osu NMDS. Jako modré vektory jsou pasivně promítnuty veškeré proměnné prostředí. Diagram zobrazuje zástupce suchozemských kříšů (Auchenorrhyncha) všech stanovišť. Zeleně jsou označeni někteří významní zástupci.

U ploštic výsledky naznačují úbytek diverzity ve směru postupující sukcese. Největší množství fytofágních polokřídlých napříč suchozemskými lokalitami bylo zaznamenáno na stanovišti T5 s pestrou diverzitou ruderálních bylin a listnatých stromů. Z významnějších zástupců

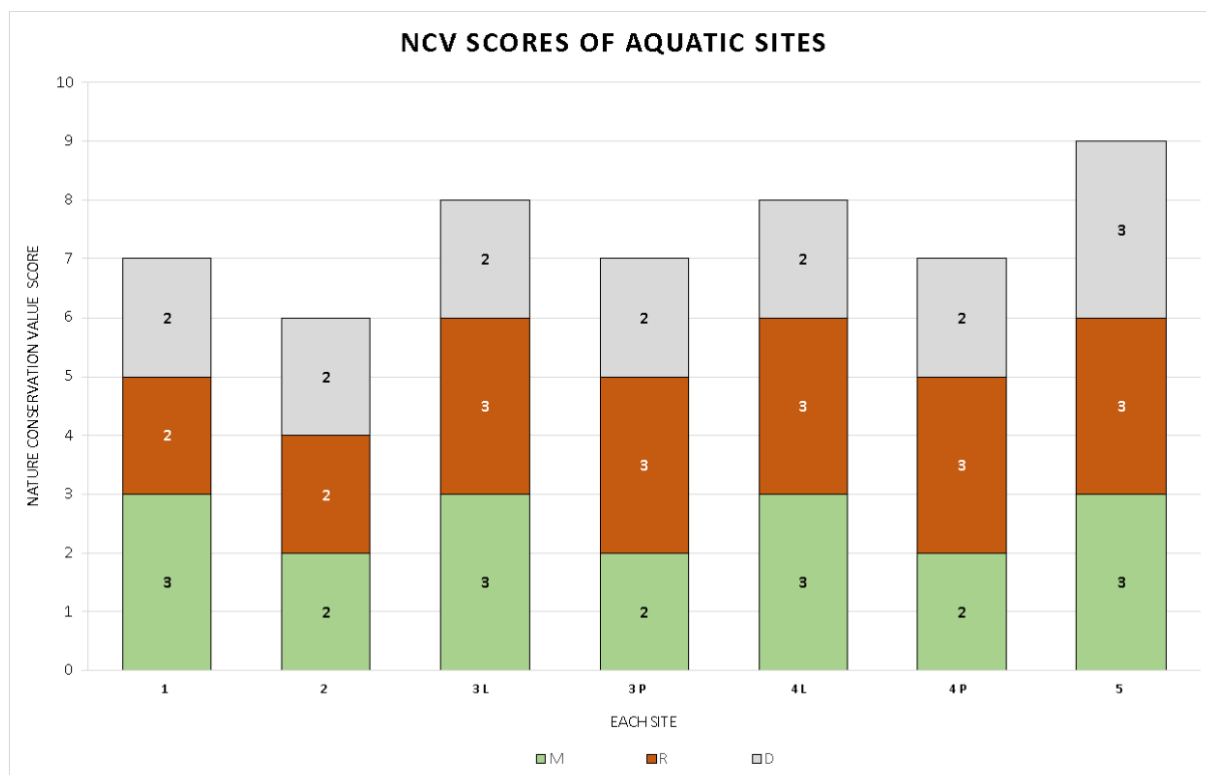
otevřených stanovišť zde byly odchyceny plošnice *Alydus calcaratus*, *Enoplops scapha*, *Nysius senecolis* a *Piesma maculatum*. Celkově tato lokalita hostila 15 druhů ploštic, což představuje třikrát více vůči druhé nejbohatší lokalitě (T2, T4). Na ploše stanoviště T2 upozorňujeme na přítomnost pozemky *Trapezonotus arenarius* často spojované s holými písčinami (např. písčitémi plážemi). Zajímavý je také výskyt podkornice *Aradus cinnamomeus* (považované za běžného škůdce borovic) při lokalitě T4 s relativně hustým borovým porostem. Na tomto stanovišti se zároveň vyskytovala vzácnější klopuška *Pilophorus confusus* vyžadující zde přítomné topoly bílé. Faunu ploštic monokulturní borové výsadby (T3) tvoří pouze 4 generalistické druhy (*Acalypta parvula*, *Aelia acuminata*, *Peribalus strictus*, *Peritrechus geniculatus*). Na vlhkém stanovišti T1 byla zdokumentována velmi hojná abundance druhu *Cymus melanocephalus* s vazbou ke zdejším sítinám (*Juncus spp.*), celková diverzita ploštic byla zde však velmi chudá (3 druhy) a složená typicky z vlhkomilných taxonů (*Cymus melanocephalus*, *Ilyocoris cimicoides*, *Microvelia reticulata*).



Obr. 43: Ordinační graf zobrazující 1. a 2. osu NMDS. Jako modré vektory jsou pasivně promítnuty veškeré proměnné prostředí. Diagram zobrazuje zástupce suchozemských ploštic (Heteroptera) všech stanovišť.

5.6 Hodnocení ochrany vodních biotopů (NCV index – index přírodně konzervační hodnoty)

Poněvadž jsou krásivky vysoce citlivými mikroorganismy vhodnými pro ochranu vodního prostředí, a to obzvláště v případech, kdy makroorganismy selhaly (Popelková 2014), zvolili jsme speciálně vypracovaný index pro ochranu přírody právě pro tyto řasy. Počítali jsme jej pro každé stanoviště podle metodiky založené na práci Coesela (2001) a vyšlo nám, že všechna stanoviště nabývají jeho vysokých hodnot (v průměru 7,4 z 10 možných bodů) (Obr. 44). Na základě tohoto indexu dosahuje vodní lokalita W5 i W4L a W3L nejvyššího ochranného potenciálu. Tato místa hostila také nejvíce „zajímavých“ zástupců z celého planktonu.



Obr. 44: Sloupcový graf zobrazující NCV index jednotlivých stanovišť. Zkratky M&R&D jsou jednotlivá kritéria, jejichž sečtením se získá hodnota indexu.

6 DISKUZE

Drobné vodní biotě pískoven a štěrkopískoven se na našem území věnovalo spíše poskrovnu. Z algologických prací jmenujme publikaci Reimerové (2019), která se zabývala aplikací DNA barcodingu, spíše než floristickým výzkumem, lokalit nacházejících se na území Moravy. Zaměřovala se navíc k tomu oproti nám na nárosty, které odebírala s částmi rostlin (list, stonek), anebo z exponovaných umělých substrátů. Mnohem podrobněji se tůním v pískovných podrobila Popelková (2014), již zajímaly řasy a sinice oligo-mezotrofních tůní PP Pískovny na cvičišti, která leží na jižním okraji města Jindřichův Hradec (jižní Čechy). V rámci studie našla celkem 147 zástupců s tím, že nejpočetněji zastoupenou třídou se ukázaly být rozsivky Bacillariophyceae (52 taxonů), následně Zygnematophyceae (43), Euglenophyceae (22), Chlorophyceae (9), Cyanophyta (7), Dinophyceae (4), Chrysophyceae (3), Synurophyceae a Xanthophyceae (2), Cryptophyceae, Trebouxiophyceae a Coleochaetophyceae (1). Seznam druhů, které autorka v tůních našla, čítá s námi poměrně podobné zástupce. Zřetelný rozdíl se

ale objevuje u zelenivek (Chlorophyceae), z nichž jsme takřka všechny autorkou nalezené druhy našli sice také, jenže ve srovnání s námi se jednalo o výrazně chudší společenstva (o 42 taxonů). Menší druhová bohatost této skupiny nasvědčuje o celkově nižší trofi systému autorčinných tůní, které popisuje jako oligo-mezotrofní, a pravděpodobně i charakteru a rozlohy nádržek (zarostlejší habitaty). Jestliže srovnáme fyzikálně-chemické parametry, naše tůně a mokřady charakterizuje vyšší medián pH (od 8,57 do 8,74 oproti autorčinným 7,4 až 7,65), stejný výsledek patrně platí také pro konduktivitu. Poměrně blízko by k autorčinným stanovištím měl mokřad W5 (nikoli ale z hlediska druhového nasycení). Nejbohatší složení řas a sinic (94) zaznamenala v nejhlubší tůni (200 cm), kdežto nejméně taxonů připisuje nejmělkčímu a silně zarostlému habitatu (27). V rámci naší studie byla nejpestřejší společenstva nalezena jak v mělkých (ne však příliš mělkých), tak hlubších místech s/bez vyvinuté litorální vegetace.

Mimo Českou republiku se mikroflórou pískoven zabývali na území Slovenska [Hindáková & Hindák \(2014\)](#). Společně popsaly 35 taxonů sinic a 298 druhů řas, z nichž nejvíce tvořily rozsivky. To představuje o 104 taxonů více oproti nám. Jestliže srovnáme druhové složení, lze shledat poměrně vysokou shodu nálezů s našimi druhy. Jenom u některých skupin autoři zdokumentovali zástupců více (mj. u zelenivek, rozsivek a sinic). Na všech menších zkoumaných lokalitách jim dominovaly (v početnosti jedinců) obrněnky, krásnoočka a konkrétní zelenivky a sinice. Zatímco s většími útvary převládaly chlorokokální pikoplanktonní sinice. To u nás platilo pouze z části, neboť jsme se např. i u větších nádrží potýkali především se zelenivkami, krásnoočky a obrněnkami.

Zooplanktonu pískoven se věnovali hlavně zahraniční autoři. [Ilyovou \(2012\)](#) např. zajímala šterkopísková jezera na Slovensku v okolí Borské nížiny (19 míst), kterým se věnovala v průběhu dvou let. Zjistila celkem 94 zástupců zooplanktonu (vířníci, perloočky, klanonožci). Počtem druhů, ale také druhovým složením se naše stanoviště s jejími téměř prolínají. Jako druhově nejbohatší se v autorčinně studii ukázaly být starší biotopy s pokročilejší sukcesí společenstva, rozvinutou makrovegetací a členitými břehy, nejméně druhů zaznamenala na stanovištích rybníčního charakteru s progresivní eutrofizací. Vyšší pestrost zástupců si vysvětluje přítomností dobře vyvinutých vodních makrofyt (nad 20 % vodní plochy) na některých sukcesně starších plochách. [Tavernini et al. \(2009\)](#) zajímala během čtyř let 2 šterkopísková jezera v severní Itálii. Společně s kolektivem zde popsala 78 taxonů, které jsme s téměř úplnou shodou našli též.

Dále se celá řada autorů věnovala komplexům tůní a mokřadů na našem území ([Pithart a kol. 2007](#); [Juračka et al. 2019](#); [Pliska 2022](#); [Gvozdjaková 2021](#); [Heteša et al. 2012](#)). Znatelně méně se zabývalo planktonem zbytkových jam po těžbě nerostných surovin ([viz Kosík 2007](#)). Ve stručnosti k nim nyní pouze uvedeme, že shledáváme s mnohými našimi nalezenými zástupci určitou podobu společenstva osidlujícího zmíněné biotopy – zooplankton s převládající diverzitou vířníků, určitou tendencí k dominanci bičíkatých forem řas, a především charakteristická společenstva zooplanktonu vázaná na zarostlejší habitaty bez vyskytujících se ryb.

Ježto jsou zatopené pískovny, tůně, drobná mělká jezera, mokřady, různé říční sítě a mrtvá ramena, která mohou v průběhu roku vysychat, spolu do určité míry podobná svojí ekologií, jak uvádí ve své studii [Popelková \(2014\)](#), zřetel jsme brali i na srovnávání s těmito místy. V rámci rozsáhlého jezera a stanoviště jezírka pak lze srovnávat i rybníky. Je důležité zmínit, že naše analýzy vztahů diverzity a druhů k různým faktorům mohou být zavádějící, poněvadž zkoumaných lokalit bylo málo. Výsledky tak mohou být ovlivněny některými lokalitami, aniž by šlo o nějaký platný vztah. I přesto se ale mnoho logických trendů v našich analýzách potvrdilo. Především takové níže diskutujeme.

6.1 Podmínky prostředí ovlivňující strukturu biocenóz

Z výše uvedené pestré mozaiky rozličných preferencí a nálezů lze vypožorovat, že struktura společenstva zooplanktonu i vodního hmyzu mokřadních tůní a nádrží se měnila podél několika gradientů prostředí a dále v závislosti na předem určené velikosti škály rybí obsádky. Pro výsledky byl důkladně vybrán model se škálou větší. Totiž obsádka (event. predace) definovaná jen z přítomnosti a nepřítomnosti ovlivňovala interpretaci druhové bohatosti litorálních společenstev. Nebrala v potaz, že v těchto habitatech bylo mnoho nalezených druhů velkých zástupců, což by rozporovalo obecnému trendu predáčního tlaku ryb na selekci menších zástupců. Právě litorál by měl tyto druhy (jedince) svým porostem chránit (např. dle Šrámka-Huška a kol. 1962; Lauridsena et al 1996; Volemanové 2007) a jeho biodiverzita společenstev živočichů je obvykle vyšší vůči limnetické zóně (Kreidlová 2013). Nejen podle Šmejkal (2010) je přítomnost ryb v litorálu závislá na jejich horizontální migraci, věku, predaci a některých dalších faktorech. Rozhodně tak netvrdíme, že by se v litorálu jezera a jezírka ryby nevyskytovaly, ale že zde nehrály velkou roli coby predátora zooplanktonu, ale vodního hmyzu.

U vodních brouků se zdá míra obsádky jako naprosto klíčový faktor (Obr. 62). Ti tvoří dle Brože (2011) cca 70 % potravy ryb nacházejících se v pobřežních porostech. Je tak patrné, že nadbytek těchto insektivorních ryb na lokalitách může mít na druhovou pestrost vodních brouků devastující účinky. Liao et al. (2020) uvádějí, že ve vodních tělesech bez rybních predátorů je diverzita i abundance potápníkovitých brouků o desítky procent vyšší než v nádržích s rybami. Na rozdíl od brouků, ploštice jsou rybní obsádkou ovlivňovány daleko méně (Kolář et al. 2016). Výsledky našeho výzkumu tyto závěry podporují. Důvodem může být jejich chemická obrana, ke které využívají pachové žlázy (Kolář, pers. comm.). Ploštice se díky nim stávají pro predátory nechutné (v rámci projektu experimentálně ověřeno u druhů rodu *Sigara*). Pozoruhodné je, že některé druhy ploštic i brouků (*Halipilus heydeni*, *Chaetarthria seminulum*, *Laccophilus hyalinus*, *L. minutus*, *Microneta* spp., *Nepa cinerea*, *Sigara falleni*) vykazují jistou afinitu právě k místům s vyšší rybní obsádkou, nebo jsou vůči ní indiferentní. Vodní brouci jsou schopni za nepříznivých podmínek různými behaviorálními adaptacemi omezit efektivitu lovu insektivorních ryb. V případech vodních nádrží s rybní obsádkou využívají zástupci potápníků úkrytů mezi rostlinami v příbřežní zóně, naopak na nezarybněných lokalitách vodní makrofyta a litorální emerzní rostliny na strukturu biocenóz takový vliv nemají (Diehl & Kornijów 1998; Liao et al. 2023). Zvláštní význam tak mají vodní makrofyta pro větší zástupce hmyzu, kteří se častěji stávají potravou ryb (Tolonen et al. 2003). Soustředění vodního hmyzu v litorálních porostech bylo v průběhu výzkumu patrné především na lokalitě W3, kde se mimo masivního množství kaprovitých ryb (ouklej obecná, plotice obecná, perlín ostrobřichý) vyskytoval v nezanedbatelných abundancích taktéž invazní sumeček americký. Potápníci *Laccophilus hyalinus* společně s klešťankami *Sigara falleni* se zde v relativně hojném množství nacházeli právě v trsech příbřežních sítin a vzplývavých listů lipnicovitých trav. Takové chování je známé u některých dalších zástupců vodního hmyzu (potápníků), kteří obývají i silně živinově zatížené biotopy s velkou rybní obsádkou přečkávající právě v litorální vegetaci (Kolář, pers. comm.). V našich výsledcích vidíme pozitivní korelaci diverzity a abundance vodních brouků s rostoucím množstvím submerzních rostlin na všech lokalitách (včetně stanovišť bez rybních predátorů). Podobné závěry přináší i další studie, podle kterých hostí vodní nádrže s makrofyty více vodních bezobratlých než plochy bez vegetace (např. Kolář et al. 2022). Liao et al. (2020) také uvádí, že diverzitu vodních brouků ovlivňují příznivě i mírněji se svažující okraje nádrže, které umožňují středně velkým a větším druhům potápníků do jisté míry lépe odolávat rybám. Zarybněná nádrž W3 s takřka kolmými břehy je tedy pro společenstva vodního hmyzu krajně nevyhovující a zdejší zástupci jsou nuceni ukrývat se v příbřežním porostu.

U některých výše zmiňovaných taxonů hmyzu může být závěr, že vyhledávají biotopy s vyšší rybí obsádkou, poněkud zavádějící, neboť na malém počtu zkoumaných lokalit mohou hrát větší roli jiné environmentální faktory či jejich vzájemné kombinace. Lokality W3 a W4, kde se takové druhy vyskytovaly nejvíce, mají relativně podobnou nejen maximální hloubku, průhlednost či trofii. Tyto a podobné faktory mohou být klíčové pro autekologické preference některých druhů hmyzu podobných stanovišť (viz Boukal et al. 2016; Wachmann et al. 2006). Hloubka, která v našich analýzách vystupovala coby negativní vliv k diverzitě významných zástupců, mohla společenstva omezovat především prostřednictvím změny řady dalších parametrů, jež mohou negativně ovlivňovat společenstva živočichů v nádrži (omezení makrofyt, otevření prostoru pro rybí obsádku, snížení teploty a průhlednosti vody) (Kolář 2013; Kloskowski 2010). Z parametrů vodního prostředí v případě vodních brouků a ploščic diskutujeme výše pouze ty, které podle našich hypotéz mohou společenstva skutečně ovlivňovat. Například u saturace kyslíku, se kterou byli vodní brouci silně pozitivně korelováni, nepředpokládáme, že by měla výrazný vliv na skupiny organismů, jejichž zástupci dýchají atmosférický kyslík. Navíc přímý vliv množství rozpuštěného kyslíku na charakter společenstev vodních brouků nebyl nikdy prokázán (Kolář 2013), byť společně s teplotou ovlivňuje určité bionomické projevy konkrétních jedinců na lokalitě (např. délku ponoru mezi opětovným nabíráním vzduchu; Bank set al. 2018). Množství rozpuštěného kyslíku ale může být podstatným ukazatelem jiných důležitých proměnných, pro jejichž měření jsme neměli zavedenou metodiku (např. množství chlorofylu v prostředí, rychlost a intenzita rozkladných procesů atd.).

Jako nejvýznamnější faktor ovlivňující společenstvo zooplanktonu se ukázal být gradient hloubky, jehož růst neprůkazně snižuje diverzitu. Zjevně ale přetváří spolu s úbytkem některých makrofyt společenstvo z litorálního do pelagického, na jehož podobě hrají roli ještě k tomu ryby, viz níže. Zato příliš mělké habitaty dle výzkumu bioty vysychavých polních rozlivů od Gvozdjakové (2021), zvyšují hustotu společenstva, nenabízejí tolik refugií pro úkryt a hrozí u nich vyschnutí, čímž tak nehostí větší diverzitu. U našich stanovišť jsme takový pokles bohatosti neshledali, neboť často i na lokalitách s malou průměrnou hloubkou byla místa hlubší, zatímco autorčina stanoviště byla často mělká než nejmělká stanoviště W1. Mezi dalšími významnými ukazateli vyšla přítomnost emerzních makrofyt (stanoviště s nimi měla bohatší faunu a naopak) a dále rybí obsádka (diskutována níže). Druhově nejbohatší zooplankton měl optimum zhruba u počátku gradientu či ještě níže rybí obsádky, hloubky, roku, minimální teploty a zárůstu litorální vegetací. Ve shodě s Pliskovou studií zooplanktonu tůní (2022) a Stefanoudisem a jeho kolektivem (2017), kteří se zaměřili rybníky, je patrné, že bez výrazné vodní vegetace bylo společenstvo zejména korýšů většinou zastoupeno druhy menšími, kteří jsou spíše pelagičtí a odolní vůči rybí predaci. Naopak v zarostlejších stanovištích dominovaly druhy větší a vázané na vodní vegetaci. Bohatší by měla být pak diverzita výrazně v místech s vyšší koncentrací kyslíku. Kosík (2007) a Karpowicz et al. (2020) zmiňují, že nízká saturace snižuje druhovou bohatost. Jeho nižší koncentrace nám korelovala s rybami – o rybách více níže. Na druhy nejbohatší společenstva se sobě podle hodnot Jaccardova indexu podobají z 50 % – různorodost patrně souvisí s faktem, že do litorálu lokality W4 mohou pronikat ryby, proto jsme zde nenalezly zástupce, kteří se jim striktně vyhýbají. Navíc se do litorálu (W4L) v malém množství stahovali též pelagiální zástupci (např. rod *Diaphanosoma*), čímž toto stanoviště druhově obohatili.

Na variabilitě struktury společenstva fytoplanktonu sehrálo roli také několik gradientů prostředí v závislosti na předem určené velikosti škály rybí obsádky. Jako nejvýznamnější faktor se ukázala být právě velikost rybí obsádky a medián hodnot kyslíku. Mezi dalšími významnými ukazateli vyšel medián konduktivity, minimální teplota a maximální hodnota a směrodatná

odchylka kyslíku. Na úplné hranici významnosti se nacházel i zástin a minimální konduktivita. Rovněž se i toto společenstvo v místech s rybami podobalo spíše rybničnímu (dle Heteši et al. 2014). Druhově nejbohatší se vyskytoval na stanovištích buď s žádnou, anebo přítomnou rybí obsádkou, různými výkyvy kyslíku a v místech s vyššími i nižšími minimálními teplotami. Pestřejší by měla být diverzita na stanovištích s vodivostí spíše pod 300 $\mu\text{m}/\text{cm}$ (s méně ionty). Tento výsledek může být však ovlivněn predací velkými filtrátory, to uvádí i Zelený (2016), či vyšší pokryvností ponořených rostlin, neboť se oba tyto faktory v podmínkách vysoké konduktivity hojně vyskytovaly. Více je tento vliv diskutován níže. Dále snad i v místech s větší směrodatnou odchylkou teploty. Ta koresponduje se spíše většími a hlubšími tělesy a vztah může být tak opětovně ovlivněn stejnými faktory jako u předešlé konduktivity. Obecně teplota ovlivňuje fenologii, resp. její změny se v průběhu roku spolu s dalšími okolnostmi účastní posunu ve struktuře společenstva, což vede k jeho vyšší diverzitě v čase (např. Delawska 2013; Zadinová 2013). Menší počet zelených řas a celkově nižší diverzita nevláknitých forem na lokalitě W2 bude způsobena především vyššími počty herbivora *Daphnia longispina*, která se zdá zdála být dominantním příslušníkem zooplanktonu. Ve velkém jsme ji tu nacházeli pravděpodobně nejenže díky absenci plantkivorních ryb, ale zjevně kvůli své úspěšnější kompetici s jinými ve míře efektivity příjmu potravy, tzv. „size-efficiency hypothesis“ (Pliska 2021; Hall et al. 1976). Vedle toho mohlo dojít s ohledem k nízkému stáří nádrže k její částečné monopolizaci¹⁷. Výskyt vláknitých řas zde může být naopak třeba dle Zeleného (2016) reakcí na onu predaci, vláknité formy totiž zooplankton nedovede¹⁸ plně využívat k potravě (např. Musil 2016; Goździewska et al. 2021). To podporuje i výsledek, že v limnetické zóně jezera nebyly výrazně přítomny vláknité typy (až v létě na sinici rodu *Dolichospermum*), zatímco na mokřadních stanovištích, kde se tato hrotnatka vyskytovala, převládaly vláknité spájivky a těžko požitelné řasy. Za téměř absencí vláknitých řas mohou stát i plotice a perlíni, kteří se v jezeře hojně nacházejí a těmito řasami jsou schopni se živit (dle Brože 2011; rybarstvi.eu). Problematiku na lokalitě W2 může vysvětlovat také vyšší přítomnost submerzních rostlin, neboť dle výsledků negativně ovlivňuje diverzitu fytoplanktonu, nejvíce si můžeme všimnout, že zelenivky. Heteša et al. (2012) toto popisuje jako výsledek represivního vlivu z důvodu odčerpávání důležitých biogenů, Takamura et al. (2003) navíc přidává nemalý vliv skrze kompetici fytoplanktonu s epifytickými řasami a sinicemi. Nemnoha zástupců řas ale místa s více ponořenými rostlinami zjevně vyhovovala, konkrétně ta s hustě porostlou bublinatkou. Mluvíme o mnoha krásivkách, kterých zde nebylo sice co do diverzity nejvíce, ale v abundanci početně a o dalších řasách nalezených výhradně zde, jinde jen v menších počtech (některé z nich patří i mezi „zajímavé“ zástupce). Ve většině případů jde o výsledek ekologické vazby (dle Halla & McCourta 2017; Coesela 1982). Coesel (1982) rovněž zjistil, že obsazenost (diverzita i struktura) krásivek vůči submerzním rostlinám úzce souvisí s konduktivitou a jejími výkyvy, o kterých uvádí, že zabraňují úplnému konkurenčnímu vyloučení jak eutrofních druhů, tak těch oligotrofnějších. Při 600 $\mu\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ (hodnoty blízké naší W1) zpozoroval určitý pokles diverzity, to samé však při hodnotách nižších 200 $\mu\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$, což by již rozporovalo nejen s našimi výsledky (viz Štěpánková et al. 2012; Svoboda a kol. 2013) – ve shodě s Coeselem jsme zaznamenali na místech s nízkou konduktivitou přibývajících S-stratégů. Je však třeba brát v úvahu, že autor prováděl výzkum na mnohdy mělčích, a především mnohem kyselejších mezotrofních i méně stabilních

¹⁷ Efekt, kdy v nově osídleném stanovišti druh rychle zvyšuje hustotu své populace, lépe se adaptuje na dané podmínky prostředí, efektivněji využije dostupné zdroje a omezí úspěšnost disperze později příchozích konkurenčních druhů (Čablová 2021; Svoboda et al. 2013; Juračka et al. 2014).

¹⁸ Například Tönno et al. (2016) ukázal, že někteří malí zástupci vláknité sinice konzumovat (příležitostně) dokáží – jedná se však většinou o druhy, které bývají jinak běžně nalézány během silnějších vegetačních květů.

stanovištích z hlediska konduktivity, nicméně ostatní zmiňovaní autoři se také zaměřili na rašeliniska (mj. oligo-mezotrofní), a přesto nepopisují úbytek druhů.

Protože jsme plovoucí a ponořené rostliny kategorizovali společně, statisticky se negativní vliv ryb na pokryvnost těchto makrofyt, který vyšel [Pliskovi \(2022\)](#) či ve studii [Francové a kol. \(2017\)](#) zabývající se vztahem makrofyt vůči rybohospodářskému managementu, neukázal. Nicméně na lokalitách s rybami opravdu ponořené rostliny téměř chyběly. Autor zmiňuje, že tato makrofyta chybí v biotopech s malou abundancí velkých druhů zooplanktonu, kde se rozvíjí vegetační zákal nebo vodní květ, a tak dochází k potlačení makrofyt vlivem zastínění a k zvýšení koncentrace rozptýleného chlorofylu. V souladu s námi hovoří oba také i o úbytku emerzní vegetace. Např. [Pliska \(2022\)](#) též popisuje, jak nepřilíš vegetace nepříznivě ovlivňuje zooplankton ztrátou mikrostanovišť, v nichž mohou tyto drobní tvorové normálně přečkávat před nevlídným predčním tlakem ze strany ryb.

Negativní trend rybí obsádky na velikost diverzity zooplanktonu se ukázal v analýze NMDS a v neparametrické korelaci (Obr. 30). Lineární modely (Obr. 60) nebyly příliš těsné a podle ANOVy navíc nevýznamné. Inklinaci „zajímavých“ druhů k místům s více rybami lze vysvětlit jejich nároky k vyšší trofii. Např. [Sukop \(2007\)](#) uvádí, že masový výskyt drobnějších perlooček, buchaneč, či vírníků a větších prvoků je spojený s nízkou průhledností vody a indikuje silný predční tlak rybí obsádky. U nás byla taková situace zčásti spatřena jen na jezeře i jezírku. Nemůžeme zcela tvrdit o masových výskytech malých zástupců zooplanktonu a výrazně nízké průhlednosti, a tak odhadujeme biomasu ryb na zmíněných lokalitách z dat [Čejnové \(2016\)](#) v intervalu 400 – 500 kg.ha⁻¹ (maximálně 600). To by podle [Spurného a kol. \(2015\)](#) a [Pechara a kol. \(2016\)](#) odpovídalo průměrnému množství na úrovni 460 kg.ha⁻¹ v rybničním prostředí na našem území. Dle [Baxy \(2018\)](#) bychom ji tak mohli kategorizovat na úplné hranici nízkých obsádek, spíše tedy na počátku středně vysokých hodnot. I to by mohlo být důvodem, proč v rámci lineární regrese nevyšel kloudně trend se snižující se diverzitou zooplanktonu vůči zvýšené obsádce. Např. [Musil \(2016\)](#) zmiňuje, že i stejné biomasy ryb lišící se ale v počtech a v průměrné velikosti mají různý vliv na zooplankton. S rybami souvisela nepřímo i nižší průhlednost velkého jezera, která zjevně koreluje s vyšší přítomností chlorokokálních řas, krásnooček i sinic. [Hazuková \(2016\)](#), [Heteša et al. \(2014\)](#), [Sukop \(2007\)](#) a [Kosík \(2007\)](#) přicházejí se stejnými výsledky. Totiž již zmíněná rybí predace přetváří společenstvo zooplanktonu do podoby malých druhů nezvládajících kloudně filtrovat řasy, heterotrofní nanobičkovce, ani malé nálevníky, což vede k (vegetačnímu) zákalu (např. dle [Třešňákové 2016](#); [Rulíka 2022](#)). Úspěšnější filtraci významně předurčuje větší tělo s účinnějším filtračním aparátem, který umožňuje scedit více vody ([Hubová 2015](#); [Hall et al. 1976](#)), a energii a živiny tím efektivně transportovat i do vyšších trofických úrovní (k rybám) z mikrobiální smyčky ([Pecha 2021](#)).

Na nízkých hodnotách průhlednosti jezírka se podílel také anorganický kal odtékající z odkalovacích nádrží (nejen podle společenstva je v jezírku také hodně organických látek). [Threlkeld & Soballe \(1988\)](#) přináší možný nepříznivý vliv zákalu vody zhoršením viditelnosti, která dovede zapříčinit zooplanktonu komplikovanější hledání potravy napříč vodním sloupcem, nebo snížení fitness¹⁹ v důsledku požití minerálních částic. Pokud se podrobněji podíváme na zdejší společenstvo korýšů, lze opravdu spatřit určitý trend relativně menšího počtu jedinců (i diverzity) limnických zástupců výměnou za fytofilní (litorální) druhy

¹⁹ Z anglického překladu zdatnost, stručně schopnost jedince setrvat v životaschopném stavu, aby se dokázal úspěšně rozmnožit a dostal své alely do dalších generací (např. [Damaška a kol. 2021](#)).

(rozhodně tu ale nevylučujeme roli narůstajícího podílu makrofyt na dominanci litorálních druhů jako hlavního činitele, pouze podáváme možnou plynoucí výhodu být litorálním druhem za přítomných podmínek)²⁰. Tyto nalezené perloočky mohou škrabat potravu z plovoucích rdestů, a využívat tak alternativních zdrojů (popř. jako *Scapholeberis* sbírat pyl z povrchové blanky vody) (Hudec 2010). Podobných výsledků dosáhli v experimentálně-terénní studii turbidních ledovcových jezer na Aljašce Koenings et al. (1990). Vysokou biomasu krásnooček zde mohla rovněž do jisté míry umocnit vyšší přítomnost manganu a železa. Na jejich zvýšených hodnotách se ve vodním sloupci podílejí anaerobní pochody na dně, které zde mohli být bezpochyby přítomné a vedou k přeměně nerozpustných sloučenin Fe a Mn na rozpustné formy (dle Lelláka & Kubíčka 1991). Nadto jsou podle hydrogeologické posouzení od firmy DEKONTA, a.s. (Benkovič 2010) také podzemní vody pod Hůrkou o tyto prvky významně obohaceny. Z krásnooček šlo především o zástupce rodu *Trachelomonas*, kteří jsou typickými obyvateli mělkých teplých vod s vysokou koncentrací rozpustných solí železa a manganu, neobvyklým množstvím organických látek a s nízkou saturací rozpuštěného kyslíku (Jurán 2010). Spolu s rodem *Strombomonas* jsou oba ionty součástí slizových schránek, kde se podílí na zbarvení, a především tvrdosti jejich skořápek (Staříková 2021; Pusztai 2015).

I vyšší kyslíkové odchylky souvisely očividně s masou řas (s nižší průhledností saturace kyslíku klesala), což bude způsobeno jejich úhynem čili tak zvýšenou respirační dýchací dna a možnému vystavení jej rizika nežádoucích kyslíkových deficitů (Janda et al. 1996; Amorim & Moura 2020). Spadané stélky totiž představují přísun potravy pro kolonie bakteriálních rozkladačů propojené s heterotrofními jednobuněčnými eukaryotickými organismy, které pro svou aktivitu potřebují dýchat kyslík či oxidované formy prvků (Damaška a kol. 2022; Čížková & Šantrůčková 2006). Ten i přes svoji tendenci difundovat ze svrchních vrstev do hlubších partií, však svůj nízký stav vyrovnat nedokáže, proces mikrobiální spotřeby je mnohonásobně rychlejší (Černý & Petrušek 2022c). Taktéž nejvýše naměřené hodnoty pH (9) na jaře by mohly nejen podle Koppa a kol (2016) korespondovat s významnou fotosyntetickou činností řas a sinic, leč v tomto období jich nebylo shledáno více, což nám potvrzuje i vysoká průhlednost. Obdobné výsledky zmiňují i další autoři např. Hnátek (2016), a i přesto přisuzují vysoké hodnoty pH především fytoplanktonu. Janda et al. (1996) podotýká, že fotosyntéza není při nižších teplotách příliš zpomalena (u některých sinic ano, viz studie Kushwaha et al. 2017), zato respirace je na ní značně závislá a v tomto období upozaděná. V procesu málo zpomalené fotosyntézy pak dochází k alkalizaci, která už vede k výrazné zásadité reakci vody. Ivanova & Kazantseva (2005) zaregistrovaly ve své rozsáhlé studii celosvětových temperátních jezer, že dlouhodobě neobvykle vysoké stavy pH mohou snížit diverzitu zooplanktonu²¹. Rovnocenné výsledky přináší Hensen (2002) či Goldman et al. (1982) na řasách²², kdežto opačnou situaci popisuje Amorim & Moura (2020) nebo Říhová Ambrožová (2007) pro sinice, jejichž růst obvykle zvýšené pH (spolu s nízkým obsahem CO₂ i dusíku) podporuje – patrně díky specifickým adaptacím při fixaci CO₂ (např. Touloupakis et al. 2015) a skrze jejich snížené predace a parazitace za těchto podmínek (Fang et al. 2018).

Žádná vodní nádrž se nezdá být výrazně ideálnější pro co nejvyšší diverzitu jako celku či faunisticky zajímavých druhů, neboť mají evidentně různé nároky. O téměř všech vodních lokalitách můžeme spolehlivě hovořit jako o biotopech vhodných k ochraně, nejen z hlediska

²⁰ Výjimku představovala tamější poměrně početná pelagiální perloočka *Diaphanosoma orghidani*.

²¹ Declerck et al. (2007) poznamenává, že při vysokém pH (nad 10) např. výrazně klesá populační růst hrotnatek.

²² V nadměrně zásaditých vodách se nejenže mění přítomnost forem CO₂ pro fotosyntézu, což zvýhodňuje taxony, které mohou využívat HCO₃⁻ jako alternativní zdroj anorganického uhlíku, zároveň ochuzení souvisí s jedním z dalších důvodů, kdy dochází ke změnám obsahu a relativního složení aminokyselin v buňkách, což dovede ovlivnit buněčný růst (přinejmenším snížením růstové rychlosti), jak dokládá ve své studii Hensen (2002).

NCV indexu. Největší druhová bohatost planktonu byla nalezena v litorálu velkého jezera a v mokřadu W5. To platí i pro počet „zajímavých“ zástupců. Ostatní stanoviště za nimi nicméně nijak nezaostávala. Patrně je tak důležitá rozmanitost habitatů, která v konečném důsledku podporuje tzv. beta-diverzitu (míra podobnosti druhového složení mezi lokalitami, která klesá v případě jejich vyšších hodnot) těžebních prostor, o které též hovoří nejen [Hazuková \(2016\)](#) (viz studie [Juračky et al. 2019](#) či [Tolonena et al. 2005](#)), která prováděla studii na široké škále životních forem fytoplanktonu napříč nádržemi s různou trofií a rozličnými podmínkami. Lokalita W2 hostila zajímavých druhů sice nejméně, a i přesto u ní shledáváme velkou hodnotu, protože zde byla téměř masově nalézána řasa *Botryococcus terribilis*, která je na našem území velmi vzácná ([Kaštovský et al. 2018](#)). Mezi všemi zajímavými druhy v pískovně převažují takové, co mají na našem území roztroušený výskyt. V limnetické zóně jezera (ale také jezírka) jsme zpozorovali podobně jako např. [Ilyová \(2012\)](#) společenstvo blížící se jednotvárným rybničním ekosystémům, proto zde bylo mnoho zástupců běžných pro eutrofní vody. V nepříliš malém počtu zde byly taktéž nalezeny „zajímaví“ zástupci. O některých z nich víme, že je jejich výskyt na živiny bohatších místech výsledkem jejich ekologické preference²³. S tím se tak nabízí otázka, zda zjevně úživné jezero s mnoha rybami, považovat za biotop vhodný k ochraně²⁴. Výskyt oněch zástupců by mohl být spjat s eutrofními podmínkami způsobenými jinými ionty než fosforu a dusíku. Nasnadě je tedy, zda s rostoucím množstvím ryb a zvyšováním těchto dvou živin v nádrži, nedojde k vymizení zajímavých druhů, a naopak zcela k vyměnění za ty běžné, jak popisuje [Hnátek \(2016\)](#) či [Declerck et al. \(2007\)](#).

Ze statistických analýz rozložení společenstev pleustonních zástupců ploštic a pavouků jsme získali pozitivně korelovaný vztah mezi diverzitou druhů a rozlohou lokality, obzvláště jejich litorálních porostů. Ty jsou právě nejčastějším útočištěm gerromorfních ploštic ([Wachmann et al. 2006](#)) i pleustonních pavouků ([Řezáč & Rothová 2020](#); [Buchar & Růžička 2002](#)). Výjimku tvořila například bruslařka *Aquarius paludum* pravidelně nalézána na hladině pelagické zóny daleko od břehů. Nejpočetněji se vyskytovala výstředně na větším jezeru (W4) s omezeným litorálním porostem. Tato nádrž nebyla kromě zmíněného druhu preferována žádným jiným hladinovým druhem. Rozvinutá emerzní litorální vegetace na lok. W5 mohla být na druhou stranu důvodem rozšíření největšího množství hladinových členovců napříč lokalitami. Ochranařsky významná vodoměrka *H. stagnorum* známá z rašelinišť, ale i rákosin větších vodních nádrží ([Wachmann et al. 2006](#)), byla nalezena pouze na tomto stanovišti. Určitou preferenci ke stanovištím W3 a W5 s bohatými litorály projevoval i kriticky ohrožený *Dolomedes plantarius* a zranitelný *D. fimbriatus*, kteří jsou vázaní na málo úživné mokřady ([Řezáč & Rothová 2020](#); nálezořová databáze arachnology.cz). I nález kriticky ohroženého křiška *Erotettix cyane*, který byl u nás na řadě lokalit pro jeho specifický způsob života na natantních makrofytech zřejmě rozsáhle přehlížen ([Sychra & Malenovský 2015](#); [Vaněk, nepubl. data](#); [Zeman, pers. comm.](#)), dokládá společně s evidovanou přítomností jiných ochranařsky významných zástupců nejen členovců rozsáhlý ekologický potenciál stanoviště W5. Nicméně, z ordinačních diagramů a nízkých hodnot Jaccardova indexu podobnosti společenstev vyplývá, že různé druhy, mnohdy i určitých stupňů ohrožení, preferují často jiné lokality se specifickými vlastnostmi prostředí (pravděpodobně i s těmi, které jsme v naší práci neuvažovali). Výjimku tvořila lok. W4, kde nebyly sledovány žádné stanovištně vyhraněné druhy větších členovců.

²³ Např. malé perloočky rodu *Diaphanosoma* jsou pravděpodobně vázané přímo k určitému množství ryb skrze možné vyloučení jejich kompetitorů – se snižující se obsádkou v nádrži mohou mimo jiné mizet z důvodu nárůstu větších a rybami více konzumovaných zástupců perlooček, s nimiž si hůře konkurují ([Šorf, pers. comm.](#)).

²⁴ Pozorování zde byli též někteří zajímaví zástupci obratlovců ([Krutina & Šnauer, nepubl. data](#)).

Z řádu brouků (Coleoptera) jsme srovnávali dvě čeledi (Carabidae, Staphylinidae), jejichž zástupci mají úzkou vazbu na ripariální biotopy (Hůrka 1996; Smetana 1958). Je patrné, že jsou tyto brouci na březích na úrovni mikrohabitatu limitováni především rostoucí rostlinnou pokryvností na lokalitách pozdější sukcese. Podobné závěry přináší studie Eyre et al. (2001) pracující s materiálem ze skotských říčních teras. Domníváme se, že nízká rostlinná pokryvnost a dostatečné osvětlení jsou důležité především pro vizuálně se orientující dravé členovce. Takové prostředí může zhoršovat vizuální podmínky na stanovišti, což je pro dravé, opticky se orientující pobřežní brouky (i další dravý hmyz) pravděpodobně limitujícím faktorem. Zvětšené oči a diurnální aktivitu tudíž pozorujeme u ripikolních zástupců pravidelně i u zcela nepříbuzných skupin včetně ripikolních ploštic čeledi *Saldidae* (Betz et al. 2018; Schatz 2007; Hůrka 1996; Wachmann et al. 2006), které v našich analýzách vykazují podobné korelace jako břehoví střevlíci a drabčící. Větší množství vegetace způsobuje členění terénu ve vertikálním směru (tzn. znepréhlednění území), což může mít na typicky stenotopní ripariální společenstva zcela bezprostřední negativní dopad. Na lokalitách o vyšším rostlinném pokryvu jsme nacházeli zpravidla generalistické druhy, které často nejsou na břehové biotopy nijak vázané, obvykle bez jakýchkoli statutů regionálního ohrožení. Výjimku představoval například vzácný drabčík *Tachyporus formosus* (EN) ze stanoviště W3rip s bohatým litorálním porostem. *T. formosus* však nepředstavuje typicky ripikolní druh, je znám především z bažinných a mokřadních biotopů (Vorst 2011). Ochrannářskou hodnotu společenstva negativně ovlivňovala i zvyšující se svažitost břehu. Na větším svahu se rychleji vytrácí environmentální vlivy vodní nádrže (nasvědčuje tomu přítomnost suchomilných rostlin v těsné blízkosti břehové linie) a důsledkem toho můžeme na břehu potkat i prvky lesní či otevřených xerothermních biotopů (Obr. 38). Příliš sklonitý břeh navíc také pravděpodobně znemožňuje broukům snadný pohyb na povrchu. Kombinace relativně nízké svažitosti a vegetační pokryvnosti lokalit W2rip a W5rip tak může být důvodem, proč tyto dvě stanoviště hostily nejvíce druhů. Autekologické preference jednotlivých druhů stenotopických ripikolních druhů se i přes obecné trendy ve společenstvu mohou podstatně lišit. Bates et al. (2007) zkoumali výskyt několika střevlíků při různých stanovištích v úseku řeky Severn. Vyšlo jim, že druhy preferovali různou míru disturbancí a rostlinného pokryvu, zejména byla pak jejich zonalita ovlivněna rozdílnou dostupností vodní plochy na lokalitách. Andersen (1970) popisuje, jak se společenstva druhů rodu *Bembidion* (s. l.) liší v závislosti na různé zrnitosti substrátu. Jednotlivé druhy jsou vázané k určitým zrnitostním frakcím a svá stanoviště opouštějí jen v době nepříznivých okolních vlivů prostředí. Výsledky naší práce ukazují, že někteří (obvykle ochrannářsky významní) zástupci břehových brouků byli ve šterkopiskovně specifičtí pouze pro jednu ze zkoumaných lokalit, a to i ve světle skutečnosti, že ripikolní formy se obvykle vyznačují velmi rozvinutou migrační schopností (Nolte 2019), a přesun mezi jednotlivými břehy by pro ně tak nepředstavoval obtíž. Velmi rozdílné preference i blízkce příbuzných zástupců břehových střevlíků jsou pravděpodobně důsledkem velké laterární ekosystémové heterogenity, kterou můžeme při říčních tocích pozorovat (Bates et al. 2007).

Na břehových stanovištích jsme kromě brouků zkoumali i biocenózu pavouků. Pouze malé množství z odchycených druhů můžeme považovat za striktně ripikolní, najdeme mezi nimi především druhy vlhkomilné s různými preferencemi k sukcesním stádiím (Buchar & Růžička 2002). Typicky břehovým zástupcem je například zranitelný slíďák *Arctosa leopardus*. Navzdory tomu, že byla společenstva ostatních zástupců významných pavouků rostoucím rostlinným pokryvem spíše potlačována, *A. leopardus* se vyskytoval běžně na místech s rozvinutější vegetací. To se odvíjí především z životní historie druhu – namísto hloubení nor, které k úkrytu využívají ostatní zástupci rodu, vyhledává úkryty mezi vegetací, kde si staví trubicový pavučinový úkryt (Machač 2011). Ke stanovištím o vyšší pokryvnosti se vztahoval například ještě vlhkomilný slíďák *Xerolycosa miniata* a generalistické druhy. Z dostupné

literatury shodně s našimi závěry vyplývá, že pro přítomnost ochránářsky významných zástupců stenotopicky ripikolních pavouků je zcela zásadní především právě absence vegetace na březích (Wessels & Sundermann 2022; Al Hussein 2002). Oproti tomu araneoidní pavouci lovící za pomoci lapacích sítí (*Araneidae*, *Theridiidae*) jsou pochopitelně na přítomnosti litorálních porostů existenčně závislí, neboť jim slouží jako opora pro konstrukci pavučiny (Obr. 37).

Výskyt aeronautických druhů na lokalitách mladé sukcese si můžeme vysvětlit jako adaptaci kompetičně méně silných druhů k efektivnímu využívání volných nik na nově vzniklém stanovišti. Časté přirozené disturbance na takových biotopech mohou vést k místnímu vymizení populace druhu, který je v případě dobrých migračních schopností připravený rychle reagovat opuštěním dané lokality (Nolte 2019; Walker & Moral 2003). Pozoruhodné je v tomto ohledu široké spektrum biotopů obývaných invazivní aeronautickou pavučenkou *Mermessus trilobatus* – byla nalezena na všech studovaných lokalitách v pískovně. De Smedt & Van Keer (2022) upozorňují, že se tento původem severoamerický druh projevuje výraznou ekologickou flexibilitou, jež pravděpodobně předurčuje jejímu rychlému šíření v celé Evropě. Na rozdíl od jiných invazivních zástupců pavouků (např. *Ostearius melanopygius*) se *M. trilobatus* běžně uchycuje i v klimaxových ekosystémech. Mimo rostlinného pokryvu formuje společenstva výrazně též sklon břehu (viz výše).

Těžebny písku s přítomností vodních nádrží mají v dnešní době rozsáhlých úprav říčních koryt a nedostatku neregulovaných toků velký ochránářský význam pro ripikolní druhy šterkopískových teras, které patří mezi jedny z nejohroženějších skupin živočichů nejen v rámci ČR. Například Paetzold et al. (2008) a Kleinwächter et al. (2003) zkoumali vliv regulací a úprav toků (zarovnání, zpevňování koryta, změna průtoku, přehrazení) na společenstva břehových členovců se závěrem, že je homogenizace říčního koryta ovlivňuje výrazně negativně. Děje se tak jak omezením plochy využitelných říčních sedimentů, tak i vyšší frekvencí a intenzitou záplav. Na ekologický potenciál ripariálních stanovišť ve šterkopískovnách je tedy třeba brát náležitý zřetel a snažit se managementovými zásahy pokrýt stanovištní nároky co možná největšího množství ripikolních druhů.

Střevlíci suchozemských lokalit mají signifikantní pozitivní korelaci se zvyšujícím se poměrem zrnitostní frakce $> 1 \text{ mm}$ ku $< 1 \text{ mm}$. Preference různých druhů střevlíků k rozdílné zrnitosti substrátu je známá a u velkého množství druhů i prozkoumaná (Andersen 1970; Hürka 1996). Vysokou zrnitost s většinovým obsahem frakce nad 32 mm jsme pozorovali především na lok. T5, kde byla zároveň největší diverzita střevlíků. Tím, že se na stanovišti vyskytovaly i původně ripikolní druhy, které mají podle dostupné literatury afinitu k různým zrnitostním frakcím, vyvozujeme, že důvod zvýšené diverzity druhů (nejen střevlíků) musíme hledat jinde. Může jím být například velmi nízký procentuální rostlinný pokryv na lokalitě (21 %) – výrazná negativní korelace zejména ekologicky vyhraněných druhů s rostlinným pokryvem a sukcesním stádiem patrná byla (Obr. 59). Tento záporný vliv na ekologickou hodnotu společenstev střevlíků podporují i další studie, které sledovaly vliv sukcese na zoobiocenózy (např. Řehouňková 2017). Z pozorování na lok. T5 vyplývá, že přítomnost původně vlhkomilných druhů hmyzu dokonce nemusí být za příznivých podmínek limitována bezprostřední blízkostí vody či vlhkostí substrátu (vlhkost substrátu na lok. T5 byla 3 %). To je zřejmé i z výskytu přirozeně břehových druhů jako *Cicindela arenaria*, *Chlaenius vestitus*, na relativně suchých stanovištích T2, T4, kde se fauna hygrofilů mísí s xerotermofilními prvky písčín (*Harpalus flavescens*, *Lionychus quadrillum*, *Metallina lampros*, *Anthicus flavipes* z čeledi *Anthicidae*). Negativní význam postupující sukcese pro diverzitu významnějších zástupců lze vidět i ve skutečnosti, že lokality se sukcesí pokročilejší (T3, T1) obývalo ekologicky vyhraněných prvků dosti málo.

Do jisté míry paradoxní situaci vidíme v rozložení společenstev suchozemských pavouků. Ačkoli celkovou diverzitu ovlivňovaly faktory související s postupující sukcesí (vlhkost, sukcesní stádium, rostlinná pokryvnost) často výrazně pozitivně, ekologicky vyhraněné formy s těmito parametry korelovaly negativně (Obr. 59). Podobné výsledky přináší i studie Řehounek *et al.* (2007). Řehounek (pers. comm.) si tento fenomén vysvětluje tím, že většina běžných obvykle araneoidních síťových druhů vyžaduje pozdější sukcesní stadia především v souvislosti s prostorovými potřebami pro stavbu pavučin (ke stavbě sítí potřebují dostatečný vegetační pokryv). Entling *et al.* (2007) uvádí, že za nejpodstatnější faktor ovlivňující strukturu společenstev pavouků vystupuje především vlhkost. Autoři apelují na ekologický význam biotopů s extrémními hodnotami tohoto parametru. Zvláštní ochranářský význam mají podle studie předně stanoviště s řídkou vegetací. Právě specializované druhy vegetací prostých stanovišť vyhledávají těžebny štěrkopísku jako náhradní biotopy nejčastěji (Heneberg & Řezáč 2014). Na lokalitě T5 o iniciačním sukcesním stádiu jsme tak našli i druhy relativně vysokých statutů ohrožení (*Attulus distinguendus*, *Callilepis nocturna*, *Metopobactrus prominulus* atd.). Podobnou strukturu společenstva měla také stanoviště T2 a T4. Zatímco monokulturní bor T3 hostil sice nejvíce druhů celkově, avšak pouze nepatrné množství z nich vykazuje v jisté míře úzkou ekologickou valenci. Takové prvky (např. *Simitidion simile*) se zde vyskytovaly následně výhradně v prosvětlenějších částech výzkumné plochy a měly takřka vždy afinitu spíše k jiným zkoumaným lokalitám.

Sukcesní vývoj společenstev herbivorního hmyzu je závislý na obnově vegetace na stanovišti. Postupná směna rostlinných druhů a jejich přímých vlivů na lokalitu (zvyšování vlhkosti, zastínění, prostorové fragmentace) vede k transformaci hmyzích biocenóz a *trade off* životních strategií zde se vyskytujících druhů hmyzu (různě rozvinutá schopnost migrace, reprodukční potenciál, způsob zimování; Brown 1985). Ta vede v pozdních fázích ke snížení rostlinné diverzity a dominanci pouze relativně malého množství vytrvalých forem a rostlinných generalistů (Řehounek & Prach 2008), čímž se zároveň snižuje potravní nabídka specializovaným herbivorům. Podobně chudá bývají i společenstva iniciační, postrádající veškerou vegetaci, kde se fytofágní hmyz uchycuje až s kolonizací prvních rostlin (Walker & Moral 2003). Pestrá diverzita ruderalních bylin i listnatých stromů v blízkosti raně sukcesního stanoviště T5 je tudíž důvodem výskytu největšího množství druhů fytofágních polokřídlých (24) ze všech zkoumaných suchozemských lokalit. Množství potenciálně živných rostlin vedlo k vyšší diverzně ploštic i na břehu nádrže W3 (břeh W3rip). Zde jsme zjistili přítomnost 11 druhů ploštic (9 fytofágů). Na břehu W2rip o rané sukcesní fázi bylo chyceno již jen 8 druhů (pouze 5 fytofágů), nejméně druhů ploštic potom při břehu W4rip. Vysoká abundance tamějších sítin a nízké početní stavy jiných rostlin vedla k zastínění břehu a poskytovala velmi málo pestrou potravní nabídku. Díky tomu se zde vyskytovali pouze sítinový oligofágní (*Cymus melanocephalus*) a ripikolní generalisté (*Saldula sanatoria*). Zjištěnou negativní korelaci vlhkosti a množství druhů ve společenstvech herbivorů vysvětlujeme tím, že s rostoucí rostlinnou biomasou v průběhu sukcese se nejen snižuje množství rostlinných druhů, ale roste mimo jiné právě i měřené množství vody v substrátu lokality (na vlhčích stanovištích T1, T3 pozorujeme poměrně nízkou vegetační pestrost). Například společenstva kříšů jsou mezi lokalitami tedy rozložena především v souvislosti s výskytem jejich živných rostlin, a proto se v Pearsonově korelační matici neukázalo u kříšů příliš významných korelací s ostatními měnicemi se abiotickými parametry, které již nejsou na průběhu sukcese přímo závislé. Dále lze inklinaci kříšů k sušším místům vysvětlit tak, že se na takových lokalitách (zejména T2, T4, T5) vyskytovaly rostlinné druhy hostící více zástupců (*Calamagrostis epigejos*, *Populus alba*, *Salix* spp. *Trifolium* spp.). Z chycených kříšů jsou k těmto rostlinám vázané například druhy *Anaceratagallia ribauti*, *Aphrodes bicinctus*, *Athysanus argentarius*, *Balclutha punctata*, *Errastunus ocellaris*, *Macropsis marginata*, *Macropsis notata*, *Megophthalmus scanicus*,

Neophilaenus lineatus, *Pentastiridius leporinus*, *Stenocranus major*, *Laodelphax striatellus*. (viz Nickel 2003).

Penetrabilita, zdá se, výrazně neovlivňovala společenstva žádné zkoumané skupiny. Její hodnoty mají význam zejména pro norující organismy, například pro samotářské včely nebo norující pavouky (Heneberg 2010). Vzhledem k tomu, že žádné takové druhy nebyly součástí statistických analýz naší práce a na lokalitách v pískovně se nevyskytovaly nebo byl jejich výskyt pouze sporadický, nejeví se penetrabilita ve výsledcích jako určující faktor ovlivňující rozložení společenstev zkoumaných větších členovců. Taková interpretace je však nepochybně zavádějící. Relativně vysoké hodnoty penetračního odporu na všech studovaných suchozemských lokalitách (mj. břehových) mohou být důvodem, proč jsme i na stanovištích o nízké rostlinné pokryvnosti nezaznamenali některé ohrožené druhy norujících a semifosoriálních ripikolních či psamofilních druhů, které najdeme na jiných pískovnách v povodí Lužnice relativně často. Důvodem nízké penetrability mohou být omezené pohyby těžké techniky na plánské šterkopískovně s ukončenou těžbou, a tudíž i nízká frekvence disturbancí, které v těžebnách ovlivňují biotu pozitivně a zvyšují ochranný potenciál lokalit (Řehouňková et al. 2016).

Z hlediska stanovištních preferencí na základě charakteristik substrátu je nejvíce studovaný pravděpodobně norující blanokřídlý hmyz (Srba et al. 2012). V naší studii blanokřídle v rámci statistické analýzy nezpracováváme kvůli malému množství vzorků z lokalit. Pro kvantitativní sběry vhodné k vzájemnému porovnání nebyly v původní metodice (Vácha & Zeman 2018) použity standardní barevné misky, nýbrž pouze sběr do zemních pastí a entomologickými sítkami po standardizovanou dobu. Tyto metody byly v naší práci efektivní pouze na lokalitách s nižší vegetací, na ostatních stanovištích bylo obtížné manipulovat se sítkou a norující hmyz se zde vyskytoval dosti vzácně. I když je patrný významný pokles diverzity blanokřídlych na zkoumaných územích (mj. na T3 a T4), nemůžeme tuto změnu s jistotou vztahovat pouze k sukcesnímu vývoji. Ideální je pro sběr blanokřídlych zvolit metodu barevných misek kombinovanou se sběrem sítkou (Roulston et al. 2007). Seznam odchycených druhů blanokřídlych je uveden v příloze.

Srovnáním výsledků s průzkumy jiných jihočeských pískoven zjišťujeme, že bychom ve šterkopískovně v Plané nad Lužnicí mohli čekat i další ohrožené členovce vázané k písčinám, břehům a mokřadním biotopům, především vzhledem k její blízkosti ke známým lokalitám těchto druhů. S přihlédnutím ke značně hydrickému charakteru plánské pískovny se nejeví příliš zvláště fakt, že jsme nezaevidovali řadu druhů běžně nalézaných na jiných postindustriálních suchým způsobem těžby (viz Machač 2015; Heneberg & Řezáč 2014; Heneberg et al. 2016). Nepotvrdili jsem nicméně ani výskyt řady prvků typických pro biotopy exponovaných říčních sedimentů nebo oligotrofních tůní pískoven se značnou frekvencí disturbancí (Řehouňková et al. 2012). Tuto skutečnost si vysvětlujeme tím, že na plánské těžebně s ukončeným těžebním provozem již nedochází k narušování území v té míře, aby iniciální ekosystémy (nyní zde vznikající pouze lokálně) tvořily komplexy s dostatečnou integritou nutnou pro uchycení některých ohrožených druhů s vyššími nároky na kvalitu prostředí. Výskyt těchto forem se u nás soustředí zvláště do větších těžeben s rozsáhlejšími břehy (např. viz [nálezořová databáze ČAS](#), [arachnology.com](#)). Nutné je však poznamenat, že se lokalita šterkopískovny v Plané nad Lužnicí stala pro hojnost živinami chudších mokřadních biotopů útočištěm řady zástupců, jejichž výskyt je i v rámci postindustriálních stanovišť na našem území unikátní (Vácha & Zeman 2019). Aplikací mechanických disturbancí v částech námi studované lokality bychom mohli plně využít ekologických ambicí těžebny, které jsou nesporné (Tropek & Prach 2012).

Je dále patrné, že se výrazně v počtu a složení zaznamenaných druhů liší i závěry naší práce (evidujeme 194 druhů brouků, 122 druhů pavouků, 66 druhů ploštic, 27 druhů kříšů) a výzkumu provedeného před 4 lety (108 druhů brouků, 79 druhů pavouků, 42 druhů ploštic, 33 druhů kříšů; [Vácha & Zeman 2018](#)). Takové rozdíly mohou být jak důsledkem vývoje lokalit, zaměřením obou týmů na průzkum rozdílných biotopů, tak i volby jiných metodologických postupů při sběru organismů pro faunistickou část projektu. Stejnou metodikou jako původní studie jsme však prováděli sběr dat na lokalitách sloužících pro přímé vyhodnocení vlivu sukcese na biocenózy. Srovnáním našich výsledků s prací [Váchy a Zemana \(2018\)](#) zjišťujeme, že společenstva specializovaných druhů jsou na lokalitách negativně ovlivňována v souvislosti se zvyšující se pokryvností i v čase. Autoři studie kupříkladu uvádí velké množství druhů preferujících vlhké a otevřené biotopy na stanovišti T1 (až 6 druhů), zatímco my zaznamenáváme výrazně nižší množství těchto specialistů (2), a to i přes skutečnost, že se na jiných lokalitách v pískovně ostatní Váchou a Zemanem zmiňované druhy v minulém roce hojně vyskytovaly. Je patrné, že za dobu 4 let se z proměnných na lokalitě zvýšila především rostlinná pokryvnost (z 51 % na 87 %). Velmi podobnou situaci vidíme i v monokulturním boru T3. Již v roce 2018 zde byly evidovány zejména generalistické druhy, náš výzkum však ukazuje, že 5 let stará borová monokultura nehostí prakticky žádné specializované druhy střevlíků, a kromě generalistů zde nalezneme převážně druhy lesních ekosystémů. I na stanovištích T2 a T4, na kterých autoři uvádějí takřka výhradně psammofily, je patrný negativní vliv postupující sukcese (na T2 se postup sukcese projevuje především expanzí třtiny křovištní a akátů, lok. T4 výrazně zarůstá náletem borovic) a celkový úbytek zaznamenaných druhů.

Z výsledků studie [Vácha a Zeman \(2018\)](#) také vyčteme, že společenstva pavouků na studovaných lokalitách byla před 4 lety dosti podobná. Podobně jako my, i autoři starší studie zaznamenali množství psammofilních druhů při lokalitách T2 a T4, a též konkrétní druhové složení na těchto stanovištích uvádějí relativně podobné. Taktéž lokalita T1 hostí poměrně shodná společenstva včetně specializovaných druhů vlhkých stanovišť. Jistou změnu lze vyzpozorovat na lokalitě T3. Autoři zde v jejich práci popisují poměrně široké druhové spektrum pavouků s různými ekologickými preferencemi – nevyjímaje druhy vyšších statutů ohrožení (např. *Centromerus incilium*). Byť jsme na tomto stanovišti v roce 2022 zaevidovali poměrně velkou diverzitu (34 druhů), pouze omezené množství z nich můžeme vnímat coby ekologicky vyhraněné prvky (3). Rozvoj monokulturního boru má tedy i na společenstva pavouků negativní vliv.

6.2 Metodologické poznámky

Nelze opomenout, že vytypované nádrže budou v sobě skrývat mnohem více organismů, včetně dalších vzácných, avšak průzkum celého společenstva, tím miníme organismy bentosu, intersticiálu a společenstev nárostových, nádržek a nádrží, by byl jistě poutavý, nicméně příliš náročný na proveditelnost v této práci. Rádi bychom uvedli také na pravou míru, že některé taxony vypsané v seznamu nalezených zástupců planktonu nejsou pravými planktony (tzv. euplankton), nýbrž organismy žijícími běžně v bentosu, z něž jsou vlivem turbulence vody vynášeny do planktonu, či v planktonu tráví jenom část svého života. Četné nálezy patřily rovněž zástupcům spadajících mezi hybridní litorální fyto-bentos, tzv. metafyton – shluky vláknitých a cenobiálních zelených řas i s jejich nárosty žijícími mezi makrofyty ([Pusztai 2015](#)).

Vzhledem k vcelku vysokému počtu nalezených druhů krásivek, z nichž většina nepatří mezi euplankton, doporučujeme do budoucna detailnější průzkum všech nízkých zón v nádržích, které jsme zmínili výše. Bylo by tak možné vyhodnotit zcela nezkrácený NCV index, který by ještě lépe (přesněji) poskytl ochranářskou hodnotu, respektive nenahraditelnost a zároveň

stabilitu jednotlivých lokalit. Dle Šťastného (pers. comm.) by mohlo být též zajímavé rozšířit tento konzervační index sestavený od Coesela (2001) o přepracovanou citlivější metodiku Mariena van Westena.

V neposlední řadě poznamenejme, že k získání kompletního složení druhů planktonu v průběhu letošní sezóny by bylo zapotřebí provádět sběr i na podzim a v pozdějším období, aby bylo podchyceno celé společenstvo, které se v průběhu sezóny značně vyvíjí a obměňuje. Z důvodu vysokého předpokladu náhody nálezů nepříliš abundantních zástupců a jejich časté nepravidelnosti, která pravděpodobně nesouvisela se sezónní dynamikou těchto druhů (taxonů), nebyly vytvářeny ani žádné grafy sezonality jednotlivých skupin, o kterých podrobně pojednává nejen Sommer et al. (2012). Dále, že distribuční data u druhů (taxonů) planktonu, jež jsme si vyčlenili jako „zajímavější“ na základě výše zmíněných kritérií v metodice, mohou být ve skutečnosti částečně podhodnocená. Takoví zástupci mohou být při běžně prováděných metodách odběrů přehlíženi, a tudíž mylně považováni za řídkěji se vyskytující. Příkladem jsou poněkud podhodnocená výskytová data u zelených krásnooček (Euglenophyta), jelikož existuje stále mnoho mezer v jejich poznání (Kubín, pers. comm.).

7 NÁVRHY NA REKULTIVACI

Jak je patrné z výsledků, do vytvořených vodních těles není vhodné vysazovat ryby. Výjimkou by bylo nasazení predátora v optimálním poměru ku nežádoucím býložravým či všežravým rybám (např. Peterka a kol. 2022). V našich vodárenských nádržích je teoretickým cílem dosažení vyvážené rybí obsádky s optimálním hmotnostním poměrem dravých a nedravých druhů ryb 1:3–7 (Spurný et al. 2015). Praxe ale ukazuje, že využití dravců může být komplikované na nádržích o rozloze několika desítek hektarů a více (Adámek et al. 2010). Maximální množství ryb by se mělo držet sezónní hranice 350 kg.ha⁻¹ průměrné biomasy (dle Pechy 2021). Nicméně nižší sádky by byly vhodnější, Adámek et al. (2010) uvádí, že podmínkou pro *Top-down* (stručně tzv. stabilní stav) je prahová hodnota 100 kg.ha⁻¹. Tato opatření by tak ve výsledku měla cílit na podporu rozvoje velkého zooplanktonu, bentosu a litorální fauny. S tím by mělo dojít ke zvýšení žádoucí průhlednosti vody, která pozitivně koreluje s biodiverzitou. Voda s vyšší průhledností nejenže podpoří růst ponořených rostlin, které jsou životním prostředím pro mnoho druhů vodních bezobratlých, ale také přitahuje široké spektrum organismů, včetně obratlovců, jako jsou obojživelníci a ptáci (Pecha 2021; Kolář a kol. 2022; Tolonen et al. 2005). Koneckonců i z hlediska estetického vlivu je takový stav velmi žádaný. Znamená to tedy, že pokud nádrž pokrývá ponořená vegetace, kde se může skrývat velký zooplankton, dokáže být množství rozptýleného chlorofylu (fytoplanktonu) ve sloupci vůči celkovému fosforu jako klíčového prvku nižší i v případě stálého dostatku živin (dle Delawské 2013). Poněvadž se žádná vodní nádrž nezdá být výrazně ideálnější pro výskyt planktonů, navrhuje vytváření právě takové mozaiky tůní, mokřadů a jezírek, jako je tomu v naší pískovně (viz Příloha č. 1 – virtuální prohlídka). Cílem toho je tak nabídnout široké spektrum míry různých faktorů podmínek v nádržích. Tedy:

- tůně s menší i větší hloubkou (kvůli zájmu i jiných skupin než planktonu do hloubky 1,5 až 2 m – vhodné je členité dno utvářející různé gradienty hloubky)
- nechat vodní plochy obrůst litorálními a jinými makrofity (ne, ale aby plocha zcela zarostla!)
- v případě, že jedinou vodní lokalitou v pískovně je jezero, pak shledáváme jako možné řešení vytvoření různě hlubokých tůní s různě členěným profilem dna na březích jezera
- kontinuálně obnovovat tůně (ideálně pomocí těžké techniky) za účelem vytvoření gradientu tůní různého stádia sukcese

U velkých jezer s příliš strmými břehy (ty vznikají jedním ze způsobů těžby písku vyhlubováním jámy směrem do stran), bychom měli vytvořit břehové zóny do pozvolnějšího sklonu (ideálně do $< 5^\circ$) a utvořit tak rozsáhlou břehovou zónu a mělkovodí. Nutné je počítat, že výrazné snížení sklonu se projeví ve značné vzdálenosti od původního břehu. Ideální by bylo některé části mělkovodí zavést a utvořit tak různé tůně. Ohledně charakteru takových tůní se držíme 1. bodu. Nádrže by měly mít různě členité břehy s nepříliš velkou strmostí a přibřezím – tato část by měla mít běžnou hloubkou do 60 cm.

Na suchozemských lokalitách doporučujeme zejména udržovat pravidelnost antropogenních disturbancí, které prokazatelně na lokalitě zvyšují diverzitu ohrožených druhů (Řehouňková et al. 2012). Ideální frekvence takových zásahů by byla jednou za tři roky. Tímto způsobem je vhodné pečovat jak o plochy jemnozrnného písku, tak hrubého štěrku, neboť na površích různé zrnitosti se vyskytuje i jiná druhová skladba. Kromě bezobratlých můžeme takto udržovat jak společenstva ohrožených jednoletých rostlin, tak i obratlovců. Pro budoucí péči o pískovnu doporučujeme:

- pravidelně odstraňovat nálety pionýrských a invazních druhů rostlin (borovice, třtina, akát, křídlatka)
- disturbance biotopů těžkou technikou či ručním nářadím zejména na vlhkých lokalitách
- obnovování stěny pro břehule, která nyní neslouží svému účelu (aktuální stěna je poškozena erozí a z části zarůstá nálety) podle jejího aktuálního stavu, je zásadní udržovat její kolmost nulový rostlinný pokryv
- zapojení lokálních obyvatel do managementu pískovny

V rámci ochrany ohrožených druhů ptáků apelujeme na zvýšenou pozornost při manipulaci s materiálem v období hnízdění zejména na přibřežních lokalitách, kde by mohlo neopatrností snadno dojít k nechtěnému zabití nevyhláhlých ptáků (viz Krutina & Šnauer 2022).

8 ZÁVĚR

Jako důležité environmentálními parametry pozitivně ovlivňující diverzitu nejen faunisticky významných druhů se jeví přítomnost litorálního porostu a vodních makrofyt. Nekontrolovaná rybí obsádka nevyváženého druhového složení (vysoká abundance planktivorních a insektivorních ryb) hraje v poměrně izolovaném prostředí vodních nádrží pískoven klíčovou roli a negativně se odráží na struktuře biocenóz. Důsledkem je ztráta ochrannářského potenciálu mokřadních lokalit, který je obzvláště v rámci pískoven značný (viz výsledky této studie). Společně s dalšími faktory prostředí (např. hloubkou) působí býložravé ryby z pozice ekosystémových inženýrů nejen na samotná společenstva studovaných taxonů, ale zároveň zjevně formují celý biotický charakter lokalit (úbytek makrofyt a litorální vegetace). Ve světle takových zjištění doporučujeme se v praxi vyvarovat vysazování ryb na mokřadních lokalitách ve štěrkopískovných určených k ekologické ochraně. V případě náhodného zavlečení ryb je velmi žádoucí jejich celkovou biomasu držet pod definovanou sezónní hranicí (Pecha 2021) a usilovat o vyvážené druhové složení (neopomínat složku rybích predátorů). Pro snadnější management vodních lokalit se zdá vhodnější vytvářet menší, vzájemně izolované tůně.

Druhové složení studovaných taxonů napříč vodními lokalitami se dle hodnot Jaccardových indexů relativně výrazně lišilo a na všech bylo objeveno množství faunisticky významných druhů. Vidíme tedy značně rozdílné autekologické preference jednotlivých studovaných druhů,

proto by měl být při ochranných aktivitách ve šterkopískovných kladen cílený apel na udržení heterogenity vodního prostředí zprostředkovaný například tvorbou dostatečně odlišných tůní a mokřadů různých sukcesních stádií.

Ekologický potenciál suchozemských lokalit klesá ve směru postupující sukcese. Při stanovištích o inicianích stádiích zaznamenáváme výrazně více druhů zařazených v červených seznamech či jinak ochranně významných než na stanovištích o stádiích pozdějších. Nestejně se vyvíjí celková diverzita členovců na lokalitách – stenoekní druhy holých písčín a obnažených substrátů jsou později nahrazeny generalisty, jejichž celkový počet druhů může být vyšší. Jedná se však zejména o druhy s nejnižšími statuty ochrany, pro jejichž přežití není nastavení vhodného managementu klíčové. Při ekologických posudcích raně sukcesních stanovišť je tak důležité posuzovat spíše než obecnou diverzitu druhů zejména význam jednotlivých taxonů.

Velmi nevhodnou formou rekultivace šterkopískoven shledáváme na základě našich výsledků výsadbu borové monokultury. Ve srovnání s dalšími studovanými lokalitami se na vytyčené výzkumné ploše v borové plantáži vyskytovalo výrazně méně druhů zařazených na červené seznamy ohrožených druhů a celé společenstvo bylo typické pro běžný kulturní, hospodářsky využívaný les. Ojedinelé nálezy vzácnějších taxonů byly na tomto místě vztaheny k roztroušeným světlinám v jinak hustém porostu borovic.

9 SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- Adámek, M., Hadincová, V., & Wild, J. (2016): *Long-term effect of wildfires on temperate Pinus sylvestris forests: Vegetation dynamics and ecosystem resilience*. Forest Ecology and Management 380: 285–295. Dostupné z: doi:10.1016/j.foreco.2016.08.051
- Adámek, Z., Helešic, J., Maršálek, B. a Rulík, M. (2010): *Aplikovaná hydrobiologie*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, České Budějovice.
- Aiken, R. B., & Roughley, R. E. (1985): *An effective trapping and marking method for aquatic beetles*. Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia, 5-7.
- Al Hussein, I. A. (2002): *Occurrence and Habitat Selection of Arctosa cinerea (Fabr., 1777) (Araneae, Lycosidae) in Exhausted Opencast Brown Coal Mining Areas in Central Germany*. Archives of Nature Conservation & Landscape Research 41(3–4): 131–139. Dostupné z: doi: <https://doi.org/10.1080/0003930022000043428>
- Amorim, C. A.m, Moura, N. A. (2020): *Ecological impacts of freshwater algal blooms on water quality, plankton biodiversity, structure, and ecosystem functioning*. Science of the Total Environment. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143605>
- Amoros C. (1984): *Crustacés Cladocères. V: Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises*. Publications de la Société Linnéenne de Lyon, Lyon.
- Andersen, J. (1970): *Habitat choice and life history of Bembidiini (Col., Carabidae) on river banks in central and northern Norway*. Norsk Entomologisk Tidsskrift 17: 17–65.
- Antoš, P., Antošová, B., Koutník, P., Ryšánek, P., Čmelík, J., Hájková, P., Pacina, J., Brůna, V. (2015): *Vápence a písky Čech, Moravy a Slezska*. Univerzita J. E. Purkyně, Fakulta životního prostředí, Ústí nad Labem.
- Ashmole, N. P., Oromi, P., Ashmole, M. J., & Martín, J. L. (1992): *Primary faunal succession in volcanic terrain: lava and cave studies on the Canary Islands*. Biological journal of the Linnean Society 46(1-2): 207–234. Dostupné z: doi: 10.1111/j.1095-8312.1992.tb00861.x
- Babica, P., Maršálek, B. Bláha, L., Drábková, M. (2004): *Toxiny sinic – zbraň proti konkurenci?* Živa 4: 150-152.
- Banks, T. B., Kincaid, R. M., & Boersma, K. S. (2018): *Temperature and dissolved oxygen determine submersion time in aquatic beetle Peltodytes callosus (Coleoptera: Haliplidae)*. Journal of Insect Behavior 31: 427–435. Dostupné z: doi: 10.1007/s10905-018-9689-6
- Bartoš, E. (1959): *Fauna ČSR. Vírníci – Rotatoria*. ČSAV, Praha.
- Bartošová, M. (2014): *Vodní bezobratlí postindustriálních stanovišť-výsypky Sokolovské uhelné pánve*. Disertační práce, Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta.
- Bates, A. J., Sadler, J. P., Perry, J. N., & Fowles, A. P. (2007): *The microspatial distribution of beetles (Coleoptera) on exposed riverine sediments (ERS)*. European Journal of Entomology:104(3): 479–487. Dostupné z: doi: 10.14411/eje.2007.068
- Baxa, M. (2018): *Struktura a formování planktonních společenstev v silně ovlivněných vodních ekosystémech – rybnících, ve vztahu k rybářskému hospodaření*. Disertační práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.

- Beděrková, I., Benedová, Z., Pechar, L. (2016): *Kyslíkové deficity – projev nestability rybníčního ekosystému?* Sborník příspěvků odborné konference na České zemědělské univerzitě v Praze. Praha.
- Bellinger, E. G., Sigeo, D. C. (2010): *Freshwater Algae: Identification and Use as Bioindicators [first edition]*. John Wiley & Sons Ltd., West Sussex.
- Beran, L. (2002): *Vodní měkkýši České republiky*. Sborník Přírodovědeckého klubu v Uherském Hradišti. Supplementum 10: 258 s.
- Betz, O., Irmeler, U., & Klimaszewski, J. (Eds.). (2018): *Biology of Rove Beetles (Staphylinidae)*. Springer. Dostupné z: doi: 10.1007/978-3-319-70257-5
- Bezányiová, K., Čepička, I., Černý, J., Damaška, F. A., Havlíčková, E., Hradečný, J., Konvičková, Z., Nunvář, J., Schimerová, T., Toman, J., Vítek, R., Zeman, Š. (2022): *Život není fér! aneb jak se organismy vyrovnávají s abiotickým zlem prostředí*. Biologická olympiáda 2022-2023, 57. ročník: přípravný text pro kategorie A, B. Praha.
- Bezděk, J., & Mlejnek, R. (2016): *Coleoptera: Megalopodidae, Orsodacnidae, Chrysomelidae: Donaciinae, Criocerinae*. Folia Heyrovskyana-Serie B, (27), 1-63.
- Biedermann, R., & Niedringhaus, R. (2009): *The plant-and leafhoppers of Germany: identification key to all species*. Wabv Fründ.
- Błędzki L. A. & Rybak J. I. (2016): *Freshwater crustacean zooplankton of Europe. Cladocera & Copepoda (Calanoida, Cyclopoida). Key to species identification*. Springer International, Switzerland.
- Blum, W. E., de Baerdemaeker, J., Finkl, C. W., Horn, R., Pachepsky, Y., Shein, E. V., Konstankiewicz, K., Grundas, S. (2011): *Encyclopedia of agrophysics*. Springer Science & Business Media.
- Bogusch, P., Straka, J. (2012): *Žahadloví blanokřídlí*. In: Tropek, R., Řehounek, J. (eds.): *Bezobratlí postindustriálních stanovišť: Význam, ochrana a management*. Calla. České Budějovice.
- Boukal, D. S., Boukal, M., Fikáček, M., Hájek, J., Klečka, J., Skalický, S., ... & Trávníček, D. (2007): *Catalogue of water beetles of the Czech Republic (Coleoptera: Sphaeriidae, Gyrinidae, Haliplidae, Noteridae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Helophoridae, Georissidae, Hydrochidae, Spercheidae, Hydrophilidae, Hydraenidae, Scirtidae, Elmidae, Dryopidae, Limnichidae, Heteroceridae, Psephenidae)*. Klapalekiana, 43(Supplement), 1-289.
- Boukal, M. (2012): *Vodní brouci*. In: Tropek, R., Řehounek, J. (eds.): *Bezobratlí postindustriálních stanovišť: Význam, ochrana a management*. Calla. České Budějovice.
- Boukal, M. (2017): *Brouci čeledi Haliplidae (plavčíkovití) střední Evropy; Brouci čeledi Byrrhidae (vyklenulcovití) střední Evropy*. Academia.
- Brandl Z. (2010): *Obrazový klíč k určování buchaneček (Cyclopidae) povrchových vod území Československa* (nepublikováno).
- Brönmark, Ch. & Hansson, L. A. (2000): *The Biology of Lakes and Ponds [third edition]*. Oxford University Press. Oxford.
- Brown, V. K. (1985): *Insect herbivores and plant succession*. Oikos: 17–22.
- Brown, V. K. (1985): *Insect herbivores and plant succession*. Oikos:17-22.

- Brož, J. (2011): *Studium potravy vybraných druhů ryb v závislosti na denní době a lokaci v údolní nádrži Římov*. Bakalářská práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.
- Brussaard, L., & Slager, S. (1986): *The influence of soil bulk density and soil moisture on the habitat selection of the dung beetle *Typhaeus typhoeus* in the Netherlands*. *Biology and fertility of soils* 2(1): 51–58. Dostupné z: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00638961>
- Brussaard, L., & Van Faassen, H. G. (1994): *Effects of compaction on soil biota and soil biological processes*. In: *Developments in Agricultural Engineering*. Elsevier 11: 215–235. Dostupné z: doi: <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-88286-8.50018-0>
- Bujáčková, H. (2016): *Kosmopolitismus u sladkovodních mikroskopických koryšů*. Bakalářská práce, Masarykova univerzita, Brno.
- Cayson, P. C. (2018): *The Effects of Density Gradients on the Distribution and Behavior of Copepods*. Diplomová práce, University of San Diego, San Diego.
- Clements, F. E. (1916): *Plant succession: An analysis of the development of vegetation*. Carnegie Institution of Washington, Washington, 654 p.
- Coesel, P. F. M., Meesters, K.J. (2007): *Desmids of the Lowlands—Mesotaeniaceae and Desmidiaceae of the European Lowlands*. KNNV Uitgeverij, Netherlands.
- Coesel, P.F.M. (1982): *Structural characteristics and adaptations of desmid communities*. *Journal of Ecology* 70(1): 163–177.
- Costea, M. (2018): *Impact of floodplain gravel mining on landforms and processes: a study case in Orlat gravel pit (Romania)*. *Environmental Earth Sciences*, 4 (77): 1–14.
- Čablová, R. (2021): *Diverzita zooplanktonu tatranských jezer v prostoru a čase*. Diplomová práce, Univerzita Karlova v Praze, Praha.
- Čašek, J. (2016): *Zdroje sedimentu v nádrži*. Sborník příspěvků odborné konference na České zemědělské univerzitě v Praze. Praha
- Čejnová, M. (2016): *Plankton malých návesních rybníků*. Diplomová práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.
- Čepička, I. (2019): *Diverzita protist*. *Živa* 5: 220-223. Dostupné z: layout_KRIDA (avcr.cz)
- Čepička, I., Kolář, F., Synek, P. (2007): *Mutualismus, vzájemně prospěšná symbióza*. Biologická olympiáda 2007-2008. 42. ročník: přípravný text pro kategorie A, B. Praha.
- Černý, J. Damaška, F. A., Konvičková, Z., Markoš, A., Mikát, M., Pekařová, K., Schimerová, T., Smyčková, M., Šíma, P., Vosolsobě, S., Zeman, Š. (2021): *Drž si balanc! aneb Rovnováhy a zpětné vazby v přírodě*. Biologická olympiáda 2021-2022, 56. ročník: přípravný text pro kategorie A, B. Praha
- Černý, M., Petrušek, A. (2022a): *Boj o přežití v prostředí vodního sloupce, na světle i ve tmě*. *Živa* 4: 107–110.
- Černý, M., Petrušek, A. (2022b): *Rybník nejsou jenom ryby*. *Živa* 3: 77–80.
- Černý, M., Petrušek, A. (2022c): *Voda je divná (a díky za to)*. *Živa* 2: 45–47.
- Červenková, L. (2007): *Fytoplankton vysokohorských jezer: faktory ovlivňující druhové složení a biomasu*. Bakalářská práce, Univerzita Karlova v Praze, Praha.
- Čížková, H. & Šantrůčková, H. (2006): *Procesy spojené s eutrofizací mokřadů*. *Živa* 5: 201-204. Dostupné z: strana 161-168 (avcr.cz)

- Davidson, R. L., Wiseman, J. R., & Wolfe, V. J. (1972): *Environmental stress in the pasture scarab *Sericesthis nigrolineata* Boisd. II. Effects of soil moisture and temperature on survival of first-instar larvae*. Journal of Applied Ecology: 799–806.
- De Smedt, P., & Van Keer, J. (2022): *Low habitat specificity in one of Europe's most invasive spiders—*Mermessus trilobatus**. Biological Invasions 24(10): 3099–3108.
- DeJong-Hughes, J. & Daigh, A. (2022): *Upper Midwest Soil Compaction Guide*. University of Minnesota extension. Dostupné z: https://www.researchgate.net/publication/364054689_Upper_Midwest_Soil_Compaction_Guide
- DeJong-Hughes, J., Moncrief, J. F., Voorhees, W. B., & Swan, J. B. (2001): *Soil compaction: causes, effects and control*. St. Paul, MN: University of Minnesota Extension Service.
- Delawská, K. (2013): *Floristika a ekologie sinic a řas v oligotrofních a mezotrofních stojatých vodách okolí Nové Bystřice*. Bakalářská práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.
- Devetter, M. (2010): *Akvatická fauna v terestrickém půdním prostředí*. Živa 2: 94–96. Dostupné z: <https://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/akvaticka-fauna-v-terestrickem-pudnim-prostredi.pdf>
- Diehl, S., & Kornijów, R. (1998): *Influence of submerged macrophytes on trophic interactions among fish and macroinvertebrates. The structuring role of submerged macrophytes in lakes*, Springer: 24–46. Dostupné z: doi: 10.1007/978-1-4612-0695-8_2
- Dobrá, L. (2013): *Fenotypová plasticita *Desmodesmus communis* vyvolaná vlivem turbulencí a přítomností predátorů v prostředí*. Diplomová práce, Západočeská univerzita v Plzni, Plzeň.
- Dohnal, R. (2017): *Těžba stavebního písku jako ekologický problém, o kterém jste asi dosud neslyšeli*. Ekolist.cz [online]. [cit. 02.01.2023]. Dostupné z: <https://ekolist.cz/cz/zpravodajstvi/zpravy/tezba-stavebniho-pisku-jako-ekologicky-problem-o-kterem-jste-asi-dosud-neslyseli>
- Dolný, A., Harabiš, F., & Bárta, D. (2016): *Vážky (Insecta: Odonata) České republiky*. Academia.
- Dračková, T. (2017): *Mnohorozměrné statistické metody používány při výzkumu ptačích společenstev*. Bakalářská práce, Masarykova univerzita, Brno.
- Edwards, K. F., & Stachowicz, J. J. (2010): *Multivariate trade-offs, succession, and phenological differentiation in a guild of colonial invertebrates*. Ecology 91(11): 3146–3152.
- Egnerová, M. (2022): *Kombinované účinky rybí predace a dostupnosti potravních zdrojů různé kvality na růst a reprodukci zooplanktonu*. Bakalářská práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.
- Einsle, U. (1993): *Süßwasserfauna von Mitteleuropa: Süßwasserfauna von Mitteleuropa, Bd. 08/4-1: Crustacea: Copepoda: Calanoida und Cyclopoida*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Eliášová, K. (2022): *Krajinně-ekologické zhodnocení vytěžených pískoven na Třeboňsku*.
- Ellsbury, M. M., Schumacher, T. E., Gustin, R. D., & Woodson, W. D. (1994): *Soil Compaction Effect on Corn Rootworm Populations in Maize Artificially Infested with Eggs of Western Corn Rootworm (Coleoptera: Chrysomelidae)*. Environmental Entomology 23(4): 943–948. Dostupné z: doi: 10.1093/ee/23.4.943
- Entling, W., Schmidt, M. H., Bacher, S., Brandl, R., & Nentwig, W. (2007): *Niche properties of Central European spiders: shading, moisture and the evolution of the habitat niche*. Global

ecology and biogeography 16(4): 440-448. Dostupné z: doi: <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2006.00305.x>

Eyre, M. D., Luff, M. L., & Phillips, D. A. (2001): *The ground beetles (Coleoptera: Carabidae) of exposed riverine sediments in Scotland and northern England*. *Biodiversity & Conservation* 10: 403–426. Dostupné z: doi: 10.1023/A:1016618610949

Fang, F., Gao, Y., Gan, L., He, X., & Yang, L. (2018): *Effects of different initial pH and irradiance levels on cyanobacterial colonies from Lake Taihu, China*. *Journal of Applied Phycology*, 30(3): 1777–1793. Dostupné z: doi:10.1007/s10811-018-1394-5

Francová, K., Šumberová, K., Kučerová, A., Čtvrtlíková, M., Šorf, M., Borovec, J., Drozd, B., Janauer, G.A., Vrba, J., (2019): *Macrophyte assemblages in fishponds under different fish farming management*. *Aquat. Bot.* 159, 103131. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2019.103131>

Gilroy, J. J., Anderson, G. Q., Grice, P. V., Vickery, J. A., Bray, I., Watts, P. N., & Sutherland, W. J. (2008): *Could soil degradation contribute to farmland bird declines? Links between soil penetrability and the abundance of yellow wagtails *Motacilla flava* in arable fields*. *Biological Conservation* 141(12): 3116–3126. Dostupné z: doi: 10.1016/j.biocon.2008.09.019

Gleason, H. A. (1926): *The individualistic concept of the plant association*. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*: 7–26. Dostupné z: doi: <https://doi.org/10.2307/2479933>

Glover, N. Ch. & Wood, M. Ch. (2005): *Physiological characterisation of a pH- and calcium-dependent sodium uptake mechanism in the freshwater crustacean, *Daphnia magna**. *The Journal of Experimental Biology* 208: 951-959. Dostupné z: doi: 10.1242/jeb.01426

Goldman, J.C., Azov, Y., Riley, C.B., & Dennett, M.R. (1982): *The effect of pH in intensive microalgal cultures. I. Biomass regulation*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 57: 1-13.

Goździewicz, A. M., Koszałka, J., Tandyrak, R., Grochowska, J., & Parszuto, K. (2021): *Functional responses of zooplankton communities to depth, trophic status, and ion content in mine pit lakes*. *Hydrobiologia* 848(11): 2699–2719. Dostupné z: doi:10.1007/s10750-021-04590-1

Gremlica, T., Čílek, V., Vrabc, V., Zavadil, V., Lepšová, A. (2011): *Využívání přirozené a usměrňované ekologické sukcese při rekultivacích území dotčených těžbou nerostných surovin*. Ústav pro ekopolitiku, Praha.

Gulička, J., (1984): *Ekologické faktory půdy*. In: Losos, B., Gulička, J., Lellák, J., Pelikán, J.: *Ekologie živočichů*. Státní pedagogické nakladatelství. Praha.

Gutierrez M. F., Tavşanoğlu Ü. N., Vidal N., Yu J., Teixeira-de-Mello F., Çakiroglu A. I., He H., Zhengwen L. & Jeppesen E. (2018): *Salinity shapes zooplankton communities and functional diversity and has complex effects on size structure in lakes*. *Hydrobiologia* 813: 237–255. Dostupné z: doi: 10.1007/s10750-018-3529-8

Gvozdjaková D. (2021): *Ekologie a biologie zooplanktonu ve vysychavých vodách polních rozlivů*. Diplomová práce, Masarykova univerzita, Brno.

Gvozdjaková, D. (2017): *Planktonní společenstva koryšů v periodických vodách*. Bakalářská práce, Masarykova univerzita, Brno.

Hájková, S. (2008): *Floristický průzkum mikrovegetace stojatých vod v okolí Kutné Hory se zřetelem na nepůvodní, invazní a expanzní druhy řas a sinic*. Bakalářská práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.

- Hall, D. J. & McCourt, M. R. *Zygnematophyceae*. In: Archibald, M. J., Simpson, G. B., A., Slamovits, H. C. (2017): *Handbook of the Protists. Second Edition*. Cham: Springer International Publishing.
- Hall, D. J., Threlkeld, T. S., Burns W. C., Crowley, H. P. (1976): *The Size-Efficiency Hypothesis and the Size Structure of Zooplankton Communities*. Annual Review of Ecology and Systematics 7: 177-208. Dostupné z: doi: 10.1146/annurev.es.07.110176.001141
- Hamrová, E. (2007): *Ekologie invazních perlooček Daphnia ambigua a Daphnia parvula*. Diplomová práce, Univerzita Karlova v Praze, Praha.
- Hansen, Per. (2002): *Effect of high pH on the growth and survival of marine phytoplankton: Implications for species succession*. Aquatic Microbial Ecology – AQUAT MICROB ECOL. 28: 279-288. Dostupné z: doi: 10.3354/ame028279.
- Hartman P., Příkryl I. & Štědrovský E. (2005): *Hydrobiologie*. Informatorium, Praha.
- Hartman, P., Regenda, J., Hamerník, J. (2016): *Změny v produkci ryb v průběhu 20. století v ČR*. Sborník příspěvků odborné konference na České zemědělské univerzitě v Praze. Praha.
- Havas, M., Hutchinson, C. T., Likens, E. G. (1984): *Effect of low pH on sodium regulation in two species of Daphnia*. Can J Zool: 62: 1965-1970.
- Heimer, S., & Nentwig, W. (1991): *Spinnen mitteleuropas: ein bestimmungsbuch*. Parey.
- Hejda, R., Farkač, J., Chobot, K., (2017): *Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. Red List of Threatened Species of the Czech Republic. Invertebrates*. AOPK ČR, Praha.
- Helbing, F., Fartmann, T., & Poniatowski, D. (2020): *Suction samplers are a valuable tool to sample arthropod assemblages for conservation translocation*. Entomologia Experimentalis et Applicata, 168(9), 688-694.
- Heneberg, P. (2009): *Soil penetrability as a key factor affecting the nesting of burrowing birds*. Ecological Research 24(2): 453–459. Dostupné z: doi: 10.1007/s11284-008-0520-2
- Heneberg, P. (2010): *Penetrabilita půdy: významný faktor ovlivňující přítomnost zvířat*. Živa, 58: 25–26. Dostupné z: <https://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/penetrabilita-pudy-vyznamny-faktor-ovlivnujici-pri.pdf>
- Heneberg, P. (2011): *Soil Penetrability, Effect on Animal Burrowing*. In: Gliński, J., Horabik, J., Lipiec, J. (eds) *Encyclopedia of Agrophysics*. Encyclopedia of Earth Sciences Series. Springer, Dordrecht. Dostupné z: doi: https://doi.org/10.1007/978-90-481-3585-1_233
- Heneberg, P. (2013): *Burrowing bird's decline driven by EIA over-use*. Resources Policy 38(4): 542–548. Dostupné z: doi: 10.1016/j.resourpol.2013.09.001
- Heneberg, P., & Řezáč, M. (2014): *Dry sandpits and gravel–sandpits serve as key refuges for endangered epigeic spiders (Araneae) and harvestmen (Opiliones) of Central European steppes aeolian sands*. Ecological engineering, 73, 659-670.
- Heneberg, P., & Řezáč, M. (2014): *Dry sandpits and gravel–sandpits serve as key refuges for endangered epigeic spiders (Araneae) and harvestmen (Opiliones) of Central European steppes aeolian sands*. Ecological Engineering 73: 659–670. Dostupné z: doi: 10.1016/j.ecol-eng.2014.09.101
- Heneberg, P., Bogusch, P., & Řehounek, J. (2013): *Sandpits provide critical refuge for bees and wasps (Hymenoptera: Apocrita)*. Journal of Insect Conservation, 17(3), 473-490.

- Heneberg, P., Bogusch, P., & Řehounek, J. (2013): *Sandpits provide critical refuge for bees and wasps (Hymenoptera: Apocrita)*. Journal of Insect Conservation 17: 473–490. Dostupné z: doi: 10.1007/s10841-012-9529-5
- Heneberg, P., Hesoun, P., & Skuhrovec, J. (2016): *Succession of arthropods on xerothermophilous habitats formed by sand quarrying: Epigeic beetles (Coleoptera) and orthopteroids (Orthoptera, Dermaptera and Blattodea)*. Ecological Engineering 95: 340–356. Dostupné z: doi: 10.1016/j.ecoleng.2016.06.022
- Heneberg, P., Řezáč, M., & Nováková, M. (2018): *Spider assemblages in bird burrows*. Biologia 73(3): 267–272. Dostupné z: doi: 10.2478/s11756-018-0036-3
- Heteša, J., Marvan, P., Skacelova, O. & Kopp, R. (2012): *Řasy a sinice mokřadů dolního Podyjí*. Folia Forestalia Bohemica, Lesnicka prace s.r.o., Brno.
- Hindáková, A., & Hindák, F. (2014): *Mikroflóra siníc a rias pieskoviskových jazier Mláky při Sekuliach na Záhorí (západné Slovensko)*. Bullentin Slovenskej Botanickéj Spoločnosti 36(2): 135–143.
- Hnátek, D. (2016): *Floristicko-ekologická studie oblasti Bystřicka se zaměřením na ekologii zelených volvokálních řas*. Bakalářská práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.
- Hobbs, R. J., & Norton, D. A. (1996): *Towards a conceptual framework for restoration ecology*. Restoration ecology, 4(2): 93-110.
- Hora, P., Kohut, M., Knozová, G. (2011): *Vlhkost půdy v lokalitě Hodonín-Pánov*. In: Salaš, P. (ed): *Rostliny v podmínkách měničeho se klimatu*. Lednice.
- Hošek, P., & Storch, D. (1999): *Existuje konečná podoba přírodních společenstev–klimax?* Vesmír, 78(1), 40-43.
- Hrdinka, T. (2012): *Specifické vlastnosti vody jezer vzniklých po těžbě nerostných surovin v ČR*. Disertační práce, Univerzita Karlova v Praze, Praha.
- Hudec, I. (2010): *Fauna Slovenska III. Anomopoda, Ctenopoda, Haplopoda, Onycho- poda (Crustacea: Branchiopoda)*. VEDA, Bratislava.
- Hulthen, A. D., & Clarke, A. R. (2006): *The influence of soil type and moisture on pupal survival of Bactrocera tryoni (Froggatt) (Diptera: Tephritidae)*. Australian Journal of Entomology 45(1): 16–19. Dostupné z: doi: 10.1111/j.1440-6055.2006.00518.x
- Hurka, K. (1996): *Carabidae of the Czech and Slovak republics*. Ing. Vit Kabourek.
- Chaber, K., Łukomska-Kowalczyk, M., Fells, A., Milanowski, R. & Zakrys, B. (2022): *Toward the robust resolution of taxonomic ambiguity within Lepocinclis (Euglenida) based on DNA sequencing and morphology*. Journal of Phycology 58: 105–120. Dostupné z: 10.1111/jpy.13220
- Chen, G. (2020): *Effects of Physical and Chemical Factors on Zooplankton in Tropical Shallow Urban Lakes*. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science 526(1). Dostupné z: doi: 10.1088/1755-1315/526/1/012028.
- Chuman, T. (2015): *Restoration Practices Used on Post Mining Sites and Industrial Deposits in the Czech Republic with an Example of Natural Restoration of Granodiorite Quarries and Spoil Heaps*. Journal of Landscape Ecology (Czech Republic), 2, 8, 29–46.
- Chytrý, M. (2020): *Vegetace a biotopy České republiky – Mokřady*. Přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity, Brno.

- Chytrý, M., Kučera, T., & Kočí, M. (2001): *Katalog biotopů České republiky*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha.
- Chytrý, M., Kučera, T., Kočí, M., Grulich, V., Lustyk, P. (eds) (2010): *Katalog biotopů České republiky*. Ed. 2. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Illyová, M. (2012): *Zooplanktón štrkoviskových jazier na Borskej nížine*. *Folia faunistica Slovaca* 17 (1): 81-90.
- Illyová, M., Baláži, P. (2004): *Hydrobiologický determinační atlas: Konzumenty IV. Vírniky – Rotifera*. VÚVH, Bratislava.
- Ivanova M. B. & Kazantseva T. I. (2006): *Effect of water pH and total dissolved solids on the species diversity of pelagic zooplankton in lakes: A statistical analysis*. *Russian Journal of Ecology* 37(4): 294–300.
- Janda, J., Pechar, L. a kol. (1996): *Trvale udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko. Význam rybníků pro krajinu střední Evropy*. České koordinační centrum IUCN, Praha.
- Joschko, M., Diestel, H., & Larink, O. (1989): *Assessment of earthworm burrowing efficiency in compacted soil with a combination of morphological and soil physical measurements*. *Biology and Fertility of Soils* 8(3). Dostupné z: doi:10.1007/bf00266478
- Juračka, J. P., Declerck, J. A. S., Vondrák, D., Beran, L., Černý, M., Petrusek, A. (2014): *A naturally heterogeneous landscape can effectively slow down the dispersal of aquatic microcrustaceans*. *Oecologia*, 180 (3): 785-96. Dostupné z: doi: 10.1007/s00442-015-3501-5
- Juračka, P. J. (2016): *Freshwater fishless pools: from the metacommunities to the systematics*. Disertační práce. Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Praha
- Juračka, P. J., Dobiáš, J., Boukal, D., Šorf, M., Beran, Luboš, Černý, M., Petrusek, A. (2019): *Spatial context strongly affects community composition of both passively and actively dispersing pool invertebrates in a highly heterogeneous landscape*. *Freshwater Biology*: 1-14. Dostupné z: doi: 10.1111/fwb.13398
- Juráň, J. (2010): *Euglenophyta České republiky se zřetelem na oblast jižních Čech a Šumavy*. Bakalářská diplomová práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.
- Juráň, J. (2017): *The checklist of photosynthetic euglenoids (order Euglenales) of the Czech Republic: ecology, taxonomy, distribution*. *Phytotaxa*. 317 (1): 1-16. Dostupné z: doi: 10.11646/phytotaxa.317.1.1
- Juráň, J., Kubín, J., Kaštovský, J. (2022): *Oligo-mezotrofní rybníky: centra biodiverzity a refugia pro sinice a řasy? Živa 5: 239–242*. Dostupné z: <https://ziva.avcr.cz/2022-5/oligo-mezotrofni-rybniky-centra-biodiverzity-a-refugia-pro-sinice-a-rasy.html>
- Karpowicz, M & Ejsmont-Karabin, J. (2018): *Influence of environmental factors on vertical distribution of zooplankton communities in humic lakes*. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology*. 54. 17. 10.1051/limn/2018004.
- Karpowicz, M., Jolanta E. K., Kozłowska, J., Feniova, I., Dzialowski, R. A. (2020): *Zooplankton Community Responses to Oxygen Stress*. *Water* 12 (3): 706. Dostupné z: doi: <https://doi.org/10.3390/w12030706>
- Kaštovský, J., Hauer, T., Geriš, R., Chattová, B., Juráň, J., Lepšová-Skácelová, O., Pitelková, P., Pusztai, M., Škaloud, P., Šťastný, J., Čapková, K., Bohunická, M. & Mühlsteinová, R. (2018): *Atlas sinic a řas ČR*. powerprint, Praha.

- Kavina, P. (2004): *Mineral commodity summaries of the Czech Republic*. Czech Geological Survey. Geofond, Praha, CZ.
- Kavina, P., Starý, J., Vaněček, M. (2004): *Surovinové zdroje České republiky*. Ministerstvo životního prostředí, Česká geologická služba-Geofond, Praha.
- Kleinwächter, M., Eggers, T. O., Henning, M., Anlauf, A., Hentschel, B., & Larink, O. (2003): *Distribution patterns of terrestrial and aquatic invertebrates influenced by different groyne forms along the River Elbe (Germany)*. *Large Rivers* 15: 319–338. Dostupné z: doi: 10.1127/lr/15/2003/319
- Kočárek, P., Holuša, J., Vlk, R., & Marhoul, P. (2013): *Rovnokřídlí (Insecta: Orthoptera) České republiky*. Academia.
- Koenings, J. P., Burkett, R. D., & Edmundson, J. M. (1990): *The Exclusion of Limnetic Cladocera from Turbid Glacier-Meltwater Lakes*. *Ecology* 71(1): 57–67. Dostupné z: doi:10.2307/1940247
- Koláček, T. (2015): *Využití hrotnatky Daphnia magna v ekotoxikologických biotestech*. *Živa* 6: 131–133. Dostupné z: layout_KRIDA (avcr.cz)
- Kolář, V., Francová, K., Vrba, J., Boukal, D. (2022): *Litorální porosty rybníků jako ohrožená centra biodiverzity*. *Živa* 5: 235–239. Dostupné z: <https://ziva.avcr.cz/2022-5/litoralni-porosty-rybniku-jako-ohrozena-centra-biodiverzity.html>
- Kolář, V., Ondáš, T., & Boukal, D. (2016): *Proč mizí vodní brouci (a jiný velký hmyz) z našich rybníků*. *Fórum Ochr. Přírody* 3: 30–32.
- Komárková, J. (2006): *Metodika odběru a zpracování vzorků fytoplanktonu stojatých vod*. VÚV TGM, Praha.
- Konvička, M. (2012): *Postindustriální stanoviště z pohledu ekologické vědy a ochrany přírody*. In Tropek R., Řehounek J. (eds.): *Bezobratlí postindustriálních stanovišť: význam, ochrana a management*. ENTÚ BC AV ČR & Calla: 21–33. České Budějovice.
- Kopp, R. (2015): *Hydrochemie nejen pro rybáře*. Mendelova univerzita v Brně, Brno.
- Kopp, R., Hadašová, L., Lang, Š., Brabec, T., Mareš, J. (2011): *Diurnální změny hodnot rozpuštěného kyslíku a pH*. Mendelova univerzita v Brně, Brno.
- Kopp, R., Hilscherová, K., Poštulková, E. (2015): *Základy vodní ekotoxikologie*. Mendelova univerzita v Brně, Brno.
- Kořínek V. (2005): *Dichotomický klíč perlooček (Cladocera) České republiky* (nepublikováno).
- Kosík, M. (2007): *Srovnání sezónního vývoje zooplanktonu různých typů nádrží*. Bakalářská práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.
- Krasznai, Enikő & Fehér, Gizella & Borics, Gábor & Varbiro, G. & Grigorszky, Istvan & Tóthmérész, Béla. (2008): *Use of desmids to assess the natural conservation value of a Hungarian oxbow (Malom-Tisza, NE-Hungary)*. *Biologia* 63 (6): 928–935. Dostupné z: doi:10.2478/s11756-008-0144-6
- Kreidlová, V. (2013): *Sezonní dynamika zooplanktonu rybníka Vydymáček u Plzně*. Bakalářská práce, Západočeská univerzita v Plzni, Plzeň.
- Kritzing, J. J. & van Aarde, R. J. (1998): *The bird communities of rehabilitating coastal dunes at Richards Bay, KwaZulu-Natal*. *South African Journal of Science* 94: 71–8.

- Kruppert, S. (2016): *Daphnia carapace: form, function, structure and plasticity*. Disertační práce, University Bochum, Bochum.
- Křtěnová, M. (2006): *Limnologické poměry vybraných pískoven v povodí Lužnice*. Diplomová práce, Univerzita Karlova v Praze, Praha.
- Kubačáková, V., Valová, M. (2009): *Perloočky a lasturnatky Heřmanického rybníka aneb náhled do slaných vod ostravsko-karvinského regionu*. Živa 3: 122-123. Dostupné z: layout_KRIDA (avcr.cz)
- Kunz, G., Nickel, H., & Niedringhaus, R. (2011): *Fotoatlas der Zikaden Deutschlands: photographic atlas of the planthoppers and leafhoppers of Germany*. Wissenschaftlich Akademischer Buchvertrieb-Fründ.
- Kůrka A., Řezáč M., Macek R. & Dolanský J. (2015): *Pavouci České republiky*. Academia Praha. Praha.
- Kushwaha, D., Upadhyay, S. N., & Mishra, P. K. (2017): *Growth of Cyanobacteria: Optimization for Increased Carbohydrate Content*. Applied Biochemistry and Biotechnology, 184(4): 1247–1262. Dostupné z: doi:10.1007/s12010-017-2620-3
- Lachmanová, A. (2013): *Potrava vybraných druhů ryb v závislosti na jejich ontogenetickém vývoji a environmentálních faktorech*. Bakalářská práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.
- Larsen, E. H., Deaton, L. E., Onken, H., O'Donnell, M., Grosell, M., Dantzer, W. H., & Weihrauch, D. (2011): *Osmoregulation and excretion*. Comprehensive physiology 4(2): 405–573.
- Larsen, T., Schjønning, P., & Axelsen, J. (2004): *The impact of soil compaction on euedaphic Collembola*. Applied Soil Ecology 26(3): 273–281.
- Látalová, T. (2020): *Faktory určující prostorovou heterogenitu planktonních korýšů v mělkých jezerech a rybnících*. Bakalářská práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.
- Laundré, J. W., & Reynolds, T. D. (1993): *Effects of soil structure on burrow characteristics of five small mammal species*. The Great Basin Naturalist: 358–366.
- Lauridsen T. L., Pedersen L. J., Jeppesen E. & Sondergaard M. (1996): *The importance of macrophyte bed size for cladoceran composition and horizontal migration in a shallow lake*. Journal of Plankton Research 18: 2283–2294
- Lelková, E., Kočárková, A., Poulíčková, A. (2004): *Phytoplankton ecology of two floodplain pools near Olomouc*. Czech Phycology 4: 111–121.
- Lepage, M. P., Bourgeois, G., Brodeur, J., & Boivin, G. (2012): *Effect of soil temperature and moisture on survival of eggs and first-instar larvae of Delia radicum*. Environmental entomology 41(1): 159–165. Dostupné z: doi: 10.1603/EN10313
- Lepš, J., Šmilauer, P. (2016): *Biostatistika*. Episteme, České Budějovice.
- Letnic, M. I., & Fox, B. J. (1997): *The impact of industrial fluoride fallout on faunal succession following sand mining of dry sclerophyll forest at Tomago, NSW.—I. Lizard recolonisation*. Biological Conservation 80(1): 63–81. Dostupné z: 10.1016/S0006-3207(96)00064-X
- Letnic, M., & Fox, B. J. (1997): *The impact of industrial fluoride fallout on faunal succession following sand-mining of dry sclerophyll forest at Tomago, NSW, II. Myobatrachid frog*

- recolonization. *Biological Conservation* 82(2): 137–146. Dostupné z: doi: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(97\)00029-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00029-3)
- Liao, W., Venn, S., & Niemelä, J. (2020): *Environmental determinants of diving beetle assemblages (Coleoptera: Dytiscidae) in an urban landscape*. *Biodiversity and Conservation* 29(7): 2343–2359. Dostupné z: doi: 10.1007/s10531-020-01977-9
- Liao, W., Venn, S., & Niemelä, J. (2023): *Microhabitats with emergent plants counterbalance the negative effects of fish presence on diving beetle (Coleoptera: Dytiscidae) diversity in urban ponds*. *Global Ecology and Conservation* 41: 1–9. Dostupné z: doi: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02361>
- Lompe, D. A. (2010): *Käfer Europas*. Online at <http://coleonet.de/>, accessed on 3.2022
- Lukešová, P. (2011): *Šíření mechovky Pectinatella magnifica v oblasti Třeboňska*. Diplomová práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.
- Mackovíková, K. (2013): *Zhodnocení revitalizačních opatření u vybraných tůní na základě biologického průzkumu*. Diplomová práce, Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc.
- Machač, O. (2011): *Arctosa leopardus – slíďák levhartí*. Dostupné z: <http://www.naturabohemica.cz/arctosa-leopardus/>
- Machač, O. (2015): *Pavouci a sekáči Pískovny Tasovice u Znojma (Spiders and Harvestmen of Tasovice sandpit near Znojmo)*. *Thayensia* 12: 129–138. Dostupné z: https://www.nppodyji.cz/uploads/thay12/06_Machac_Pavouci_a_sekaci_piskovny_Tasovice_129_138.pdf
- Martin, D.M. (2017): *Ecological restoration should be redefined for the twenty-first century*. *Restor Ecol*, 25: 668–673. <https://doi.org/10.1111/rec.12554>
- Mauleová, H. L. (2018): *Biomonitoring ekologického stavu rašelinišť – NCV index, acidifikace a eutrofizace*. Bakalářská práce, Univerzita Karlova v Praze, Praha.
- Maxerová, T. (2021): *Vliv obnovy tůní v areálu bývalého tankodromu na společenstvo vodních brouků*. Středoškolská odborná činnost. Gymnázium Jírovcova, České Budějovice.
- Mayr, E. (2009). *Co je evoluce*. Academia. Praha
- McKenzie, B. M. (1988): *Earthworms and their tunnels in relation to soil physical properties/Blair Malcolm Mckenzie*. Disertační práce, University of Adelaide.
- Medová, H., Příkryl, I., Zapomnělová, E., & Pechar, L. (2015): *Effect of Postmining Waters on Cyanobacterial Photosynthesis*. *Water Environment Research*, 87(2), 180–190. <http://www.jstor.org/stable/24585812>
- Miller F. (1971): *Řád Pavouci – Araneida* In: Daniel M. & Černý V. (eds), *Klíč zvířeny ČSSR IV*. ČSAV, Praha, pp. 51–306
- Mokřady z. s. (2021): *Tůně – budování a management*. Dostupné z: <https://mokrady.wbs.cz/Budovani-novych-tuni.html>. Verze z 10.12.2021.
- Moss, B. (1973): *The Influence of Environmental Factors on the Distribution of Freshwater Algae: An Experimental Study: II. The Role of pH and the Carbon Dioxide-Bicarbonate System*. *The Journal of Ecology* 61(1): 157–177. Dostupné z: doi: <https://doi.org/10.2307/2258925>
- Müllerová, A. (2017): *Sukcese vodní a mokřadní vegetace na pískovných*. Diplomová práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.

- Musil, M. (2016): *Formování planktonu a produkční charakteristiky v eutrofních rybnících*. Disertační práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.
- Nedbalová, L. (2022): *Nejkyslejší, a přesto plné života – příběh Hromnického jezírka*. Živa 5: 223–226. Dostupné z: <https://ziva.avcr.cz/2022-5/nejkyslejsi-a-presto-plne-zivota-pribeh-hromnickeho-jezirka.html>
- Nedvěd, O. (2015): *Ladybird Beetles (Coccinellidae) of Central Europe*. Academia, Praha.
- Nentwig W, Blick T, Bosmans R, Gloor D, Hänggi A, Kropf C (2022): *Spiders of Europe*. Version 3.2022. Online at <https://www.araneae.nmbe.ch>, accessed on 3.2022. <https://doi.org/10.2443>
- Neudert, L., Smutný, V., Brotan, J. (2005): *Vliv povětrnostních podmínek na změny vlhkosti půdy a výnosy ozimé pšenice při různém zpracování půdy*. In: Rožnovský, J., Litschmann, T. (ed.): *Bioklimatologie současnosti a budoucnosti*. Sborník referátů z mezinárodní vědecké konference, Křtiny 12. – 14.9. 2005, Česká republika. 92 s.
- Nickel, H. (2003): *The leafhoppers and planthoppers of Germany (Hemiptera, Auchenorrhyncha): patterns and strategies in a highly diverse group of phytophagous insects*.
- Nolte, D. I. I. (2019): *Traits in the light of ecology and conservation of ground beetles*. Disertační práce, Universitätsbibliothek der Leuphana Universität.
- Novák, M. (2017): *Vliv používání nákladního automobilu v zemědělství na půdní prostředí*. Diplomová práce, Mendelova univerzita v Brně, Brno.
- Nováková, H. (2018): *Sezónní změny vybraných parametrů životního cyklu u dominantních druhů perlooček a klanonožců ÚN Slapy*. Bakalářská práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.
- Novotná, J. (2006): *Sezónní změny a vertikální distribuce fytoplanktonu Roklanského jezera (Bayerischer Wald)*. Bakalářská práce, Univerzita Karlova v Praze, Praha.
- Osbornová J., Kovářová M., Lepš J. & Prach K. (eds.) (1989): *Succession in abandoned fields. Studies in Central Bohemia*. Czechoslovakia. 168 p., Kluwer Academic Publishers, Dordrecht etc.
- Paetzold, A., Yoshimura, C., & Tockner, K. (2008): *Riparian arthropod responses to flow regulation and river channelization*. Journal of applied ecology 45(3): 894–903.
- Pedley, S. M., & Dolman, P. M. (2014): *Multi-taxa trait and functional responses to physical disturbance*. Journal of Animal Ecology 83(6): 1542–1552. Dostupné z: [doi: https://doi.org/10.1111/1365-2656.12249](https://doi.org/10.1111/1365-2656.12249)
- Pecha, O. (2021): *Rozvoj zooplanktonu v rybnících s produkcí rychlených stádií hospodářsky významných druhů ryb*. Diplomová práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.
- Pechar, L., Baxa, M., Benedová, Z., Musil, M., Pokorný, J. (2016): *Jak fungují rybníky s rybami a „rybníky“ bez ryb, při nízké a vysoké úrovni živin*. Sborník příspěvků odborné konference na České zemědělské univerzitě v Praze. Praha.
- Pejsar, P. (2015): *Sezónní a dlouhodobá dynamika planktonu v malých vodách*. Bakalářská práce. Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Praha
- Péricart, J. (1983): *Hémiptères Tingidae Euro-Méditerranées*. Faune de France, 69.
- Péricart, J. (1989a): *Hémiptères Lygaeidae Euro-Méditerranées, vol. 1*. Faune de France, 84a.

- Péricart, J. (1989b): *Hémiptères Lygaeidae Euro-Méditerranées*, vol. 2. Faune de France, 84b.
- Péricart, J. (1989c): *Hémiptères Lygaeidae Euro-Méditerranées*, vol. 3. Faune de France, 84c.
- Peterka, J., Čech, M., Draščík, V., Jůza, T., Sajdlová, Z., Blabolil, P., Vejřík, L., Vejříková, I., Holubová, M., Kočvara, L., Kolařík, T., Prachař, Z., Říha, M., Frouzová, J., Muška, M., Soukalová, K., Prchalová, M., Šmejkal, M., Vašek, M., Tušer, M., Kubečka, J. (2022): *Ryby důlních jezer – zdary, nezdary a budoucí hrozby*. *Živa* 5: 219–222. Dostupné z: <https://ziva.avcr.cz/2022-5/ryby-dulnich-jezer-zdary-nezdary-a-budouci-hrozby.html>
- Petrusek, A. (2010): *Modelka Daphnia – Perloočky jako modelové organismy v biologii*. *Vesmír* 89 (7): 470. Dostupné z: <https://vesmir.cz/cz/casopis/archiv-casopisu/2010/cislo-7/modelka-daphnia.html>
- Petrusek, A., Hejzlar, J. (2022): *Když se ryby dusí aneb Příčiny a důsledky úbytku kyslíku ve vodách*. *Živa* 2: 75-77. Dostupné z: layout_KRIDA (avcr.cz)
- Pithart, D., Pichlova, R., Bílý, M., Hrbáček, J., Novotná, K., Pechar, I. (2007): *Spatial and temporal diversity of small shallow waters in river Lužnice floodplain*. *Hydrobiologia* 584: 265–275. Dostupné z: doi: 10.1007/s10750-007-0607-8
- Pivokonský, M., Pivokonská, L., Bubáková, L., Janda, V. (2010): *Úprava vody s obsahem huminových látek*. *Chemické listy* 104: 1015–1022. Dostupné z: http://www.chemicke-listy.cz/docs/full/2010_11_1015-1022.pdf
- Pladias-databáze české flóry a vegetace (2022): *Informace o vegetaci* Chytrý et al. (2021). Dostupné z <https://pladias.cz/vegetation/>.
- Popelková, M. (2014): *Řasová společenstva mělkých vodních nádrží v okolí Jindřichova Hradce*. Bakalářská práce, Západočeská univerzita v Plzni, Plzeň.
- Poschlod, P., Braun-Reichert, R. (2017): *Small natural features with large ecological roles in ancient agricultural landscapes of Central Europe – history, value, status, and conservation*. *Biological Conservation*, 211: 60–68.
- Potůčková, A. (2015): *Historie vegetace zaniklého jezera Šúr od pozdní doby ledové po dnešek*. *Živa* 2: 66-68. Dostupné z: layout_KRIDA (avcr.cz)
- Používané druhy písku a kameniva na stavbách (2015): Realma – pískovna dolany s.r.o. [online]. [cit. 02.01.2023]. Dostupné z: <https://www.piskovnadolany.cz/pouzivane-druhy-pisku-kameniva-na-stavbach>
- Prach K. (1987): *Succession of vegetation on dumps from strip coal mining, N. W. Bohemia. Czechoslovakia*. *Folia Geobotanica Phytotaxonomica* 22: 339-354.
- Prach, K., & Hobbs, R. J. (2008). *Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites*. *Restoration Ecology*, 16(3): 363-366.
- Prach, K., Lencová, K., Řehouňková, K., Dvořáková, H., Jírová, A., Konvalinková, P., Mudrák, O., Novák, J., Trnková, R. (2013): *Spontaneous vegetation succession at different central European mining sites: A comparison across seres*. *Environmental Science and Pollution Research*, 11, 20, 7680–7685.
- Prach, K., Šebelíková, L., Řehouňková, K., Del Moral, R. (2020): *Possibilities and limitations of passive restoration of heavily disturbed sites*. *Landscape Research*, 2 (45): 247–253.
- Příbyl, K. (2019): *Vzdělávací program zaměřený na význam postindustriálních stanovišť z hlediska ochrany přírody*. Bakalářská práce, Pedagogická fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 58 s.

- Přikryl, I. (2006): *Metodika odběru a zpracování vzorků zooplanktonu stojatých vod*. VÚV TGM, Praha.
- Přikryl, I. (2006): *Rámcový klíč planktonních a v planktonu nalézáných fixovaných vířníků pro území ČR*. (nepubl.).
- Přikryl, I. (2014): *Klíč Calanoida ČR a okolí: Samice a Samci*. (nepubl.).
- Přikryl, I. (2017): *Klíč Lepadella*. (nepubl.).
- Přikryl, I. (2017): *Klíč Polyarthra*. (nepubl.).
- Přikryl, I. (2017): *Klíč Testudinella*. (nepubl.).
- Přikryl, I. (2017b): *Planktonní Rotifera s.l.* (nepubl.).
- Přikryl, I. (2018a): *Calanoida – přehled*. (nepubl.).
- Přikryl, I. (2018b): *Cyclopidae – přehled*. (nepubl.).
- Přikryl, I. (2018c): *Klíče středoevropských Cyclopidae (bez druhů podzemních vod)*. (nepubl.).
- Přikryl, I. (2020): *Úvod do determinace vybraných „neplanktonních“ rodů. Cephalodella, Colurella, Euchlanis, Lecane, Lepadella, Testudinella, Trichocerca*. (nepubl.).
- Přikryl, I. (2022): *Vody vznikající v souvislosti s těžbou surovin*. Živa 5: 215–219. Dostupné z: <https://ziva.avcr.cz/2022-5/vody-vznikajici-v-souvislosti-s-tezbou-surovin.html>
- Pšenáková et al. (2001): *Morfometrické parametry vodárenské nádrže Drásova u Příbrami a zatopených lomů Řečický u Blatné a Smaragdového jezírka v Brdech*. Geografie – Sborník ČGS 106 (2): 110-121.
- Pusztai, M. (2015): *Úloha mikrobiotopů v časo-prostorové diferenciaci společenstev fytoplanktonních bičíkovců*. Diplomová práce, Univerzita Karlova v Praze, Praha.
- Qian, Y., Pan, W., Li, J., Chen, K., Yao, J. (2021): *Highly enhanced dephosphorylation of phytic acid via pre-complexation of PA-Fe²⁺ in the Fenton system: High activity, wide pH range and ferryl-based mechanism*. Chemical Engineering Journal 426. Dostupné z: doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.130894>
- Ricca, M. A., Weckerly, F. W., & Semlitsch, R. D. (1996): *Effects of soil moisture and temperature on overwintering survival of Curculio larvae (Coleoptera: Curculionidae)*. The American midland naturalist 136(1): 203–206.
- Ricci, C. (2001): *Dormancy patterns in rotifers*. Hydrobiologia 446: 1–11. Dostupné z: doi: 10.1023/A:1017548418201
- Roháček, J. (2020): *Sand-pits as refugia of flies (Diptera) associated with glacial sands in Silesia (Czech Republic) –preliminary results*. Krajina a lidé [Landscape and people]. Recenzovaný sborník z mezinárodního odborného workshopu. Konaný dne, 20(10), 2020.
- Rohrer, Z., Rebollo, S., Andivia, E., Rodríguez, C., & Franco, J. (2019): *Bird services applicable to mine restoration: a case study of Sand Martin (Riparia riparia) burrow construction*. Journal of Ornithology 161: 243–255. Dostupné z: doi: 10.1007/s10336-019-01711-5
- RStudio Team (2021): *RStudio: Integrated Development Environment for R*. RStudio, PBC, Boston. Dostupné z: <http://www.rstudio.com/>.
- Rulík, M. (2022): *Mikrobiální smyčka a její význam ve vodních ekosystémech*. Živa 5: 128-130. Dostupné z: layout_KRIDA (avcr.cz)

- Růžička V. (1982): *Modifications to improve the efficiency of pitfall traps*. Newsl. Br. arachnol. Soc.34: 2–4.
- Rychtecký, P, Znachor, P. (2022): *Prostorová heterogenita nádrží a její důsledky pro kvalitu vody*. Živa 5: 231–234. Dostupné z: <https://ziva.avcr.cz/2022-5/prostorova-heterogenita-nadrzi-a-jeji-dusledky-pro-kvalitu-vody.html>
- Řehoř, M. & Ondráček, V. (2009): *Methodology of Restoration Research in Czech Republic*. World Academy of Science, Engineering and Technology, 3(8): 257-261.
- Řehounek, J., Čížek, L., Grycz, F., Křivan, V. (2012): *Suchozemští brouci*. In: Tropek, R., Řehounek, J. (eds.): *Bezobratlí postindustriálních stanovišť: Význam, ochrana a management*. Calla. České Budějovice.
- Řehounek, J., Řehouňková, K., Tropek, R. a Prach, K. [eds] (2015): *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. Calla, České Budějovice.
- Řehouňková, K., & Prach, K. (2006): *Spontaneous vegetation succession in disused gravel-sand pits: Role of local site and landscape factors*. Journal of Vegetation Science, 17(5): 583-590.
- Řehouňková, K., & Prach, K. (2008): *Spontaneous vegetation succession in gravel–sand pits: a potential for restoration*. Restoration Ecology 16(2):305-312. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00316.x>
- Řehouňková, K., Bogusch, P., Boukal, D., Čížek, L., Grycz F., Hesoun, P., Lencová, K., Lepšová, A., Řehounek, J., Marhoul, P, Schmidtmayerová, L. and Tropek, R. (2012): *Sand pit for Biodiversity at Cep II quarry*. QLA project.
- Řehouňková, K., Čížek, L., Řehounek, J., Šebelíková, L., Tropek, R., Lencová, K., ... & Máca, J. (2016): *Additional disturbances as a beneficial tool for restoration of post-mining sites: a multi-taxa approach*. Environmental Science and Pollution Research, 23(14), 13745-13753.
- Řehouňková, K., Řehounek J. (2014): *Pískovny pro biologickou rozmanitost aneb Rekreačí za lepší ochranu ohrožených druhů*. Praha: Vesmír, ročník 93: 696–699. Dostupné z: <https://vesmir.cz/cz/casopis/archiv-casopisu/2014/cislo-12/piskovny-pro-biologickou-rozmanitost.html>
- Řehouňková, K., Řehounek, J., & Janošťák, J. (2007): *Pískovny za humny*. Sdružení Calla.
- Řezáč, M., Kůrka, A., Růžička, V. a Heneberg, P. (2015): *Red List of Czech spiders: 3rd edition, adjusted according to evidence-based national conservation priorities*. Biologia 70.
- Říhová Ambrožová, J. (2007): *Vodní květ*. In: *Encyklopedie hydrobiologie*. VŠCHT Praha, Praha. Dostupné z: https://e-learning.vscht.cz/knihy/uid_es-006/ebook.html?p=V009
- Sailerová, M. (2010): *Experimentální ovlivnění líhnutí diapauzujících stádií perloočky Daphnia obtusa*. Diplomová práce, Univerzita Karlova v Praze, Praha.
- Seidlová, Z. (2007): *Dostupnost stavebních surovin v okolí velkých aglomerací*. Bakalářská práce. Univerzita Karlova v Praze, Praha.
- Seymour, R. S., & Matthews, P. G. (2013): *Physical gills in diving insects and spiders: theory and experiment*. Journal of Experimental Biology 216(2): 164–170. Dostupné z: doi: 10.1242/jeb.070276
- Schatz, I. (2007): *Importance of riparian rove beetles (Coleoptera: Staphylinidae) as indicators for restoration processes*. Environmental Science: 1–22.

- Scheffer, M., & van Nes, E. H. (2007): *Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size*. *Hydrobiologia*, 584(1): 455–466. Dostupné z: doi:10.1007/s10750-007-0616-7
- Schubert A. (1973): *Život ve sladkých vodách*. Státní pedagogické nakladatelství. Praha.
- Smetana, A. (1958): *Fauna ČSR: Drabčíkovití-Staphylinidae. 1. Staphylininae (řád: brouci-coleoptera)*. Svazek 12. Nakladatelství československé akademie věd.
- Sojneková, M. (2011): *Sekundární sukcese na opuštěných polích v pahorkatině jižní Moravy*. Diplomová práce, Masarykova univerzita, Brno.
- Sommer, U., Adrian, R., De, L., de Senerpont Domis, L., Elser, J., Gaedke, U., Ibelings, B., Jeppesen, E., Lurling, M., Molinero, J. C., Mooij, W., Donk, E., Winder, M. (2012): *Beyond the Plankton Ecology Group (PEG) Model: Mechanisms Driving Plankton Succession*. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 43: 429–48. Dostupné z: doi: 10.1146/annurev-ecolsys-110411-160251
- Spurný et al. (2015): *Hydrobiologie a rybářství*. Astron studio CZ, a.s., Brno.
- Srba, M., & Heneberg, P. (2011): *Nesting habitat segregation between closely related terricolous sphecid species (Hymenoptera:Spheciformes): key role of soil physical characteristics*. *Journal of Insect Conservation* 16(4): 557–570. Dostupné z: doi: 10.1007/s10841-011-9441-4
- Starmach, K. (1983): *Euglenophyta – Eugleniny*. Pastwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa
- Starý, J., Kavina, P., Vaněček, M., Sitenský, I., Kotková, J., & Hodková, T. (2010): *Surovinové zdroje České republiky: Nerostné suroviny (stav 2009)*. Ministerstvo životního prostředí, Česká geologická služba–Geofond.
- Starý, J., Sitenský, I., Mašek, D., Gabriel, Z., Němec, M., Hodková, T., Vaněček, M., Novák, J., Kavina, P. (2021): *Surovinové zdroje České republiky: Nerostné suroviny (stav 2020)*. Ministerstvo životního prostředí, Česká geologická služba–Geofond.
- Starý, J., Sitenský, I., Mašek, D., Hodková, T., Vaněček, M., Novák, J., Horáková, A., Kavina, P. (2014): *Surovinové zdroje České republiky: Nerostné suroviny (stav 2013)*. Ministerstvo životního prostředí, Česká geologická služba–Geofond.
- Starý, J., Sitenský, I., Mašek, D., Hodková, T., Vaněček, M., Novák, J., Kavina, P. (2018): *Surovinové zdroje České republiky: Nerostné suroviny (stav 2017)*. Ministerstvo životního prostředí, Česká geologická služba–Geofond.
- Staříková, E. (2021): *Sezónní dynamika bičíkatých řas v různých typech rybníků*. Bakalářská diplomová práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.
- Stefanoudis P. V., Sayer C. D., Greaves H. M., Davidson T. A., Robson H., Almeida D. & Smith E. (2017): *Consequences of fish for cladoceran, water beetle and macrophyte communities in a farmland pond landscape: implications for conservation*. *Fundamental and Applied Limnology* 190 (2): 2–16.
- Straková, L. (2013): *Dynamika rozvoje fytoplanktonu Brněnské přehrady v závislosti na podmínkách prostředí*. Disertační práce, Mendelova univerzita v Brně, Brno.
- Strunecká, A. & Patočka, J. (2006): *Kyselina fytová a naše zdraví*. *Toxicology.cz*. Dostupné z: <http://www.toxicology.cz/modules.php?name=News&file=article&sid=56>

- Sukop, i (2008): *Zooplankton of the Zámecký rybník pond*. Acta univ. agric. et silvic. Mendel. Brun., LVI, No. 1, pp. 189–200.
- Svoboda, P., Kulichová, J., Šťastný, J. (2013): *Spatial and temporal community structure of desmids on a small spatial scale*. Hydrobiologia, 722 (1): 291–303. Dostupné z: doi: 10.1007/s10750-013-1713-4
- Svobodová, I. (2008): *Řasová a sinicová flóra v zatopených lomech na Skutečsku*. Bakalářská diplomová práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.
- Sýkorová, V. (2010): *Vliv kvality potravy na růst a přežívání sladkovodního zooplanktonu*. Bakalářská práce, Univerzita Karlova v Praze, Praha.
- Šimek a kol. (2020a): *Živá půda 3. Fototrofní mikroorganismy a houby*. Živa 3: 137-142. Dostupné z: layout_KRIDA (avcr.cz)
- Šimek, M., Baldrian, P., Elhottová, D., Lukešová, A. (2020a): *Živá půda 3. Fototrofní mikroorganismy a houby*. Živa 3: 137-142. Dostupné z: <https://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/ziva-puda-3-fototrofni-mikroorganismy-a-houby.pdf>
- Šinko, J. (2015): *Pískovny*. Příroda [online]. [cit. 2022-28-12]. Dostupné z: <http://www.priroda.cz/clanky.php?detail=1227>
- Šmejkal, M. (2010): *Význam jednotlivých habitatů pro ryby v přehradních nádržích*. Bakalářská práce, Univerzita Karlova v Praze, Praha
- Šobr, M. (2022): *Vodní zdroje na našem území*. Živa 5: 206–210. Dostupné z: <https://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/vodni-zdroje-na-nasem-uzemi.pdf>
- Šorf, M., Brandl, Z., Znachor, P., Vašek, M. (2014): *Different effects of planktonic invertebrate predators and fish on the plankton community in experimental mesocosms*. Annales de Limnologie – International Journal of Limnology 50: 71-83 Dostupné z: doi: 10.1051/limn/2014001
- Šrámek-Hušek R. (1953): *Naši klanonožci*. Nakladatelství Československé akademie věd, Praha.
- Šrámek-Hušek R., Straškraba M. & Brtek J. (1962): *Fauna ČSSR. Vol. 16. Lupenonožci – Branchiopoda*. Nakladatelství Československé akademie věd, Praha.
- Šťastný, J. (2010): *Desmids (Conjugatophyceae, Viridiplantae) from the Czech Republic; new and rare taxa, distribution, ecology*. Fottea. 10 (1): 1-74. Dostupné z: doi: 10.5507/fot.2010.001
- Štěpánková, J. (2012): *Diverzita a ekologie krásivek oligotrofních vod: stav společenstev v antropicky ovlivněném prostředí*. Disertační práce, Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc.
- Štěpánková, J., Hašler, P., Hladká, M. & Poulíčková, A. (2012): *Diversity and ecology of desmids of peat bogs in the Jeseníky Mts: spatial distribution, remarkable finds*. Fottea 12(1): 111–126. Dostupné z: doi: 10.5507/fot.2012.009
- Švecová, M. (2019): *Je zooplankton schop žít se pikoplanktonními sinicemi?* Bakalářská práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.
- Takamura, N. & Kadono, Y. & Fukushima, M. & Nakagawa, M. & Kim, Baik-Ho. (2003): *Effects of aquatic macrophytes on water quality and phytoplankton communities in shallow lakes*. Ecological Research. 18: 381–395. Dostupné z: doi: 10.1046/j.1440-1703.2003.00563.x.

- Tavernini, S., Viaroli, P., Rossetti, G. (2009): *Zooplankton Community Structure and Inter-Annual Dynamics in Two Sand-Pit Lakes with Different Dredging Impact*. International Review of Hydrobiology 94: 290–307. Dostupné z: 10.1002/iroh.200811124.
- Threlkeld S. T. & Soballe D. M. (1988): *Effects of mineral turbidity on fresh-water plankton communities: 3 exploratory tank experiments of factorial design*. Hydrobiologia 159: 223–236.
- 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. Dostupné z: doi: 10.1023/A:1026325432000
- Tolonen, K., Holopainen, I., Hämäläinen, H. et al. (2005): *Littoral species diversity and biomass: concordance among organismal groups and the effects of environmental variables*. Biodivers Conserv 14: 961–980. Dostupné z: doi: <https://doi.org/10.1007/s10531-004-8414-2>
- Touloupakis, E., Cicchi, B., Benavides, A. M. S., & Torzillo, G. (2016): *Effect of high pH on growth of Synechocystis sp. PCC 6803 cultures and their contamination by golden algae (Poterioochromonas sp.)*. Applied microbiology and biotechnology 100(3): 1333–1341. Dostupné z: doi: <https://doi.org/10.1007/s00253-015-7024-0>
- Trnková, R. (2008): *Faktory ovlivňující průběh sukcese vegetace v opuštěných kamenolomech v oblasti Českomoravské Vysočiny*. Diplomová práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.
- Tropek R., Prach K. (2012): *Místa narušená těžbou*. In: Jongepierová I., Pešout P., Jongepier W. J., Prach K. (eds.) (2012): *Ekologická obnova v České republice*. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha, 87–93.
- Tropek, R., Kadlec, T., Hejda, M., Kocarek, P., Skuhrovec, J., Malenovský, I., ... & Konvíčka, M. (2012). *Technical reclamations are wasting the conservation potential of post-mining sites. A case study of black coal spoil dumps*. Ecological Engineering, 43, 13-18.
- Ulrich, K-U. & Pöthig, R. (2000): *Evidence for aluminum precipitation and phosphorus inactivation in acidified watershed–reservoir ecosystem*. Silva Gabreta 4: 185–198. Dostupné z: https://www.researchgate.net/publication/233844423_Evidence_for_aluminum_precipitation_and_phosphorus_inactivation_in_acidified_watershed-reservoir_ecosystem
- Urban, Z., Váňa, T. (1996): *Systém a evoluce nižších rostlin*. SPN, Praha.
- Vácha, J. (2019): *Geologické fenomény ve vybraných pískovnách Jihočeského kraje*. Calla.
- Vácha, J. & Zeman, Š. (2018): *How geodiversity influences poorly known Arthropod groups and sandpit ecosystems*. Academia: 1–37. Dostupné z: https://www.academia.edu/40450673/How_geodiversity_influences_poorly_known_Arthropod_groups_and_sandpit_ecosystems
- Vácha, J., & Zeman, Š. (2019): *Biologický průzkum pískovny Planá n. L. H.* 1–17.
- Vaněk, O. & Ešpandr, M. (2023): *Pískovny jako refugia ohrožených druhů*. Vesmír 102(1): 50–51. Dostupné z: <https://vesmir.cz/cz/casopis/archiv-casopisu/2023/cislo-1/piskovny-jako-refugia-ohrozenych-druhu.html>
- Verner, P. H. (1971): *Štírci – Pseudoscorpionidea*. In: Daniel, M. & Černý, V. (Eds): *Klíč zvířeny ČSSR. Díl IV. Československá akademie věd, Praha*.
- Vícha, O. (2012): *Ložiska nevyhrazených nerostů jako součást pozemku: Vybrané otázky*. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc.

- Vlčko, T. (2013): *Charakteristika linií jarních ječmenů s nízkým obsahem kyseliny fytové a zvýšenou aktivitou fytasy*. Bakalářská práce, Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc.
- Volemanová, E. (2007): *Antipredační mechanismy a indukovatelné morfologické struktury u perlooček rodu Daphnia (Crustacea: Cladocera)*. Bakalářská práce, Univerzita Karlova v Praze, Praha.
- Vondrák, D. (2007): *Životní cykly klanonožců v pevninských vodách – přehled literatury*. Bakalářská práce, Univerzita Karlova v Praze, Praha.
- Vorst, O. (2011): *Nieuws over Nederlandse kortschildkevers 6 – Omaliinae, Tachyporinae, Oxytelinae (Coleoptera: Staphylinidae)*. Entomologische berichten 71(3): 66–76.
- Wachmann, E., Melber, A. and Deckert, J. (2004): *Microphysidae, Miridae. Revision of bugs from Germany, Austria and German-speaking Switzerland*.
- Wachmann, E., Melber, A. and Deckert, J. (2006): *Die Tierwelt Deutschlands 77*. Goecke and Evers Keltern.
- Wachmann, E., Melber, A. and Deckert, J. (2007): *Wanzen, 3: Pentatomomorpha I*. Tierwelt Deutschlands. Goecke and Evers Keltern.
- Wachmann, E., Melber, A. and Deckert, J. (2008): *Wanzen, 4: Pentatomomorpha II*. Tierwelt Deutschlands, 81. Goecke and Evers Keltern.
- Walker, L. R. & del Moral, R. (2003): *Primary succession and ecosystem rehabilitation*. Cambridge University Press.
- Weilhoefer, C. L., Pan, Y. (2006): *Diatom-based bioassessment in wetlands: How many samples do we need to characterize the diatom assemblage in a wetland adequately?* Wetlands 26(3): 793–802. Dostupné z: doi: 10.1672/0277
- Wessels, R., & Sundermann, A. (2022): *Habitat requirements of riparian arthropods on gravel bars: Implications for conservation and management of braided river floodplains*. Plos one 17(9): 1–19. Dostupné z: doi: 0.1371/journal.pone.0274977
- Wilkinson, G., Cole, J., Pace, M., Johnson, R., Kleinhans, M. (2015): *Physical and biological contributions to metalimnetic oxygen maxima in lakes: O₂ maxima driven by biology and physics*. Limnology and Oceanography 60: 1–10. Dostupné z: doi: 10.1002/lno.10022
- Zadinová, K. (2013): *Druhové složení a biomasa zooplanktonu v experimentálních mesokosmech o různé hloubce a koncentraci živin*. Diplomová práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.
- Zemanová, J. (2015): *Vliv rybí predace a litorální vegetace na strukturu a chování zooplanktonu*. Diplomová práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.
- Zhao, Q., Ding, S., Liu, Q., Wang, S., Jing, Y. R., & Lu, M. W. (2020): *Vegetation influences soil properties along riparian zones of the Beijiang River in Southern China*. PeerJ: 2–16. Dostupné z: doi: 10.7717/peerj.9699
- Zikmundová, K. (2019): *Rekultivace území postižené těžbou nerostných surovin*. Bakalářská práce, České vysoké učení technické v Praze, Praha.

10 PŘÍLOHY

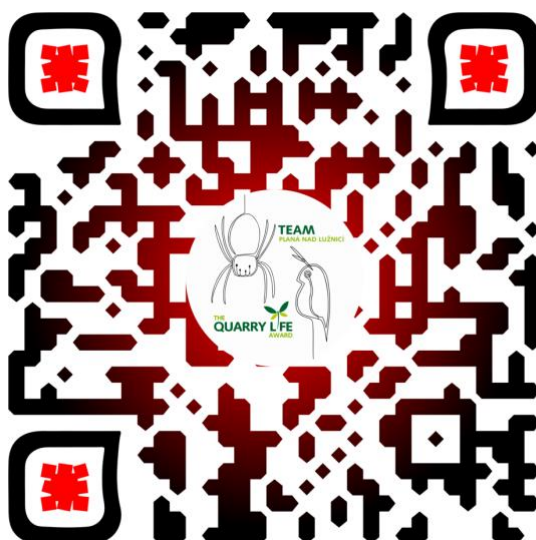
Vysvětlivky: (*) označuje grafy a tabulky, které nejsou zmíněny v textu práce

10.1 Příloha 1 – doprovodný materiál k vizualizaci a popularizaci zkoumaných stanovišť



Link 1: [Virtuální prohlídka pískovny Planá nad Lužnicí](#)

Obr. 45: *Multimediální virtuální prohlídka umožňující vizualizaci našich odběrových míst a areálu pískovny nejen pro veřejnost. Autor: Jakub Ešpandr*



Link 2: [Dokumentární film „Život pískoven“](#)

Obr. 46: *Souhrnný popularizační film pro místní občany s cílem přiblížit veřejnosti význam pískovny v Plané nad Lužnicí pro místní přírodu. Autor: Kateřina Fialová*

10.2 Příloha 3 – doprovodný materiál k výsledkům

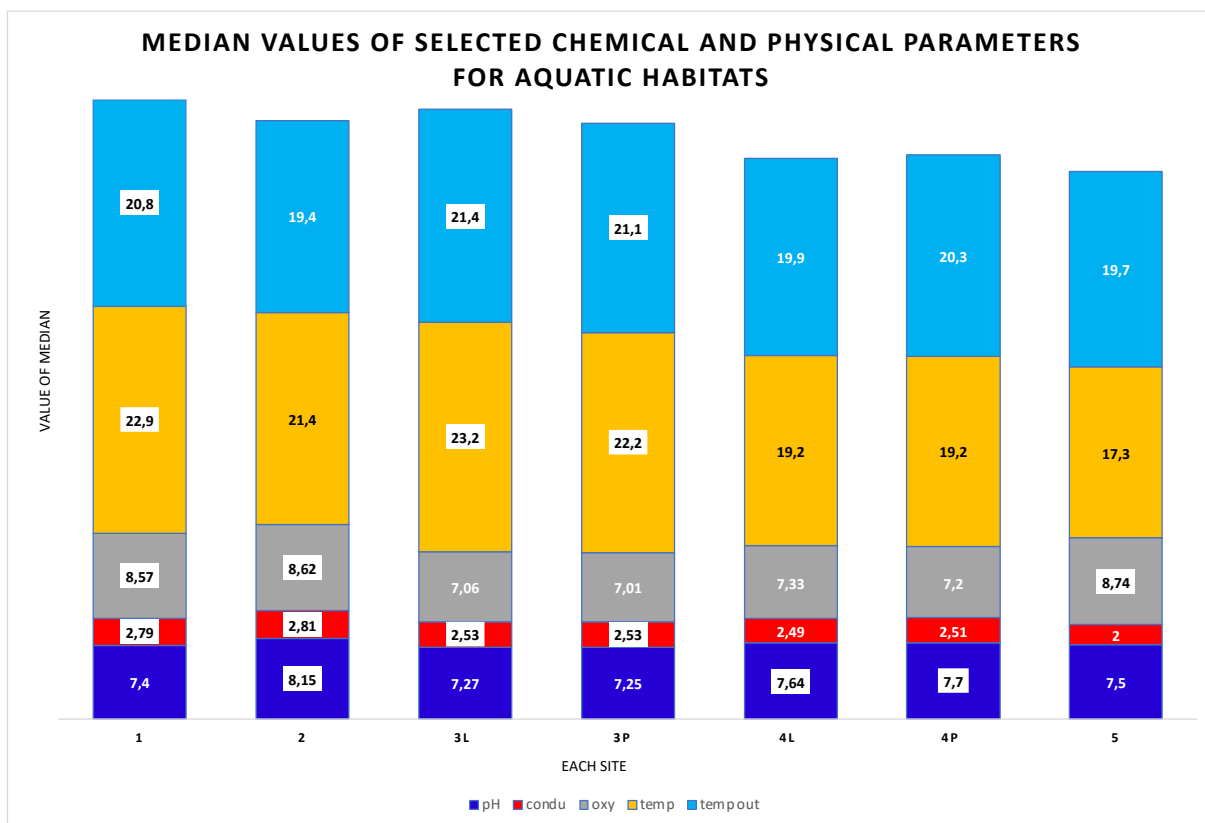
$$J(A,B) = \left| \frac{A \cap B}{|A| + |B| - |A \cap B|} \right|$$

Obr. 47: Početní rovnice Jaccardova indexu.

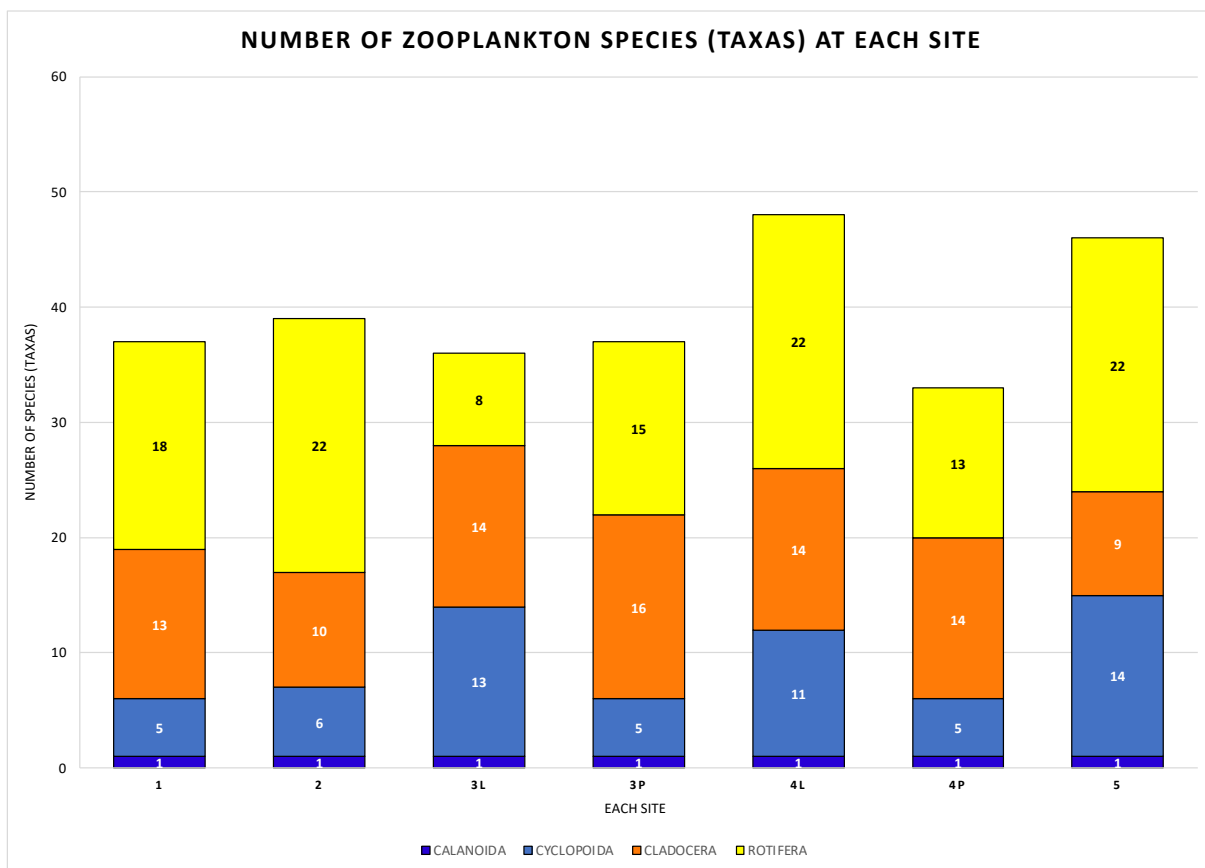
variable		habitat						
		1	2	3		4		5
				litoral	pelagial	litoral	pelagial	
pH	median	7,4	8,15	7,27	7,25	7,64	7,7	7,5
	max.	7,72	8,58	7,41	7,47	8,54	9,01	7,73
	min.	7,15	7,21	6,99	6,98	7,56	7,63	7,44
	standard deviation	0,213	0,513	0,156	0,188	0,414	0,581	0,117
	mean deviation	0,156	0,368	0,106	0,142	0,295	0,41	0,082
Oxy [mg/l]	median	8,57	8,62	7,06	7,01	7,33	7,2	8,74
	max.	9,78	10,45	10,93	10,81	10,43	10,4	9,27
	min.	6,63	7,31	6,56	6,38	7,03	7,1	7,13
	standard deviation	1,229	1,211	1,832	1,831	1,55	1,513	0,871
	mean deviation	0,932	0,935	1,344	1,319	1,325	1,298	0,594
Con [mS/cm]	median	610	650	340	340	310	320	100
	max.	650	690	410	400	380	350	100
	min.	550	540	290	310	290	300	80
	standard deviation	42,426	67,602	46,152	37,014	37,417	21,679	8,944
	mean deviation	32	57,6	35,2	30,4	28	17,6	7,2
Temp [°C]	median	22,9	21,4	23,2	22,2	19,2	19,2	17,3
	max.	26	23,2	24,5	25,2	25,6	25,2	24
	min.	10	8,4	8,8	7,8	7,8	7,9	8,8
	standard deviation	6,528	6,467	6,89	7,485	7,455	7,274	6,99
	mean deviation	5,192	5,344	5,72	6,272	6,032	5,936	5,68
Fish	none = 1	1	1	2	3	2	3	1
	medium = 2							
	high = 3							
Age	5	2	8-10	>20	2-4	>20	7	
Submerg / natant [%]	>50	4,9	>1	13,8%	>1	0,04%	1,2%	
Emersed [%]	100	53,56	100	0	100	<=1	76,84	
Area pelagial [m ²]	0	548	0	672	0	35933	836	
Area (total) [m ²]	224	1180	39,15	672	248,29	35933	3610	
Deep	relativ. depth %	4,74%	6,19%	---	11,1%	---	2,31%	3,54%
	max.	0,4	1,2	0,8	2	0,6	3	1,2
	mean depth	0,15-0,2	0,25-1	40-80	1,8-1,9	0,4-0,6	2	0,3-0,4
Morfo	1 = rugged bottom	3	1	4	4	2	2	3
	2 = less rugged							
	3 = almost invariable							
	4 = sink							
Obscure	0 – none obscuration	1	0	2	1	2	0	2
	1 – several trees or submerged plants							
	2 – unattached canopy or litoral							
	3 – closed canopy							

Obr. 48: Tabulka proměnných vstupujících do statistických analýz vodního prostředí. Faktor s názvem relativní hloubka (relativ. depth) jsme počítali ze vztahu $z_r = \frac{z_{max}}{\sqrt{\frac{A}{\pi}}}$ (např. viz Pithart a kol. 2007); kde z_r je koeficient

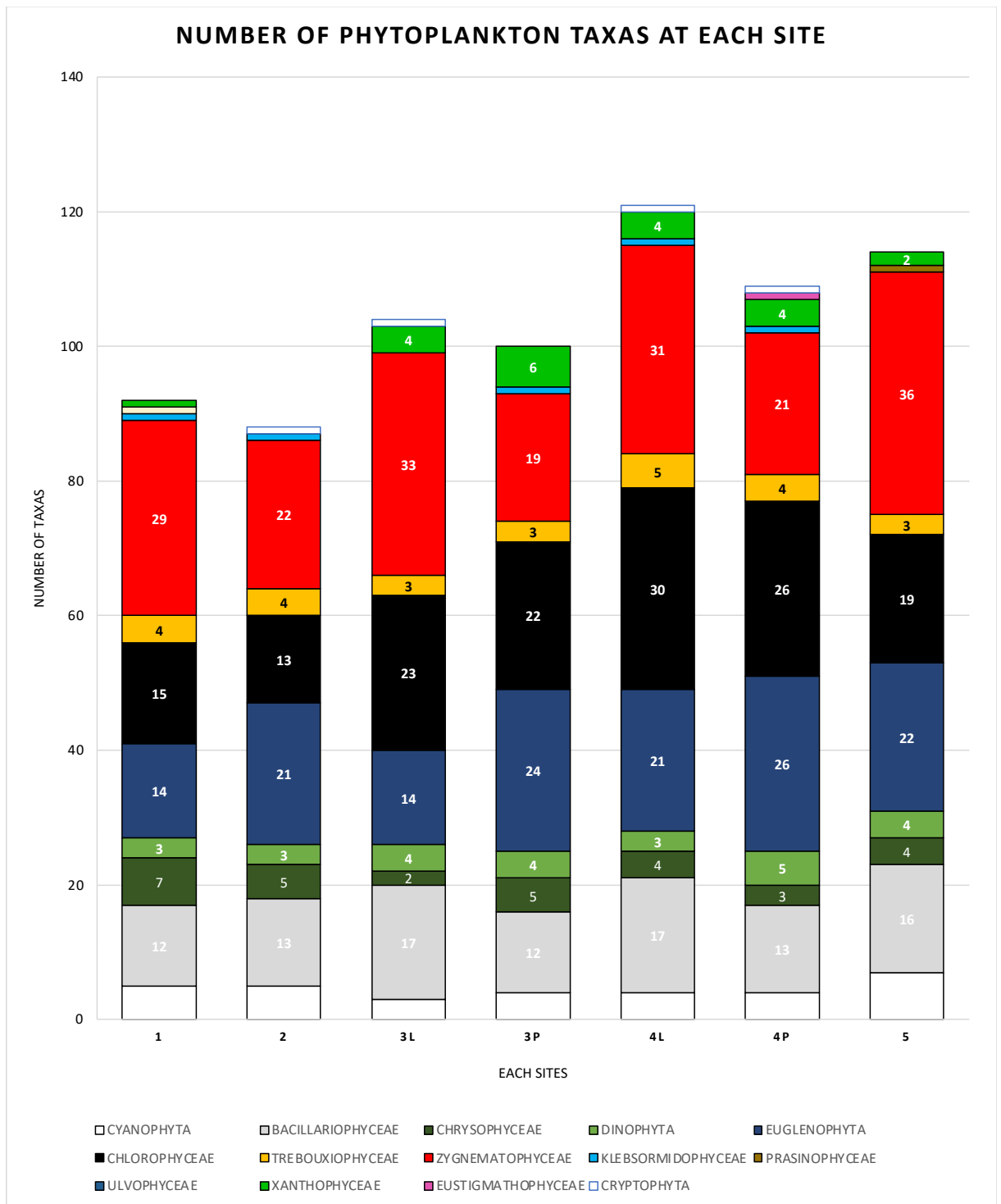
relativní hloubky, z_{max} maximální hloubkou a $\sqrt{\frac{A}{\pi}}$ podílem plochy nádrže (A – area) k Ludolfovu číslu (π).



Obr. 49: (*) Sloupcový graf vybraných mediánů fyzikálně-chemických parametrů vody se zahrnutou venkovní teplotou. Hodnota konduktivity se rovná jejímu dekadickému logaritmu.



Obr. 50: (*) Sloupcový graf kompozice nejdůležitějších skupin zooplanktonu na jednotlivých stanovištích.



Obr. 51: (*) Sloupcový graf kompozice skupin řas a sinic na jednotlivých stanovištích.

	pH_med	pH_max	pH_min	pH_sd	Oxy_med	Oxy_max	Oxy_min	Oxy_sd	Con_med	Con_max	Con_min	Con_sd	Temp_med	Temp_max	Temp_min	Temp_sd	Fish	Age	Sub_nat	Emersed	Area_pel	Area	Deep	Morfo			
pH_med	x																										
pH_max	0.781	x																									
pH_min	0.44	0.782	x																								
pH_sd	0.786	0.599	0.579	x																							
Oxy_med	0.426	0.002	0.08	-0.1	x																						
Oxy_max	-0.076	0.019	-0.401	0.246	-0.793	x																					
Oxy_min	0.87	0.762	0.716	0.633	0.487	-0.391	x																				
Oxy_sd	-0.43	-0.167	-0.396	0.018	-0.927	0.917	-0.645	x																			
Con_med	0.421	0.158	-0.366	0.347	0.289	0.224	-0.006	0.014	x																		
Con_max	0.372	0.133	-0.402	0.337	0.19	0.321	-0.071	0.121	0.393	x																	
Con_min	0.375	0.173	-0.337	0.359	0.24	0.23	-0.049	0.052	0.394	0.39	x																
Con_sd	0.406	0.043	-0.515	0.267	0.057	0.538	-0.037	0.263	0.846	0.881	0.809	x															
Temp_med	-0.301	-0.463	-0.845	-0.218	-0.218	0.572	-0.685	0.553	0.662	0.714	0.666	0.699	x														
Temp_max	-0.552	-0.069	0.103	-0.089	-0.393	0.035	-0.531	0.352	-0.015	0.03	0.092	-0.263	0.175	x													
Temp_min	-0.22	-0.448	-0.335	-0.471	0.619	-0.513	-0.196	-0.442	0.371	0.322	0.364	0.094	0.363	0.119	x												
Temp_sd	-0.363	0.095	0.313	0.04	-0.741	0.303	-0.221	0.506	-0.662	-0.600	-0.605	-0.51	-0.364	0.409	-0.765	x											
Fish	-0.322	0.151	0.063	0.235	-0.903	0.638	-0.378	0.771	-0.311	-0.247	-0.253	-0.229	0.047	0.383	-0.70	0.797	x										
Age	-0.402	-0.019	-0.036	0.043	-0.63	0.34	-0.407	0.502	-0.34	-0.326	-0.294	-0.416	0.019	0.27	-0.443	0.593	0.865	x									
Sub_nat	-0.281	-0.341	-0.373	-0.29	0.366	-0.289	-0.445	-0.156	0.567	0.543	0.612	0.185	0.518	0.53	0.749	-0.444	-0.326	-0.146	x								
Emersed	-0.11	-0.293	-0.071	-0.377	0.348	-0.287	0.018	-0.254	0.083	0.1	0.066	0.165	0.106	0.065	0.592	-0.42	-0.69	-0.829	0.228	x							
Area_pel	0.205	0.657	0.582	0.631	-0.315	0.071	0.288	0.089	-0.152	-0.179	-0.111	-0.38	-0.322	0.16	-0.341	0.28	0.56	0.621	-0.256	-0.608	x						
Area	0.215	0.655	0.611	0.612	-0.269	0.011	0.326	0.029	-0.192	-0.226	-0.155	-0.424	-0.378	0.125	-0.331	0.272	0.525	0.607	-0.276	-0.601	0.997	x					
Deep	-0.072	0.277	0.086	0.371	-0.646	0.487	-0.176	0.525	-0.18	-0.161	-0.142	-0.202	-0.028	0.14	-0.672	0.604	0.857	0.922	-0.295	-0.933	0.683	0.661	x				
Morfo	0.962	-0.876	-0.61	-0.842	-0.394	0.155	-0.881	0.445	-0.385	-0.34	-0.364	-0.294	0.386	0.327	0.208	0.266	0.285	0.412	0.202	0.05	-0.284	-0.292	0.09	x			
Obscure	-0.593	-0.579	-0.091	-0.71	-0.11	-0.164	-0.301	0.05	-0.587	-0.539	-0.588	-0.34	-0.139	0.169	0.14	0.259	-0.176	-0.303	-0.123	0.660	-0.565	-0.548	-0.514	0.547			

Obr. 52: (*) Matice Pearsonova korelačního koeficientu všech proměnných vodního prostředí použitých v ordinačních analýzách (NMDS). Tmavší oranžový gradient značí silnější negativní korelaci, zatímco silnější červený gradient značí silnější pozitivní korelaci (gradienty v okruhu bílé neukazují žádný vztah).

Spearman rank correlation matrix of diversity and fish mass (1-3)				
	Fish	Div_zoo	Div_fyto	Div_rare
Div_zoo	-0,68 p<0,1	x		
Div_fyto	0,283 p>0,1	0,25 p>0,1	x	
Div_rare	0,019 p>0,1	0,321 p>0,1	0,929 p<0,1	x

Obr. 53: Matice Spearmanova korelačního testu vztahu rybí predace k diverzitě zooplanktonu. Navíc je tabulka doplněna taktéž ilustračně o výsledek korelace na fytoplankton a zajímavé zástupce. Tmavší oranžový gradient značí silnější negativní korelaci, zatímco silnější červený gradient značí silnější pozitivní korelaci (gradienty v okruhu bílé neukazují žádný vztah)

	Fish (1-3)	Fish (1-2)
pH_med	-0,322	-0,374
pH_max	0,151	0,082
pH_min	0,063	0,047
pH_sd	0,235	0,153
Oxy_med	-0,903	-0,99
Oxy_max	0,638	0,742
Oxy_min	-0,378	-0,391
Oxy_sd	0,771	0,877
Con_med	-0,311	-0,355
Con_max	-0,247	-0,257
Con_min	-0,253	-0,304
Con_sd	-0,229	-0,118
Temp_med	0,047	0,1
Temp_max	0,383	0,398
Temp_min	-0,7	-0,668
Temp_sd	0,797	0,791
Age	0,865	0,587
Sub_nat	-0,326	-0,433
Emersed	-0,690	-0,315
Area_pel	0,560	0,345
Area	0,525	0,304
Deep	0,897	0,619
Morfo	0,285	0,32
Obscure	-0,176	0,149

Correlation matrix of fish stock and important aquatic variables				
	Fish (1-2)/P	Fish (1-2)/S	Fish (1-3)/P	Fish (1-3)/S
Emersed	-0,315	-0,15	-0,69 p<0,1	-0,49
Oxy_med	-0,99 p<0,1	-0,866 p<0,1	-0,903 p<0,1	-0,869 p<0,1
Sub_nat	-0,433	-0,583	-0,326	-0,458

Obr. 54: (*) Matice porovnávající Pearsonovu korelaci všech proměnných vodních stanovišť ve vztahu ke zvolené rybí škále založené buď na přítomnosti/absenci (1-2), či na míře predace (1-3). Druhá tabulka (vpravo) ukazuje srovnání Spearmanovy (S) a Pearsonovy (P) metody významných proměnných ve vodním prostředí k rybám (vysvětlení škálování je obdobné tabulce vlevo). Tmavší oranžový gradient značí silnější negativní korelaci, zatímco silnější červený gradient značí silnější pozitivní korelaci (gradienty v okruhu bílé neukazují žádný vztah)

	<i>Penetrability_Med</i>	<i>Age</i>	<i>Humidity</i>	<i>Grains_1+</i>	<i>Grains_1-</i>	<i>Cover</i>
<i>Penetrability_Med</i>	x					
<i>Age</i>	-0,528	x				
<i>Humidity</i>	0,368	-0,074	x			
<i>Grains_1+</i>	0,918	-0,78	0,116	x		
<i>Grains_1-</i>	-0,918	0,78	-0,116	-1	x	
<i>Cover</i>	0,15	0,673	0,496	-0,248	0,248	x
<i>Succession_Stage</i>	-0,066	0,86	0,169	-0,398	0,398	0,811

Obr. 55: (*) Matice Pearsonova korelačního koeficientu všech proměnných terestrického prostředí použitých v ordinálních analýzách (NMDS). Tmavší oranžový gradient značí silnější negativní korelaci, zatímco silnější červený gradient značí silnější pozitivní korelaci (gradienty v okruhu bílé neukazují žádný vztah).

	<i>Slant_near_med</i>	<i>Slant_far_med</i>	<i>Ruggedness</i>	<i>Penetrability_Med</i>	<i>Age</i>	<i>Grains_1+</i>
<i>Slant_near_med</i>	x					
<i>Slant_far_med</i>	-0,073	x				
<i>Ruggedness</i>	-0,583	-0,413	x			
<i>Penetrability_Med</i>	0,854	-0,384	-0,598	x		
<i>Age</i>	0,84	0,433	-0,59	0,509	x	
<i>Grains_1+</i>	0,915	-0,193	-0,354	0,697	0,701	x
<i>Grains_1-</i>	-0,915	0,193	0,354	-0,697	-0,701	-1

Obr. 56: (*) Matice Pearsonova korelačního koeficientu všech proměnných břehového prostředí použitých v ordinálních analýzách (NMDS). Tmavší oranžový gradient značí silnější negativní korelaci, zatímco silnější červený gradient značí silnější pozitivní korelaci (gradienty v okruhu bílé neukazují žádný vztah).

	pH_med	pH_max	pH_min	pH_sd	Oxy_med	Oxy_max	Oxy_min	Oxy_sd	Con_med	Con_max	Con_min	Con_sd
Div_zoo	0,162	-0,036	0,361	-0,245	0,483	-0,599 p=0,155	0,443	-0,603 p=0,152	-0,417	-0,442	-0,449	-0,294
Div_fyto	-0,219	0,173	0,64 p=0,121	-0,03	-0,365	-0,141	0,173	0,047	-0,837 p<0,1	-0,804 p<0,1	-0,805 p<0,1	-0,69 p<0,1

	Temp_max	Temp_min	Temp_sd	Fish	Age	Sub_nat	Emersed	Area_pel	Area	Deep	Morfo	Obscure
-0,649	-0,240	-0,01	0,058	-0,545	-0,601	-0,224	0,473	-0,498	-0,448	-0,593	-0,201	0,573
-0,703 p=0,115	0,250	-0,455	0,725 p<0,1	0,299	0,091	-0,55	0,131	0,186	0,209	0,048	0,076	0,598 p=0,155

	pH_med	pH_max	pH_min	pH_sd	Oxy_med	Oxy_max	Oxy_min	Oxy_sd	Con_med	Con_max	Con_min	Con_sd
Div_Aq_ins	0,212	-0,161	-0,045	-0,236	0,947 p<0,1	-0,77 p=0,128	0,337	-0,894 p<0,1	0,073	-0,042	0,034	-0,245
Rare_Aq_ins	0,03	-0,193	-0,055	-0,255	0,901 p<0,1	-0,8 p=0,104	0,061	-0,801 p<0,1	0,258	0,156	0,262	-0,218

	Temp_max	Temp_min	Temp_sd	Fish	Age	Sub_nat	Emersed	Area_pel	Area	Deep	Morfo	Obscure
-0,241	-0,402	0,519	-0,629	-0,958 p<0,1	-0,008	0,311	-0,586	0,758 p=0,138	0,721	-0,462	-0,123	-0,421
-0,05	0,056	0,757 p=0,104	-0,623	-0,919 p<0,1	-0,088	0,706	-0,25	0,396	0,425	-0,781 p=0,119	-0,049	-0,406

Obr. 57: *Vlevo: Matice Pearsonova korelačního koeficientu všech parametrů použitých v ordinačních analýzách (NMDS) ve vztahu k planktonu. Vpravo: Matice Pearsonova korelačního koeficientu všech parametrů použitých v ordinačních analýzách (NMDS) ve vztahu k vodním broukům. Popis obou grafů naleznete pod 56. obrázkem.*

	pH_med	pH_max	pH_min	pH_sd	Oxy_med	Oxy_max	Oxy_min	Oxy_sd	Con_med	Con_max	Con_min	Con_sd
Div_Het	0,218	0,09	0,534	-0,166	0,831 p<0,1	-0,93 p<0,1	0,573	-0,976 p<0,1	-0,317	-0,419	-0,333	-0,594
Rare_Het	-0,151	-0,28	0,415	-0,538	0,472	-0,777 p=0,122	0,341	-0,715	-0,74 p=0,153	-0,813 p<0,1	-0,764 p=0,133	-0,838 p<0,1

	Temp_med	Temp_max	Temp_min	Temp_sd	Fish	Age	Sub_nat	Emersed	Area_pel	Area	Deep	Morfo	Obscure
-0,241	-0,402	0,519	-0,629	-0,958 p<0,1	-0,008	0,311	-0,586	0,758 p=0,138	0,721	-0,462	-0,123	-0,421	
-0,05	0,056	0,757 p=0,104	-0,623	-0,919 p<0,1	-0,088	0,706	-0,25	0,396	0,425	-0,781 p=0,119	-0,049	-0,406	

	pH_med	pH_max	pH_min	pH_sd	Oxy_med	Oxy_max	Oxy_min	Oxy_sd	Con_med	Con_max	Con_min	Con_sd
Div_Surf	-0,107	-0,426	-0,057	-0,511	0,218	-0,30	0,229	-0,359	-0,62	-0,669	-0,686	-0,485
Rare_Surf	-0,204	-0,501	-0,092	-0,578	0,138	-0,269	0,135	-0,285	-0,657	-0,698	-0,718	-0,512

	Temp_med	Temp_max	Temp_min	Temp_sd	Fish	Age	Sub_nat	Emersed	Area_pel	Area	Deep	Morfo	Obscure
-0,426	-0,688	-0,059	-0,031	-0,215	0,576	0,347	-0,394	0,753 p=0,142	0,783 p=0,117	0,188	0,31	0,264	
-0,389	-0,628	-0,038	0,010	-0,140	0,656	0,397	-0,299	0,682 p=0,156	0,735 p=0,156	0,179	0,404	0,343	

Obr. 58: *Vlevo: Matice Pearsonova korelačního koeficientu všech parametrů použitých v ordinačních analýzách (NMDS) ve vztahu k vodním plošticím. Vpravo: Matice Pearsonova korelačního koeficientu všech parametrů použitých v ordinačních analýzách (NMDS) ve vztahu k neustonným a plestonným větším členovcům. Popis obou grafů naleznete pod 56. obrázkem.*

Matrix for ripicolous Carabidae and Staphylinidae									
	Slant_near_med	Slant_far_med	Ruggedness	Penetrability_Med	Age	Grains_1+	Grains_1-	Cover	Succession_Stage
Div_Wrip_CaraStaph	-0,295	-0,416	-0,190	0,223	-0,605	-0,414	0,414	-0,879 p<0,1	-0,712
Rare_Wrip_CaraStaph	0,015	-0,771	0,01	0,38	-0,508	0,157	-0,157	-0,736	-0,784

Matrix for ripicolous Heteroptera									
	Slant_near_med	Slant_far_med	Ruggedness	Penetrability_Med	Age	Grains_1+	Grains_1-	Cover	Succession_Stage
Div_Wrip_Het	0,485	-0,789 p=0,113	0,10	0,56	-0,007	0,697	-0,697	-0,115	-0,339

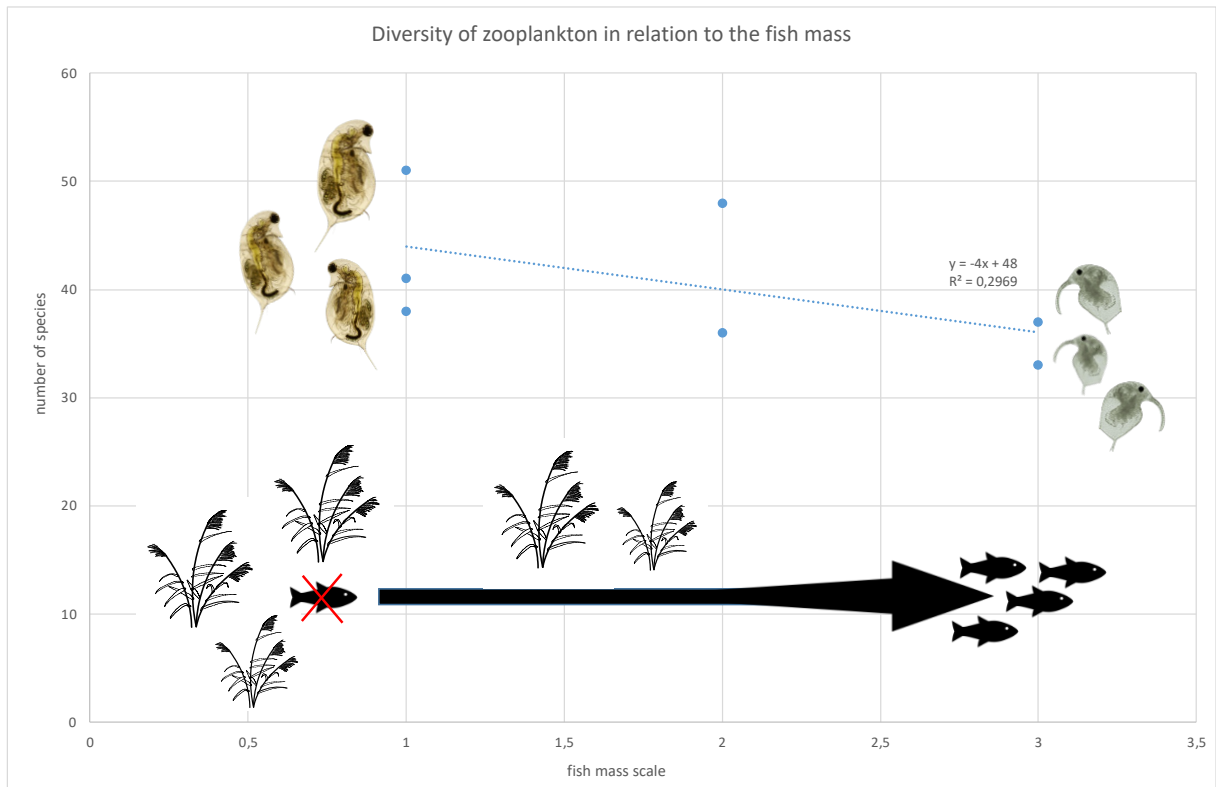
Matrix for ripicolous spiders									
	Slant_near_med	Slant_far_med	Ruggedness	Penetrability_Med	Age	Grains_1+	Grains_1-	Cover	Succession_Stage
Div_Wrip_Ara	-0,077	-0,624	0,195	0,344	-0,33	-0,278	0,278	-0,131	-0,4
Rare_Wrip_Ara	-0,43	-0,276	0,216	-0,03	-0,469	-0,673	0,673	-0,195	-0,376

Matrix for terrestrial Carabidae							
	Penetrability_Med	Age	Humidity	Grains_1+	Grains_1-	Cover	Succession_Stage
Div_T_Cara	0,785 p=0,115	-0,806	-0,13	0,94 p<0,1	-0,945 p<0,1	-0,381	-0,556
Rare_T_Cara	0,378	-0,741	-0,51	0,67	-0,668	-0,639	-0,744 p=0,149

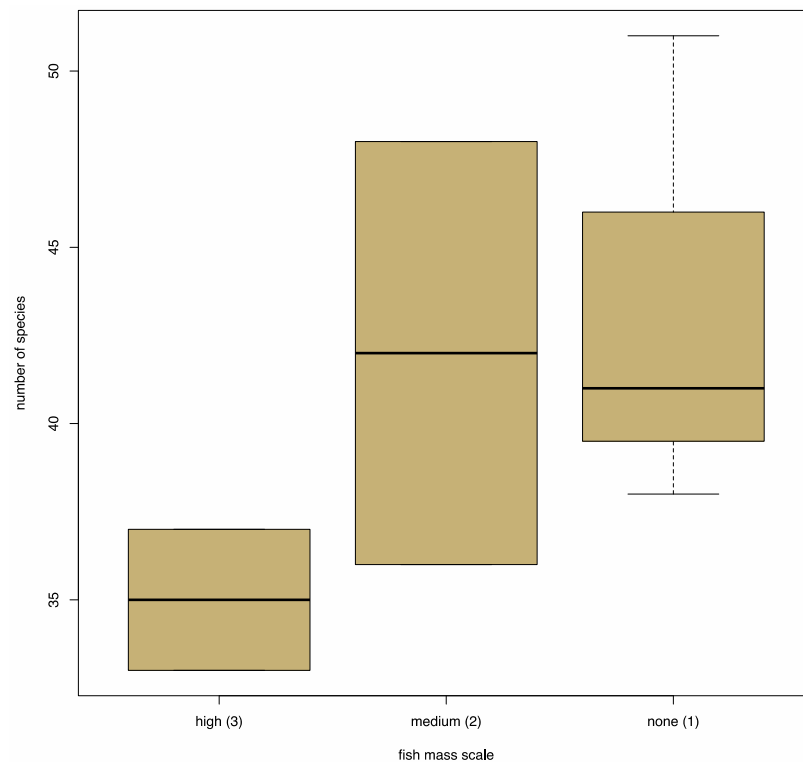
Matrix for Auchenorrhyncha							
	Penetrability_Med	Age	Humidity	Grains_1+	Grains_1-	Cover	Succession_Stage
Div_T_Auch	0,079	-0,242	-0,808 p<0,1	0,339	-0,339	-0,612	-0,2

Matrix for terrestrial Heteroptera							
	Penetrability_Med	Age	Humidity	Grains_1+	Grains_1-	Cover	Succession_Stage
Div_Het	0,396	-0,741	-0,558	0,708	-0,708	-0,739 p=0,153	-0,7

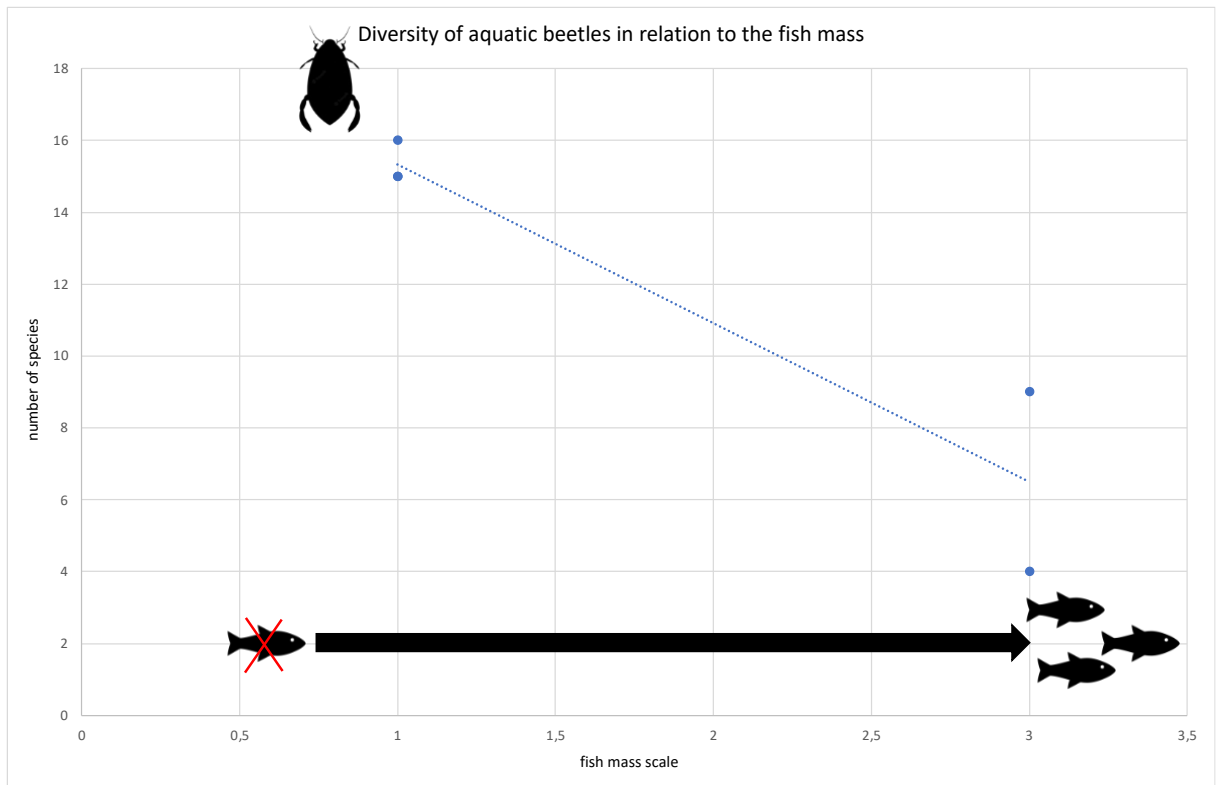
Obr. 59: Pearsonovy korelační matice všech parametrů použitých v ordinačních analýzách (NMDS) ve vztahu k různým taxonomickým skupinám suchozemských a ripikolních členovců. Statisticky významné ($p < 0,1$) a ty, které nejsou daleko od hranice významnosti (kolem 0,15), jsou označeny tučným rámečkem. Tmavší oranžový gradient značí silnější negativní korelaci, zatímco silnější červený gradient značí silnější pozitivní korelaci (gradienty v okruhu bílé neukazují žádný vztah).



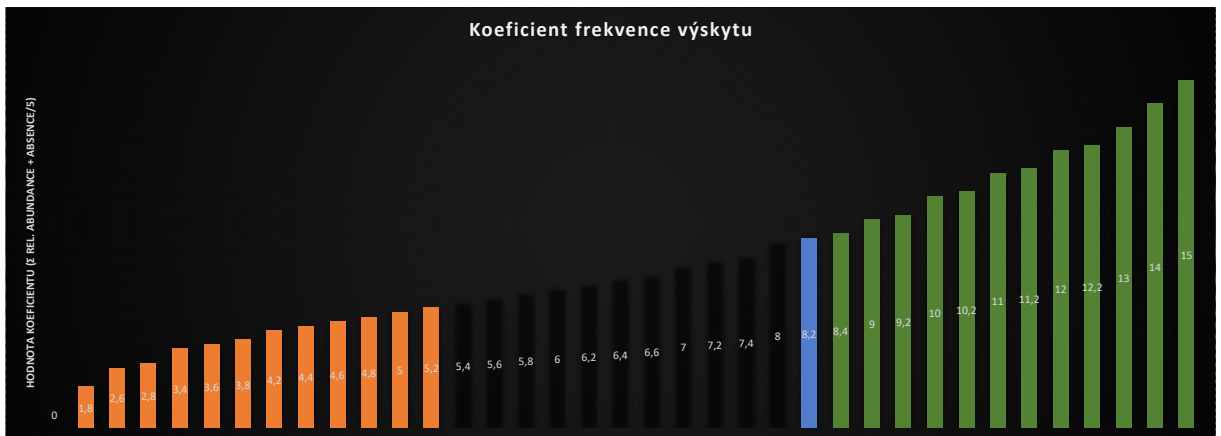
Obr. 60: Lineární regrese míry predace ryb na zooplankton s pasivně promítnutým rybím gradientem ve spojitosti s velikostní strukturou zástupců zooplanktonu a distribuce vodních makrofyt. Škála predace leží na ose X a počet druhů na ose Y. Černá šipka ilustruje gradaci predace rybami a zároveň klesající pokryvnost vodních makrofyt a přeměnu společenstva náchýlného vůči rybám na zástupce odolné vůči jejich predaci, tzv. prachový zooplankton (čtete rostoucí gradient zleva doprava).



Obr. 61: (*) Boxplot zobrazující velikost diverzity zooplanktonu podél stupnice rybí predace. Vousy ukazují maximální a minimální hodnoty. Horní a dolní hranice krabice představují kvartily a medián je vyznačen tlustou černou čarou.



Obr. 62: Lineární regrese míry predace ryb na vodní brouky. Škála predace leží na ose X a počet druhů na ose Y. Černá šipka ilustruje gradaci predace rybami (čtete rostoucí gradient zleva doprava).



Obr. 63: (*) Sloupcový graf hodnot koeficientu frekvence výskytu planktonních organismů, který jsme použili v určitých ordinačních analýzách (NMDS). Každý sloupeček ukazuje rozsah přítomnosti v průběhu odběrové sezóny, přičemž čísla uvnitř nabývají tím větších hodnot, čím častěji byl taxon ve vzorku přítomen v rámci 1 odběru, ale také vůči celé odběrové sezóně. Hodnoty jsme počítali z rovnice $y = \sum o + \frac{a}{5}$; kde $\sum o$ je soumou všech výskytů taxonu (o – occurrence) určených dle semikvantitativních kategorií (1–3) (viz. **Metodika**) a $\frac{a}{5}$ vyjadřuje index, do jaké míry nebyl taxon v průběhu odběrové sezóny nalezen (a – absent; 5 – celkový počet odběrových dní).

Macrocyclus fuscus	0,0,2,0,0	0,1,1,0,1	0,1,1,1,0	0,0,0,0,1	0,2,2,1,1	0,0,0,0,0	2,1,3,1,0
---------------------------	-----------	-----------	-----------	-----------	-----------	-----------	-----------

Obr. 64: (*) Příklad použití rovnice použité pod obrázkem 60 u výskytu zástupce *Macrocyclus fuscus* na stanovišti W5 (zelený rámeček): $\sum o = 7$ $\frac{a}{5} = \frac{1}{5} = 0,2$ výsledný koeficient se rovná 7,2

10.3 Příloha 4 – seznamy nalezených zástupců

checklist výskytů planktonu	stanoviště						
	1	2	3		4		5
			litorál	pelagiál	litorál	pelagiál	
COPEPODA (klanonožci):	1	1	1	1	1	1	1
nauplius	+	+	+	+	+	+	+
Calanoida (vznášivky):	1	1	1	1	1	1	1
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Eudiaptomus vulgaris</i>	+	+	+	+	+	+	+
koepodit	5	6	13	5	11	5	14
Cyclopoida (buchanky):							
<i>Acanthocyclops vernalis</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Acanthocyclops robustus</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Cryptocyclops bicolor</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Cyclops strenuus</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Diacyclops bicuspidatus</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Eucyclops macruroides</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Eucyclops macrurus</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Eucyclops serrulatus</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Macrocylops albidus</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Macrocylops fuscus</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Megacyclops viridis</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Microcylops varicans</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Paracyclops affinis</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Paracyclops fimbriatus</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Thermocyclops crassus</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Thermocyclops dybowskii</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	+	+	+	+	+	+	+
koepodit	1	0	0	0	1	1	1
Harpacticoida (plazivky):							
<i>Harpacticoida</i> g. sp.	+	+	+	+	+	+	+
CLADOCERA (perloočky):	13	10	14	16	14	14	9
<i>Alona guttata</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Alona quadrangularis</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Alonella nana</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Biapertura affinis</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Bosmina longirostris</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Ceriodaphnia laticaudata</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Ceriodaphnia mesogona</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Coronatella rectangula</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Daphnia ambigua</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Daphnia longispina</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Daphnia pulex</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Diaphanosoma mongolianum</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Diaphanosoma siphonum</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Graptoleberis testudinaria</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Chydorus sphaericus</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Macrothrix laticornis</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Moina micrura</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Pleuroxus aduncus</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Pleuroxus denticulatus</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Scapholeberis mucronata</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Scapholeberis rammeri</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Simoccephalus vetulus</i>	+	+	+	+	+	+	+
OSTRACODA (lasturnatky):	1	1	1	0	1	1	1
<i>Ostracoda</i> g. sp.	+	+	+	+	+	+	+
ROTIFERA (vrtniči):	18	22	8	15	22	13	22
<i>Anueroopsis fissa</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Asplanchna priodonta</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Bdelloidea</i> g. sp.	+	+	+	+	+	+	+
<i>Brachionus angularis</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Brachionus falcatus</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Cephalodella</i> sp.	+	+	+	+	+	+	+
<i>Cephalodella</i> spp.	+	+	+	+	+	+	+
<i>Collotheca</i> sp.	+	+	+	+	+	+	+
<i>Colurella</i> spp.	+	+	+	+	+	+	+
<i>Conochilus hippocrepis</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Euchlanis</i> spp.	+	+	+	+	+	+	+
<i>Filinia longiseta</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Hexarthra intermedia</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Keratella cochlearis</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Keratella quadrata</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Keratella quadrata</i> var. <i>frenzeli</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Keratella tecta</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Keratella valga</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Lecane luna</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Lecane lunaris</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Lecane</i> spp.	+	+	+	+	+	+	+
<i>Lepadella acuminata</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Lepadella</i> cf. <i>bitoba</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Lepadella</i> cf. <i>triptera</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Lepadella patella</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Lepadella rhomboides</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Lepadella</i> spp.	+	+	+	+	+	+	+
<i>Monommata</i> sp.	+	+	+	+	+	+	+
<i>Notommata</i> sp.	+	+	+	+	+	+	+
<i>Platyas quadricornis</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Proales</i> sp.	+	+	+	+	+	+	+
<i>Rotaria</i> sp.	+	+	+	+	+	+	+
<i>Scardium longicaudum</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Squatinella rostrum</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Stephanoceros fimbriatus</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Syncheata pectinata</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Syncheata tremula</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Testudinella patina</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Trichocerca</i> spp.	+	+	+	+	+	+	+
<i>Trichotria pocillum</i>	+	+	+	+	+	+	+
CYANOPHYTA (sinice):	5	5	3	4	4	4	7
<i>Anabaena</i> sp.	+	+	+	+	+	+	+
<i>Aphanothece</i> sp.	+	+	+	+	+	+	+
cf. <i>Kamptomena formosum</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Dolichospermum</i> sp.	+	+	+	+	+	+	+
<i>Geitlerinema splendendum</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Jaaginema</i> cf. <i>metaphyticum</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Oscillatoria</i> cf. <i>sancta</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Oscillatoria limosa</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Pseudoanabaena</i> sp.	+	+	+	+	+	+	+
BACILLARIOPHYCEAE (rozsivky):	12	13	17	12	17	13	16
<i>Amphora</i> sp.	+	+	+	+	+	+	+
<i>Asterionella formosa</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Craticula cuspidata</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Cymatopleura elliptica</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Cymatopleura solea</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Cymbella</i> spp.	+	+	+	+	+	+	+
<i>Epithemia</i> sp.	+	+	+	+	+	+	+
<i>Eunotia pectinalis</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Eunotia</i> sp.	+	+	+	+	+	+	+
<i>Fragilaria</i> sp.	+	+	+	+	+	+	+
<i>Gomphonema acuminatum</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Gomphonema truncatum</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Gyrosigma</i> sp.	+	+	+	+	+	+	+
<i>Navicula</i> spp.	+	+	+	+	+	+	+
<i>Nitzschia</i> spp.	+	+	+	+	+	+	+
<i>Pinnularia</i> sp.	+	+	+	+	+	+	+
<i>Rhopalodia gibba</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Sellaphora</i> sp.	+	+	+	+	+	+	+
<i>Suriella roba</i>	+	+	+	+	+	+	+

Surirella sp.							
Surirella tenera	+		+				
Tabellaria flocculosa		+	+	+	+	+	+
Tabellaria fenestrata	+	+	+	+	+	+	+
Ulnaria spp.	+	+	+	+	+	+	+
CHRYSTOPHYCEAE (zlativky):							
Dinobryon sertularia	7	5	2	5	4	3	4
Mallomonas lasiens	+	+	+	+	+	+	+
Mallomonas spp.	+	+					
Paraphysomonas sp.	+		+	+			
Synura echinulata	+						
Synura petersenii	+	+		+			+
Synura sp.	+	+		+	+	+	
Uroglena sp.	+	+		+			+
DINOPHYTA (obrnánky):							
Ceratium furcoides	3	3	4	4	3	5	4
Ceratium hirundinella	+	+	+	+	+	+	+
Dinophyta g. sp.				+			
Gymnodinium spp.	+	+	+	+	+	+	+
Gymnodinium oberrimum							
Peridinium spp.	+	+	+	+	+	+	+
EUGLENOPHYTA (krásnoočka):							
Anisonema sp.	14	21	14	24	21	26	22
Distigma cf. sennii	+		+				+
Entosiphon sulcatus							+
Euglena cf. mutabilis							+
Euglena deses	+	+					
Euglena ehrenbergi	+	+		+	+	+	+
Euglena hemichromata		+		+	+	+	
Euglena sp.							+
Euglena sp. 2	+	+					
Euglena sp. 3				+		+	
Euglena sp. 4				+			+
Eugleniformis proxima	+		+		+	+	+
Euglenaria cf. caudata				+			
Lepocinclis acus		+				+	+
Lepocinclis longissima						+	+
Lepocinclis ovum		+		+	+		
Lepocinclis oxyuris	+	+		+	+	+	+
Lepocinclis sp.		+		+	+	+	+
Lepocinclis spirogyroides		+	+	+	+	+	+
Lepocinclis texta		+	+	+	+	+	+
Lepocinclis tripteris		+	+	+	+	+	+
Monomorpha cf. pyrum		+		+	+	+	+
Peranema sensu lato				+			
Phacus acuminatus	+						
Phacus cf. curvicauda		+	+	+	+	+	
Phacus inflexus							+
Phacus longicauda	+	+				+	+
Phacus orbicularis	+	+	+		+	+	+
Phacus sp.	+	+				+	+
Phacus cf. raičiborskii				+	+	+	+
Phacus tortus		+		+	+	+	
Phacus triquetus							+
Strombomonas spp.			+	+	+	+	+
Trachelomonas sp.							+
Trachelomonas acanthostoma	+	+	+	+	+	+	+
Trachelomonas cf. globularis				+			
Trachelomonas hispida	+	+	+	+	+	+	
Trachelomonas cf. klebsii						+	+
Trachelomonas sp. 2	+		+	+	+	+	+
Trachelomonas volvocina	+	+	+	+	+	+	+
Trachelomonas volvocinopsis		+	+	+	+	+	+
CHLOROPHYCEAE (zelenivky):							
Actinastrum cf. hantzschii	15	13	23	22	30	26	19
Ankistrodesmus falcatus	+	+	+	+	+	+	+
Ankistrodesmus fusiformis				+	+	+	+
Bulbochaete rectangularis					+		
Coelastrum cf. astroideum					+	+	
Coelastrum cf. microporum					+		+
Desmodesmus aculeolatus	+						
Desmodesmus armatus		+			+	+	
Desmodesmus armatus var. bicaudatus		+					
Desmodesmus bicaudatus					+	+	
Desmodesmus cf. brasiliensis		+					+
Desmodesmus cf. denticulatus	+						
Desmodesmus cf. magnus		+					+
Desmodesmus abundans		+			+	+	
Desmodesmus communis	+	+	+	+	+	+	+
Desmodesmus opollensis		+	+	+	+	+	
Desmodesmus sp.					+	+	
Desmodesmus sp. 2		+			+	+	+
Desmodesmus velitaris	+					+	+
Ducellera chodatii					+		+
Dictyosphaerium sp.			+		+	+	
Hindakia tetrachromata			+	+	+	+	
Chlorotetraëdron incus				+			
Kirchneriella obesa	+	+			+		
Microactinium belenophorum				+	+	+	
Microspora sp.			+				
Monoraphidium arcuatum				+	+		
Monoraphidium sp.	+		+		+	+	
Oedogonium sp.			+		+		
Pandorina morum	+	+		+			+
Pediastrum duplex				+	+	+	+
Planktosphaeria gyalinosa			+		+	+	+
Polyedraopsis spinulosa					+		+
Pseudopediastrum boryanum							+
Scenedesmus disciformis				+	+	+	
Scenedesmus ellipticus	+						+
Scenedesmus obtusus	+			+			
Selenastrum gracile	+						+
Schroederia sp.			+	+	+	+	+
Sphaerocystis schroeteri	+	+	+	+	+	+	+
Stauridium tetras	+	+	+	+	+	+	+
Tetradasmus acuminatus		+	+	+	+	+	
Tetraëdron minimum	+	+	+		+	+	+
Tetraëdron triangulare			+		+	+	+
Tetraëdron trigonum			+	+			
Tetrastrum cf. glabrum				+	+	+	+
Tetrastrum heteracanthum				+	+		
Tetrasia distetica					+	+	
Volvox aureus			+				+
Westella botryoides			+				
TREBOUXIOPHYCEAE (třásky):							
Botryococcus terribilis	4	4	3	3	6	4	3
Lagerheimia sp.	+	+	+	+	+	+	+
Neglectella solitaria	+	+					+
Nephrocytium cf. agardhianum	+	+	+	+	+	+	+
Oocystis sp.					+	+	+
Willea sp.	+	+	+	+	+	+	+
ZYGEMATOPHYCEAE (spájkivky):							
Closterium acerosum	29	22	33	19	31	21	36
Closterium acutum var. acutum	+		+				+
Closterium cf. straussonii	+	+					+
Closterium cf. parvulum	+						+
Closterium incurvum					+		
Closterium intermedium							+
Closterium kuetzingii	+						

Closterium lunula	+						
Closterium moniliferum			+	+			+
Closterium praelongum	+						
Closterium pritchardianum		+					
Closterium prorum		+	+	+	+	+	+
Closterium sp. 1	+			+			
Closterium sp. 2		+					
Closterium strigosum var. elegans		+	+				
Closterium submoniliferum	+	+	+	+			
Closterium tumidulum	+	+	+	+	+		
Closterium venus			+				
Cosmarium subgranatum var. borgei	+						
Cosmarium angulara			+				+
Cosmarium berryense			+	+	+	+	+
Cosmarium bioculatum	+	+	+	+	+	+	+
Cosmarium botrytis	+	+	+	+	+	+	+
Cosmarium cf. boeckii					+	+	+
Cosmarium cf. gibberulum				+			
Cosmarium cf. phaseolus					+		
Cosmarium cf. prominulum var. subundulatum			+	+	+	+	
Cosmarium cf. regnelli			+		+		
Cosmarium contractum	+				+	+	+
Cosmarium cuspidatum							+
Cosmarium formosulum		+					
Cosmarium granatum		+					
Cosmarium humile	+	+			+	+	+
Cosmarium impressulum	+	+	+	+			+
Cosmarium laeve			+		+		+
Cosmarium margaritifera							+
Cosmarium novae-semhae var. granulum					+		
Cosmarium polygonum var. depressum	+		+		+	+	+
Cosmarium reniforme var. conpressum	+				+		
Cosmarium reniforme var. reniforme		+		+			+
Cosmarium sp. 1	+						
Cosmarium sp. 2			+		+		
Cosmarium sp. 3					+	+	
Cosmarium tetraopthalmum			+	+			+
Cosmarium turpini		+	+				
Desmidiium swartzii	+	+	+	+	+	+	+
Euastrum ansatum							+
Euastrum denticulatum							+
Euastrum verticillatum							+
Hyalotheca dissiliens	+						+
Micrasterias americana							+
Micrasterias papillifera							+
Mougeotia sp.	+	+	+		+	+	+
Netrium digitus	+	+	+		+	+	+
Pleurotaenium archeri			+		+		
Pleurotaenium ehrenbergi	+	+	+	+	+	+	+
Pleurotaenium trabecula	+	+					+
Spicogrya sp.	+	+	+	+	+	+	+
Staurastrum bicepsum		+	+	+	+	+	+
Staurastrum lapponicum					+		
Staurastrum spp.			+	+	+	+	
Staurodesmus convergens			+				
Staurodesmus cuspidatus			+		+	+	
Staurodesmus dejectus var. apiculatus							+
Staurodesmus extensus			+	+	+	+	
Staurodesmus setens			+	+	+	+	+
Tetlingia granulata			+	+	+	+	+
Zygnema sp.	+	+	+	+	+	+	+
KLEBSORMIDOPHYCEAE	1	1	0	1	1	1	0
Elakothrix gonevensis	+	+	+	+	+	+	+
PRASINOPHYCEAE:	0	0	0	0	0	0	1
Nephroselmis olivacea							+
ULVOPHYCEAE:	1	0	0	0	0	0	0
Cladophora fracta	+						
XANTHOPHYCEAE (růžnobrvky):	1	0	4	6	4	4	2
Centritractus sp.			+	+	+	+	+
Goniocloris sp.			+	+	+	+	+
Ophiocytium capitatum	+		+	+	+	+	+
Tetraedriella sp.			+	+	+	+	+
Tribonema sp.			+	+	+	+	
Vaucheria sp.			+	+	+	+	
EUSTIGMATHOPHYCEAE:	0	0	0	0	0	1	0
Pseudostaurastrum limneticus						+	
CILIOPHORA (nálevníci):	17	7	5	6	6	3	10
Actinobolina sp.						+	
Amphileptus sp.							+
Aspidisca sp.							+
cf. Colpidium sp.						+	+
cf. Rimostrombidium sp.			+	+	+		
Ciliophora g. sp.			+				
Coleps hirtus			+	+		+	
Cyclidium sp.		+					
Euplotes sp.	+						
Frontonia atra	+						+
Histiobalantium natans						+	
Holophrya cf. nigricans	+	+		+			+
Lacrymaria olor	+						
Lembadion sp.							+
Litostomatea g. sp.	+						
Loxodes spp.	+						+
Paramecium bursaria	+						
Paramecium sp.		+					
Pleuromma sp.	+						
Stentor igneus	+	+					
Stentor sp.	+			+			+
Stylonychia sp.	+				+		
Tachysoma sp.			+				
Thoricula folliculata	+						
Tintinopsis lacustris	+	+	+	+	+	+	
Trachelius sp.	+						+
Trachelophyllum sp.	+						
Urocentrum turbo	+						
Vorticella chlorostigma	+						
Vorticella sp.	+	+		+	+	+	+
CENTROHELIDA:	2	1	1	1	2	0	2
Acanthocystis sp.	+	+	+				+
Actinophrys sol	+						
Actinosphaerium sp.							+
CRYPTOPHYTA (skryténky):	0	1	1	0	1	1	0
Cryptomonas sp.			+		+	+	
AMOEOBOZOA (měňavkovci):	3	3	3	2	3	2	3
Amoeba sp.	+	+				+	+
Arcella sp.	+	+	+	+	+	+	+
Astramoeba sp.	+	+	+		+		+
Centropyxis sp.	+	+	+	+	+	+	+
Diffugia sp.	+	+	+	+	+	+	+
Nuclearia sp.	+						
Thecamoeba sp.			+			+	
CERCOZOA:	0	0	1	0	1	0	0
Euglypha sp.			+		+		
GASTROTRICHA (brichobrvky):	1	1	1	1	0	0	2
Gastrotricha sp.	+	+	+	+	+	+	+
Chaetonus spp.	+	+	+	+	+	+	+
počet druhů v lokalitě:	155	141	153	148	184	150	180
počet vzácných druhů v lokalitě:	17	11	18	11	23	18	22

Obr. 65: Checklist nalezených zástupců planktonu ve štěrkořepkovně Hůrka během roku 2022. Červeně jsou značeny nějak významné taxony.

checklist suchozemských členovců	stanoviště				
	T1	T2	T3	T4	T5
ARANEAE:	34	27	36	26	31
<i>Aelurillus v-insignitus</i>		+			+
<i>Agelena labyrinthica</i>	+	+			
<i>Agroeca brunnea</i>					+
<i>Agyneta rurestris</i>	+	+		+	
<i>Alopecosa cuneata</i>			+		
<i>Alopecosa pulverulenta</i>			+		
<i>Araeoncus humilis</i>	+	+	+		
<i>Araniella cucurbitina</i>	+	+			
<i>Arctosa leopardus</i>	+				
<i>Argenna subnigra</i>			+		
<i>Argiope bruennichi</i>	+		+		
<i>Attulus distinguendus</i>					+
<i>Aulonia albimana</i>			+		
<i>Callilepis nocturna</i>					+
<i>Clubiona diversa</i>			+		
<i>Clubiona frutetorum</i>				+	+
<i>Clubiona neglecta</i>			+		
<i>Clubiona subtilis</i>		+	+		
<i>Clubiona trivialis</i>				+	
<i>Dictyna arundinacea</i>	+		+	+	+
<i>Diplostyla concolor</i>			+		+
<i>Dismodicus bifrons</i>		+			
<i>Drassodes pubescens</i>					+
<i>Drassyllus lutetianus</i>	+				
<i>Drassyllus pusillus</i>	+		+	+	
<i>Enoplognatha ovata</i>		+			+
<i>Erigone atra</i>	+		+	+	+
<i>Erigone dentipalpis</i>	+	+		+	+
<i>Erigonella hiemalis</i>			+		
<i>Euophrys frontalis</i>		+			
<i>Evarcha arcuata</i>	+		+	+	
<i>Gnathonarium dentatum</i>	+				
<i>Hahnia nava</i>			+		
<i>Hahnia pusilla</i>			+		
<i>Heliophanus auratus</i>				+	
<i>Heliophanus flavipes</i>	+				+
<i>Histopona torpida</i>	+				
<i>Inermocoelotes inermis</i>	+		+		
<i>Larinioides suspicax</i>	+				
<i>Mangora acalypha</i>	+	+	+		+
<i>Mermessus trilobatus</i>	+	+	+	+	+
<i>Metopobactrus prominulus</i>		+		+	+
<i>Micrargus subaequalis</i>			+		
<i>Micrommata virescens</i>			+		
<i>Microneta viaria</i>					+
<i>Neottiura bimaculata</i>		+		+	+
<i>Neriere clathrata</i>			+	+	
<i>Oedothorax apicatus</i>					+
<i>Oxyopes ramosus</i>	+	+	+	+	+
<i>Pachygnatha degeeri</i>	+		+	+	
<i>Parasteatoda lunata</i>		+			
<i>Pardosa lugubris</i>				+	+
<i>Pardosa prativaga</i>	+		+		
<i>Pelecopsis parallela</i>	+				+
<i>Philodromus aureolus</i>	+				
<i>Philodromus cespitum</i>				+	
<i>Philodromus collinus</i>	+				
<i>Phlegra fasciata</i>			+		
<i>Phrurolithus festivus</i>		+		+	
<i>Phylloneta impressa</i>				+	
<i>Piratula latitans</i>	+				
<i>Pisaura mirabilis</i>	+				
<i>Pocadicnemis pumila</i>			+		+
<i>Salticus scenicus</i>		+			
<i>Salticus zebraneus</i>		+			
<i>Sibianor aurocinctus</i>		+			
<i>Simitidion simile</i>	+		+		
<i>Singa nitidula</i>	+	+		+	+
<i>Steatoda albomaculata</i>					+
<i>Synageles venator</i>				+	
<i>Talavera aperta</i>		+		+	
<i>Tetragnatha extensa</i>				+	
<i>Tetragnatha nigrita</i>				+	+
<i>Tibellus oblongus</i>	+		+	+	+
<i>Titanoeca quadriguttata</i>		+		+	

Trochosa ruricola		+	+		+
Trochosa terricola	+	+	+	+	+
Walckenaeria vigilax					+
Xerolycosa miniata	+			+	+
Xerolycosa nemoralis		+	+		+
Xysticus kochi	+				
Zelotes petrensis	+		+		
Zelotes subterraneus			+		
Zodarion germanicum		+			
Zora spinimana			+		
AUCHENORRHYNCHA:	4	6	7	7	9
Anaceratagallia ribauti			+		+
Aphrodes bicincta					+
Aphrophora alni	+	+			+
Athysanus argentarius			+		
Balclutha punctata		+		+	
Cicadella viridis	+		+		
Cixius nervosus					+
Conomelus anceps			+		
Errastunus ocellaris		+	+		+
Eupelix cuspidata	+				
Idiocerus sp.	+			+	
Kybos sp.				+	+
Laodelphax striatellus		+			
Macropsis marginata				+	
Macropsis notata				+	
Megophthalmus scanicus					+
Neophilaenus lineatus			+		
Pentastiridius leporinus		+	+		
Psammotettix alienus				+	
Psammotettix poecilus		+			
Stenocranus major				+	
Stictocephala bisonia					+
Zygina hyperici					+
COLEOPTERA:	22	23	23	21	29
Acupalpus flavicollis	+				+
Acupalpus meridionalis					+
Adalia bipunctata					+
Agapanthia villosoviridescens		+			
Agelastica alni	+				
Altica sp.			+		
Amara lunicollis			+		
Anisodactylus binotatus					+
Anthaxia helvetica		+			
Anthicus flavipes		+			+
Antholinus analis		+			
Apoderus coryli	+				
Axinotarsus marginalis		+			+
Bagous tubulus		+			
Bembidion quadrimaculatum	+				+
Brachyderes incanus		+		+	
Bruchus affinis	+				
Byctiscus populi				+	
Byrrhus pilula			+		
Calathus erratus				+	
Cassida vittata		+			
Cicindela arenaria				+	
Cicindela campestris	+				
Cicindela hybrida	+				
Cidnopus pilosus		+			
Clivina fossor	+				
Coccinella quinquepunctata	+			+	
Coccinella septempunctata			+	+	
Coelostoma orbiculare	+				
Contacyphon sp.	+				
Cordylepherus viridis			+		
Crepidodera aurata				+	
Cryptocephalus quadripustulatus				+	
Demetrias monostigma		+	+		+
Drusilla canaliculata			+		
Elaphropus diabrachys	+				+
Exochomus quadripustulatus	+	+		+	
Harmonia axyridis			+	+	+
Harpalus affinis			+		+
Harpalus flavescens				+	+
Harpalus rufipes			+	+	+
Hemicrepidius niger				+	
Hylastes ater				+	
Hylobius abietis		+	+		

Charagmus gressorius		+			
Chlaenius vestitus				+	+
Laccobius minutus	+				
Lamprobyrrhulus nitidus				+	
Lema cyanella		+			
Lionychus quadrilum		+			+
Lochmaea suturalis			+		
Lochmea caprea	+				
Magdalis memnonia				+	
Metallina lampros	+	+			
Morychus aeneus				+	+
Neottiglossa pusilla			+		
Nephus redtenbacheri					+
Nicrophorus vespilloides			+		
Notiophilus palustris			+		
Ocydromus femoratus	+				+
Ocydromus stephensii					+
Olibrus corticalis		+			
Olophrum piceum			+		
Onthophagus joannae		+			
Onthophagus ovatus	+				
Otiorhynchus cf. porcatus	+				
Otiorhynchus ovatus			+	+	
Oxystoma cracca					+
Pachyrhinus mustela		+			
Pedilophorus auratus				+	
Philorhizus sigma					+
Pissodes castaneus	+				
Propylea quatuordecimpunctata			+		
Protapion fulvipes					+
Protapion trifolii					+
Pterostichus niger			+		
Scymnus frontalis		+			
Scymnus nigrinus		+	+		
Scymnus rubromaculatus					+
Sitona hispidulus					+
Sitona lineatus					+
Sitona striatellus					+
Strophosoma capitatum	+	+			
Syntomus truncatellus			+		
Tachyporus nitidulus				+	
Tachyura diabrachys					+
Trachys minutus	+				
Trechus quadristriatus					+
Tritoma bipustulata			+		
Trixagus dermestoides		+			
Trypocopris vernalis			+		
HETEROPTERA:	3	5	4	5	15
Acalypta parvula			+		
Adelphocoris lineolatus					+
Aelia acuminata			+		
Alydus calcaratus					+
Aradus cinnamomeus				+	
Carpocoris purpureipennis					+
Coreus marginatus				+	+
Cymus melanocephalus	+				
Dictyla humuli					+
Dolycoris baccarum					+
Enoplops scapha					+
Eremocoris abietis		+			
Hydrometra stagnorum					+
Ilyocoris cimicoides	+				
Lygus pratensis					+
Microvelia reticulata	+				
Nabis pseudoferus				+	+
Nysius senecionis					+
Pentatoma rufipes				+	
Peribalus strictus			+		
Peritrechus geniculatus			+		
Piesma maculatum					+
Pilophorus confusus				+	
Stenodema calcarata		+			+
Stictopleurus punctatonervosus					+
Trapezonotus arenarius		+			
Trapezonotus dispar		+			
Trigonotylus caelestialium		+			+
OPILIONES:	1	0	0	0	0
Trogulus tricarinatus	+				
počet druhů v lokalitě:	64	61	70	59	84
počet redlistových druhů v lokalitě:	4	8	7	8	9

Obr. 66: Checklist nalezených zástupců suchozemských větších členovců ve šterkopískovně Hůrka během roku 2022. Červeně jsou značeny nějak významné taxony.

checklist výskytů vodních členovců	stanoviště				
	W1	W2	W3	W4	W5
ARANEAE:	7	5	8	13	9
<i>Agelena labyrinthica</i>				+	
<i>Agyneta rurtris</i>				+	
<i>Arctosa leopardus</i>	+				
<i>Attulus floricola</i>					+
<i>Bathyphant gracilis</i>				+	
<i>Clubiona phragmitis</i>				+	
<i>Clubiona subtilis</i>				+	
<i>Dictyna arundinacea</i>					+
<i>Dictyna uncinata</i>				+	
<i>Dolomed fimbriatus</i>			+		+
<i>Dolomed plantarius</i>		+	+		+
<i>Enoplognatha ovata</i>			+		
<i>Erigone atra</i>	+				+
<i>Erigone dentipalpis</i>	+				
<i>Gnathonarium dentatum</i>	+		+		+
<i>Larinioid suspicax</i>		+	+		
<i>Mermis trilobatus</i>				+	
<i>Movellia furcata</i>					+
<i>Micrargus subaequalis</i>				+	
<i>Pachygnatha clercki</i>			+		
<i>Pirata piraticus</i>	+	+	+	+	+
<i>Piratula latitans</i>	+				
<i>Singa nitidula</i>		+			
<i>Talavera aperta</i>				+	
<i>Tenuiphant mengei</i>				+	
<i>Tetragnatha extensa</i>	+		+		
<i>Tetragnatha nigrita</i>				+	+
<i>Tibellus oblongus</i>				+	
<i>Xysticus cristatus</i>		+			
AUCHENORRHYNCHA:	0	0	1	0	1
<i>Stenocranus major</i>			+		
<i>Erotettix cyane</i>					+
COLEOPTERA:	13	20	11	5	20
<i>Acilius canaliculatus</i>	+				+
<i>Acilius sulcatus</i>		+			
<i>Anacaena lutcens</i>		+			
<i>Anisosticta novedecimpunctata</i>					+
<i>Apiotarsus incanus</i>					+
<i>Bagous tubulus</i>	+	+	+	+	
<i>Donacia dentata</i>				+	
<i>Donacia semicuprea</i>			+		
<i>Donacia versicolore</i>			+		
<i>Donacia versicolore</i>					+
<i>Donacia vulgaris</i>		+			
<i>Dryops luridus</i>			+		+
<i>Dytiscus marginalis</i>	+	+			+
<i>Enochrus coarctatus</i>		+			
<i>Enochrus fuscipennis</i>	+	+			
<i>Enochrus ochropterus</i>		+			
<i>Graphoderus cinereus</i>	+	+			
<i>Haliplus fulvus</i>					+
<i>Haliplus heydeni</i>			+	+	+
<i>Haliplus ruficollis</i>		+			
<i>Helochar obscurus</i>	+	+			+
<i>Hippodamia tredecimpunctata</i>		+		+	
<i>Hydroglyphus geminus</i>	+	+	+		+
<i>Hydrophilus piceus</i>		+			+
<i>Hydroporus pubcens</i>		+			
<i>Hydrovatus cuspidatus</i>	+	+			+
<i>Hygrotus inaequalis</i>		+			+
<i>Hyphydrus ovatus</i>		+			+
<i>Ilybius ater</i>	+				+
<i>Ilybius fentratus</i>	+				+
<i>Laccobius minutus</i>			+	+	
<i>Laccophilus hyalinus</i>			+		+
<i>Laccophilus minutus</i>	+	+	+		
<i>Mononychus punctumalbum</i>			+		
<i>Noterus clavicornis</i>	+	+	+		+
<i>Platambus maculatus</i>					+
<i>Scymnus frontalis</i>					+
<i>Xantholinus sp.</i>	+				

HETEROPTERA:	13	12	11	9	16
Aquarius paludum				+	
Aquarius paludum					+
Corixa punctata	+				+
Cymatia coleoptrata	+	+			+
Gerris lacustris	+	+	+	+	+
Hebrus pusillus	+	+	+		
Hydrometra gracilentata					+
Hydrometra stagnorum		+	+		+
Ilyocoris cimicoid	+	+	+	+	+
Movelia furcata	+	+	+		
Micronecta minutissima				+	
Micronecta sp.				+	
Microvelia reticulata	+	+	+	+	+
Nepa cinerea			+	+	
Notonecta glauca	+	+		+	+
Notonecta maculata					+
Orius sp.		+			
Plea minutissima	+	+	+		+
Ranatra linearis		+			+
Rhantus suturalis	+		+		
Saldula saltatoria	+				+
Sigara distincta					+
Sigara falleni	+	+	+	+	+
Sigara striata	+		+		+
počet druhů v lokalitě:	33	37	31	27	46
počet vzácných druhů v lokalitě:	2	5	2	5	9

Obr. 67: Checklist nalezených zástupců vodních větších členovců ve štěrkopískovně Hůrka během roku 2022. Červeně jsou značeny nějak významné taxony.

checklist výskytů ripariálních členovců	stanoviště				
	W1rip	W2rip	W3rip	W3rip	W2rip
ARANEAE:	17	16	19	9	30
Araeoncus humilis					+
Araniella cucurbitina					+
Arctosa leopardus	+			+	+
Argiope bruennichi	+	+			+
Attulus floricola	+				+
Bathypant gracilis	+		+		+
Clubiona diversa					+
Clubiona phragmitis			+		
Clubiona subtilis					+
Dictyna arundinacea	+		+		
Dicybium nigrum					+
Diplocephalus cristatus				+	
Diplostyla concolor			+	+	
Dismodicus bifrons					+
Erigone atra	+	+	+	+	+
Erigone dentipalpis	+	+	+	+	+
Ero cambridgei					+
Euophrys frontalis					+
Gnathonarium dentatum	+	+	+	+	+
Heliophanus flavip	+				+
Hyssosinga heri		+			+
Mermis trilobatus	+	+	+		+
Neottiura bimaculata		+	+		+
Oedothorax apicatus	+	+	+		
Oxyop ramosus					+
Pachygnatha clercki		+	+		
Pardosa prativaga	+	+			+
Pelecopsis radicicola		+			
Phrurolithus ftivus			+	+	+
Pirata piraticus	+	+			+
Piratula latitans	+		+		+
Robertus arundineti		+			
Sibianor aurocinctus		+	+		+
Singa nitidula		+	+		
Synagel venator	+	+	+		+
Talavera aperta	+				+
Tallusia experta					+
Tetragnatha extensa	+		+		+
Tetragnatha montana				+	
Theridion hemerobium			+		
Xerolycosa miniata				+	+
Xysticus ulmi			+		

AUCHENORRHYNCHA:	3	5	4	3	3
Balclutha punctata		+			
Cicadella viridis		+	+	+	+
Conomelus anceps	+	+		+	+
Javella pellucida	+	+	+	+	+
Macrostel laevis	+	+	+		
Stenocranus major			+		
COLEOPTERA:	17	25	25	18	24
Acupalpus brunnip					+
Acupalpus flavicollis	+				+
Adalia bipunctata	+				
Agonum marginatum	+	+			
Agonum sexpunctatum		+			
Agonum viduum					+
Anisosticta novedecimpunctata			+		+
Anthaxia quadripunctata					+
Aphthona sp.			+		
Bagous tubulus		+	+	+	+
Bembidion articulatium		+			+
Bembidion assimile		+			
Bembidion quadrimaculatum		+	+	+	
Bembidion varium		+			
Catapion seniculus	+		+		
Clanoptilus marginellus				+	
Coccidula rufa			+		+
Coccinella quinquepunctata		+			
Coelostoma orbiculare	+	+		+	+
Contacyphon sp.	+				
Cyclosa oculata	+				
Demetrias monostigma			+	+	+
Dryops luridus		+			
Elaphrus riparius	+				
Euconnus rutilipennis					+
Fagniezia imprsa					+
Gabrieus pennatus					+
Galerucella pusilla			+		
Georissus crenulatus				+	
Hydroglyphus geminus			+		
Hylobius abietis		+			
Hypera venusta		+			
Chaetarhria seminulum				+	
Chlaenius vtitus		+			
Laccobius minutus			+	+	
Mecinus pascuorum			+		
Myllaena intermedia	+	+		+	
Nephus redtenbacheri			+		
Notiophilus palustris				+	
Ocydromus femoratus		+	+	+	
Ocydromus iligeri	+	+	+		
Olibrus cf. pygmaeus				+	
Otiorhynchus ovatus				+	
Paranchus albip			+		
Philonthus quisquiliarius	+			+	
Philonthus rubripennis			+	+	
Pissod castaneus					+
Princidium punctulatum		+			
Protapion fulvip	+	+	+		
Protapion nigrirtare			+		
Pterostichus ovoideus					+
Rhinoncus perpendicularis					+
Scirt hemisphaericus	+	+			+
Scopaeus laevigatus				+	
Scymnus haemorrhoidalis					+
Stenolophus mixtus					+
Stenolophus teutonius	+	+	+		+
Stenus biguttatus	+	+	+		
Stenus boops	+	+	+	+	+
Stenus carbonarius			+		
Stenus cicindeloid		+			+
Stenus incrassatus	+				
Syntomus truncatellus				+	
Tachyporus formosus			+		
Tachyura parvula		+			+
Tanysphyrus ater		+			
Trachys minutus					+
Tychius picirostris			+		
Zorochochrois dermtoid			+		

HETEROPTERA:	6	10	13	2	6
Adelphocoris lineolatus			+		
Coriomeris denticulatus			+		
Cymus clavicolus	+				+
Cymus melanocephalus	+	+	+	+	+
Eysarcoris aeneus			+		
Hebrus pusillus		+	+		+
Hydrometra stagnorum		+	+		
Chartoscirta cincta		+			
Lygus pratensis			+		
Microvelia reticulata		+			
Nabis ferus	+				
Orius sp.	+	+	+		
Pachybrachius fracticollis	+				
Plea minutissima					+
Saldula pallip		+	+		
Saldula saltatoria	+	+	+	+	+
Scolopostethus thomsoni		+			
Stenotus binotatus			+		
Tingis ampliata			+		
Trigonotylus caeltialium		+			+
Zicrona caerulea			+		
počet druhů v lokalitě:	43	56	61	32	63
počet redlistových druhů v lokalitě:	3	4	3	2	8

Obr. 68: Checklist nalezených zástupců ripariálních členovců ve štěrkopískovně Hůrka během roku 2022. Červeně jsou značeny nějak významné taxony.

checklist výskytů ostatních nalezených taxonů	
Abramis brama	Lasioglossum leucozonium
Accipiter nisus	Lasioglossum minutissimum
Acrocephalus arundinaceus	Lasioglossum villosulum
Acrocephalus scirpaceus	Lasioglossum zonulum
Actitis hypoleucos	Latrididae sp.
Acupalpus brunnipes	Lemna minor
Acupalpus flavicollis	Lepus europaeus
Acupalpus meridianus	Lestes sponsa
Acupalpus meridionalis	Lestes virens
Aeshna cyanea	Libellula depressa
Aeshna grandis	Libellula quadrimaculata
Agrostis capillaris	Linaria cannabina
Agrostis stolonifera	Linyphia triangularis
Agyneta rurtris	Lionychus quadrillum
Alburnus alburnus	Lissotriton vulgaris
Alcedo atthis	Lochmaea caprea
Alisma plantago-aquatica	Luzula campestris
Alopecurus aequalis	Lycopus europaeus
Ameiurus nebulosus	Lythrum salicaria
Ammophila sabulosa	Macrargus rufus
Anacaena lutescens	Macrosteles laevis
Anas platyrhynchos	Magdalis frontalis
Anax imperator	Megacoelum infusum
Ancistocerus cf. gazella	Mermsus trilobatus
Andrena flavipes	Mesovelia furcata
Andrena vaga	Metallina lampros
Anisosticta novemdecimpunctata	Micaria micans
Anoplius nigerrimus	Micrargus herbigradus
Anoplius sp.	Microplax interrupta
Anoplotrupes stercorosus	Microtus arvalis

Anostirus castaneus
Anser anser
Apis mellifera
Araneus diadematus
Ardea cinerea
Asio otus
Atrichum undulatum
Bathyphantes gracilis
Bellis perennis
Bembidion femoratum
Bembidion illigeri
Bembidion lampros
Bembidion modestum
Bembidion punctulatum
Bembidion stephensii
Betula pendula
Bidens frondosa
Bombus lapidarius
Bombus pascuorum
Brachythecium sp.
Bryum sp.
Bufo bufo
Buteo buteo
Calamagrostis epigejos
Calliargonella cuspidata
Calluna vulgaris
Capreolus capreolus
Carduelis carduelis
Carex sp.
Carpocoris fuscispinus
Cassida nobilis
Cassida viridis
Cephus sp.
Ceratinella brevipes
Cerceris arenaria
Ciconia nigra
Cicurina cicur
Cirsium sp.
Clanoptilus viridis
Cleonis pigra
Clytra laeviuscula
Columba palumbus
Conyza canadensis
Cordylepherus viridis
Coryssomerus capucinus
Cuculus canorus
Cyanistes caeruleus
Cyperus fuscus
Daucus carota
Delichon urbium
Dendrocopos major
Dendryphantes hastatus
Dicranella sp.
Dicranum sp.
Dolomedes fimbriatus
Dolomedes plantarius
Drosera rotundifolia
Drymus sylvaticus
Dryocopus martius
Echinochloa crus-galli

Milvus milvus
Miscophus niger
Molinia caerulea
Motacilla alba
Movelia furcata
Nardus stricta
Natrix natrix
Nomada lathburiana
Notoxus monoceros
Ocydromus femoratus
Ocydromus iligeri
Ocydromus stephensii
Oedemera virescens
Omophron limbatum
Opilio parietinus
Orthetrum cancellatum
Palliduphantes pallidus
Pandion haliaetus
Paranchus albig
Paranchus albipes
Parthenocissus quinquefolia
Parus major
Pelobates fuscus
Pelophylax esculentus
Pemphredon fabricii
Peritrechus geniculatus
Pernis apivorus
Phalangium opilio
Phalaris arundinacea
Phoenicurus ochruros
Pholcus opilionoides
Phragmites australis
Phrurolithus ftivus
Phylloscopus collybita
Picus viridis
Pinus sylvestris
Piratala hygrophila
Pissod castaneus
Plea minutissima
Poa annua
Polistes dominulus
Polistes nimpha
Polytrichum sp.
Porrhomma microphthalmum
Potamogeton crispus
Potamogeton natans
Princidium punctulatum
Protapion fulvip
Pyrrhosoma nymphula
Pyrrhula pyrrhula
Quercus robur
Quercus rubra
Rallus aquaticus
Ranunculus repens
Ranunculus sceleratus
Regulus regulus
Reynoutria japonica
Ricciocarpos natans
Riparia riparia
Robinia pseudacacia

Elaphropus diabrachys	Rubus sp.
Eleocharis sp.	Rutilus rutilus
Emberiza citrinella	Saldula pallipes
Emberiza schoeniclus	Salix caprea
Epilobium ciliatum	Salix sp.
Erythromma najas	Saphanus piceus
Eurysula lurida	Scardinius erythrophthalmus
Evarcha falcata	Scarodytes halensis
Fagniezia impressa	Scirtes hemisphaericus
Falco tinnunculus	Scymnus femoralis
Fragaria vesca	Senecio vulgaris
Fringilla coelebs	Sitta europaea
Fulica atra	Smicromyrme rufipes
Gallinago gallinago	Somatochlora metallica
Garrulus glandarius	Spergularia rubra
Glischrochilus quadrisignatus	Stachys palustris
Gryllotalpa gryllotalpa	Stenomax aeneus
Hahnia ononidum	Stenus cicindeloides
Haliaeetus albicilla	Stratiomyidae sp.
Halictus scabiosae	Streptopelia decaocto
Halictus sexcinctus	Sus scrofa
Halictus subauratus	Sylvia atricapilla
Hebrus ruficeps	Sylvia communis
Hedychrum nobile	Sympecma fusca
Heliophanus flavip	Sympetrum sanguineum
Helochares obscurus	Sympetrum striolatum
Hieracium sp.	Sympetrum vulgatum
Himacerus mirmicoides	Synagel venator
Hirundo rustica	Tachybaptus ruficollis
Homalothecium sp.	Tanacetum vulgare
Hydroporus planus	Tenuiphant mengei
Hydroporus pubescens	Tenuiphantes mengei
Hyla aborea	Tetragnatha pinicola
Hylaeus dilatatus	Tetrix subulata
Hypnum sp.	Tetrix tenuicornis
Hypochaeris sp.	Tetrix undulata
Chalcolestes viridis	Theridion mystaceum
Charadrius dubius	Tragopogon pratensis
Chartoscirta cocksi	Trifolium dubium
Chlaenius nitidulus	Trifolium medium
Chlaenius vestitus	Trifolium repens
Ilybius fenestratus	Trigonotylus caelitalium
Ilyocoris cimicoid	Tringa ochropus
Impatiens glandulifera	Troglodytes troglodytes
Impatiens parviflora	Turdus merula
Ischnura elegans	Turdus viscivorus
Ischnura pumilio	Tussilago farfara
Javesella pellucida	Typha latifolia
Juncus articulatus	Urocerus gigas
Juncus effusus	Utricularia australis
Juncus tenuis	Vaccinium myrtillus
Korynetes caeruleus	Vaccinium vitis-idaea
Lacerta agilis	Verbascum densiflorum
Lanius collurio	Veronica officinalis
Laodelphax striatellus	Vespa crabro
Larinioid suspicax	Vespula vulgaris
Larinioides sclopetarius	Viscum album
Larinus carlinae	Zimmermannius canaliculatus
Lasioglossum calceatum	Zoroachros dermestoides

Obr. 69: Checklist nalezených zástupců organismů mimo vytyčená výzkumná stanoviště ve štěrčopískovně Hůrka během roku 2022.