

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
FAKULTA RYBÁŘSTVÍ A OCHRANY VOD

**Optimalizace příkrmování jednohorkových kaprových
rybníků při vytváření lehké tržní ryby**

**L. Veselý, M. Říha, J. Kubec, I. Šetlíková, I. Kuklina, M. Bláha, D.
Hlaváč, J. Vrba, M. Buřič, M. Let**

č. 216

Vodňany

ISBN 978-80-7514-241-2

Obsah

| | | |
|----------|---|----|
| 1. | Cíl metodiky | 4 |
| 2. | Vlastní popis metodiky | 4 |
| 2.1. | Úvod..... | 4 |
| 2.2. | Metodika pokusu..... | 6 |
| 2.2.1. | Časová posloupnost..... | 6 |
| 2.2.2. | Výběr lokalit..... | 7 |
| 2.2.3. | Typy aplikovaných managementů..... | 9 |
| 2.2.3.1. | BAU – „business as usual“ | 9 |
| 2.2.3.2. | PPB a PPP – „přirozená produkce bez přikrmování a s přikrmováním“ | 9 |
| 2.2.4. | Nasazení ryb a výpočet obsádky..... | 10 |
| 2.2.4.1. | Další nasazené druhy ryb | 11 |
| 2.2.5. | Biotická společenstva a fyzikálně-chemické parametry vody na pokusných rybnících..... | 13 |
| 2.2.5.4. | Analýzy chemismu vody | 13 |
| 2.2.6. | Potravní preference kapra obecného..... | 13 |
| 2.2.6.1. | Vzorkování kapra obecného a jeho potenciálních zdrojů potravy..... | 13 |
| 2.2.6.2. | Analýza stabilních izotopů | 15 |
| 2.2.7. | Pohybové vzorce a potravní chování kapra obecného v rybničním prostředí..... | 15 |
| 2.2.7.1. | Značení ryb..... | 15 |
| 2.2.7.2. | Telemetrické sledování..... | 15 |
| 2.2.7.3. | Potravní preference značených kaprů obecných na rybníce Loužek..... | 17 |
| 2.3. | Výsledky a jejich interpretace..... | 17 |
| 2.3.1. | Vylovená biomasa ryb a mimořádné události na studovaných rybnících..... | 17 |
| 2.3.2. | Odezvy biotických komunit rybníků na management rybníků | 19 |
| 2.3.3. | Vliv managementu rybníka na fyzikálně-chemické parametry vody..... | 21 |
| 2.3.6. | Potravní preference kapra obecného..... | 23 |
| 2.3.9. | Výsledky pohybových vzorců a potravního chování kapra obecného v rybníce Loužek..... | 26 |
| 2.4 | Diskuze a Vysvětlení k jednotlivým výsledkům..... | 27 |
| 2.4.1 | Shrnutí získaných poznatků | 28 |
| 3. | Srovnání „novosti postupů“ | 29 |
| 4. | Popis uplatnění certifikované metodiky | 29 |
| 5. | Ekonomické aspekty | 30 |
| 6. | Seznam použité související literatury | 32 |
| 7. | Seznam publikací, které předcházely metodice | 41 |
| 8. | Přílohy | 41 |
| | Metodika Pokusu..... | 41 |
| | Odběr a zpracování fytoplanktonu..... | 41 |
| | Odběr a zpracování zooplanktonu | 41 |
| | Odběr a zpracování makrozoobentosu..... | 42 |
| | Vzorkování kapra obecného | 42 |
| | Analýza stabilních izotopů | 43 |
| | Analýza mastných kyselin | 43 |
| | Analýza telemetrických dat | 44 |
| | Statistické vyhodnocení | 44 |
| | Výsledky | 48 |
| | Diskuze a Vysvětlení k jednotlivým výsledkům | 72 |
| | Dedikace | 82 |

Publikace byla zpracována za finanční podpory následujících projektů:

Výsledky byly získány za finanční podpory Ministerstva zemědělství České republiky – projektu Národní agentury pro zemědělský výzkum **ZEMĚ QK21010131**. – 100 %

1. Cíl metodiky

Cílem této metodiky je zveřejnění dat získaných vědeckým sledováním čtyř vybraných jednohorkových kaprových rybníků s upravenými managementy příkrmování a hustotami obsádky pro širší veřejnost z řad studentů a pracovníků z praxe. Rybníky byly sledovány po dobu tří let z hlediska oživení (zooplankton, fytoplankton a makrozoobentos) a čtyř let z hlediska fyzikálně-chemických parametrů vody. Dále jsou součástí metodiky data o sezonních průbězích potravních preferencí ryb, kvality jejich masa a jejich pohybové aktivity v rybničním prostředí. V prvním roce sledování byl na všech čtyřech rybnících uplatňován standardní rybářský management (podobně se hospodařilo již řadu předchozích let), v následujících dvou letech byly rybníky rozděleny do dvojic, na nichž se uplatňovaly dva různé managementy upravené z hlediska hustoty obsádky a množství příkrmování obilovinami. Poslední (čtvrtý) rok byly managementy prohozeny mezi dvojicemi rybníků, aby byla ověřena opakovatelnost zjištěných trendů v rámci specifických podmínek jednotlivých rybníků. Předkládané výsledky mohou pomoci rozvířít spekulace ohledně správnosti různých způsobů managementu kaprových rybníků a jejich dopadů na širší fungování rybníka jako ekosystému. Cílem metodiky je tedy především poukázat na to, že dobře zvolená obsádka ryb je klíčem k prosperitě rybníka i v době klimatických krátkodobých nepředvídatelných a dlouhodobých částečně předvídatelných změn. Za těchto podmínek se zdá, že racionálně nastavené příkrmování nemá vliv na pokles biodiverzity rybníka, konkrétně fytoplanktonu, zooplanktonu a makrozoobentosu (poslední dvě skupiny představují hlavní zdroje přirozené potravy kapra), ani pokles nutriční hodnoty masa produkovaných ryb.

2. Vlastní popis metodiky

2.1. Úvod

Hospodaření na rybnících je nedílnou součástí kulturní krajiny střední Evropy a patří k nejdůležitějším formám vnitrozemské akvakultury. Historie budování a obhospodařování rybničních ploch sahá do raného středověku, kdy byly rybníky zakládány jako mělké, vypustitelné nádrže poskytující stabilní zdroj potravy pro vlastníky těchto vodních ploch (Kořínek, 1967; Balon, 1995; Carballo a kol., 2008; Francová a kol., 2019; Schlott a kol., 2023). V této době byla produkce ryb zcela závislá na přirozené produkci daného rybníka (Hartman a Regenda, 2016).

Postupná změna managementu rybníků, která začala v 19. století a výrazně se projevila ve 20. století, vedla k přechodu na polo-intenzivní a místy až intenzivní režimy. Tyto režimy zvýšily počáteční obsádku, rozšířily používání organických i minerálních hnojiv a zavedly systematické příkrmování rybí obsádky obilovinami (Pechar, 1995, 2000; Pechar a kol., 2002; Francová a kol., 2019; Roy a kol., 2022; Adámek a kol., 2023; Vrba a kol., 2024). Tato opatření zásadně zvýšila produkci rybí biomasy z hektaru rybniční plochy, v některých případech až řádově. Současně však vedla k vyššímu zatížení živinami a postupné eutrofizaci rybníků se všemi nepříznivými důsledky, jakými jsou kyslíkové deficity, masové rozvoje sinic, pokles biodiverzity a degradace ekosystémových služeb (Schlott-Idl, 1991; Pechar, 1995, 2000; Pechar a kol., 2002; Všeticková a kol., 2012; Kopáček a kol., 2021; Roy a kol., 2020). Svůj podíl na eutrofizaci řady rybníků měly a mají bezesporu i velkoplošné změny v kulturní krajině. Intenzivní zemědělské hospodaření v povodích jejich přítoků, zahrnující rozsáhlé systémy odvodnění půdy i příležitostné masivní splachy z polí obsahující živiny i pesticidy, spolu se zatížením přítoků odpadními vodami z domácností, průmyslu apod., představují dlouhodobé

hrozby ochrany vod v ČR i jinde ve světě (Blan a kol., 2009; Zelenakova a kol., 2020; Kocour a kol., 2025). Nicméně rybářský management sám o sobě je prokazatelně schopný významně znehodnotit i ta rybníční prostředí, která těmito vůbec faktory netrpí (Duras a Marcel, 2020). V současnosti rybníční hospodaření a ochrana vod navíc čelí výzvám týkajících se změn klimatu vedoucí ke zvyšování teploty a nižším srážkovým úhrnům, které mohou způsobit kolaps rybníčních ekosystémů. Bohužel, z hlediska koncentrace celkového dusíku (TN) a celkového fosforu (TP) je dnes většina produkčních rybníků v eutrofním (TN = 0,5–1,5 mg·l⁻¹ a TP = 0,035–0,1 mg·l⁻¹) až hypertrofním stavu (TN = >1,5 mg·l⁻¹ a TP >0,1 mg·l⁻¹), což se dostává stále více do střetu s požadavky na ochranu vod a biodiverzity a vzhledem k výše zmíněnému je to i zároveň problém současného chovu ryb v rybnících (Pechar, 2000; Potužák a kol., 2007; Kajgrová a kol., 2023; Kocour a kol., 2023).

Jak vyplývá z výše uvedeného, způsob hospodaření na rybnících je zásadní proměnnou, která ovlivňuje většinu biotických i abiotických procesů probíhajících v rybníčním ekosystému. Patří sem zejména vývoj fyzikálně-chemických parametrů vody, sezónní dynamika dostupnosti potravních zdrojů a růst cílových druhů ryb. Mezi klíčové faktory, které tyto procesy určují, patří velikostní a druhové složení rybí obsádky a její hustota, způsob přípravy rybníků před nasazením (letnění, zimování, vápnění, hnojení apod.) a režim příkrmování (Kořínek, 1967; Carballo a kol., 2008; Huser a Bartels, 2015; Francová a kol., 2019; Roy a kol., 2022; Schlott a kol., 2023).

Za jednoznačně nejvýznamnější druh v českých produkčních rybnících lze považovat kapra obecného (*Cyprinus carpio* L. 1758), jehož produkce je pro rybářské podniky klíčová (Balon, 1995; IUCN, 1997; Pechar, 2000; Adámek a kol., 2023). Kapr obecný je bento-pelagický druh s poměrně rychlým růstem, širokou teplotní valencí a dobrou tolerancí nízkých koncentrací kyslíku i vyššího zákalu vody. Díky těmto fyziologickým a ekologickým vlastnostem se stal stěžejním druhem středoevropské rybníční akvakultury (García-Berthou, 2001; Huser a Bartels, 2015; Rahman, 2015).

Kapr je všežravec se širokým spektrem přijímané potravy, přičemž jeho potravní preference se mění jak v průběhu ontogeneze, tak sezóny. V rané části vegetačního období hraje významnou roli zooplankton, zejména větší druhy perlooček, jsou-li dostupné. S postupným rozvojem bentické produkce kapr přechází k intenzivnějšímu využívání makrozoobentosu, zejména larev pakomárů a současně přijímá i rostlinný materiál (Hrbáček, 1962; Schlott-Idl, 1991; Bajer a Sorensen, 2010; Kloskowski, 2011; Sommer a kol., 2012; Benito a kol., 2015; Vrba a kol., 2024). Kapr zároveň dobře využívá předkládané krmivo (pšenice, ječmen, kukuřice, tritikále), které zvyšuje hektarovou produkci rybí biomasy. Přestože obiloviny představují dobře dostupný energetický zdroj podporující růst, nenahrazují biochemickou kvalitu přirozené potravy – zejména přísun esenciálních mastných kyselin – která je zásadní pro kvalitu svaloviny i efektivní růst (Huser a Bartels, 2015; Roy a kol., 2020; Adámek a kol., 2023).

V současné středoevropské praxi převládá polointenzivní chov kapra v jedno – či víceletém cyklu. Tento management je založen na využití přirozené potravy, která je v pozdější části sezóny doplňována obilovinami (Anton-Pardo a Adámek, 2015; Roy a kol., 2022). Během vegetační sezóny se běžně aplikují krmné obiloviny jako doplněk přirozené produkce (Roy a kol., 2022). Přestože příkrmování obilovinami zpravidla stimuluje růst kapra a zvyšuje celkovou produkci biomasy, při nadměrných dávkách (dávka, která neodpovídá množství ryb v rybníce) dochází k hromadění jemné frakce nepožraných zrn v litorálních sedimentech. To zvyšuje biochemickou spotřebu kyslíku (BSK), vede k akumulaci živin v sedimentech a při následném bentivorním chování kapra k jejich uvolňování zpět do vodního sloupce –

problematický je zejména fosfor a dusík (Adámek a Maršálek, 2013; Hlaváč a kol., 2015; Hlaváč a kol., 2016).

Při vysoké biomase kapra dochází k potlačení velkých druhů zooplanktonu (zejména dafnií) ve prospěch drobnějších forem, což oslabuje kontrolu fytoplanktonu vyššími články potravního řetězce („top-down“) a vede k nárůstu biomasy řas a sinic (Schlott-Idl, 1991; Pechar, 2000; Kloskowski, 2011; Roy a kol., 2020; Vrba a kol., 2024). Kromě zvýšení koncentrace chlorofylu-a a změny druhového složení fytoplanktonu se zvyšují i denní výkyvy rozpuštěného kyslíku a pH, obzvláště v teplých a bezvětrných obdobích (Schlott-Idl, 1991; Pechar, 2000; Potužák a kol., 2007; Roy a kol., 2020; Baxa a kol., 2021). Z těchto důvodů, a zároveň vzhledem ke stoupající ceně obilovin a lidské práce, je pro udržitelné hospodaření zásadní správné načasování, dávka i prostorové rozložení příkrmování (počet a rozmístění krmných míst) (Roy a kol., 2022).

Udržitelná produkce kapra, která při zachování hektarových výnosů respektuje plasticitu rybničního ekosystému a zajišťuje přijatelnou kvalitu vody, by měla být jednou z klíčových strategií budoucího rybníkářství. Tato strategie je zásadní pro zachování konkurenceschopnosti rybářských podniků ve světle klimatické změny, ale i zpřísňujících se legislativních požadavků na ochranu vodních zdrojů. Z tohoto důvodu jsme v rámci této metodiky srovnali „klasický“ rybniční management typu BAU („business as usual“) se dvěma upravenými režimy hospodaření. Tyto upravené režimy vycházely z počáteční obsádky kapra nastavené podle odhadované nosné kapacity (tj. odhadu přirozené produkce rybníka) daného rybníka a dvou typů krmného managementu: přirozená produkce bez příkrmování (PPB) a přirozená produkce s příkrmováním (PPP), cílených na produkci z příkrmování cca na 220 kg·ha⁻¹ biomasy kapra.

Naše obecné hypotézy, dále rozvedené v následujících kapitolách, byly: 1/ společenstva zoobentosu, zooplanktonu a fytoplanktonu budou lépe prospívat v rybnících s upraveným managementem (PPB, PPP) než v režimu BAU; 2/ sezónní vývoj fyzikálně-chemických parametrů vody bude příznivější v rybnících s upraveným managementem; 3/ potravní preference a pohybová aktivita kapra se budou v průběhu sezóny měnit v závislosti na managementu a dostupnosti přirozené potravy; 4/ kvalita masa ryb bude vyšší v rybnících s PPB managementem ve srovnání s rybníky s PPP managementem v důsledku zamezení přisunu obilovin jako potravy.

2.2. Metodika pokusu

Detailní metodika pokusu je uvedena v přílohách a je volným překladem vědeckých článků, které vznikly díky tomuto projektu.

2.2.1. Časová posloupnost

Výsledky této metodiky vycházejí z čtyřletého sledování na vybraných rybnících (specifikovaných níže). Ne všechny sledované aktivity však probíhaly po celé čtyři roky. V prvním roce (2021) byl zachován původní způsob hospodaření na těchto rybnících provozovaný společností Blatenská ryba s.r.o. (BAU). V letech 2022 a 2023 byl aplikován upravený rybniční management zahrnující dva režimy: přirozená produkce bez příkrmování (PPB) a přirozená produkce s příkrmováním (PPP). V těchto letech probíhalo komplexní sledování bioty (ryb, zoobentosu, zooplanktonu a fytoplanktonu) a fyzikálně-chemických parametrů vody, které umožnilo porovnat rozdíly mezi původním (BAU) a upravenými režimy hospodaření (PPB, PPP). V roce 2024 došlo k experimentálnímu prohození managementových režimů mezi

jednotlivými rybníky – rybník, který byl v roce 2023 řízen jako PPB, byl v následujícím roce obhospodařován v režimu PPP, a naopak. Tento krok umožnil ověřit opakovatelnost zjištěných trendů a vliv specifických podmínek jednotlivých rybníků.

Telemetrická sledování spolu s analýzami pohybové aktivity a potravního chování kapra byla realizována v letech 2022 a 2023. Původním hlavním cílem bylo vyhodnotit rozdíly v chování ryb mezi oběma upravenými režimy hospodaření. Tento záměr se však nepodařilo plně naplnit, neboť v důsledku nepředpokládaných událostí (viz níže) bylo telemetrické sledování nakonec realizováno pouze na rybníku s PPP managementem.

2.2.2. Výběr lokalit

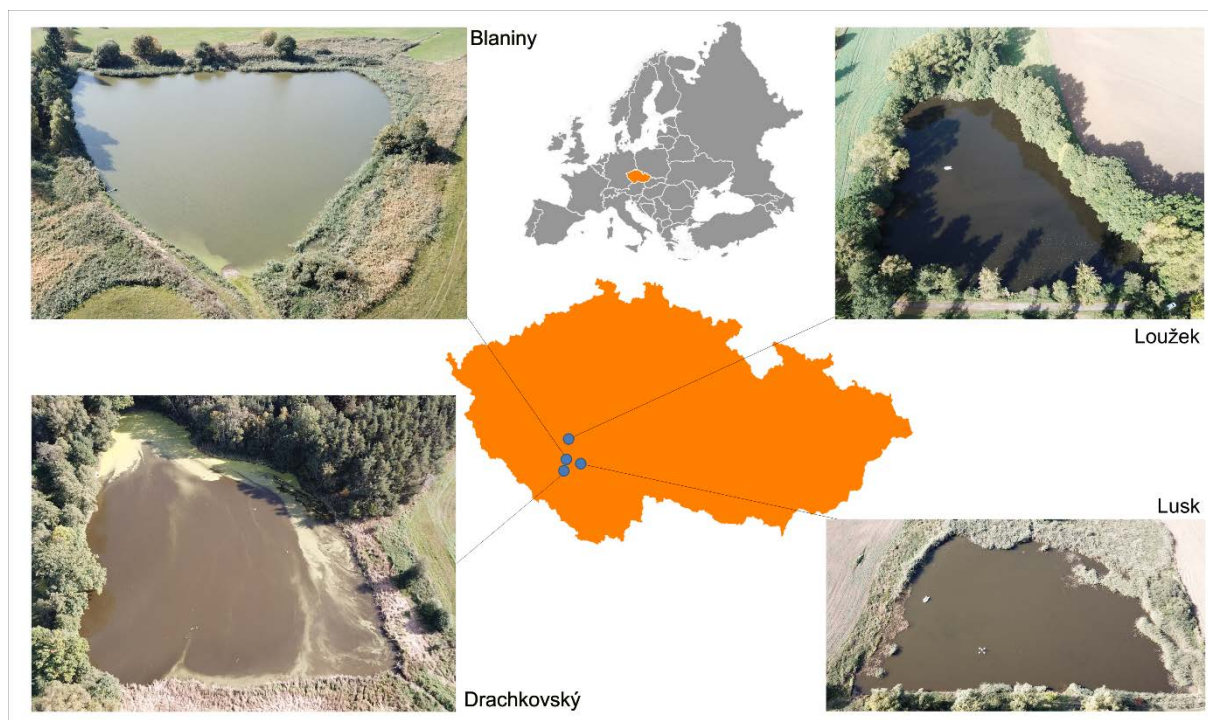
Pro účely pokusů a zpracování této metodiky byly vybrány čtyři produkční rybníky nacházející se v Jihočeském a Středočeském kraji ve správě rybářského podniku Blatenská ryba s.r.o. Tyto rybníky byly vybrány na základě jejich maximální podobnosti z hlediska velikosti, průměrné hloubky, míry zárostu makrofyty a přirozené produkce (tab. 1, obr. 1). Současně byly preferovány lokality s dostatečným přítokem vody a ideálně situované v horní části povodí, aby se minimalizovalo riziko průniku nežádoucích druhů ryb z výše položených nádrží – což se však ne vždy podařilo eliminovat. Z obecného hlediska všechny čtyři rybníky představují hypertrofní ekosystémy, vyznačující se vysokými koncentracemi živin a nízkou průhledností vody. Průměrné hodnoty základních trofických parametrů činily: $265 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ celkového fosforu, $4,04 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ celkového dusíku a $73,7 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ chlorofylu-a. Průměrná průhlednost vody v průběhu sezóny byla 0,9 m (tab. 2).

Tab. 1. Základní charakteristiky sledovaných rybníků.

| Rybník | Přirozená produkce rybí biomasy (kg·ha ⁻¹) | Plocha (ha) | Hloubka u výpustě (m) | Litorální vegetace v rybníce (%) | Charakteristika prostředí v povodí daného rybníka (%) | GPS |
|-------------|--|-------------|-----------------------|----------------------------------|---|----------------------------------|
| Blaniny | 540 | 1,7 | 3,0 | 20 | pole (60) les (20) louka (20) | N 49°21.13962' E 13°53.24372' |
| Drachkovský | 470 | 1,6 | 2,5 | 15 | pole (15) les (80) louka (5) | N 49°14.64987' E 13°51.26787' |
| Loužek | 440 | 1,1 | 4,0 | 10 | pole (40) les (50) louka (10) | N 49°32.57887' E 13°54.89243' |
| Lusk | 600 | 1,0 | 3,0 | 25 | pole (50) les (10) louka (40) | N 49°18.85535' E 14°5.61297' |

Tab. 2. Základní fyzikálně-chemické parametry daných rybníků v letech 2021–2024 (medián; rozsah). DOC – Rozpuštěný organický uhlík, DIN – rozpuštěný anorganický dusík, TN – celkový dusík, TP – celkový fosfor.

| Parametr/Rybník | Blaniny | Drachkovský | Loužek | Lusk |
|--|--------------------|-------------------|--------------------|--------------------|
| teplota (°C) | 18,2 (7,1–25,7) | 18,3 (8,3–25,0) | 17,8 (5,4–24,0) | 20,0 (7,9–24,6) |
| průhlednost (m) | 0,8 (0,2–2,5) | 0,5 (0,3–1,3) | 0,7 (0,4–3,0) | 0,9 (0,5–2,5) |
| O ₂ saturace (%) | 95 (52–152) | 82 (12–157) | 85 (52–126) | 109 (59–159) |
| konduktivita (μS·cm ⁻¹) | 38 (30–42) | 28 (19–38) | 26 (13–30) | 38 (17–46) |
| pH | 7,8 (7,6–9,6) | 7,5 (7,0–9,9) | 7,7 (7,3–9,6) | 8,1 (7,3–10,0) |
| DOC (mg·l ⁻¹) | 10,2 (6,2–17,1) | 17,3 (8,3–34,0) | 9,3 (7,2–12,6) | 13 (10–16) |
| NH ₄ -N (mg·l ⁻¹) | 0,04 (0,01–1,2) | 0,06 (0,01–4,5) | 0,11 (0,01–0,77) | 0,04 (0,01–0,70) |
| NO ₃ -N (mg·l ⁻¹) | 1,75 (0,015–15,0) | 0,11 (0,015–5,0) | 0,23 (0,015–4,1) | 0,95 (0,015–11,0) |
| TN (mg·l ⁻¹) | 3,7 (1,5–17,0) | 2,7 (1,9–6,0) | 2,1 (1,2–5,0) | 2,5 (1,3–13,0) |
| PO ₄ -P (mg·l ⁻¹) | 0,008 (0,005–0,35) | 0,084 (0,005–1,4) | 0,015 (0,005–0,19) | 0,045 (0,005–0,61) |
| TP (mg·l ⁻¹) | 0,115 (0,030–0,54) | 0,380 (0,120–1,5) | 0,140 (0,050–0,33) | 0,210 (0,091–0,74) |
| DIN:TP | 37 (0,3–820) | 2,1 (0,2–94) | 6,2 (0,6–161) | 12,2 (0,5–222) |
| chlorofyl-a (μg·l ⁻¹) | 52 (0,5–350) | 120 (1,6–240) | 46 (0,5–170) | 56 (0,5–130) |



Obr. 1. Situační mapka s pozicí jednotlivých zkoumaných rybníků a jejich leteckých snímků.

2.2.3. Typy aplikovaných managementů

2.2.3.1. BAU – „business as usual“

V první sezóně (2021) byly sledované rybníky obhospodařovány obvyklým způsobem s vysokou obsádkou ryb různých věkových kategorií (viz tab. 3B) a příkrmováním obilovinami (tab. 3A), tedy v režimu BAU. Po podzimním výlovu v roce 2021 následoval velmi krátký interval mezi vypuštěním a opětovným napuštěním rybníků (několik dnů), takže se živinové poměry v rybnících nestihly po výlovu přirozeně regenerovat. V roce 2021, ani v následujících letech (2022–2024) nebyla aplikována žádná průmyslová ani organická hnojiva.

Celkový provozní management rybníků v roce 2021 zajišťoval podnik Blatenská ryba s.r.o. Obsádky všech rybníků tvořila polykultura s převahou kapra obecného, doplněná dalšími druhy ryb včetně dravých i všežravých druhů. Nasazování ryb probíhalo v dubnu a květnu. Přes všechna opatření se nepodařilo zcela zamezit výskytu invazní střevličky východní (*Pseudorasbora parva*, Temminck & Schlegel, 1846), která se objevila ve všech sledovaných letech. Příkrmování obilovinami (tritikále) bylo ve všech rybnících zahájeno začátkem června a pokračovalo až do konce vegetační sezóny.

2.2.3.2. PPB a PPP – „přirozená produkce bez příkrmování a s příkrmováním“

V sezónách 2022–2024 byly na vybraných rybnících aplikovány upravené režimy hospodaření, které vycházely z konceptu přirozené produkce rybí biomasy na hektar. Rybníky Drachkovský a Lusk byly obhospodařovány v režimu PPB, zatímco rybníky Blaniny a Loužek fungovaly v režimu PPP. Oba přístupy – PPB i PPP – vycházely z obsádek odpovídajících přirozené produkci daného rybníka (viz níže). Celkový objem doplňkového krmiva použitý v režimu PPP byl vyšší než v BAU (viz tab. 3). Rybníky byly po podzimním výlovu ponechány tři měsíce na suchu a stoky i loviště byly vyvápněny. Takto nastavený režim umožnil mineralizaci

organických látek a uvolnění živin, čímž se zvýšila jejich dostupnost pro primární producenty po opětovném napuštění rybníků na přelomu prosince a ledna.

2.2.4. Nasazení ryb a výpočet obsádky

Pro stanovení počáteční obsádky ryb (viz tab. 3) byla použita rovnice podle Hartmana a Regendy, (2016), která určuje vhodný počet jedinců kapra na rybník:

$$TA = (CP \times A) / W \times 100 / Sr,$$

kde:

TA = celkový počet nasazených ryb (kapra) (ks)

CP (celková produkce) = předpokládaná přirozená produkce rybí biomasy a biomasy získané příkrmováním ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)

A = plocha rybníka (ha)

W = přírůstek hmotnosti jednoho jedince (kg), který má být dosažen

Sr = očekávané přežití ryb v daném produkčním cyklu (%)

Předpokladem bylo, že příkrmováním bude během vegetační sezóny získáno $220 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ biomasy kapra obecného. Přírůstek hmotnosti jednoho jedince byl uvažován 1 kg a míra přežití 85 %, protože pro počáteční zarybnění byli použiti dvouletí kapři (K2, viz tab. 3) (Hartman a Regenda 2016). Současně bylo vypočteno množství doplňkového krmiva potřebného k dosažení plánované produkce biomasy ryb v rybnících, na kterých bylo příkrmování realizováno. Výpočet vycházel z rovnice podle Hartmana a Regendy, (2016):

$$TBSP = A \times FB_SP \times Coef,$$

kde:

$TBSP$ = celkové množství doplňkového krmiva, které je třeba dodat během sezóny (kg)

A = plocha rybníka (ha)

FB_SP = biomasa ryb, které má být dosaženo díky příkrmování ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)

$Coef$ = koeficient udávající množství krmiva potřebného pro vytvoření 1 kg rybí biomasy.

V roce 2022 a 2023 bylo během vegetační sezóny plánováno použít $806 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (rybník Blaniny) a $800 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (rybník Loužek) doplňkového krmiva. Vzhledem k vysokému výskytu nežádoucích ryb v rybníku Loužek v letech 2022 i 2023, které výrazně omezovaly dostupnost potravy pro cílovou obsádku, byla skutečně aplikovaná dávka navýšena na 874, resp. 941 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Příkrmování probíhalo od května do první poloviny září na rybníku Blaniny, zatímco na rybníku Loužek začalo kvůli technickým komplikacím až koncem června. V roce 2024 došlo k prohození managementu, přičemž obsádka kapra obecného na rybnících Blaniny a Loužek přestala být příkrmována, zatímco obsádka kapra obecného v rybních Drachkovský a Lusk byla příkrmována v celkové roční dávce krmiva $795 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Drachkovský) a $790 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Lusk).

2.2.4.1. Další nasazené druhy ryb

Za účelem omezení invazních druhů ryb byli ve všech rybnících v letech 2022, 2023 a 2024 vysazeno 50-80 kusů dvouletých candátů obecných (0,1-0,12 kg) (*Sander lucioperca*, L. 1758) na daný rybník. Současně byli pro regulaci biomasy makrofyt do všech rybníků nasazeni tříletí amuři bílí mezi 40-60 kusy (0,9-1,1 kg) (*Ctenopharyngodon idella*, Valenciennes, 1844) na daný rybník. Candáti i amuři byli nasazováni na začátku května, zatímco kapr byl vysazován koncem března až začátkem dubna. Výlovy všech rybníků probíhaly ve druhé polovině října až na začátku listopadu.

Tab. 3. A) Počet a celková hmotnost nasazeného kapra obecného (*Cyprinus carpio*) a celkové množství dodaného krmiva. V roce 2021 byl nasazen kapr různých věkových kategorií – Blaniny K1, Drachkovský K2–K4, Loužek K1, Lusk K2. V letech 2022–2024 byl nasazován kapr ve věkové kategorii K2. Management rybníka: BAU – „business as usual“ (původní management), PPB – přirozená produkce bez příkrmování, PPP – přirozená produkce s příkrmováním. **B)** Počet a celková hmotnost nasazených kaprovitých ryb různých věkových kategorií v roce 2021. Zkratky: K1 – jednoletý kapří plůdek, K2 a K3 – dvouletá a tříletá násada kapra, Ab2 – dvouletá násada amura bílého (*Ctenopharyngodon idella*), Tp2 – dvouletá násada tolstolobika pestrého (*Hypophthalmichthys nobilis*).

A)

| Rok | Management rybníka | Počáteční obsádka | | | | Množství doplňkového krmiva (kg ha ⁻¹) | | | |
|-------------|--------------------|---|---|---|---|--|---------------------|---------------------|---------------------|
| | | 2021 | 2022 | 2023 | 2024 | 2021 | 2022 | 2023 | 2024 |
| Rybník | | kg·ha ⁻¹ / ind·ha ⁻¹ | kg·ha ⁻¹ / ind·ha ⁻¹ | kg·ha ⁻¹ / ind·ha ⁻¹ | kg·ha ⁻¹ / ind·ha ⁻¹ | kg·ha ⁻¹ | kg·ha ⁻¹ | kg·ha ⁻¹ | kg·ha ⁻¹ |
| Blaniny | BAU/PPP/PPP/PPB | 152/5059 | 119/588 | 105/618 | 67/312 | 588 | 800 | 824 | 0 |
| Drachkovský | BAU/PPB/PPB/PPP | 430/4265 | 76/375 | 75/438 | 122/570 | 588 | 0 | 0 | 795 |
| Loužek | BAU/PPP/PPP/PPB | 252/4206 | 142/702 | 129/755 | 101/470 | 353 | 874 | 941 | 0 |
| Lusk | BAU/PPB/PPB/PPP | 55/1388 | 150/740 | 128/750 | 202/942 | 882 | 0 | 0 | 790 |

B)

| | 2021 BAU management | | | | |
|-------------|---|---|---|---|---|
| | K1 | K2 | K3 | Ab2 | Tp2 |
| Rybník | kg·ha ⁻¹ / ind·ha ⁻¹ | kg·ha ⁻¹ / ind·ha ⁻¹ | kg·ha ⁻¹ / ind·ha ⁻¹ | kg·ha ⁻¹ / ind·ha ⁻¹ | kg·ha ⁻¹ / ind·ha ⁻¹ |
| Blaniny | 152/5059 | 0/0 | 0/0 | 0/0 | 0/0 |
| Drachkovský | 0/0 | 55/387 | 230/2422 | 50/485 | 95/969 |
| Loužek | 0/0 | 0/0 | 252/4206 | 0/0 | 0/0 |
| Lusk | 0/0 | 55/1388 | 0/0 | 0/0 | 0/0 |

2.2.5. Biotická společenstva a fyzikálně-chemické parametry vody na pokusných rybnících

Vzorkování rybníků probíhalo v letech 2021–2023 (pro fyzikálně-chemické parametry byla zařazena i sezóna 2024) a jeho cílem bylo porovnat hospodaření BAU s upravenými režimy PPB a PPP ve vztahu k biotickým společenstvům fytoplanktonu, zooplanktonu a zoobentosu a k fyzikálně-chemickým parametrům vody. V prvním roce (2021) proběhl odběr biotických společenstev a fyzikálně-chemických parametrů vody ve všech rybnících čtyřikrát (květen, červen, srpen a září). V následujících letech (2022 a 2023) byl odběr prováděn jedenkrát měsíčně (celkem sedmkrát) od března do září.

2.2.5.4. Analýzy chemismu vody

Průhlednost vody byla měřena Secchiho deskou u výpusti rybníků. Parametry koncentrace rozpuštěného kyslíku (DO %), teplota vody, konduktivita (vodivost), pH byly měřeny na místě. Koncentrace rozpuštěného organického uhlíku (DOC), amoniakálního dusíku (NH₄-N), dusičnanového dusíku (NO₃-N), TN, fosforečnanového fosforu (PO₄-P), TP a chlorofylu-a (Chl-a) byly stanoveny standardními metodami v akreditované laboratoři Povodí Vltavy, státní podnik v Českých Budějovicích, pro tyto analýzy byl odebrán směsný vzorek vody z lodě z celé plochy rybníka. Pro stanovení PO₄-P, NO₃-N, NH₄-N a DOC byly vzorky na místě přefiltrovány přes nylonové stříkačkové filtry s velikostí pórů 0,45 μm, aby byly z vody odstraněny případné mikroorganismy. Podrobné analytické postupy jsou popsány ve studii Kajgrová a kol., (2022).

2.2.6. Potravní preference kapra obecného

Potravní preference kapra obecného byly studovány v letech 2022 a 2023 s cílem porovnat rozdíly mezi režimy PPB a PPP. Režim BAU nebyl pro tuto studii zahrnut.

2.2.6.1. Vzorkování kapra obecného a jeho potenciálních zdrojů potravy

Vzorkování na jednotlivých rybnících v průběhu sezóny zahrnovalo odběr celého společenstva daného rybníka, tj. kapra obecného, zoobentosu, zooplanktonu a náletového hmyzu. Metodika vzorkování zoobentosu a zooplanktonu je uvedena výše. Náletový hmyz byl vzorkován pomocí smýkací sítě ve výšce 0–2 m nad vodní hladinou rybníka. U náletového hmyzu nebyla stanovena abundance ani biomasa tohoto zdroje. Kapři byli vzorkováni od dubna do října (tab. 4), zatímco předpokládané potravní zdroje od března do září.

Tab. 4. Hmotnost odchycených jedinců kapra obecného ve studovaných rybních v letech 2022 a 2023. Data jsou uvedena jako průměr hmotnosti odchycených jedinců v gramech \pm SD (směrodatná odchylka).

| | Duben | | Květen | | Červen | | Červenec | | Srpen | | Září | | Říjen | |
|--------------------|-----------------|-----------------|-----------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|------------------|-------------------|-------------------|
| | 2022 | 2023 | 2022 | 2023 | 2022 | 2023 | 2022 | 2023 | 2022 | 2023 | 2022 | 2023 | 2022 | 2023 |
| Blaniny | 234 \pm 32 | 244 \pm 27 | 315 \pm 92 | 393 \pm 92 | 652 \pm 68 | 429 \pm 19 | 925 \pm 16 | 867 \pm 156 | 1441 \pm 203 | 1391 \pm 188 | 1581 \pm 38 | 1718 \pm 74 | 1565 \pm 292 | 1643 \pm 288 |
| n ryb | 5 | 5 | 4 | 3 | 5 | 4 | 2 | 4 | 5 | 5 | 3 | 3 | 10 | 10 |
| Drachkovský | 202 \pm 37 | 149 \pm 15 | 420 | 289 \pm 176 | 612 \pm 89 | 270 \pm 111 | 818 \pm 249 | 944 \pm 52 | 1043 \pm 112 | 1060 \pm 74 | 1127 \pm 102 | 1261 \pm 27 | 1264 \pm 315 | 1441 \pm 301 |
| n ryb | 4 | 5 | 1 | 3 | 5 | 4 | 5 | 4 | 3 | 4 | 3 | 4 | 10 | 10 |
| Loužek | 255 \pm 45 | 250 \pm 74 | 319 \pm 51 | 209 \pm 117 | 749 \pm 197 | 423 \pm 159 | 1128 \pm 165 | 538 \pm 69 | 768 \pm 6 | 841 \pm 257 | 863 \pm 204 | 799 \pm 65 | 845 \pm 302 | 887 \pm 312 |
| n ryb | 3 | 3 | 5 | 3 | 5 | 4 | 5 | 4 | 2 | 5 | 4 | 4 | 10 | 10 |
| Lusk | 300 | 187 \pm 38 | 373 \pm 57 | 396 \pm 28 | 867 \pm 104 | --- | 851 \pm 166 | 640 \pm 37 | 1174 \pm 197 | 787 \pm 43 | 1143 \pm 156 | 932 \pm 120 | 1323 \pm 350 | 1296 \pm 399 |
| n ryb | 2 | 5 | 5 | 3 | 5 | 0 | 5 | 3 | 3 | 4 | 5 | 3 | 10 | 10 |

Vzorkování potenciálních zdrojů potravy

Za potenciální zdroje potravy kapra obecného byly považovány zooplankton, makrozoobentos, náletový hmyz a zrna tritikále. Každý typ potravního zdroje byl na každém odběrovém místě odebrán ve třech opakováních ze směsných vzorků. Odběr zooplanktonu, makrozoobentosu a náletového hmyzu je popsán výše. Zrna tritikále poskytla společnost Blatenská ryba, s.r.o., která toto krmivo distribuovala do rybníků ve všech sledovaných sezónách. U makrozoobentosu a terestrického hmyzu byly v rámci každé skupiny připraveny směsné (kompozitní) vzorky. U zooplanktonu a zoobentosu byla využita hodnocení jak abundancí/biomas, tak druhových složení (viz výše). U terestrického hmyzu nebyla z metodických důvodů a kvůli možnému zkreslení odhadována ani biomasa, ani druhové složení.

2.2.6.2. Analýza stabilních izotopů

K rekonstrukci potravních preferencí kapra obecného byla použita analýza stabilních izotopů uhlíku a dusíku. Všechny vzorky byly lyofilizovány po dobu 48 hodin a následně rozemlety na jemný homogenní prášek. Z živočišných a obilných vzorků bylo do cínových kelímků naváženo 0,6 mg, respektive 1,0 mg materiálu. Sezóna 2022 byla analyzována na Univerzitě v Jyväskylä (Finsko) a sezóna 2023 v Ústavu půdní biologie a biogeochemie Biologického centra AV ČR. Přestože byly do analýzy zapojeny dvě různé laboratoře, výsledky to neovlivnilo, protože data nebyla spojována do jednoho modelu – každá sezóna byla statisticky vyhodnocena samostatně.

2.2.7. Pohybové vzorce a potravní chování kapra obecného v rybníčním prostředí

Sledování pohybových vzorců kapra obecného probíhalo v letech 2022 a 2023 pouze na rybníku Loužek (PPP). Původně bylo plánováno v sezóně 2022 sledovat pohyb kaprů v rybnících Loužek a Lusk (PPB). Z technických důvodů (porucha telemetrických značek v roce 2022 a zarůst rybníka Lusk ponořenými makrofýty po celou vegetační sezónu roku 2023) byl však rybník Lusk z analýz vyřazen.

2.2.7.1. Značení ryb

Celkem bylo pro tuto studii označeno 36 jedinců kapra na rybníce Loužek (20 v roce 2022 a 16 v roce 2023). Všechny ryby byly dvouleté (K2) a byly dodány společností Blatenská ryba, s.r.o. Průměrná celková délka těla a hmotnost činily v roce 2022 308 mm a 438 g a v roce 2023 319 mm a 552 g (podrobnosti viz tab. 5).

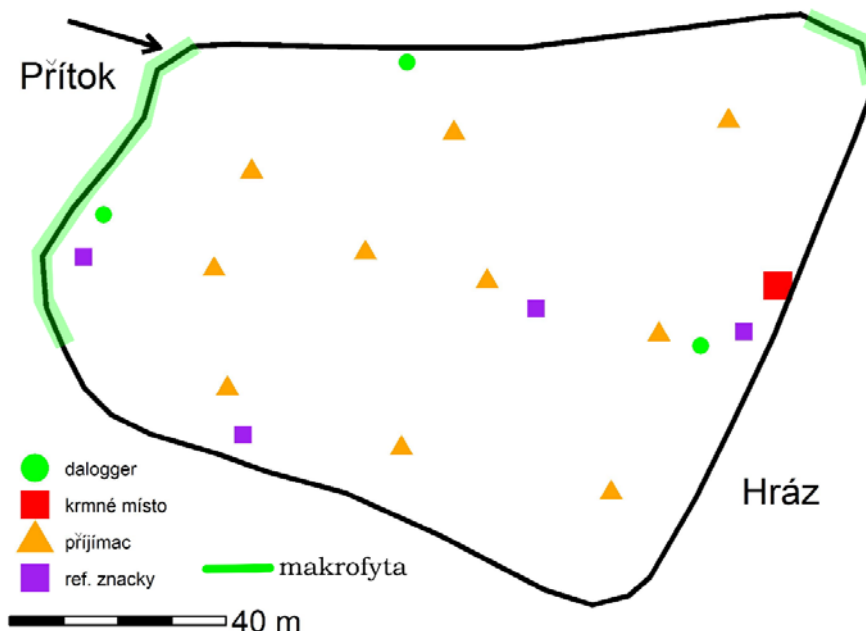
2.2.7.2. Telemetrické sledování

V rybníce byl instalován poziční systém MAP (Lotek Wireless Inc., Kanada). Systém tvořilo 10 přijímačů (Lotek Wireless Inc., WHS3250) rozmístěných do polí se vzájemnými rozestupy 14,5–101,2 m (průměr a směrodatná odchylka: $54,2 \pm 23,5$ m; obr. 2). Přesná poloha přijímačů byla zaměřena vysoce přesnou GNSS jednotkou (Spectra Precision, Promark 220, USA). Hloubka umístění přijímačů se pohybovala mezi 1,0–1,5 m. Podle testů provedených před začátkem studie (červenec 2021) poskytovalo takové uspořádání přijímačů plné pokrytí celé vodní plochy. Systém byl v obou letech v provozu od začátku dubna do poloviny října a data byla manuálně stahována přibližně každé dva měsíce. Přesnost systému byla ověřena pomocí 5–6 stacionárních referenčních značek (MM-M-16-50-TP, interval 25 s, Lotek Wireless Inc., Kanada) umístěných na čtyřech stanovištích v rybníce (u hráze, ve střední části nádrže v

otevřené vodě v hloubkách 0,5 a 1,3 m a na dvou litorálních místech v hloubce 0,5 m). Dále byla přesnost testována pomocí referenčních značek tažených pod lodí v červnu 2022 a v říjnu 2023. Testy ukázaly míru detekce 60–90 % pro stacionární značky a 80–88 % pro mobilní značky s mediánem polohové chyby 1,0–2,5 m (stacionární zn.) a 4,0–4,8 m (mobilní zn.); směrodatné odchylky byly obvykle pod 7 m. Prostorové pokrytí bylo konzistentní napříč habitaty bez známek pozičního zkreslení či výraznějších ztrát signálu. Tyto výsledky potvrzují vysokou spolehlivost a prostorovou přesnost telemetrického systému a podporují důvěru v následně odvozené behaviorální metriky.

Tab. 5. Biometrické údaje značených ryb v roce 2022 a 2023 na rybníku Loužek. N – počet značených jedinců kapra obecného, N získaných – návratnost při výloveh, TL – celková délka značených ryb, W – hmotnost (živá váha) značených ryb, TW/BW = poměr mezi váhou telemetrické značky (TW) a váhou těla ryby při značení (BW).

| Rok | N | průměr TL (mm) | min TL (mm) | max TL (mm) | průměr W (g) | min W (g) | max W (g) | N získaných |
|------|----|----------------|-------------|-------------|--------------|-----------|-----------|-------------|
| 2022 | 20 | 308 | 265 | 362 | 438 | 310 | 722 | 18 |
| 2023 | 16 | 319 | 280 | 385 | 552 | 338 | 1072 | 11 |



Obr. 2. Mapa rybníka Loužek s vyznačeným krmným místem, rozšířením makrofyt a umístěním telemetrického systému.

2.2.7.3. Potravní preference značených kaprů obecných na rybníce Loužek

Potravní preference značených kaprů obecných v obou sezónách byly zjišťovány pomocí analýzy stabilních izotopů, která byla popsána v kapitole Přílohy.

2.3. Výsledky a jejich interpretace

Detailní výsledky jsou uvedeny v přílohách a je volným překladem vědeckých článků, které vznikly díky tomuto projektu.

2.3.1. Vylovená biomasa ryb a mimořádné události na studovaných rybnících

Ve studovaných rybnících byly zjištěny výrazné meziroční rozdíly v produkci biomasy kapra (vylovená biomasa – iniciální biomasa). V sezóně 2021 s BAU managementem byla čistá produkce ryb obecně nižší, a v některých případech dokonce záporná, v důsledku vysoké mortality během sezóny. V roce 2021 nebylo možné přesně specifikovat mortalitu, ale v rámci všech sledovaných rybníků byla výrazně vyšší než v následujících sledovaných sezónách, kde se dá označit za nízkou s přežitím obvykle nad 90 % (tab. 6). Upravené režimy PPB a PPP vedly ve většině případů k vyšší produkci rybí biomasy než BAU. Pouze rybník Lusk vykázal vyšší produkci biomasy ryb v sezóně s BAU hospodařením než při upravených režimech v letech 2022 a 2023. Údaje o biomase dalších druhů ryb jsou uvedeny v přílohách.

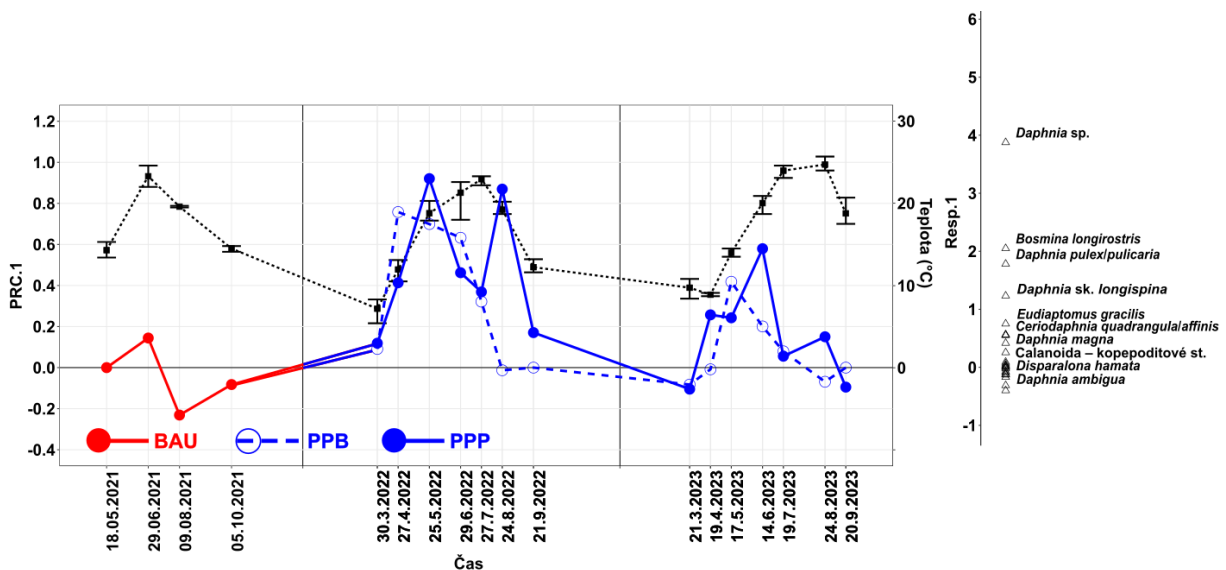
Mimořádné události (tab. 6) byly zaznamenány ve všech rybnících s výjimkou Blanin, a to ve všech studovaných letech. V roce 2021 byl na rybníce Drachkovský zaznamenán úhyn ryb způsobený kyslíkovým deficitem a na všech rybnících s výjimkou Blanin se objevila vyšší biomasa střevličky východní. V červenci 2022 zasáhly jihočeský region extrémní povodeň s úhrny 100–187 mm srážek během 24 hodin (Český hydrometeorologický ústav 2022). Povodeň zasáhla jednotlivé rybníky odlišně – typicky došlo k přepadům vody přes hráze. Na Loužku povodeň způsobila splavání velkého množství kaprů věkové kategorie K1 z výše položených rybníků; při výlovu bylo zaznamenáno 13 900 jedinců K1 (≈ 690 kg). V roce 2023 byl Loužek navíc výrazně ovlivněn silnou populací střevličky. Na rybníce Lusk způsobila povodeň pouze menší mechanické poškození hráze, nicméně v roce 2022 zde byla zaznamenána střední hustota střevličky, která v roce 2023 vzrostla na vysoké hodnoty. Kromě toho byl Lusk silně zarostlý ponořenými makrofyty (*Myriophyllum aquaticum*). Na rybníce Drachkovský se v období konce května a v červenci 2022 objevily nízké koncentrace rozpuštěného kyslíku, na hladině se vytvořil souvislý porost okřehku menšího (*Lemna minor*) a při výlovu byla zjištěna vysoká abundance střevličky; podobné podmínky se opakovaly i v roce 2023, kdy přetrvával částečný zárost okřehku a trvale vysoké hustoty střevličky. V roce 2024 se na rybnících Drachkovský, Loužek a Lusk objevila populace střevličky a rybník Lusk byl opět výrazně zarostlý makrofyty.

Tab. 6. Celková vyprodukovaná biomasa ryb, (2021 – směs kapra obecného a dalších kaprovitých ryb, 2022–2024 – kapr obecný), přírůstek a přežití kapra pro roky 2022–2024 (pro rok 2021 relevantní data nejsou dostupná). Mimořádné události: O₂def. – kyslíkové deficity, S – střevlička východní, P – povodeň, M – zárost ponořenými makrofyty, K1 – přítomnost kapra věkové kategorie K1. Negativní hodnoty v čisté vyprodukované biomase představují úhyny ryb v daném roce (tj. nasazená biomasa > vylovená biomasa).

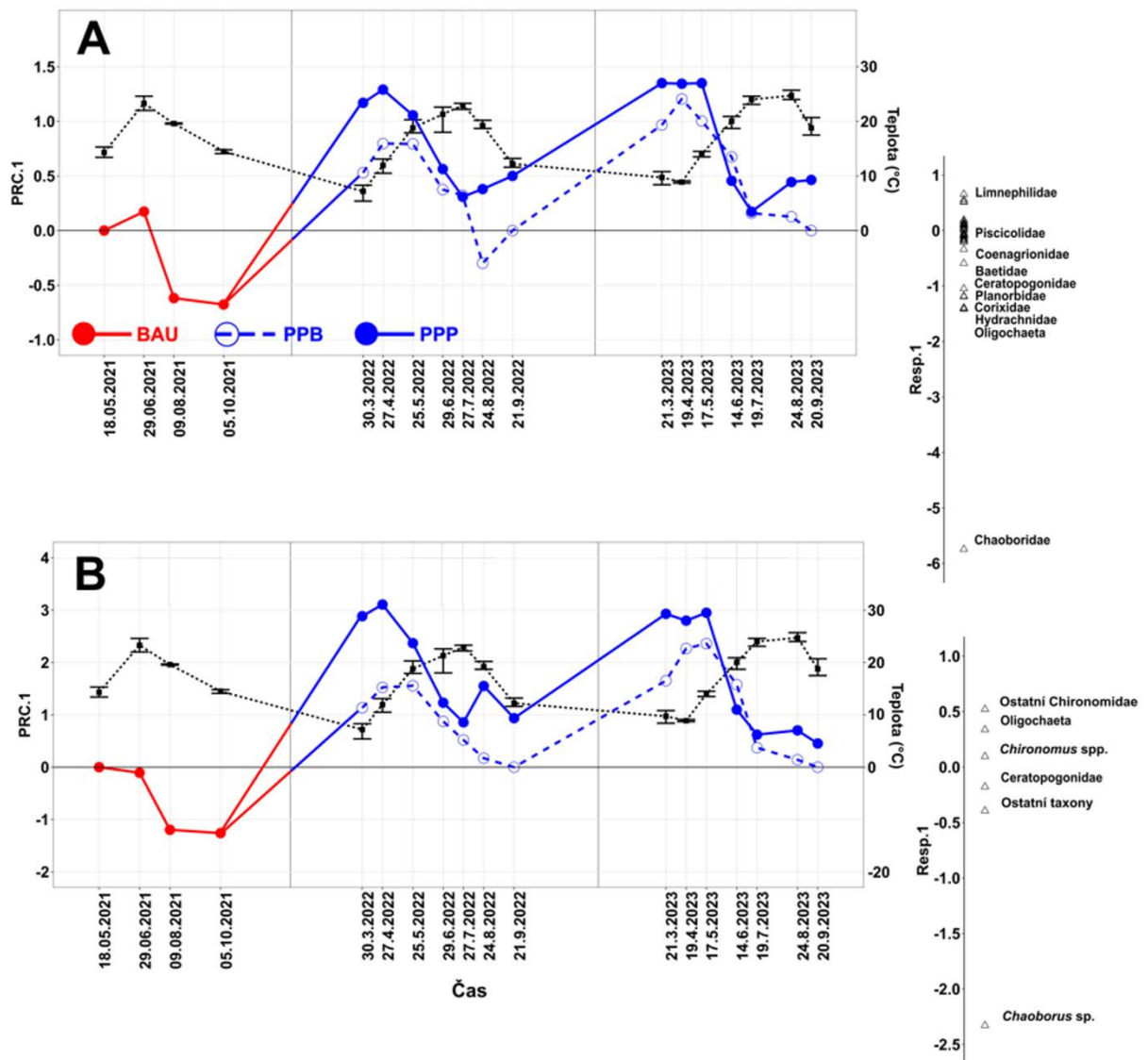
| Rybník | Management rybníka | Celková vyprodukovaná biomasa ryb (kg·ha ⁻¹) | Kusový přírůstek v kg (průměr ± SD) | Přežití (%) | Mimořádné události | | | |
|-------------|-----------------------|---|--|---------------------|---------------------------|---------------------------------|------|------|
| | 2021/2022/2023/2024 | 2021/2022/2023/2024 | 2022/2023/2024 | 2021/2022/2023/2024 | 2021 | 2022 | 2023 | 2024 |
| Blaniny | BAU/PPP/PPP/PPB | 234/758/826/493 | 1,4 ± 0,4/1,4 ± 0,2/1,5 ± 0,2 | -/95/92/93 | | | | |
| Drachkovský | BAU/PPB/PPB/PPP | -450/297/471/812 | 1,2 ± 0,3/1,3 ± 0,1/ 1,3 ± 0,3 | -/79/86/96 | S, O ₂ def. | S, O ₂ def., P | S, M | S |
| Loužek | BAU/PPP/PPP/PPB | -98/406/532/331 | 0,7 ± 0,2/0,8 ± 0,2/ 0,6 ± 0,2 | -/92/99/93 | S | S, K1, P | S | S |
| Lusk | BAU/PPB/PPB/PPP | 927/723/405/1041 | 1,1 ± 0,2/0,5 ± 0,2/ 1 ± 0,2 | -/89/90/92 | S | P, S | S, M | S, M |

2.3.2. Odezvy biotických komunit rybníků na management rybníků

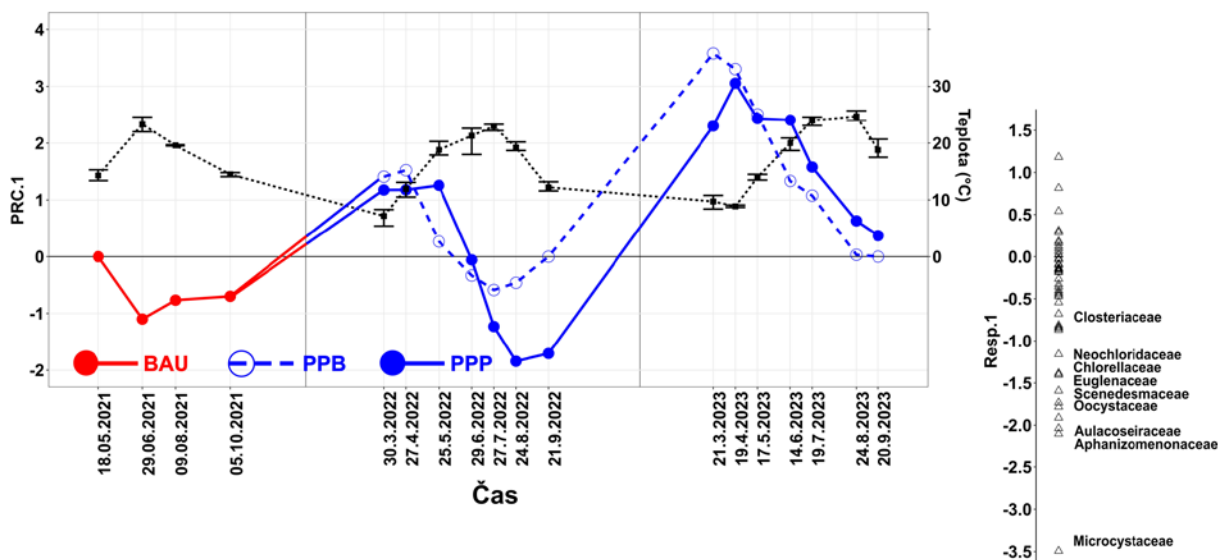
- Z hlediska počtu druhů zooplanktonu, zoobentosu i fytoplanktonu nebyl nalezen významný rozdíl mezi BAU, PPP a PPB managementy.
- Nicméně mezi jednotlivými managementy docházelo ke změně v taxonomickém složení – složení zooplanktonu vykazovalo rozdíly mezi 2021 (BAU) a 2022 s 2023 (PPP a PPB), složení fytoplanktonu a zoobentosu se od sebe lišila každý rok (Obr. 3-5).
- Taxonomické složení zooplanktonu nebylo výrazně odlišné mezi PPB a PPP režimem, nicméně složení zoobentosu a fytoplanktonu se lišila mezi PPP a PPB managementy.
- Přestože docházelo ke změnám v taxonomickém složení mezi PPP a PPB managementy, celková biomasa zoobentosu (důležité potraviny kapra) byla mezi těmito dvěma managementy srovnatelná. Naopak BAU management vykazoval oproti PPP a PPB managementu značné rozdíly jak v taxonomickém složení zooplanktonu (dominovaly menší druhy ve vysokých početnostech), tak v nižší biomase zoobentosu (ve které dominovali máloštětinatci nad pakomárovitými oproti PPP a PPB managementu).
- U PPP managementu došlo oproti PPB i BAU managementu k vyššímu rozvoji sinic (jak z hlediska početnosti, tak biomasy).



Obr. 3. Redundanční analýza (RDA) zobrazená pomocí metody *principal response curves* (PRC) s použitím abundance druhů zooplanktonu jako závislé proměnné. Teplota (pravá osa y) je zobrazena jako tečkovaná černá čára (každý termín odběru má svou průměrnou hodnotu s chybovými úsečkami reprezentujícími směrodatnou odchylku). BAU – „business as usual“, PPB a PPP – přirozená produkce bez přikrmování a s přikrmováním.



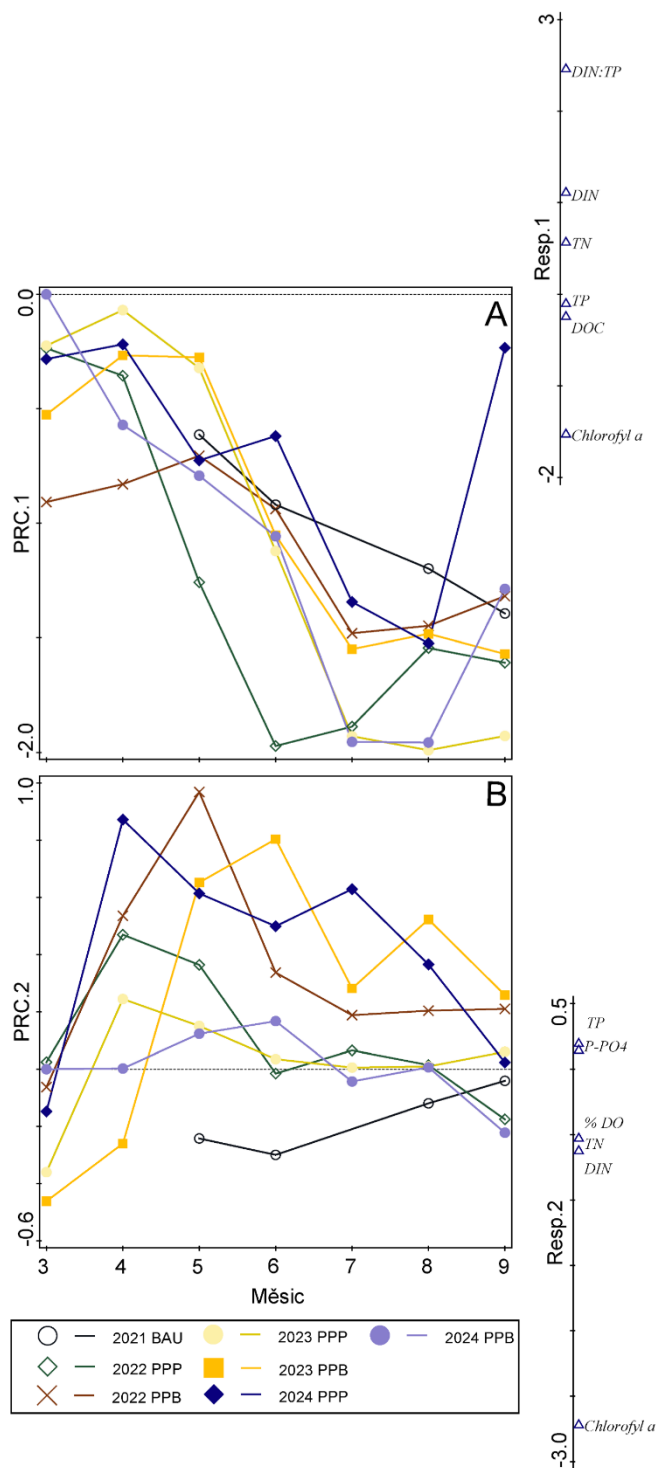
Obr. 4. Redundanční analýza (RDA) zobrazená pomocí metody *principal response curves* (PRC) s použitím (A) abundance čeledí zoobentosu jako závislé proměnné a (B) biomasy vybraných skupin zoobentosu. Teplota (pravá osa y) je zobrazena jako tečkovaná černá čára (každý termín odběru má svou průměrnou hodnotu s chybovými úsečkami reprezentujícími směrodatnou odchylku). BAU – „business as usual“, PPB a PPP – přirozená produkce bez příkrmování a s příkrmováním.



Obr. 5. Redundanční analýza (RDA) zobrazená pomocí metody *principal response curves* (PRC) s použitím abundance čeledí fytoplanktonu jako závislé proměnné. Teplota (pravá osa y) je zobrazena jako tečkovaná černá čára (každý termín odběru má svou průměrnou hodnotu s chybovými úsečkami reprezentujícími směrodatnou odchylku). BAU – „business as usual“, PPB a PPP – přirozená produkce bez přikrmování a s přikrmováním.

2.3.3. Vliv managementu rybníka na fyzikálně-chemické parametry vody

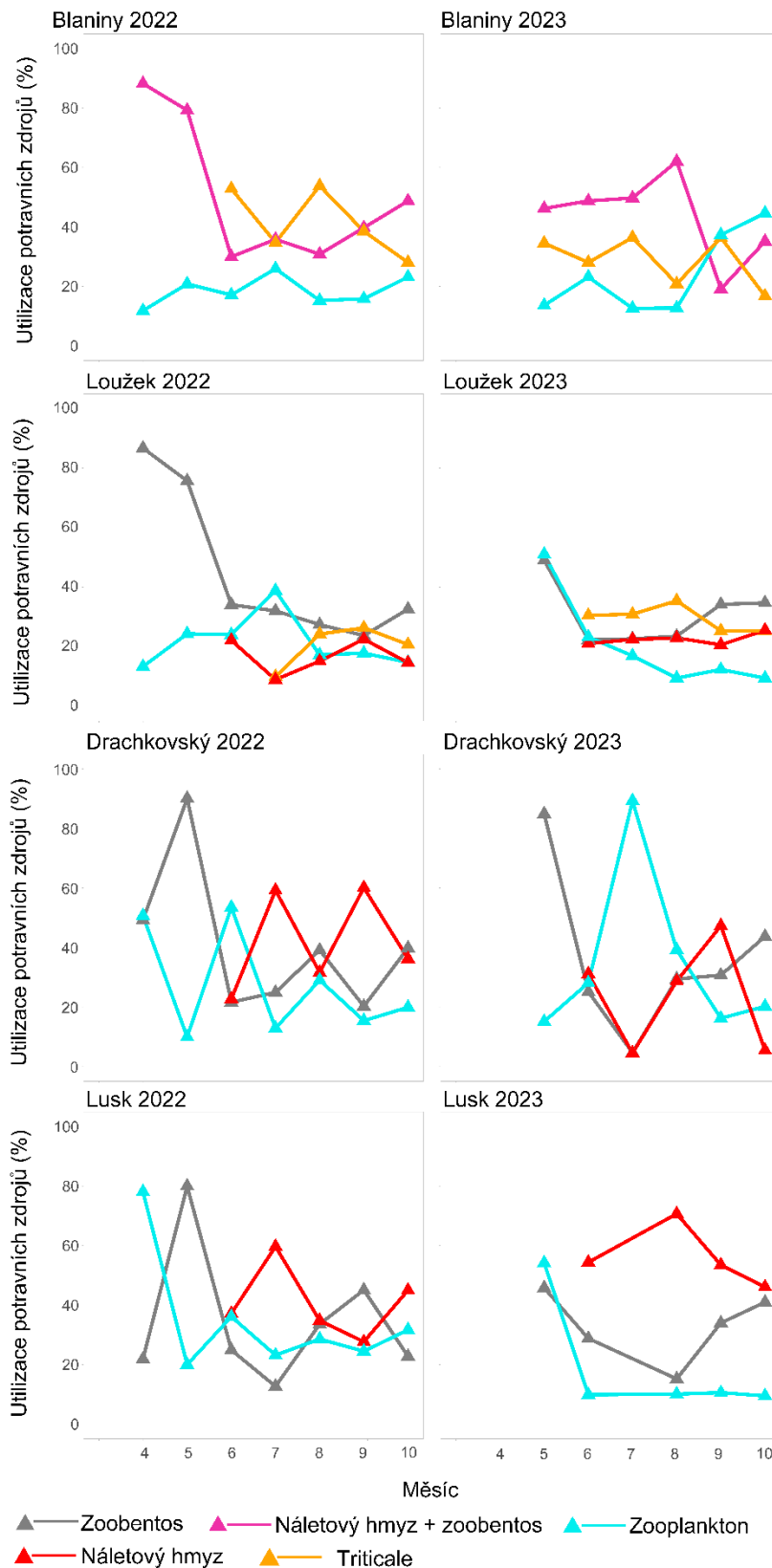
- Všechny sledované rybníky vykazovaly hypereutrofní charakter s vysokými koncentracemi celkového dusíku a fosforu, společně s rozpuštěným organickým uhlíkem.
- Rok 2021 s managementem BAU se limnologicky odlišoval od následujících let, přesto tento rozdíl nebyl statisticky významný.
- Sezónní dynamika limnologických parametrů se významně lišila mezi jednotlivými managementy.
- Management BAU vykazoval monotónní průběh limnologických parametrů v průběhu sezóny bez přirozených sezóních fluktuací ve srovnání s režimy PPB a PPP (obr. 6).
- Hlavními faktory ovlivňujícími vývoj prostředí během sezóny byly poměr DIN:TP a koncentrace chlorofylu a.



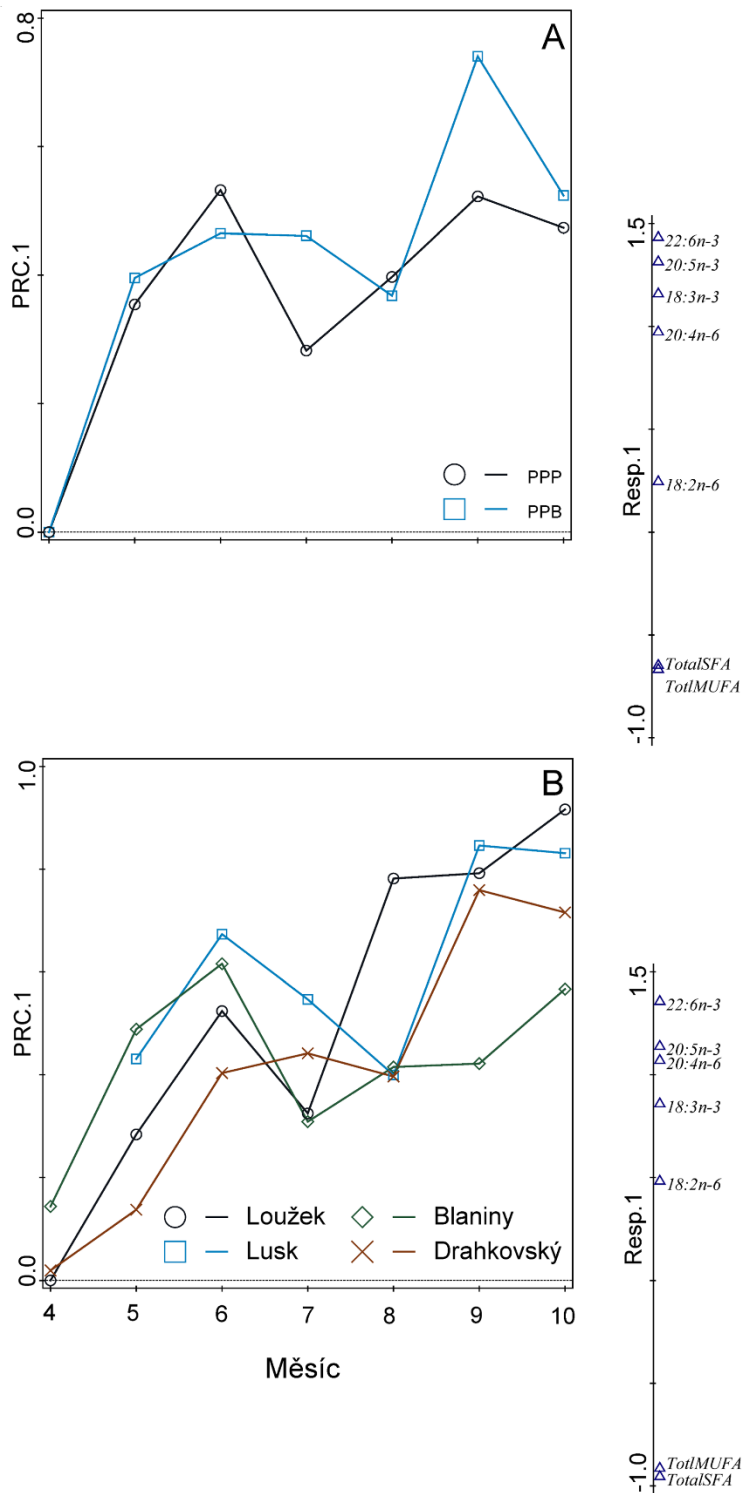
Obr. 6. Redundanční analýza (RDA) zobrazená pomocí metody *principal response curves* (PRC) s použitím hodnot fyzikálně-chemických parametrů po transformaci přirozeným logaritmem jako závislé proměnné. (A) První ordinační osa, (B) druhá ordinační osa. BAU – „business as usual“, PPB a PPP – přirozená produkce bez přikrmování a s přikrmováním, DIN – rozpuštěné formy anorganického dusíku, % DO – nasycení vody O₂ (%), DOC – rozpuštěný organický uhlík, PO₄-P – fosforečnanový fosfor, TP – celkový fosfor, TN – celkový dusík.

2.3.6. Potravní preference kapra obecného

- Karp obecný využíval všechny dostupné zdroje potravy v obou studovaných letech, přičemž jejich relativní zastoupení se výrazně lišilo jak v průběhu sezóny, tak i mezi režimy hospodaření (obr. 7).
- Makrozoobentos byl ve všech studovaných rybnících hlavním preferovaným zdrojem potravy a byl konzumován téměř nezávisle na své abundanci.
- Zooplankton byl využíván spíše oportunisticky a jeho konzumace byla častěji závislá na jeho aktuální hustotě.
- Náletový hmyz se v potravě kapra obecného na začátku sezóny prakticky nevyskytoval, ale v pozdější části sezóny tvořil významnou složku jeho potravy (20–60 %).
- V rybnících s PPB managementem byly změny ve složení potravy v rámci sezóny výraznější a výrazně se měnily z hlediska dostupnosti potravy.
- V rybnících PPP managementem byly změny v potravních preferencích plynulejší, přičemž význam jednotlivých zdrojů potravy se měnil postupně v průběhu sezóny.
- Konzumace obilovin byla silně závislá na jejich dostupnosti, na rozdíl od přirozené potravy.
- Po zahájení příkrmování tvořily obiloviny významnou složku potravy kapra (19–50 %), což ukazuje na jejich vysokou atraktivitu.
- Příkrmování obilovinami vedlo v rybnících PPP k poklesu obsahu LC-PUFA ve svalové tkáni kapra a k relativnímu zvýšení MUFA a SFA.
- Přestože se profily mastných kyselin během sezóny mezi PPP a PPB managementem lišily, na konci vegetační sezóny se jejich složení mezi rybníky téměř vyrovnalo (Obr. 8).



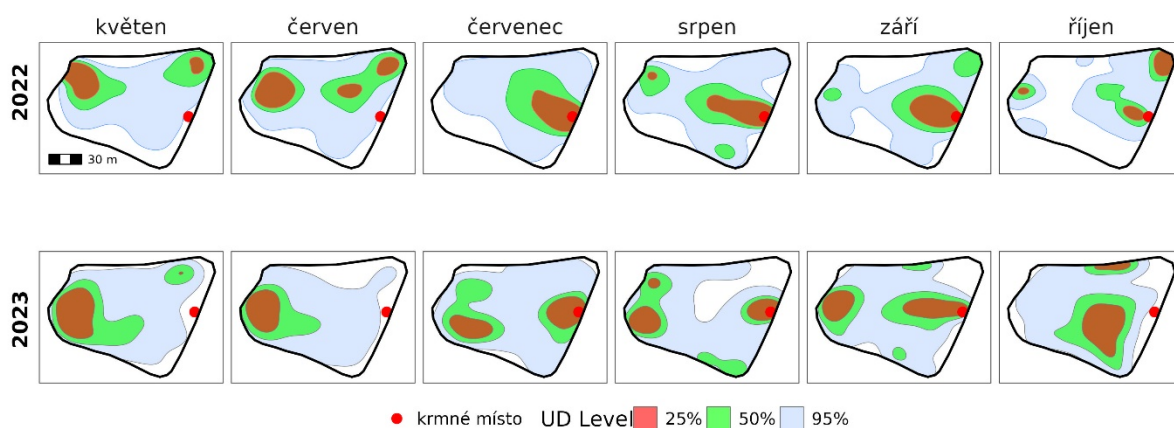
Obr. 7. Potravní preference kapra obecného na základě výsledků bayesiánských směsných modelů v roce 2022 a 2023. Data jsou prezentována jako medián potravních preferencí k jednotlivým potravním zdrojům (%).



Obr. 8. Redundanční analýza (RDA) zobrazená pomocí metody *principal response curves* (PRC) s použitím koncentrací mastných kyselin v kapří svalovině po transformaci přirozeným logaritmem jako závislé proměnné. (A) typ managementu použitý jako vysvětlující proměnná, (B) identita rybníka použita jako vysvětlující proměnná. Data se týkají pouze sezóny 2022. PPB a PPP – přirozená produkce bez přikrmování a s přikrmováním.

2.3.9. Výsledky pohybových vzorců a potravního chování kapra obecného v rybníce Loužek

- Pohybová aktivita kapra obecného se v obou letech měnila v průběhu sezóny, dne a v závislosti na teplotě vody; průměrná pohybová aktivita byla mezi roky podobná, ale v létě 2022 byla vyšší než v roce 2023.
- Nejvyšší pohybová aktivita byla zaznamenána v nočních a časných ranních hodinách, nejnižší v pozdním odpoledni. V roce 2022 byl denní rytmus aktivity vyrovnanější než v roce 2023.
- Kapři v obou letech preferovali v letních měsících mělčí části rybníka, zatímco na jaře a na podzim častěji využívali hlubší partie. V roce 2023 byla preference mělčin výraznější.
- Horizontální využívání prostoru bylo mezi roky podobné. Před zahájením příkrmování ryby využívaly hlavně západní a severovýchodní část rybníka, během příkrmování se centrem aktivity stalo krmné místo a po ukončení příkrmování jeho využívání rychle klesalo.
- Využití krmného místa bylo v roce 2022 vyšší než v roce 2023. V obou letech prudce klesalo během dvou dnů po krmení a rostlo s tělesnou hmotností ryb.
- Dominantní složkou potravy značených ryb byl zoobentos, následovaný náletovým terestrickým hmyzem, obilovinami a zooplanktonem. V roce 2022 byl vyšší podíl zooplanktonu, v roce 2023 vyšší podíl terestrických zdrojů.
- Růst značených ryb byl v roce 2023 významně vyšší než v roce 2022.
- Využívání krmného místa bylo pozitivně spojeno s růstem a vyšší podíl obilovin v potravě byl rovněž spojen s vyšším přírůstkem hmotnosti.
- Mezi jednotlivými rybami byly zjištěny výrazné individuální rozdíly v aktivitě, využívání hloubky i krmného místa.



Obr. 9. Prostorové rozložení center aktivity sledovaných jedinců (populační kernelová hustota) v jednotlivých měsících let 2022 a 2023. Kernelové hustoty znázorňují distribuční funkce využívání prostoru (UD): šedá = 25% UD, zelená = 50% UD, modrá = 95% UD. Červená tečka označuje krmné místo. Horní řada odpovídá roku 2022, dolní roku 2023.

2.4 Diskuze a Vysvětlení k jednotlivým výsledkům

Detailní diskuze k jednotlivým kapitolám je uvedena v přílohách a je volným překladem vědeckých článků, které vznikly díky tomuto projektu.

Biotická společenstva a fyzikálně-chemické parametry vody

Výsledky ukázaly, že způsob hospodaření měl výrazný vliv na strukturu i sezónní dynamiku biotických společenstev v rybnících. Intenzivní režim BAU byl spojen s vyšší nestabilitou zooplanktonu, nízkou biomasou zoobentosu a trvale vysokou biomasou fytoplanktonu bez výraznější sezónní sukcese. Naopak upravené režimy PPB a PPP vykazovaly stabilnější průběh sezóny a přirozenější dynamiku společenstev. U zooplanktonu se v BAU prosazovaly menší formy, zejména Bosminidae a Chydoridae, zatímco v PPB a PPP byly častější Cyclopidae a Daphniidae, což odpovídá známému vlivu vysokého predančního tlaku ryb na velké perloočky (DeMott a Kerfoot, 1982; Bazzanti a kol., 1989; Wellborn a kol., 1996; Sanford, 1993; Chappaz a kol., 1998; Lampert a kol., 2014; Adameczuk, 2016). Přikrmování v PPP pravděpodobně snižovalo tlak ryb na přirozenou potravu a podporovalo vyšší dostupnost zooplanktonu i zoobentosu ke konci sezóny, zejména u rodu Daphnia (Rahman a kol., 2010; Ćirić a kol., 2015; Schlott a kol., 2023). Oba upravené režimy (PPB, PPP) zároveň více odpovídaly PEG modelu planktonní sukcese s obdobím „clear water“ (Sommer a kol., 1986), zatímco BAU management tuto sezónní dynamiku víceméně neumožňoval. Také zoobentos reagoval na způsob hospodaření v dotčených rybnících: při aplikaci BAU managementu byla jeho biomasa nižší a druhová struktura odlišná, pravděpodobně v důsledku vyšší hustoty ryb a intenzivnějšího narušování sedimentu při hledání potravy. Výsledky dále ukázaly, že strukturu biotických společenstev významně modifikovaly i lymnologické charakteristiky prostředí, zejména dostupnost živin, teplota a pH. Abundance rodu Daphnia byla pozitivně spojena s koncentrací celkového fosforu, zatímco klanonožci byli početnější při nižších koncentracích dusíku, což potvrzuje, že biologická odezva rybníka je výsledkem kombinace managementu a aktuálních podmínek prostředí (Sommer, 1992; Sterner, 1993; Elser a Urabe, 1999; Kasprzak a kol., 2008).

Potravní preference kapra obecného a mastné kyseliny

Výsledky ukázaly, že kapr obecný je výrazně potravně plastický generalista, jehož složení potravy se během sezóny mění podle dostupnosti zdrojů a způsobu hospodaření. V rybnících s PPP managementem kapři po zahájení příkrmování výrazně využívali obilí, zatímco v PPB managementu preferovali zejména na zoobentos a náletový hmyz. Tento vzorec potravního chování odpovídá schopnosti kapra obecného pružně reagovat na aktuální nabídku potravy v daném prostředí (García-Berthou, 2001; Anton-Pardo a kol., 2014; Anton-Pardo a Adámek, 2015; Rahman, 2015). Současně se ale ukázalo, že složení potravy nebylo určováno pouze managementem rybníka, ale také konkrétními podmínkami jednotlivých rybníků a průběhem sezóny. Významnou roli hrály lokální faktory, jako hypoxie, povodně, přítomnost nežádoucích druhů ryb či zarůstání makrofyty, které mohly měnit dostupnost přirozené potravy i růst kapra. Podobně i složení mastných kyselin ve svalovině se vyvíjelo dynamicky. Po zahájení příkrmování v PPP rybnících došlo k dočasnému poklesu LC-PUFA ve prospěch MUFA a SFA, což odpovídá nižší biochemické kvalitě obilovin ve srovnání s přirozenou potravou. Ke konci sezóny se však rozdíl mezi režimy částečně vyrovnávaly, což naznačuje, že výsledná kvalita masa není dána pouze příkrmováním, ale kombinací managementu, sezónního vývoje potravy a specifických ekologických podmínek daného rybníka. Z praktického hlediska tak výsledky

ukazují, že obiloviny mohou účinně podporovat růst, ale nemohou plně nahradit význam přirozené potravy pro nutriční kvalitu masa, zejména z hlediska omega-3 mastných kyselin (Roy a kol., 2020; Pilecký a kol., 2022; Roy a kol., 2023).

Pohybové vzorce a potravní chování kapra obecného v rybníce Loužek

Telemetrické sledování ukázalo, že chování kapra na rybníce Loužek bylo výrazně ovlivněno sezónou, denním cyklem, dostupností potravy i meziročními rozdíly v podmínkách prostředí. V obou letech byla po nasazení zaznamenána zvýšená aktivita, která pravděpodobně souvisela s aklimatizací na nové prostředí, podobně jako bylo popsáno i u dalších druhů ryb po translokaci (Monk a kol., 2020). V létě 2022, kdy po povodni došlo ke zvýšení biomasy kapra v rybníce a pravděpodobně i ke zhoršení potravní dostupnosti na jedince, vykazovali kapři vyšší a rovnoměrnější pohybovou aktivitu, nižší růst a intenzivnější hledání potravy. Tento vzorec odpovídá známým behaviorálním reakcím ryb na zvýšenou konkurenci a potravní nedostatek (Orpwood a kol., 2006; Hansen a Closs, 2005; Matte a kol., 2021; Říha a kol., 2025). Ryby přitom po většinu sezóny preferovaly mělké části rybníka, což mohlo souviset s lepší dostupností bentické potravy, vyšší teplotou nebo nepříznivými kyslíkovými podmínkami v hlubších částech (Vejrík a kol., 2016; Nordahl a kol., 2018; Kajgrová a kol., 2021). Krmné místo bylo využíváno intenzivně bezprostředně po příkrmování (průměrně 15 % času první den), přičemž během šesti dní podíl klesl na přibližně 5 % (Mehner a kol., 2019; Jurajda a kol., 2016), poté se kapři vraceli k přirozeným zdrojům potravy. To ukazuje na schopnost kapra efektivně využívat časově omezené potravní „hotspoty“ a následně se vracet k přirozenému vyhledávání potravy (Bajer a Sorensen, 2010; Mehner a kol., 2019; Hundt a kol., 2022). Zároveň se ukázalo, že jedinci trávící více času na krmném místě a přijímající více obilovin rostli rychleji, což potvrzuje význam individuálních rozdílů v přístupu ke zdrojům. Telemetrie tak podtrhla vysokou behaviorální plasticitu kapra a ukázala, že růstová výkonnost může být výrazně ovlivněna nejen managementem, ale i individuálním chováním ryb (Jurajda a kol., 2016; Huntingford a kol., 2010).

2.4.1 Shrnutí získaných poznatků

Celkově výsledky metodiky ukazují, že způsob hospodaření na produkčních rybnících neovlivňuje pouze růst kapra, ale celý rybniční ekosystém včetně struktury biotických společenstev, dostupnosti přirozené potravy, kvality masa i prostorového a potravního chování ryb. Intenzivní režim BAU vedl k méně stabilním podmínkám, nižší biomase zoobentosu a potlačení přirozené sezónní dynamiky planktonu, zatímco upravené režimy PPB a PPP podporovaly ekologicky příznivější fungování rybníka. Zároveň se ukázalo, že kapr obecný vykazuje vysokou potravní i behaviorální plasticitu a dokáže pružně reagovat na změny v dostupnosti přirozených i doplňkových zdrojů potravy. Příkrmování v režimu PPP může při vhodné nastavené obsádce snižovat tlak na přirozenou potravu a současně podporovat růst ryb, aniž by nutně vedlo ke zhoršení stavu rybníka. Výsledky ale také ukazují, že odezva rybníka i samotných ryb je výrazně modifikována konkrétními podmínkami jednotlivých rybníků a průběhem sezóny, například hypoxií, povodněmi, přítomností nežádoucích druhů nebo rozdíly v dostupnosti bentické potravy. Hlavním praktickým závěrem proto je, že úspěšné hospodaření musí vycházet z reálné nosné kapacity rybníka, zohledňovat kvalitu vody i potravní nabídku daného rybníka. Zároveň je vhodné využívat příkrmování obilovinami jako cílený doplněk potravní nabídky, nikoli jako náhradu za přirozenou potravu při nevhodně nastavené rybě

obsádce. Tato metodika tak podporuje přístup, v němž je produkční úspěch spojen nejen s vyšší výnosu, ale i se stabilitou ekosystému a kvalitou výsledné rybí produkce.

- Srovnání BAU, PPB a PPP managementu: BAU management je vždy horší než PPB a PPP management, ve smyslu fyzikálně-chemických parametrů, biotických komunit, či celkového přežití nasazených ryb.
- PPP management je vhodnější než PPB management z hlediska zejména dostupnosti přirozené potravy a samozřejmě i vyššího růstu. Nicméně klíčové je maximálně využít produktivitu daného rybníka, ale zároveň nepřesadit daný rybník nadměrnou obsádkou.
- PPP – včasné příkrmování redukuje vyčerpání přirozených zdrojů rybníka. Příkrmování na získání 200 kg·ha⁻¹ biomasy kapra navíc k přirozené produkci rybníka negativně neovlivňuje fyzikálně-chemické parametry vody a stav biotických společenstev (při dodržení správné iniciální obsádky kapra).
- aložení více krmných míst naproti tomu může snížit rozrůstání obsádky kapra, a to i u malých rybníků.
- Invazní druhy (či nechtěné věkové kohorty dalších druhů) značně ovlivňují hospodářský výsledek daného rybníka. Prevence vniknutí těchto druhů je klíčovým faktorem managementu rybníka.

3. Srovnání „novosti postupů“

Tato metodika kombinuje rozličné vědecké přístupy zahrnující analýzu stabilních izotopů a mastných kyselin, telemetrické sledování aktivity ryb a jejich růstu, sledování vývoje fyzikálně-chemických parametrů vody a bioty daných rybníků, na objasnění vlivu managementu rybníka na biotické společenstvo, kvalitu vody a produkci ryb.

Zároveň tato metodika poskytuje detailní informace z více sezón, což umožňuje zachytit významné trendy a zároveň potlačit výkyvy jednotlivých let.

Takto komplexní přístup ke sledování produkčních, ekologických (od využití potravy po chování obsádek) i fyzikálně-chemických parametrů vody není obvyklý a poskytl celou řadu nových informací.

Autorům není známa existence metodiky kombinující stejné přístupy k danému problému.

4. Popis uplatnění certifikované metodiky

Výsledky této metodiky poslouží zejména produkčním rybářům, kteří plánují zefektivnit produkci kapra obecného směrem k udržitelnému kaprovému hospodářství v měnících se podmínkách životního prostředí. Tento přístup podporuje jednak vyšší kvalitu ekosystémů rybníků a jednak rentabilní a bezpečnou produkci.

Zároveň tato metodika může sloužit jako metodický nástroj pro ostatní vlastníky rybníků, kterým není lhostejný stav jejich vod, nebo pro orgány státní správy, neboť poskytuje informace o vlivu příkrmování na biotické komunity a na fyzikálně-chemické parametry vody.

5. Ekonomické aspekty

Metodika poskytuje informace jak bezpečně a efektivně hospodařit v rybničním hospodaření, které zároveň unguje jako zapojený rybniční ekosystém. Tyto navržené postupy mohou zmírnit ztráty způsobené změnou klimatu do čehož můžeme zajisté započítat nejistotu srážkových úhrnů, či vyšší teploty. Tento postup je zároveň vhodný při udržení dostupnosti přirozené potravy, což má dopad jednak na fungování rybničního ekosystému jako celku (více odolný výkyvům, méně kritických stavů, jistá produkce, minimální mortalita), ale i na kvalitu výsledné suroviny. Poskytuje cenné srovnání všech sledovaných parametrů s obvyklým postupem na sledovaných rybnících.

Obecně vzato neznamena zavedení postupů uvedených v metodice žádné přidané náklady, pouze změnu přístupu. Výsledkem je potom produkce s nižší mírou rizika než při obvyklém hospodaření, kdy je důraz na maximální možnou produkci. Ta ale spoléhá na stabilní podmínky bez rizikových situací a fluktuací. Metodické postupy popsane v metodice, tedy PPP management, poskytuje přístup využívající přirozenou produkci i produkci z příkrmování tak, že minimalizuje rizika sezónních fluktuací v biotické i fyzikálně-chemické složce rybničního ekosystému, což ve finále vede k výrazně vyššímu přežití obsádek a vyrovnané produkci kvalitní suroviny.

Obecně je možné jednotlivé přístupy shrnout stručně takto:

BAU management je produkčně orientovaný, ale vysoce rizikový a silně závislý na stabilních podmínkách. Možnost vysokého zisku, ale častěji ztráty.

PPB management je ekologicky šetrnější než BAU, avšak limitovaný dostupností přirozené potravy a nižším růstem. Navíc dochází k vyčerpání přirozených zdrojů a nižším výnosům.

PPP management představuje nejlepší kompromis: kombinuje přirozenou produkci s limitovaným příkrmováním tak, že minimalizuje rizika, stabilizuje ekosystém a zajišťuje vyrovnanou produkci kvalitní suroviny.

Níže připojujeme SWOT analýzu PPP managementu pro podrobnější rozbor přínosnosti metodiky.

SWOT analýza – PPP management rybníků

Podrobné kalkulace ekonomické zhodnocení jednotlivých typů hospodaření jsou uvedeny v metodice: Hospodárný postup dávkování krmiva pro produkci lehké tržní ryby, která je navázana na tuto metodiku.

S – Strengths (Silné stránky)

- Výrazně nižší rizikovost než BAU management – menší kolísání fyzikálně-chemických parametrů, biotických složek i mortality ryb.
- Stabilizace přirozené potravy díky včasnému (konec dubna/začátek května) a řízenému příkrmování.
- Redukce tlaku na přirozené zdroje (zooplankton, zoobentos) během kritických částí sezóny.
- Vyšší a vyrovnanější růst kapra při využití maximální produktivity rybníka.
- Vyšší přežití obsádek oproti BAU.

- Zachování biodiverzity při získání biomasy kapra z příkrmováním na 200 kg produkce z ha.
- Adaptabilita kapra umožní efektivní kombinaci přirozené potravy a příkrmování.
- Bez navýšení nákladů – změna strategie, nikoli investic (viz. Ekonomické zhodnocení jednotlivých hospodaření v metodice Hospodárný postup dávkování krmiva pro produkci lehké tržní ryby).
- Vyšší odolnost vůči klimatické nejistotě (sucho, teplo, kolísání podmínek).

W – Weaknesses (Slabé stránky)

- Nutnost precizního nastavení obsádky – přesazení může eliminovat přínosy PPP.
- Závislost na znalosti konkrétního rybníka (přirozená produkce, hloubka, sediment).
- Vyšší nároky na plánování (načasování výlovu a nasazení, obsádky, krmivo, rozmístění krmných míst).
- Efekt managementu může být lokálně překryt specifickými ekologickými podmínkami.

O – Opportunities (Příležitosti)

- Nahrazení rizikového BAU managementu stabilnějším a ekologicky šetrnějším přístupem.
- Zvýšení dlouhodobé produkční jistoty rybníkářství.
- Praktické využití monitoringu bentických zdrojů pro optimalizaci krmení.
- Lepší reakce na klimatickou změnu bez nutnosti technologických zásahů.
- Zlepšení image rybníkářství (ekosystémový přístup, stabilita, kvalita).
- Snížení extrémních výkyvů produkce mezi jednotlivými roky – stabilita produkce.

T – Threats (Hrozby)

- Invazní druhy a nechtěné kohorty ryb, které mohou zásadně ovlivnit výsledek (platné pro všechny typy managementu).
- Extrémní nepředvídatelné události (povodně, výrazné hydrologické změny) (platné pro všechny typy managementu).
- Nesprávná aplikace PPP (nepravidelné krmení, málo/špatně umístěná krmná místa, špatné výpočty, nesprávná praxe, ignorování podmínek prostředí).
- Tlak na maximalizaci produkce vedoucí k návratu k BAU nebo jiným principům.

| Kritérium | BAU | PPB | PPP |
|--|---------------------|-------------------|--------------------------|
| Produkční riziko | Vysoké | Střední | Nízké |
| Stabilita ekosystému | Nízká | Střední | Vysoká |
| Kolísání biotických složek | Výrazné | Menší | Minimální |
| Dostupnost přirozené potravy | Omezená | Omezená | Zachovaná |
| Růst kapra | Nestabilní | Nížší | Vyšší a vyrovnaný |
| Mortalita obsádek | Vyšší | Nížší | Nížší |
| Odolnost ke klimatickým rizikům | Nízká | Vyšší | Střední |
| Náklady | Standardní | Standardní | Standardní |
| Závislost na ideálních podmínkách | Velmi vysoká | Střední | Nízká |

Podrobné kalkulace ekonomické zhodnocení jednotlivých typů hospodaření jsou uvedeny v metodice: Hospodárný postup dávkování krmiva pro produkci lehké tržní ryby, která je navázána na tuto metodiku.

6. Seznam použité související literatury

Adameczuk, M., 2016. Past, present, and future roles of small cladoceran *Bosmina longirostris* (OF Müller, 1785) in aquatic ecosystems. *Hydrobiologia* 767: 1–11.

Adámek, Z., Kajgrová, L., Regenda, J., Roy, K., 2023. Carp pond aquaculture—concordance of production and nature. *Aquaculture Europe* 48: 6–15.

Adámek, Z., & Maršálek, B., 2013. Bioturbation of sediments by benthic macroinvertebrates and fish and its implication for pond ecosystems: a review. *Aquaculture International* 21: 1-17.

Amoros. C., 1984. Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises-5. Crustacés Cladocères. Publications de la Société Linnéenne de Lyon 53: 72-107

Antón-Pardo, M., Hlaváč, D., Másílko, J., Hartman, P., & Adámek, Z., 2014. Natural diet of mirror and scaly carp (*Cyprinus carpio*) phenotypes in earth ponds. *Folia Zoologica* 63: 229–237.

Anton-Pardo, M., & Adámek, Z., 2015. The role of zooplankton as food in carp pond farming: a review. *Journal of Applied Ichthyology* 31: 7-14.

Antón-Pardo, M., Hlaváč, D., Bauer, C., & Adámek, Z., 2020. Environmental and biotic variables in carp (*Cyprinus carpio*) ponds: Organic vs. conventional management. *Aquaculture International* 28: 1621–1637.

Arts, M. T., Brett, M. T., & Kainz, M. J., 2009. *Lipids in Aquatic Ecosystems*. Springer, New York.

Bajer, P. G., Lim, H., Travaline, M. J., Miller, B. D., & Sorensen, P. W., 2010. Cognitive aspects of food searching behavior in free-ranging wild common carp. *Environmental Biology of Fishes* 88: 295–300.

Banet, N. V., Fieberg, J., & Sorensen, P. W., 2022. Migration, homing and spatial ecology of common carp in interconnected lakes. *Ecology of Freshwater Fish* 31: 164–176.

Bauer, C., & Schlott, G., 2004. Overwintering of farmed common carp (*Cyprinus carpio* L.) in the ponds of a central European aquaculture facility—Measurement of activity by radio telemetry. *Aquaculture* 241: 301–317.

- Baxa, M., Musil, M., Kummel, M., Hanzlík, P., Tesařová, B., & Pechar, L., 2021. Dissolved oxygen deficits in a shallow eutrophic aquatic ecosystem (fishpond)—Sediment oxygen demand and water column respiration alternately drive the oxygen regime. *Science of the Total Environment* 76: 142647.
- Bazzanti, M., Ferrara, O., & Mastrantuono, L., 1989. Composition and structure of planktonic and benthic communities as a basic information in fishpond culture. *CENTRO* 1: 28–40.
- Balon, E. K., 1995. Origin and domestication of the wild carp, *Cyprinus carpio*: From Roman gourmets to the swimming flowers. *Aquaculture* 129: 3–48.
- Bajer, P. G., & Sorensen, P. W., 2010. Recruitment and abundance of an invasive fish, the common carp, is driven by its propensity to invade and reproduce in basins that experience winter-time hypoxia in interconnected lakes. *Biological Invasions* 12: 1101–1112.
- Baxa, M., Musil, M., Kummel, M., Hanzlík, P., Tesařová, B., & Pechar, L., 2021. Dissolved oxygen deficits in a shallow eutrophic aquatic ecosystem (fishpond)—Sediment oxygen demand and water column respiration alternately drive the oxygen regime. *Science of the Total Environment* 766: 142647.
- Benito, J., Benejam, L., Zamora, L., & García-Berthou, E., 2015. Diel cycle and effects of water flow on activity and use of depth by common carp. *Transactions of the American Fisheries Society* 144: 491-501.
- Blann, K. L., Anderson, J. L., Sands, G. R., & Vondracek, B. (2009). Effects of agricultural drainage on aquatic ecosystems: a review. *Critical reviews in environmental science and technology*, 39(11), 909-1001.
- Bledzki, L. A., & Rybak, J. I., 2016. Freshwater crustacean zooplankton of Europe: Cladocera & Copepoda (Calanoida, Cyclopoida) key to species identification, with notes on ecology, distribution, methods and introduction to data analysis. Springer.
- Britton, J. R., Davies, G. D., & Harrod, C., 2010. Trophic interactions and consequent impacts of the invasive fish *Pseudorasbora parva* in a native aquatic food web: A field investigation in the UK. *Biological Invasions* 12: 1533–1542.
- Böhm M, Schultz S, Koussoroplis A-M, Kainz MJ. 2014. Tissue-specific fatty acids response to different diets in common carp (*Cyprinus carpio* L.). *PLOS ONE* 9: e94759.
- Calabrese, J. M., Fleming, C. H., & Gurarie, E., 2016. ctmm: an R package for analyzing animal relocation data as a continuous-time stochastic process. *Methods in Ecology and Evolution* 7: 1124-1132.
- Carballo, E., van Eer, A., & Hilbrands, A., 2008. Small-scale freshwater fish farming. *Agromisa*
- Cooke, S. J., & Schreer, J. F., 2003. Environmental monitoring using physiological telemetry – A case study examining common carp responses to thermal pollution in a coal-fired generating station effluent. *Water, Air, and Soil Pollution* 142: 113–136.

- Ćirić, M., Subakov-Simić, G., Dulić, Z., Bjelanović, K., Čičovački, S., & Marković, Z., 2015. Effect of supplemental feed type on water quality, plankton and benthos availability and carp (*Cyprinus carpio* L.) growth in semi-intensive monoculture ponds. *Aquaculture Research*, 46, 777–788.
- DeMott, W. R., & Kerfoot, W. C., 1982. Competition among cladocerans: Nature of the interaction between *Bosmina* and *Daphnia*. *Ecology* 63: 1949–1966.
- Dungel, J., & Řehák, Z., 2005. Atlas ryb, obojživelníků a plazů České a Slovenské republiky. Academia, Praha.
- Duras, J. & Marcel, M. (2020). Padrt'ské rybníky - zvláštní případ. Rybníky 2020, sborník příspěvků odborné konference, David, V. (ed.), 17–18. 9. 2020.
- Eder, S., & Carlson, C. A., 1977. Food habits of carp and white suckers in the South Platte and St. Vrain rivers and Goosequill Pond, Weld County, Colorado. *Transactions of the American Fisheries Society* 106: 339–346.
- Farkas T, Csengeri I, Majoros F, Oláh J. 1981. Seasonal alterations in the phospholipid fatty acid composition of lake carp (*Cyprinus carpio* L.). *Aquaculture* 23: 145–156.
- Fingerle, A., Larranaga, N., & Steingrímsson, S. Ó., 2016. Density-dependent diel activity in stream-dwelling Arctic charr *Salvelinus alpinus*. *Ecology and Evolution* 6: 3965–3976.
- Elser, J. J., & Urabe, J., 1999. The stoichiometry of consumer-driven nutrient recycling: Theory, observations, and consequences. *Ecology* 80: 735–751.
- Fedorčák, J., Veselý, L., Koščo, J., Mari, S., Kainz, M. J., & Závorka, L., 2025. Dietary overlap of invasive cyprinids and common carp in fishponds of Central Europe. *Aquaculture* 595: 741677.
- Francová, K., Šumberová, K., Kučerová, A., Čtvrtlíková, M., Šorf, M., Borovec, J., Drozd, B., Janauer, G., & Vrba, J., 2019. Macrophyte assemblages in fishponds under different fish farming management. *Aquatic Botany* 159: 103131.
- García-Berthou, E., 2001. Size- and depth-dependent variation in habitat and diet of the common carp (*Cyprinus carpio*). *Aquatic Sciences* 63: 466–476.
- Gelman, A., Carlin, J. B., Stern, H. S., Dunson, D. B., Vehtari, A., & Rubin, D. B., 2013. *Bayesian Data Analysis* (3rd ed.). Chapman and Hall/CRC, New York.
- Guziur, J., 1976. The feeding of two-year-old carp (*Cyprinus carpio* L.) in a vendace lake. *Ekologia Polska* 24: 211–235.
- Hanel, L., & Lusk, S., 2005. Ryby a mihule České republiky. Český svaz ochránců přírody, Vlašim.
- Hansen, E. A., & Closs, G. P., 2005. Diel activity and home range size in relation to food supply in a drift-feeding stream fish. *Behavioral Ecology* 16: 640–648.

Hlaváč, D., Másílko, J., Hartman, P., Bláha, M., Pechar, L., Anton-Pardo, M., & Adámek, Z., 2015. Effects of common carp (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) supplementary feeding with modified cereals on pond water quality and nutrient budget. *Journal of Applied Ichthyology* 31: 30–37.

Hlaváč, D., Anton-Pardo, M., Másílko, J., Hartman, P., Regenda, J., Vejsada, P., & Adámek, Z., 2016. Compound feeds and cereals as potential tools for improved common carp (*Cyprinus carpio*) production and sludge reduction in ponds. *Aquaculture Environment Interactions* 8: 647–657

Hrbáček J., 1962. Species composition and the amount of zooplankton in relation to the fish stock. ČSAV, Praha.

Huser, B. J., & Bartels, P., 2015. Feeding ecology of carp. *Biology and Ecology of Carp* (pp. 217–243). CRC Press.

Hundt, P. J., White, L. A., Craft, M. E., & Bajer, P. G., 2022. Social associations in common carp (*Cyprinus carpio*): Insights from induced feeding aggregations for targeted management strategies. *Ecology and Evolution* 12: e8666.

Christensen, R.H.B., 2019. Cumulative link models for ordinal regression with the R package ordinal. Available at: https://cran.r-project.org/web/packages/ordinal/vignettes/clm_article.pdf (accessed 5 June 2020).

Chappaz, R., Doucende, D., & Barthelemy, R., 1998. Patterns of change in zooplankton community structures and the selective feeding of bleak, *Alburnus alburnus* in the Serre Ponçon dam between 1980 and 1996. *Hydrobiologia* 391: 127–134.

IUCN European program, 1997. Fishing for a living: Ecology and economics of fishponds in Central Europe.

Jurajda, P., Adámek, Z., Roche, K., Mrkvová, M., Štarhová, D., Prášek, V., & Zukal, J., 2016. Carp feeding activity and habitat utilisation in relation to supplementary feeding in a semi-intensive aquaculture pond. *Aquaculture International* 24: 1627–1640.

Kajgrová, L., Adámek, Z., Regenda, J., Bauer, C., Stejskal, V., Pecha, O., & Hlaváč, D., 2021. Macrozoobenthos assemblage patterns in European carp (*Cyprinus carpio*) ponds—The importance of emersed macrophyte beds. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 422: 9.

Kajgrová, L., Blabolil, P., Drozd, B., Roy, K., Regenda, J., Šorf, M., & Vrba, J., 2022. Negative effects of undesirable fish on common carp production and overall structure and functioning of fishpond ecosystems. *Aquaculture* 549: 737806.

Kajgrová, L., Kolar, V., Roy, K., Adámek, Z., Blabolil, P., Kopp, R., ... & Vrba, J. (2024). A stoichiometric insight into the seasonal imbalance of phosphorus and nitrogen in central European fishponds. *Environmental Sciences Europe*, 36(1), 139.

Kalyoncu L, Yaman Y, Aktumsek A. 2010. Seasonal changes on total fatty acid composition of carp (*Cyprinus carpio* L.) in Vrız Dam Lake, Turkey. *African Journal of Biotechnology* 9: 3896–3900.

Kasprzak, P., Padisák, J., Koschel, R., Krienitz, L., & Gervais, F., 2008. Chlorophyll a concentration across a trophic gradient of lakes: An estimator of phytoplankton biomass? *Limnologica* 38: 327–338.

Kloskowski J., 2011. Differential effects of age-structured common carp (*Cyprinus carpio*) stocks on pond invertebrate communities: implications for recreational and wildlife use of farm ponds. *Aquaculture International*. 19: 1151-1164.

Kocour, M., Prchal, M., Lipka, J., Valentová, O., & Kroupová, H. K. (2025). Effect of common carp group, mass yield and supplemental feeding on basic water quality parameters under semi-intensive pond management in Central Europe: Implications for selective breeding under near-natural conditions. *Aquaculture*, 601, 742168.

Kocour, M., Prchal, M., & Kroupová, H. K. (2023) Inovace technologie chovu kapra obecného pro maximální využití genetického potenciálu ryb. *Metodika FROV*.

Kopáček, J., Hejzlar, J., Porcal, P., & Znachor, P., 2021. Biogeochemical causes of sixty-year trends and seasonal variations of river water properties in a large European basin. *Biogeochemistry*, 154: 81–98.

Kořínek V., 1967. Primary production of plankton in ponds in vicinity of Blatná. *Archiv für Hydrobiologie* 63: 520-532.

Lammens, E. H. R. R., & Hoogenboezem, W., 1991. Diets and feeding behaviour. In I. J. Winfield & J. S. Nelson (Eds.), *Cyprinid Fishes: Systematics, Biology and Exploitation* (pp. 353–376). Springer, Dordrecht.

Lampert, K. P., Regmi, B. P., Wathne, I., & Larsson, P., 2014. Clonal diversity and turnover in an overwintering *Daphnia pulex* population, and the effect of fish predation. *Freshwater Biology* 59: 1735–1743.

Lehman, J. T., 1980. Release and cycling of nutrients between planktonic algae and herbivores. *Limnology and Oceanography* 25: 620–632.

Lemmens, P., Mergeay, J., Van Wichelen, J., De Meester, L., & Declerck, S. A. J., 2015. The impact of conservation management on the community composition of multiple organism groups in eutrophic interconnected man-made ponds. *PLOS ONE* 10: e0139371.

Lennox, R. J., Adam, T., Riha, M., Klappstein, N., Monk, C. T., Vollset, K. W., & Beumer, L. T., 2025. Movement in 3D: Novel opportunities for understanding animal behaviour and space use. *Ethology*, e13529.

- Lüring, M., Eshetu, F., Faassen, E. J., Kosten, S., & Huszar, V.L., 2013. Comparison of cyanobacterial and green algal growth rates at different temperatures. *Freshwater Biology* 58: 552–559.
- Matte, J. M. O., Fraser, D. J., & Grant, J. W. A., 2021. Mechanisms of density dependence in juvenile salmonids: Prey depletion, interference competition, or energy expenditure? *Ecosphere* 12: e03567.
- Mehner, T., Rapp, T., Monk, C. T., Beck, M. E., Trudeau, A., Kiljunen, M., Hilt, S., & Arlinghaus, R., 2019. Feeding aquatic ecosystems: Whole-lake experimental addition of angler's ground bait strongly affects omnivorous fish despite low contribution to lake carbon budget. *Ecosystems* 22: 346–362.
- Michel, P., & Oberdorff, T., 1995. Feeding habits of fourteen European freshwater fish species. *Cybiurn* 19: 5–46.
- Monk, C. T., Chéret, B., Czapla, P., Hühn, D., Klefoth, T., Eschbach, E., Hagemann, R., Arlinghaus, R., et al., 2020. Behavioural and fitness effects of translocation to a novel environment: Whole-lake experiments in two aquatic top predators. *Journal of Animal Ecology* 89: 1797–1814.
- Monk, C. T., & Arlinghaus, R., 2017. Encountering a bait is necessary but insufficient to explain individual variability in vulnerability to angling in two freshwater benthivorous fish in the wild. *PLoS ONE* 12: e0173989.
- Musil, M., Novotná, K., Potužák, J., Hůda, J., & Pechar, L., 2015. Impact of topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) on production of common carp (*Cyprinus carpio*): Question of natural food structure. *Biologia* 69: 1757–1769.
- Mráz J, Picková J. 2012. Factors influencing fatty acid composition of common carp. *Aquaculture International* 20: 585–597.
- Müller-Navarra, D. C., Brett, M. T., Park, S., Chandra, S., Ballantyne, A. P., Zorita, E., & Goldman, C. R., 2004. Unsaturated fatty acid content in seston and tropho-dynamic coupling in lakes. *Nature* 427: 69–72.
- Nahon, S., Menniti, C., Aubin, J., & Jaeger, C., 2020. Energy and nutrient flows in freshwater integrated multi-trophic aquaculture systems. *Aquacultural Engineering* 90: 102084.
- Nahon, S., Jaeger, C., Menniti, C., Roucaute, M., Kerhervé, P., Mortillaro, J. M., & Aubin, J., 2024. Food preferences of fish in integrated multi-trophic aquaculture freshwater ponds based on fatty acids and stable isotopes. *Aquatic Living Resources* 37: 17.
- Nordahl, O., Tibblin, P., Koch-Schmidt, P., Berggren, H., Larsson, P., & Forsman, A., 2018. Sun-basking fish benefit from body temperatures that are higher than ambient water. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 285: 20180639.
- Orpwood, J. E., Griffiths, S. W., & Armstrong, J. D., 2006. Effects of food availability on temporal activity patterns and growth of Atlantic salmon. *Journal of Animal Ecology* 75: 677–685.

- Pilecky, M., Mathieu-Resuge, M., Závorka, L., Fehlinger, L., Winter, K., Martin-Creuzburg, D., & Kainz, M. J., 2022. Common carp (*Cyprinus carpio*) obtain omega-3 long-chain polyunsaturated fatty acids via dietary supply and endogenous bioconversion in semi-intensive aquaculture ponds. *Aquaculture* 561: 738731.
- Pechar, L., 1995. Long-term changes in fish pond management as 'an unplanned ecosystem experiment': Importance of zooplankton structure, nutrients and light for species composition of cyanobacterial blooms. *Water Science and Technology* 32: 187-196.
- Pechar, L., 2000. Impacts of long-term changes in fishery management on the trophic level water quality in Czech fish ponds. *Fisheries Management and Ecology* 7: 23-31.
- Pechar, L., Prikryl, I., Faina, R., 2002. Hydrobiological evaluation of Trebon fishponds since the end of the nineteenth century. In: Květ J, Jeník J, & Soukupová L (eds) *Freshwater wetlands and their sustainable future: a case study of the Trebon Basin Biosphere Reserve, Czech Republic*, The Parthenon Publishing Group, Paris: Unesco; New York.
- Potužák, J., Hůda, J., Pechar, L., 2007. Changes in fish production effectivity in eutrophic fishponds – Impact of zooplankton structure. *Aquaculture International* 15: 169–180.
- Rahman, M. M., 2008. Effects of feed and common carp on nutrient partitioning in rohu ponds. *Aquaculture Research* 39: 85–95.
- Rahman, M. M., & Meyer, C. G., 2009. Effects of food type on diel behaviours of common carp *Cyprinus carpio* in simulated aquaculture pond conditions. *Journal of Fish Biology* 74: 2269–2278.
- Rahman, M. M., Kadowaki, S., Balcombe, S. R., & Wahab, M. A., 2010. Common carp (*Cyprinus carpio* L.) alters its feeding niche in response to changing food resources: Direct observations in simulated ponds. *Ecological Research* 25: 303–309.
- Rahman, M. M., 2015. Role of common carp (*Cyprinus carpio*) in aquaculture production systems. *Frontiers in Life Science* 8: 399–410.
- Rasoarahona JRE, Barnathan G, Bianchini JP, Gaydou EM. 2004. Annual evolution of fatty acid profile from muscle lipids of the common carp (*Cyprinus carpio*) in Madagascar inland waters. *Food Chemistry* 86: 275–282.
- Reynolds, C. S., 2006. *The ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press.
- Rigby, R. A., & Stasinopoulos, D. M., 2018. GAMLSS: A distributional regression approach. *Statistical Modelling* 9: 155–173.
- Robarts, R. D., & Zohary, T., 1987. Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming cyanobacteria. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 21: 391–399.
- Roucaute, M., Aubin, J., Nahon, S., & Jaeger, C., 2024. Influence of a new fishpond design on invertebrate community biodiversity and secondary production. *Aquatic Living Resources* 37: 15.

- Roy, K., Vrba, J., Kaushik, S. J., & Mraz, J., 2020. Nutrient footprint and ecosystem services of carp production in European fishponds in contrast to EU crop and livestock sectors. *Journal of Cleaner Production*, 270: 122268.
- Roy, K., Kajgrová, L., Vrba, J., & Mráz, J., 2022. The concept of balanced fish nutrition in temperate European fishponds to tackle eutrophication. *Journal of Cleaner Production* 364: 132594.
- Roy, K., Másílko, J., Kajgrová, L., Kuebutornye, F. K. A., Oberle, M., & Mráz, J., 2023. End-of-season supplementary feeding in European carp ponds with appropriate plant protein and carbohydrate combinations to ecologically boost productivity: Lupine, rapeseed and triticale. *Aquaculture* 577: 739906.
- Říha, M., Rabaneda-Bueno, R., Prchalová, M., Kajgrová, L., Meador, T. B., Bláha, M., Draštík, V., Kočvara, L., Kuklina, I., & Veselý, L., 2026. Integrating high-resolution telemetry and stable isotope analysis to link behavior, diet, and growth in pond-reared carp. *Aquacultural Engineering* 112: 102641.
- Sanford, P.R., 1993 *Bosmina longirostris* antennule morphology as an indicator of intensity of planktivory by fishes. *Bulletin of Marine Science* 53: 216-227.
- Schlott-idl, K., 1991. Development of zooplankton in fishponds of the Waldviertel (Lower Austria). *Journal of applied ichthyology* 7: 223-229.
- Schriever, T. A., & Williams, D. D., 2013. Ontogenetic and among-species patterns in aquatic–terrestrial organic matter subsidies. *Oecologia* 173: 909–921.
- Schlott K, Schlott G, Gratzl G, Fichtenbauer M, Bauer C., 2023. Demand-oriented feeding in carp pond farming - The settling volume of zooplankton. Ecological station Waldviertel, Gebharts, Schrems.
- Sommer, U., Gliwicz, Z. M., Lampert, W., & Duncan, A., 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Archiv für Hydrobiologie* 106: 433–471.
- Sommer, U., 1992. Phosphorus-limited *Daphnia*: Intraspecific facilitation instead of competition. *Limnology and Oceanography* 37: 966–973.
- Sommer, U., Adrian, R., De Senerpont Domis, L., Elser, J. J., Gaedke, U., Ibelings, B., Jeppesen, E., Lürling, M., Molinero, J. C., Mooij, W. M., Van Donk, E., & Winder, M., 2012. Beyond the Plankton Ecology Group (PEG) model: Mechanisms driving plankton succession. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 43: 429–448.
- Stasinopoulos, D. M., & Rigby, R. A., 2008. Generalized additive models for location scale and shape (GAMLSS) in R. *Journal of Statistical Software* 23: 1-46.
- Sterner, R. W., 1993. *Daphnia* growth on varying quality of *Scenedesmus*: Mineral limitation of zooplankton. *Ecology* 74: 2351–2360.
- Sterner, R. W., Hagemeier, D. D., Smith, W. L., & Smith, R. F., 1993. Phytoplankton nutrient limitation and food quality for *Daphnia*. *Limnology and Oceanography* 38: 857–871.

- Stock, B.C., Semmens, B.X., 2016. Unifying error structures in commonly used biotracer mixing models. *Ecology* 97: 2562–2569
- Stock, B. C., Jackson, A. L., Ward, E. J., Parnell, A. C., Phillips, D. L., & Semmens, B. X., 2018. Analyzing mixing systems using a new generation of Bayesian tracer mixing models. *PeerJ* 6: e5096.
- Šmilauer, P., & Lepš, J., 2014. *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO 5*. Cambridge University Press.
- Utermöhl, H., (1958) Methods of collecting plankton for various purposes are discussed. *SIL Communications* 9: 1-38.
- Vejřík, L., Matějčíková, I., Jůza, T., Frouzová, J., Sed'a, J., Blabolil, P., Ricard, D., Vašek, M., Kubečka, J., Říha, M., & Čech, M., 2016. Small fish use the hypoxic pelagic zone as a refuge from predators. *Freshwater Biology* 61: 1113–1124.
- Vrba, J., Šorf, M., Nedoma, J., Benedová, Z., Kröpfelová, L., Šulcová, J., Tesařová, B., Musil, M., Pechar, L., Potužák, J., Regenda, J., Šimek, K., & Řeháková, K., 2024. Top-down and bottom-up control of plankton structure and dynamics in hypertrophic fishponds. *Hydrobiologia* 851: 1095–1111.
- Všetičková, L., Adámek, Z., Rozkošný, M., Sedláček, P., 2012. Effects of semi-intensive carp pond farming on discharged water quality. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 42: 223-231.
- Yannarell, A., Kent, A., 2009. Bacteria, distribution and community structure. In: Likens GE (ed), *Plankton of inland waters*, Elsevier Academic Press, Amsterdam.
- Wellborn, G. A., Skelly, D. K., & Werner, E. E., 1996. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27: 337–363.
- Watkinson, D. A., Charles, C., & Enders, E. C., 2021. Spatial ecology of common carp (*Cyprinus carpio*) in Lake Winnipeg and its potential for management actions. *Journal of Great Lakes Research* 47: 583–591.
- Zelenakova, M., Fialová, J., & Negm, A. M. (Eds.). (2020). *Assessment and Protection of Water Resources in the Czech Republic*. Berlin/Heidelberg, Germany: Springer.
- Zhou, B. S., Wu, R. S. S., Randall, D. J., Lam, P. K. S., Ip, Y. K., & Chew, S. F., 2000. Metabolic adjustments in the common carp during prolonged hypoxia. *Journal of Fish Biology* 57: 1160–1171.
- Žák, J., 2021. Diel pattern in common carp landings from angling competitions corresponds to their assumed foraging activity. *Fisheries Research* 243: 106086.

7. Seznam publikací, které předcházely metodice

Šetlíková, I., Mikšovská, V., Let, M., Hlaváč, D., Puhanová, V., Bláha, M., Kajgrová, L., Vrba, J., Veselý, L., 2025. Response of aquatic invertebrate communities to different management strategies in central European fishponds. *Environmental Sciences Europe* 37: 162.

Říha, M., Rabaneda-Bueno, R., Prchalová, M., Kajgrová, L., Meador, T. B., Bláha, M., Draštík, V., Kočvara, L., Kuklina, I., & Veselý, L., 2026. Integrating high-resolution telemetry and stable isotope analysis to link behavior, diet, and growth in pond-reared carp. *Aquacultural Engineering* 112: 102641.

Veselý, L., Kubec, J., Let, M., Meador, T., Ložek, F., Kolařík, F., Kuklina, I., Blaha, M., Szydłowska, S., Balzani, P., Kouba, A., Buřič, M., Vrba, J., Říha, M., Accepted. Seasonal feeding dynamics of common carp under contrasting fishpond managements. *Inland Waters*.

Veselý, L., Let, M., Potužák, J., Šetlíková, I., Vrba, J., Accepted. Fishery management shapes limnological dynamics in hypereutrophic fishpond ecosystems. *Environmental Sciences Europe*.

8. Přílohy

Metodika Pokusu

Odběr a zpracování fytoplanktonu

Pro analýzu fytoplanktonu byly nefiltrované vzorky vody fixovány v terénu Lugolovým roztokem a následně zpracovány v laboratoři. Jednotlivé taxony byly sčítány v Utermöhlových sedimentačních komůrkách na inverzním mikroskopu (Utermöhl, 1958). Biomasa jednotlivých druhů byla vypočtena z odhadu objemu buněk podle přiblížení k jednoduchým geometrickým tvarům a výsledky byly vyjádřeny v $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Hillebrand a kol., 1999).

Odběr a zpracování zooplanktonu

Vzorky zooplanktonu byly odebírány a zpracovány podle metodiky popsané ve studii Vrba a kol., (2024) s následujícími drobnými úpravami (viz následující text). Směsné vzorky vody o celkovém objemu 30 litrů byly z každého rybníka odebrány pomocí van Dornova odběrného zařízení (3,2 l). Jednotlivé odběry byly sloučeny do vymyté plastové nádoby o objemu 50 l. Zooplankton byl koncentrován přefiltrováním přes planktonní sítku o velikosti ok 100 μm , převeden do 100ml nádoby a následně konzervován 4% formaldehydem. Kvalitativní určení zooplanktonu bylo provedeno s využitím taxonomických klíčů (Amoros, 1984; Bledzki a Rybak, 2016) do nejnižší dosažitelné taxonomické úrovně, s výjimkou vířníků. Vzorky byly před zpracováním propláchnuty (síto 100 μm) k odstranění formaldehydu a dále zpracovány podle metodiky Hrbáčka a kol., (1972). Počet jedinců byl spočítán v počítacích 2ml komůrkách Sedgewick-Rafter pod mikroskopem (Olympus SZX 16, 10×4 a/nebo 10×10); v každého vzorku byli jedinci spočtení v nejméně třech počítacích komůrkách tak, aby bylo spočteno minimálně 400 jedinců.

Odběr a zpracování makrozoobentosu

Vzorky pro stanovení makrozoobentosu byly odebírány bentickým drapákem (odběrová plocha 225 cm²). V každém rybníku bylo realizováno pět odběrových míst rovnoměrně rozložených po ploše rybníka. Odebrané vzorky byly v terénu propláchnuty přes síto o velikosti ok 500 μm a spojeny do jednoho kompozitního vzorku. Následovalo hrubé třídění na místě a poté dotřídění a konzervace pomocí ethanolu v laboratoři. Konzervované vzorky byly určeny do taxonomických skupin pod stereomikroskopem. Vybrané skupiny makrozoobentosu byly sušeny na předem zvážených filtrech minimálně 2 hodiny při 105 °C; po vysušení byly vzorky temperovány v exsikátoru a po vychladnutí zváženy na analytických vahách.

Vzorkování kapra obecného

Ke vzorkování kapra obecného byly použity dvě metody: lov na udici a elektrolov. Lov na udici byl upřednostňován, protože má ve srovnání s elektrolovem menší dopad na ostatní jedince v rybníce. Elektrolov byl využit pouze v případech, kdy se v daném termínu nepodařilo ulovit dostatečný počet ryb na udici. V každém termínu byl cílem odlov pěti kaprů z jednoho rybníka; výjimkou byl výlov v říjnu, při kterém bylo odebráno deset jedinců. Přesto se stávalo, že ani elektrolov nebyl v některých termínech a rybnících úspěšný a nepodařilo se ulovit žádnou rybu. Počty ulovených ryb jsou uvedeny v tab. 5, jejich velikost v jednotlivých měsících a letech v tab. 5. Všechny ulovené ryby byly změřeny (s přesností na jeden mm) a zváženy (s přesností na 1 g). V případech, kdy se nepodařilo dosáhnout cílového počtu pěti jedinců kapra v daném termínu, byly z dostupných úlovků připraveny sloučené tkáňové vzorky tak, aby vzniklo minimální potřebné množství materiálu pro následné bayesovské směsné modely (viz níže).

Značení ryb pro studium pohybových vzorců chování

Před označením byl každý kapr uveden do anestezie pomocí 2-fenoxyethanolu (SIGMA Chemical Co., USA) v koncentraci 1 ml·l⁻¹ (Kolářová a kol., 2007). Následně byli jedinci změřeni, zváženi a připraveni k implantaci vysílače. Na břišní straně těla byla vedena incize dlouhá 1,5–5 cm těsně za břišními ploutvemi směrem k řitnímu otvoru, do níž byl vložen vysílač (Lotek Wireless Inc., MM-M-8-SO-TP, 42 × 8,5 mm, 6 g, se snímači hloubky a teploty, vysílací interval 60 s). Hmotnost značky představovala 0,5–1,9 % tělesné hmotnosti ryby. Do tělní dutiny byl aplikován antibiotický přípravek (Betamox LA, Norbrook Manufacturing Ltd, Irsko) k prevenci infekce. Rána byla uzavřena několika samostatnými stehy (polyamidový monofil – Resolon 3EP 2/0 USP, Resorba, Česká republika). Po označení byly ryby krátce (cca po dobu 10 s) vykoupány v roztoku manganistanu draselného jako prevence infekce a poté přeneseny do čerstvé vody k úplnému zotavení. Označení jedinci byli následně drženi ve venkovních nádržích Fakulty rybářství a ochrany vod (rozměry 2,7 × 1,6 × 1,0 m, hladina 0,65 m, s trvalým průtokem) z důvodu sledování případné mortality: 20 dní v roce 2022 a 16 dní v roce 2023. V roce 2022 uhynuli dva jedinci a byli nahrazeni novými rybami; v roce 2023 nebyla zaznamenána žádná mortalita. Značení proběhlo 19. dubna 2022 a 18. dubna 2023, vypuštění do rybníka se uskutečnilo 9. května 2022 a 4. května 2023. Při výlovu byli přeživší označení kapři humánně usmrceni, změřeni (s přesností na 1 mm), zváženi (s přesností na 1 g) a ze hřbetní svaloviny byly odebrány vzorky pro analýzu stabilních izotopů.

Analýza stabilních izotopů

Sezóna 2022

Vzorky byly analyzovány na stabilní izotopy uhlíku a dusíku pomocí elementárního analyzátoru FlashEA1112 spojeného s hmotnostním spektrometrem poměru izotopů v kontinuálním toku Thermo Finnigan DELTAplus Advantage (Thermo Electron Corporation, Waltham, MA, USA). Jako referenční materiály byly použity interní standardy kalibrované vůči mezinárodním standardům Vienna Pee Dee Belemnite (VPDB, pro uhlík) a atmosférickému dusíku (pro dusík). Poměry stabilních izotopů jsou vyjádřeny jako tisíciný (‰) – δ hodnoty – vztažené k uvedeným mezinárodním standardům. Pro kontrolu přesnosti analýz byla jako interní pracovní standard pro živočišné vzorky použita bílá svalovina štiky obecné *Esox lucius* (L., 1758) se známým izotopovým složením a listy břízy *Betula pendula* (Roth, 1788) pro detrit. Jeden standardní vzorek byl měřen opakovaně po každých pěti vzorcích v rámci sekvence. Směrodatné odchylky u referenčních vzorků v jednotlivých sekvencích byly <0,1 ‰ pro uhlík a <0,2 ‰ pro dusík jak u svaloviny štiky, tak u listů břízy.

Sezóna 2023

Vzorky byly analyzovány na stabilní izotopy uhlíku a dusíku pomocí elementárního analyzátoru FlashEA1112 spojeného s hmotnostním spektrometrem poměru izotopů v kontinuálním toku Thermo Finnigan DELTAplus Advantage (Thermo Electron Corporation, Waltham, MA, USA). Stabilita přístroje byla kontrolována rutinním měřením svaloviny štiky obecné se známým izotopovým složením po každých šesti vzorcích. Hodnoty δ byly normalizovány na mezinárodní škály VPDB (pro uhlík) a atmosférického N₂ (pro dusík) podle naměřených hodnot referenčního standardu IAEA-603 (maté), který byl analyzován na začátku a na konci každé sekvence. Výsledky jsou vyjádřeny v konvenční δ notaci; analytická přesnost byla <0,1 ‰ pro $\delta^{13}\text{C}$ a <0,3 ‰ pro $\delta^{15}\text{N}$.

Analýza mastných kyselin

Složení mastných kyselin ve svalovině kapra obecného bylo v roce 2022 sledováno v průběhu vegetační sezóny, aby bylo možné posoudit, zda různé způsoby hospodaření v rybnících ovlivnily kvalitu rybího masa. Byly stanoveny koncentrace ω -3 a ω -6 polynenasycených mastných kyselin (PUFA; kyselina alfa-linolenová – ALA, k. arachidonová – ARA, k. eikosapentaenová – EPA a k. dokosaheptaenová – DHA) a dále mononenasycených (MUFA) a nasycených (SFA) mastných kyselin. V roce 2023 byly vzorky pro analýzu mastných kyselin rovněž odebrány, avšak z technických důvodů se většinu z nich nepodařilo zpracovat. Analýza mastných kyselin byla provedena na Univerzitě de Brest (Francie) pomocí plynového chromatografu Trace 1310 spojeného s kvadrupólovým hmotnostním spektrometrem a plamenoionizačním detektorem (Thermo Fisher Scientific). Lipidy byly extrahovány a analyzovány z lyofilizovaných homogenizovaných vzorků (cca 3–10 mg sušiny) směsí chloroform–metanol (2:1, v/v) podle detailního postupu popsáno v práci Heissenberger a kol. (2010). Celkové lipidy byly kvantifikovány gravimetricky jako hmotnostní zlomky (mg lipidů/g sušiny) ve dvojím měření. Znamé objemy extraktů celkových lipidů byly derivatizovány na methylestery mastných kyselin (FAME) pomocí směsi H₂SO₄–metanol (inkubace 16 h při 50 °C). Vzniklé FAME byly usušeny v proudu N₂, znovu rozpuštěny v hexanu a analyzovány plynovou chromatografií. Identifikace FAME byla provedena porovnáním retenčních časů s komerčními standardy (37komponentní směs FAME, Supelco 47885-U; bakteriální mastné kyseliny, Supelco 47080-U; a jednotlivé standardy – stearidonová

kyselina, O5130 SIGMA; n-3 dokosapentaenová k., Supelco 47563-U). Kvantifikace byla založena na sedmibodových kalibračních křivkách odvozených z roztoků 2,5; 50; 100; 250; 500; 1000 a 2000 ng·l⁻¹ pro každou identifikovanou mastnou kyselinu. FAME byly vyjádřeny jako hmotnostní zlomky (mg kyseliny/g sušiny) a jako relativní podíly jednotlivých mastných kyselin (% z celkového souboru identifikovaných mastných kyselin) podle Arts a kol. (2009).

Analýza telemetrických dat

Polohy jednotlivých ryb byly nejprve vypočítány pomocí pozičního softwaru UMAP v. 1.4.3 (Lotek Wireless Inc., Kanada). Hloubka, ve které se značené ryby zdržovaly, byla zaznamenávána interním senzorem v implantovaném vysílači s přesností 0,2 m. Odhady polohy byly následně kontrolovány společně s hloubkovými profily každého jedince. Situace, kdy se horizontální i vertikální poloha dlouhodobě neměnila a svědčila o absenci pohybu, byly interpretovány jako úhyn ryby nebo vypuzení značky. Takový případ byl zaznamenán u pěti jedinců v roce 2023. V roce 2022 došlo k rozsáhlejším poruchám vysílačů: funkčních zůstalo alespoň do poloviny srpna pouze šest značek, zatímco ostatní selhaly již v červnu z neznámých příčin. V roce 2023 vykazovala obdobnou závadu pouze jedna značka. V důsledku toho nebyla pro ryby s nefunkčními značkami k dispozici telemetrická data o pohybu. Celkově jsme tedy z důvodu poruch značek a mortality získali telemetrická data pro šest jedinců v roce 2022 a deset jedinců v roce 2023. Přesto se podařilo zpětně ulovit 18 z 20 označených jedinců v roce 2022 a 11 ze 16 v roce 2023; pro tyto ryby jsou dostupné údaje o růstu a izotopovém složení svaloviny.

Pro odhad prostorového využití jednotlivými rybami byla použita metoda autokorelovaného odhadu hustoty (aKDE) z knihovny *ctmm* v programu R (Calabrese a kol., 2016). Tato metoda zohledňuje časovou autokorelaci v datech o pohybu a poskytuje nezátížené distribuce využití prostoru rybou (utilization distributions, UD). U každého jedince byla provedena variogramová analýza k vyčíslení autokorelace pohybu a vhodný model pohybu byl vybrán na základě Akaikeho informačního kritéria (AIC). Vybraný model byl poté použit k výpočtu individuálních UD metodou aKDE. Pro odhad prostorového využití na úrovni populace byl aplikován přístup population KDE (pKDE), který kombinuje individuální UD do jedné populační distribuce využití prostoru. Tento postup integruje informace od všech jedinců a současně zohledňuje jejich prostorové rozložení i časovou intenzitu vzorkování. Výpočty aKDE a pKDE byly prováděny pro každý měsíc zvlášť, aby bylo možné popsat časové změny v individuálním i populačním využití prostoru; izoplety o úrovních 95 %, 50 % a 25 % (tj. hranice oblastí, ve kterých ryby strávily dané podíly času v %) byly použity k vymezení oblastí rybníka dle intenzity jejich využití.

Aktivita ryb byla vyjádřena jako rychlost pohybu (m·s⁻¹) mezi dvěma po sobě jdoucími lokalizacemi na základě skutečné trojrozměrné vzdálenosti (Lennox a kol., 2024). Hloubka ryb byla měřena interním senzorem značky a zaznamenávána společně s jejím identifikačním kódem. Využívání krmiště bylo hodnoceno tak, že jedinec byl považován za přítomného na krmišti, pokud se nacházel do 15 m od jeho polohy. Denní podíl lokalizací na krmišti (FGU) byl vypočítán jako podíl počtu lokalizací daného jedince v této zóně k celkovému dennímu počtu jeho lokalizací.

Statistické vyhodnocení

Biotická společenstva

Statistické analýzy byly provedeny v programech CANOCO 5 (Šmilauer a Lepš, 2014) a RStudio (R Core Team, 2023). Data o taxonech makrozoobentosu a planktonu byla zpracována následovně. U planktonu byly jako závislé proměnné v jednotlivých mnohorozměrných analýzách použity abundance (na litr) ve dvou odlišných taxonomických úrovních: (i) nejnižší dosažitelná úroveň (26 taxonů), dále označovaná jako „druhá úroveň“ a (ii) úroveň čeledí (8 taxonů u zooplanktonu a 48 taxonů u fytoplanktonu). Stejný postup byl aplikován u zoobentosu, kde byly jako jednotlivé závislé proměnné využity abundance (na m²) na druhové úrovni (134 taxonů) a na úrovni čeledí (45 taxonů). V další samostatné mnohorozměrné analýze byly jako závislá data použity biomasy (na m²) kvantifikované pro šest vybraných skupin zoobentosu (Ceratopogonidae, *Chaoborus* sp., *Chironomus* spp., Oligochaeta, ostatní Chironomidae a ostatní taxony). U fyzikálně-chemických parametrů byla nejprve provedena Spearmanova korelační analýza a pouze vzájemně nekorelující proměnné byly vybrány pro následné analýzy; tyto parametry byly použity jako proměnné vysvětlující dynamiku biotických společenstev v části mnohorozměrných analýz.

Pro studium časové variability společenstev makrozoobentosu, planktonu a fytoplanktonu v režimech BAU, PPB a PPP byla použita metoda *principal response curves* (PRC) založená na redundanční analýze (RDA) (Van den Brink a ter Braak, 1999). Tato metoda je schopná detekovat hlavní trendy vývoje společenstev při opakovaných měřeních v čase. Zařazením interakce „hospodaření v rybníce (BAU, PPB a PPP) × čas (měsíce)“ jako stěžejní vysvětlující proměnné bylo testováno, zda odlišné způsoby hospodaření mohou měnit časovou dynamiku společenstev v rybnících. Současně byly jako kovariáty použity „identita rybníka“ a „rok“. Odezvová data byla transformována pomocí $1 \times \log + 1$ transformace pro abundanci a $10,000 \times \log + 1$ transformace pro biomasu a centrována pouze přes taxony/skupiny (bez standardizace). Signifikance rozdílů mezi PPB a PPP byla poté testována pomocí Monte Carlo permutačního testu (999 permutací) s cyklickými (časovými) permutacemi uvnitř bloků reprezentovaných jednotlivými rybníky v jednotlivých letech s následným pseudo-*F* testem. Rozdíly ve společenstvech mezi jednotlivými roky byly dále testovány pomocí RDA, kde tříúrovňový faktor „rok“ byl použit jako jediná vysvětlující proměnná a „identita rybníka“ a „čas“ (numerická proměnná) byly použity jako kovariáty. Transformace, centrování a (ne)standardizace odezvoových dat byly shodné s výše uvedeným postupem. Signifikance meziročních rozdílů byla testována obdobně pomocí Monte Carlo permutačního testu s 999 permutacemi s cyklickými (časovými) permutacemi uvnitř bloků tvořených jednotlivými rybníky a s následným pseudo-*F* testem.

Pro prozkoumání vzájemných vztahů mezi společenstvy zooplanktonu a fytoplanktonu a pro určení vlivu fyzikálně-chemických parametrů na tato společenstva byla použita RDA s Monte Carlo permutačním testem (999 permutací; bloky tvořily jednotlivé rybníky). Odezvová data byla transformována, centrována a standardizována stejným způsobem jako v předchozích analýzách. Obě společenstva byla následně agregována do několika funkčních skupin. U zooplanktonu byly zahrnuty abundance *Daphnia* spp., ostatních Cladocera, dospělců Copepoda, kopepoditů a nauplií; u fytoplanktonu byly biomasy kategorizovány do tříd Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Chrysophyceae, Cryptophyceae a Cyanobacteria.

Pro studium časové dynamiky fyzikálně-chemických parametrů byla rovněž využita metoda PRC. Jako závislé proměnné byly použity nekorelující fyzikálně-chemické parametry (na základě Spearmanovy korelační analýzy) a data byla analyzována metodikou PRC popsanou výše. Byl použit stejný design analýz jako pro biotická společenstva. Soubor fyzikálně-chemických parametrů vody byl rovněž porovnáván mezi roky 2021–2024 pomocí RDA. Jako kovariáta byla použita pouze identita jednotlivých rybníků.

Stabilní izotopy

Potravní preference kapra v průběhu vegetačních sezón obou studovaných let byly analyzovány pomocí samostatných bayesovských směšných modelů pro každý odběr, rybník a rok, s využitím knihovny *MixSIAR* v programu R (Stock a Semmens, 2016; Stock a kol., 2018). Jako potenciální zdroje byly zahrnuty zooplankton, makrozoobentos, terestrický hmyz a zrna tritikále (podle typu hospodaření v rybníce). Dostupnost potravních zdrojů se v průběhu sezóny i mezi rybníky lišila. V dubnu a květnu (2022 i 2023) se nepodařilo získat dostatek terestrického hmyzu, a proto nebyl pro tyto měsíce do bayesovských směšných modelů zařazen. Tritikále bylo aplikováno pouze do rybníků s režimem PPP (Blaniny a Loužek). V roce 2022 začalo podávání tritikále na rybníce Blaniny koncem května a na rybníce Loužek koncem června; v roce 2023 byl plánovaný začátek na počátku května, avšak na Loužku se s příkrmováním začalo až v polovině června, zatímco v Blaninách proběhlo podle plánu. Tyto skutečnosti byly v modelech zohledněny (daný zdroj byl v daném měsíci zahrnut či nikoli). V obou letech byl v rybníce Blaniny zaznamenán překryv izotopových signatur mezi makrozoobentosem a terestrickým hmyzem; tyto dva zdroje proto byly sloučeny do jedné skupiny („makrozoobentos + náletový hmyz“). Při vytváření modelů pro konkrétní měsíc a rybník nebyly použity izotopové hodnoty konzumenta z daného termínu, ale izotopové hodnoty zdrojů z předchozího měsíce (např. pro kapry ulovené v dubnu byly použity izotopové hodnoty zdrojů z března), a to z důvodu časového zpoždění inkorporace potravy do tkáně (Hesslein, 1993).

Jako doplňkový nástroj pro potvrzení potravních preferencí kapra obecného byla využita jednoduchá regrese mezi dostupností potenciálních zdrojů potravy a jejich skutečnou konzumací. Použit byl lineární model, v němž byla konzumace zdroje (mediánový odhad z bayesovského směšného modelu pro daný zdroj, čas, rybník a rok) závislou proměnnou a dostupnost zdroje (jeho abundance/biomasa ve vzorcích z prostředí) proměnnou vysvětlující. Modely byly sestavovány samostatně pro jednotlivé rybníky a roky; následně byla data agregována podle typu hospodaření (PPB a PPP) a znovu vyhodnocena zvlášť pro každý režim v daném roce. Neprůkazné korelace byly interpretovány jako projev neselektivního potravního chování (preference nejsou závislé na abundanci/biomase zdroje), zatímco průkazné korelace odrážejí pozitivní či negativní preferenci daného zdroje.

Mastné kyseliny

Pro studium časové variability koncentrací mastných kyselin ve svalovině kapra mezi režimy PPB a PPP byla použita metoda PRC. Interakce „hospodaření × čas (měsíce)“ byla zařazena jako vysvětlující proměnná, aby se ověřilo, zda různé způsoby hospodaření mění časovou dynamiku koncentrací mastných kyselin ve svalovině kapra. Současně byla jako kovariáta použita „identita rybníka“. Odezvová data byla transformována ($\log+1$), centrována, ale nebyla standardizována. Signifikance efektu hospodaření × čas byla testována pomocí Monte Carlo permutačního testu (999 permutací) s cyklickými (časovými) permutacemi uvnitř bloků reprezentovaných jednotlivými rybníky s následným pseudo-*F* testem. Stejná analýza byla provedena i pro porovnání časové dynamiky koncentrací mastných kyselin mezi rybníky, kde byla jako proměnná použita interakce „identita rybníka × čas (měsíce)“. Vyhodnocení dat o mastných kyselinách bylo provedeno v programu CANOCO 5 (Šmilauer a Lepš, 2014).

Pohybové vzorce a potravní chování kapra obecného v rybničním prostředí

Pohybová aktivita telemetricky sledovaných ryb

Kalendářní datum, denní hodina, tělesná hmotnost a průměrná denní teplota napříč roky byly testovány jako proměnné ovlivňující rychlost pohybu. Pro zohlednění nelineárních vztahů a časové dynamiky byly použity zobecněné aditivní modely (GAM) v bayesovském rámci pomocí knihovny *brms* v programu R (Bürkner, 2017). Tento přístup umožňuje flexibilně pracovat s hierarchickými daty, zahrnout hladké členy a adekvátně zacházet s nejistotou, což bylo v této studii důležité vzhledem k nerovnoměrnosti dat mezi roky. Byly porovnány nulové modely s různými rozděleními (Studentovo t , gama, inverzní gausovské), aby byl zvolen nejvhodnější tvar rozdělení pro data rychlosti pohybu. Pro každý rok byly sestaveny samostatné modely, což umožnilo nezávislé odhady ročně specifických časových a environmentálních efektů a současně zohlednilo variabilitu mezi jedinci. Modely jednotlivých let byly porovnány metodou *leave-one-out* křížové validace (LOO; funkce *loo_compare()* v *brms*). Pro další interpretaci byl zvolen model s nejvyšší očekávanou logaritmickou prediktivní hustotou (elpd) a nejmenším rozdílem směrodatné chyby. V obou letech se jako nejlepší ukázalo gama rozdělení s logaritmickou *link* funkcí, které nejlépe vyvažovalo flexibilitu a přizpůsobení kladným hodnotám rychlosti pohybu. Po zvolení vhodného rozdělení byla sestavena sada komplexnějších modelů s různými prediktory a interakcemi (např. tenzorové zhlazování). Každý model obsahoval hladké členy pro kalendářní datum, tělesnou hmotnost ryb a teplotu vody a dále interakci kalendářní datum \times denní hodina modelovanou pomocí tenzorového součinu zhlazovacích funkcí ($t2(\text{kalendářní datum}, \text{denní hodina})$). Pro snížení složitosti a zachycení hlavních trendů byla v tomto případě použita báze se třemi základními funkcemi. Vzhledem k cyklické povaze proměnné „čas“ byl na čas aplikován *cyclic spline*, zatímco proměnná kalendářní datum byla modelována pomocí *thin plate spline* (nastavení $bs = c("tp", "cc")$). Do modelů byly zařazeny náhodné *intercepty* pro jednotlivé ryby (*fishID*), aby se zohlednilo opakované měření a individuální rozdíly.

Vertikální distribuce telemetricky sledovaných ryb

Průměrná denní hloubka, ve které se jednotliví jedinci zdržovali, byla převedena na kategoriální proměnnou se čtyřmi úrovněmi: 0–0,5 m, 0,5–1 m, 1–1,5 m a 1,5–4 m. Tato kategorizace byla zvolena tak, aby četnosti v jednotlivých kategoriích byly vyváženější a minimalizoval se tím výskyt úrovní, ve kterých se ryby vyskytovaly jen sporadicky. Pro analýzu využívání hloubky byly použity proporcionální logistické modely s pořadovou odezvou, konkrétně kumulativní smíšené modely s logitovým článkem (logistickou *link* funkcí) (CLMM), aby byl posouzen vliv sezónnosti, denní doby a velikosti ryby na využívání hloubek v obou letech. Modely byly fitovány pomocí funkce *clmm()* z knihovny *ordinal* v programu R (Christensen, 2019). Pro odhad hloubkové distribuce ryb byly porovnávány modely s náhodnými intercepty pro identitu jedince (*fishID*) i bez nich, aby se vyhodnotil význam variability mezi jedinci, a dále modely s interakcemi i bez interakcí mezi kovariátami „měsíc“, „rok“ a „hodina“. Nejprve byl nulový model bez náhodných efektů porovnán s modely obsahujícími náhodné efekty, aby se ověřil přínos identity jedince. Následně byla nafitována série modelů s různými kombinacemi kategoriálních kovariát „měsíc“ (květen–listopad), „rok“ (2022 a 2023) a spojitě kovariáty „hodina“, které byly vzájemně porovnávány.

Využívání krmných míst u telemetricky sledovaných ryb

Pro analýzu využívání krmné plochy v rybníce Loužek (FGU) byly použity zobecněné aditivní modely pro lokaci, škálu a tvar (GAMLSS) (Stasinopoulos a Rigby, 2007). Proměnná FGU nabývá hodnot v intervalu 0–1 a vyjadřuje pravděpodobnost využití krmné plochy; hodnota

FGU rovna nule odpovídá nulovému využití krmiště. Vzhledem k nadbytku nulových hodnot bylo v modelech použito *zero-inflated* beta rozdělení.

Pro každý rok byly sestaveny samostatné modely a výběr finálního modelu probíhal do dosažení konvergence pro jeden či více distribučních parametrů: μ (střední hodnota rozdělení), σ (měřítko/variance) a ν (tvarový parametr), přičemž ν byl v tomto případě specifikován tak, aby zachytil hmotný bod v nule. Časové trendy FGU byly modelovány penalizovanou *P-spline* hladkou funkcí pro proměnnou reprezentující čas v průběhu dne. Do modelů byly dále jako kovariáty zahrnuty hmotnost ryby a počet dní od posledního krmení; obě kovariáty byly opět modelované penalizovanými *P-splines*, aby byl postihnut vliv velikosti ryby a načasování krmení na pravděpodobnost využití krmiště. Identita jednotlivých ryb byla zahrnuta jako náhodný hladký člen, který zachycuje mezi-individuální odlišnosti. Pro kontrolu reziduální autokorelace v časové řadě byla do jednoho či více submodelů navázaných na distribuční parametry zařazena autokorelační struktura. O výběru finální specifikace (zahrnutí těchto struktur a hladkých členů do tří potenciálních parametrů μ , σ a ν) rozhodovalo Schwarzovo bayesovské kritérium (SBC), které umožnilo najít optimální kompromis mezi složitostí a kvalitou přizpůsobení pro každý rok. Modely byly implementovány funkcí *gamlss()* z knihovny *gamlss* v programu R (Rigby a Stasinopoulos, 2009).

Růst telemetricky sledovaných ryb

Vliv individuálního chování značených kaprů na jejich růst byl hodnocen pomocí přírůstku hmotnosti (rozdíl mezi hmotností při zarybnění a při výlovu), který byl použit jako vysvětlovaná proměnná. Mezi prediktory byly zařazeny: počáteční hmotnost, FGU (zprůměrované za období krmení – od začátku příkrmování do jednoho týdne po posledním krmení, jako ukazatel využití krmné plochy jednotlivými jedinci), průměrná rychlost pohybu (ukazatel pohybové aktivity jednotlivých jedinců) a rok. Počáteční hmotnost byla zahrnuta kvůli možným velikostně závislým rozdílům v růstu, zatímco průměrné FGU a rychlost pohybu zachycovaly variabilitu v potravním chování a úrovni pohybové aktivity. K vyhodnocení vlivu jednotlivých proměnných na růst ryb byly použity zobecněné lineární modely (GLM). Výběr modelu byl proveden pomocí AIC (aby byla vyvážena složitost a přínos jednotlivých prediktorů) a signifikance efektů prediktorů byla ověřena analýzou rozptylu (ANOVA), což umožnilo zvolit nejvhodnější model.

Výsledky

Vylovená biomasa ryb a mimořádné události na studovaných rybnících

Tab. S1. Střevlička východní (*Pseudorasbora parva*), amur bílý (*Ctenopharyngodon idella*) a ostatní druhy vylovené v jednotlivých rocích ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$). Ostatní druhy zahrnují: štika obecnou (*Esox lucius*), candáta obecného (*Sander lucioperca*), a tolstolobika pestrého (*Hypophthalmichthys nobilis*). Biomasa střevličky v roce 2021 je vypočtena jako průměr roku 2022 a 2023, z důvodu nedostatku dat z roku 2021. Nicméně je potvrzen její výskyt ve zmíněných rybnících ve vyšší biomase (David Hlaváč 2025, osobní sdělení).

| | 2021 | 2022 | 2023 | 2024 |
|----------------------------|------|-------|-------|-------|
| Střevlička východní | | | | |
| Blaniny | 10,0 | 2,4 | 17,6 | 8,8 |
| Drachkovský | 138 | 156,3 | 156,3 | 143,8 |

| | | | | |
|----------------------|-------|------|-------|-------|
| Loužek | 227,3 | 90,9 | 363,6 | 272,7 |
| Lusk | 287,5 | 75,0 | 500,0 | 400,0 |
| Amur bílý | | | | |
| Blaniny | 0 | 0 | 30,7 | 41,6 |
| Drachkovský | 46,9 | 0 | 21,1 | 26,1 |
| Loužek | 0 | 0 | 5,8 | 30,8 |
| Lusk | 0 | 0 | 30,9 | 66,1 |
| Ostatní druhy | | | | |
| Blaniny | 8,8 | 14,7 | 1,5 | 0,4 |
| Drachkovský | 62,5 | 46,3 | 0,6 | 73,2 |
| Loužek | 18,2 | 30,9 | 25,6 | 6,9 |
| Lusk | 10,0 | 28,0 | 12,5 | 8,8 |

Odezvy biotických komunit rybníků na management rybníků

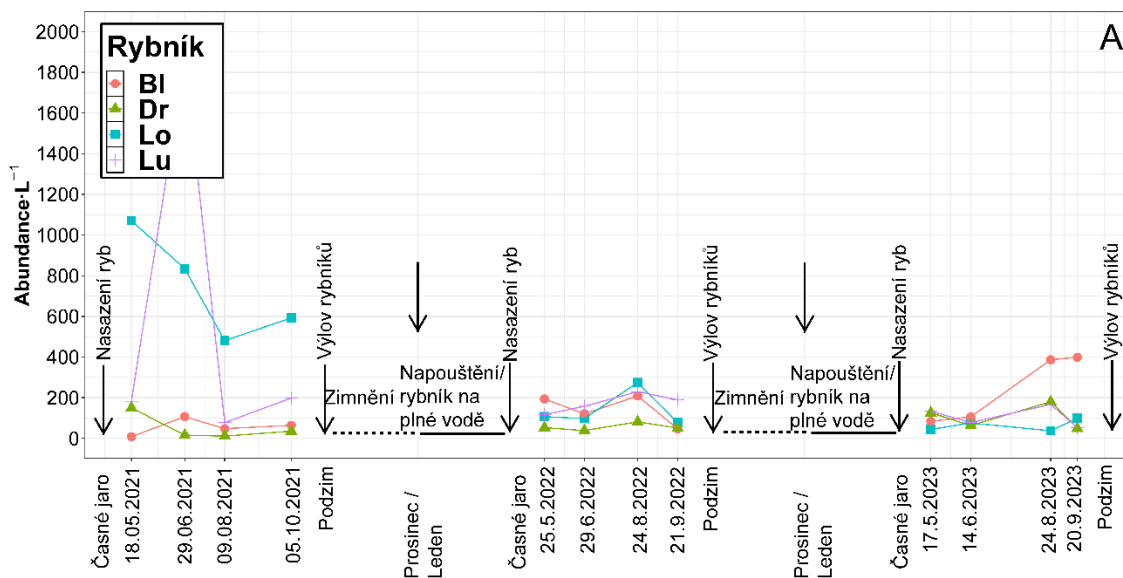
Analýza taxonomického složení společenstev vodních organismů odhalila významné rozdíly mezi jednotlivými lety 2021 (BAU management), 2022 a 2023 (oba roky s upravenými režimy PPB a PPP) (tab. S2). Složení zooplanktonu nevykázalo signifikantní rozdíly mezi roky 2022 a 2023 (PPB a PPP) a složení dominantních skupin zoobentosu z hlediska biomasy nevykázalo signifikantní rozdíly mezi lety 2021 (BAU) a 2023 (PPB a PPP). Taxonomická složení zoobentosu a fytoplanktonu se z hlediska abundance lišila signifikantně mezi všemi třemi roky (2021, 2022 a 2023). Celková abundance zooplanktonu dosahovala maxima v roce 2021 (BAU), zatímco v letech 2022 a 2023 (PPB a PPP) měly sezónní průběhy podobný charakter bez výrazných fluktuací (obr. S1). Naproti tomu celková abundance a biomasa zoobentosu vykazovaly vyšší sezónní variabilitu a byly obecně vyšší při režimech PPB a PPP než při BAU; obdobný trend byl patrný i u fytoplanktonu (viz níže; obr. S2-3 pro trendy během jednotlivých let na jednotlivých rybnících). Zatímco celková abundance zooplanktonu byla mezi typy hospodaření PPB a PPP srovnatelná, společenstva zoobentosu a fytoplanktonu se mezi těmito dvěma režimy významně lišila (tab. S2). Celkový počet taxonů u všech sledovaných společenstev napříč roky nevykázal žádné významné rozdíly mezi BAU, PPB a PPP.

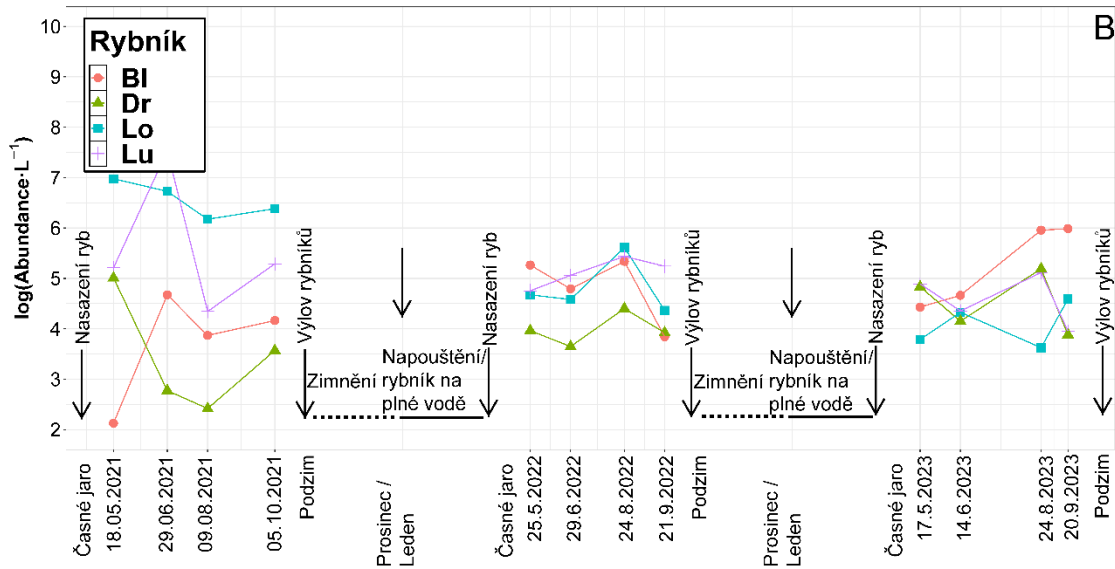
Tab. S2. Výsledky porovnání složení biotických společenstev mezi lety 2021 (BAU – „business as usual“ management), 2022 (PPB a PPP – přirozená produkce bez příkrmování a s příkrmováním) a 2023 (PPB a PPP) pomocí redundanční analýzy (RDA). Všechny testované skupiny vykazovaly signifikantní rozdíly mezi roky a hodnota p kritéria byla vždy < 0.05 .

| | pseudo- F | Vysvětlená variabilita po korekci (%) |
|--------------------------------|-------------|---------------------------------------|
| Abundance zooplanktonu | | |
| Čeledi | 6,9 | 17,15 |
| Druhy | 6,5 | 16,29 |
| Abundance zoobentosu | | |
| Čeledi | 5,7 | 12,34 |
| Druhy | 4,2 | 8,66 |
| Biomasa zoobentosu | | |
| Dominantní skupiny | 7,0 | 16,83 |
| Abundance fytoplanktonu | | |
| Čeledi | 6,9 | 15,02 |

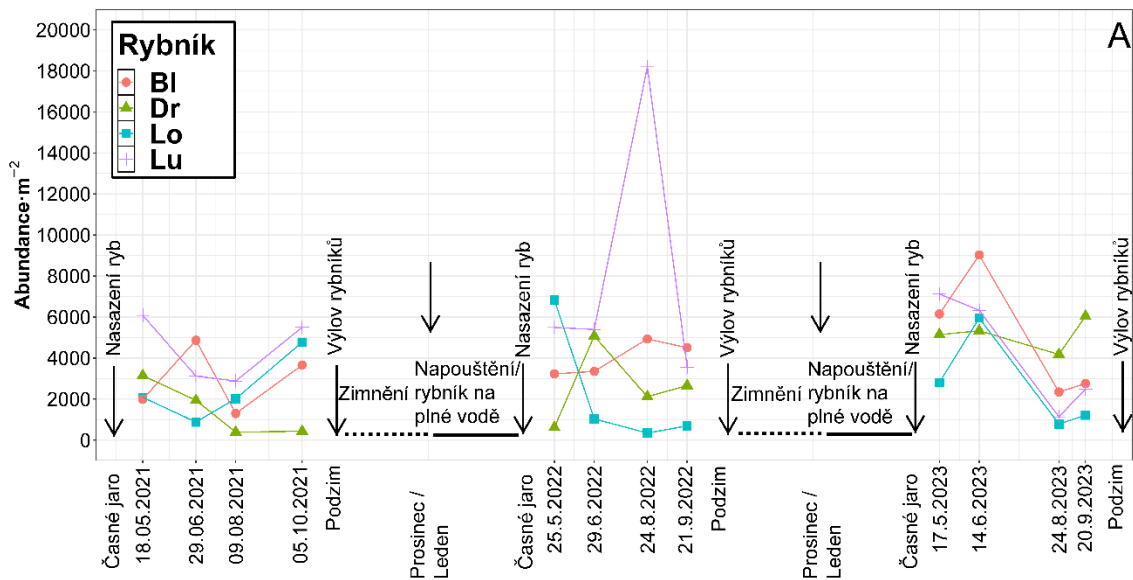
Tab. S2. Výsledky porovnání sezónní dynamiky v složení biotických společenstev mezi dvojicemi rybníků v režimu přirozená produkce bez příkrmování (PPB) a s příkrmováním (PPP) pomocí redundanční analýzy (RDA) s metodou *principal response curves* (PRC).

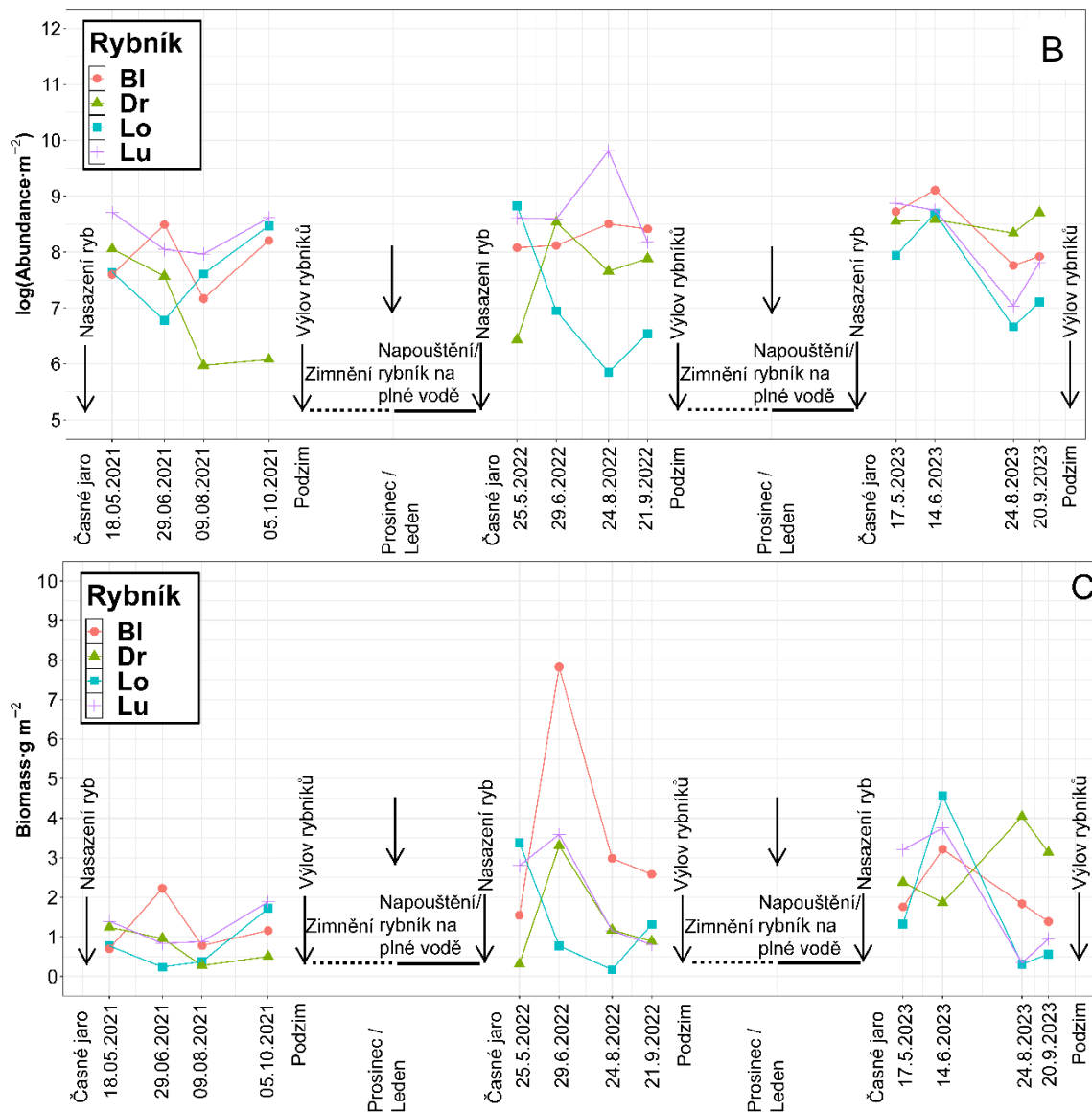
| | pseudo- <i>F</i> | <i>p</i> | Vysvětlená variabilita po korekci (%) |
|--------------------------------|------------------|----------|---------------------------------------|
| Abundance zooplanktonu | | | |
| Čeledě | 0,2 | 0,53 | 0,00 |
| Druhy | 0,2 | 0,26 | 3,19 |
| Abundance zoobentosu | | | |
| Čeledě | 0,3 | 0,001 | 21,04 |
| Druhy | 0,2 | 0,001 | 16,55 |
| Biomasa zoobentosu | | | |
| Dominantní skupiny | 0,4 | 0,002 | 14,78 |
| Abundance fytoplanktonu | | | |
| Čeledě | 0,3 | 0,001 | 20,38 |



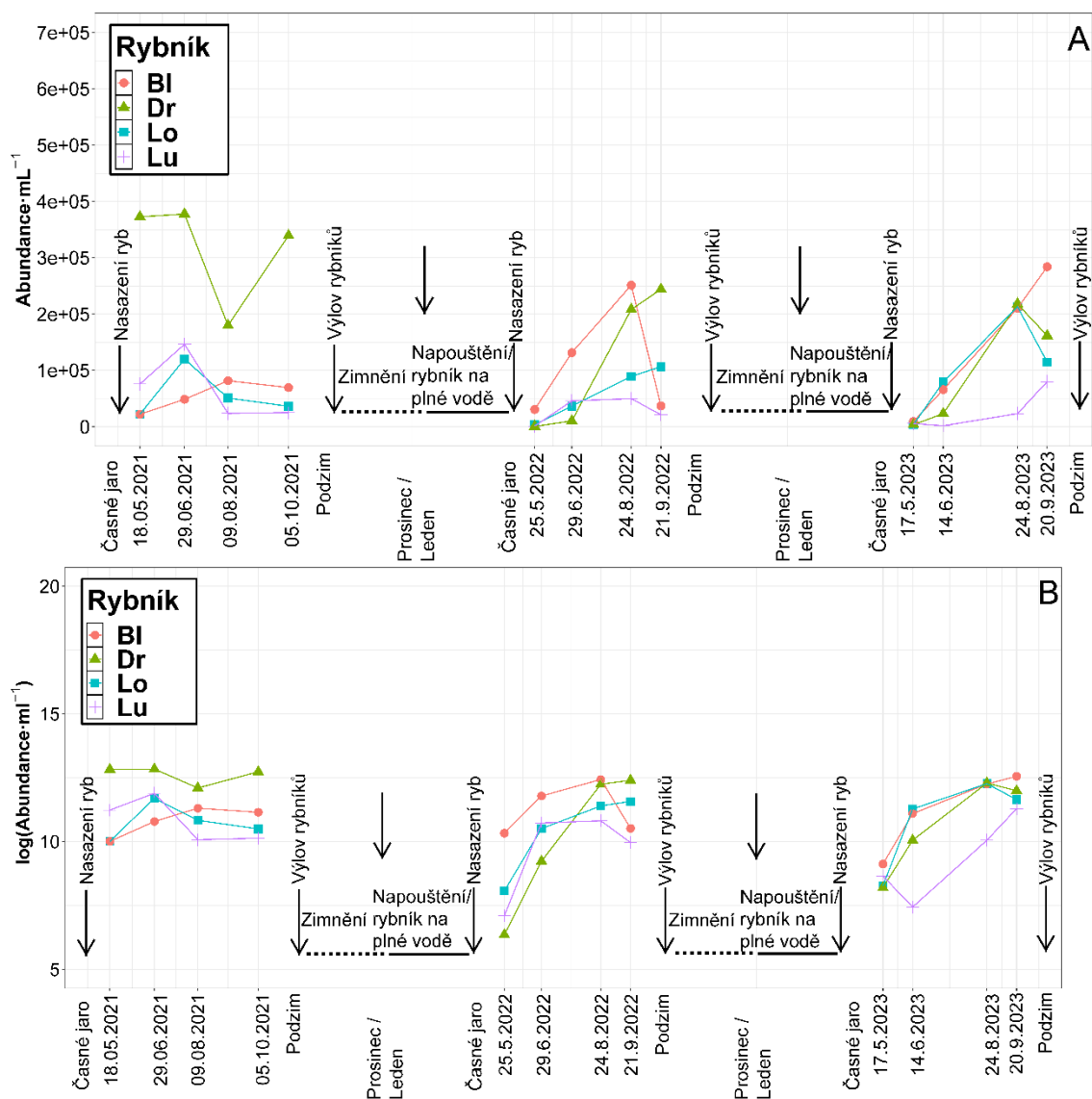


Obr. S1. Celková abundance zooplanktonu (bez vířníků) v čase. (A) Celková abundance · l⁻¹ a (B) celková abundance · l⁻¹ transformovaná přirozeným logaritmem. 2021 – BAU management („business as usual“), 2022–2023 – PPB a PPP management (přirozená produkce bez přikrmování a s přikrmováním); BI – Blaniny, Lo – Loužek (PPP), Dr – Drachkovský, Lu – Lusk (PPB).





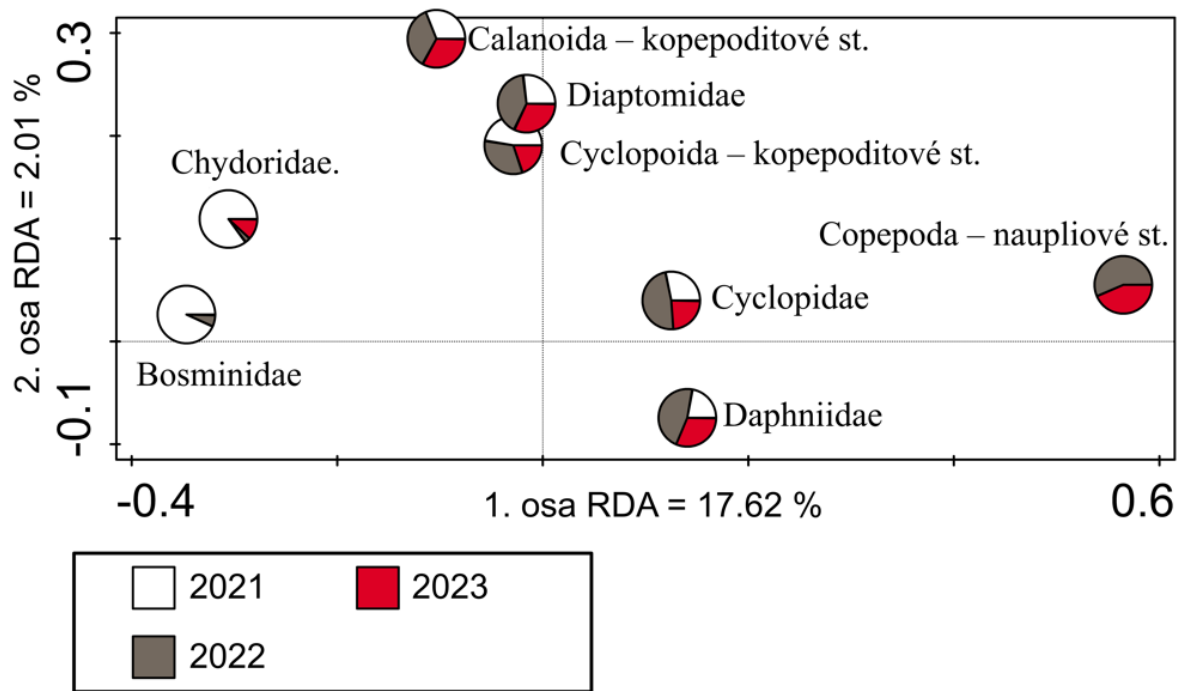
Obr. S2. Celková abundance a biomasa zoobentosu v čase. (A) Celková abundance $\cdot \text{m}^{-2}$, (B) celková abundance $\cdot \text{m}^{-2}$ transformovaná přirozeným logaritmem a (C) biomasa ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$). 2021 – BAU management („business as usual“), 2022–2023 – PPB a PPP management (přirozená produkce bez přikrmování a s přikrmováním); Bl – Blaniny, Lo – Loužek (PPP), Dr – Drachkovský, Lu – Lusk (PPB).



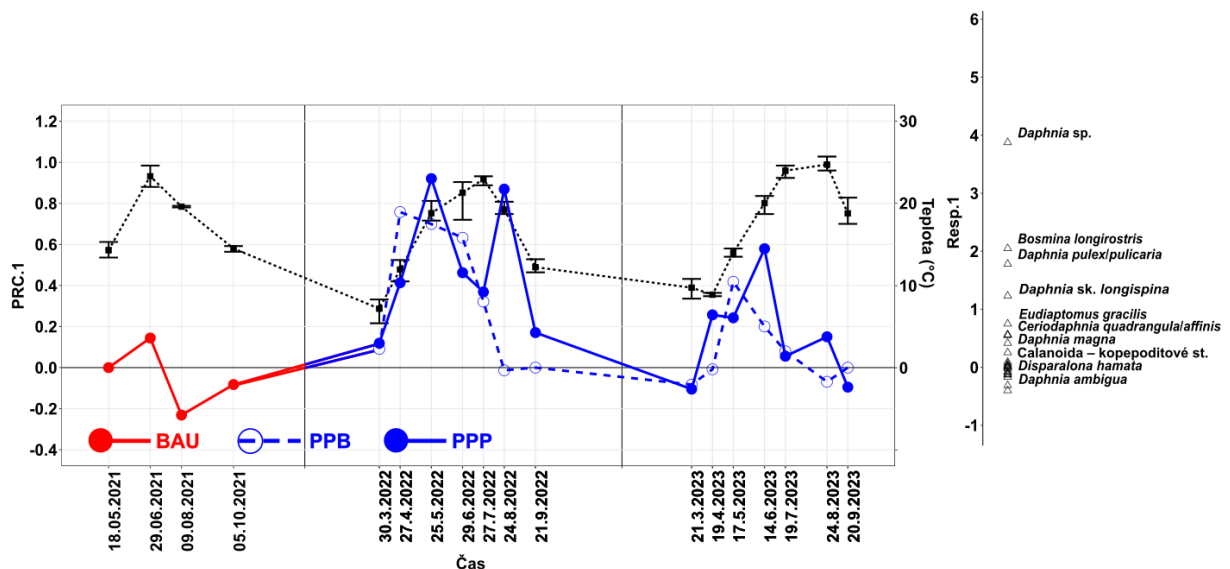
Obr. S3. Celková abundance fytoplanktonu v čase. (A) Celková abundance·ml⁻¹ a (B) celková abundance·ml⁻¹ transformovaná přirozeným logaritmem. 2021 – BAU management („business as usual“), 2022–2023 – PPB a PPP management (přirozená produkce bez přikrmování a s přikrmováním); Bl – Blaniny, Lo – Loužek (PPP), Dr – Drachkovský, Lu – Lusk (PPB).

Zooplankton

V roce 2021 (BAU) dominovaly Bosminidae, Chydoridae a kopepoditní stádia řádu Cyclopoida, zatímco v letech 2022 a 2023 (PPB a PPP) převažovali naupliová stádia (podtřída Copepoda) a dospělci čeledí Cyclopidae a Daphniidae (obr. S4). Ačkoli mezi hospodařením PPB a PPP nebyl zjištěn významný rozdíl, v pozdní části vegetační sezóny byl u režimu PPP pozorován druhotný vrchol abundance zooplanktonu tvořený převážně juvenilními jedinci rodu *Daphnia*. Tento vrchol byl však v roce 2023 zanedbatelný (obr. S5).



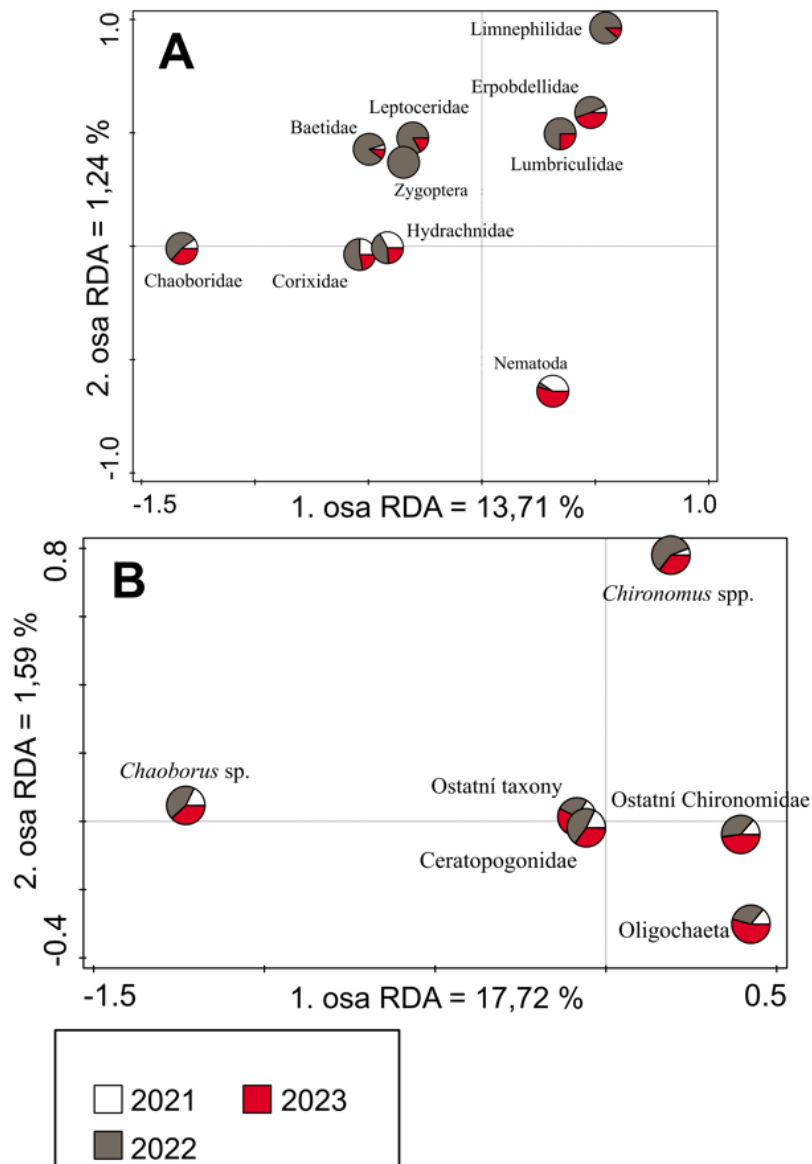
Obr. S4. Redundanční analýza (RDA) zobrazující korelace mezi jednotlivými čeleděmi zooplanktonu (pokud je bylo možné identifikovat). „Koláčové“ grafy ukazují poměr jednotlivých skupin mezi jednotlivými roky z hlediska jejich celkové abundance za celé období. 2021 – BAU management („business as usual“) a 2022 a 2023 – PPB a PPP management (přirozená produkce bez příkrmování a s příkrmováním).



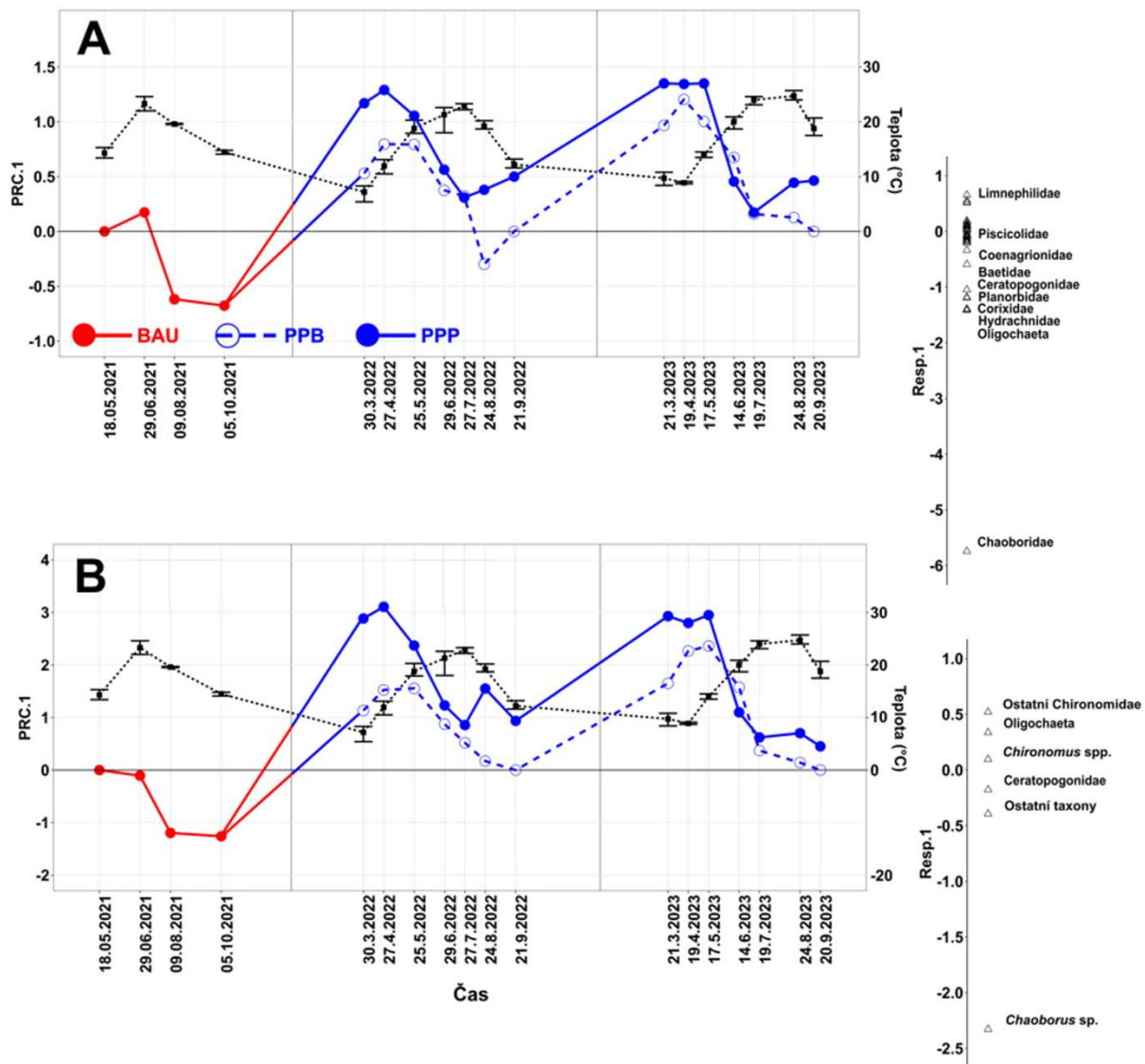
Obr. S5. Redundanční analýza (RDA) zobrazená pomocí metody *principal response curves* (PRC) s použitím abundance druhů zooplanktonu jako závislé proměnné. Teplota (pravá osa y) je zobrazena jako tečkovaná černá čára (každý termín odběru má svou průměrnou hodnotu s chybovými úsečkami reprezentujícími směrodatnou odchylku). BAU – „business as usual“, PPB a PPP – přirozená produkce bez příkrmování a s příkrmováním.

Zoobentos

Abundance většiny čeledí a biomasa šesti nejdominantnějších skupin byly v letech 2022 a/nebo 2023 vyšší ve srovnání s rokem 2021 (BAU) (obr. S2 a S6). Hlavní rozdíly mezi rybníky v režimech PPB a PPP v letech 2022 a 2023 spočívaly ve vyšší abundanci čeledi Limnephilidae a naopak nižší abundanci (i biomase) skupiny Chaoboridae v PPP ve srovnání s PPB ke konci sezón roku 2022 a 2023 (obr. S7A). Z hlediska biomasy byla navíc v rybnících s hospodařením PPP vyšší biomasa skupin ostatní pakomárovití (Chironomidae), *Chironomus* spp. a Oligochaeta než v režimu PPB (obr. S7B).



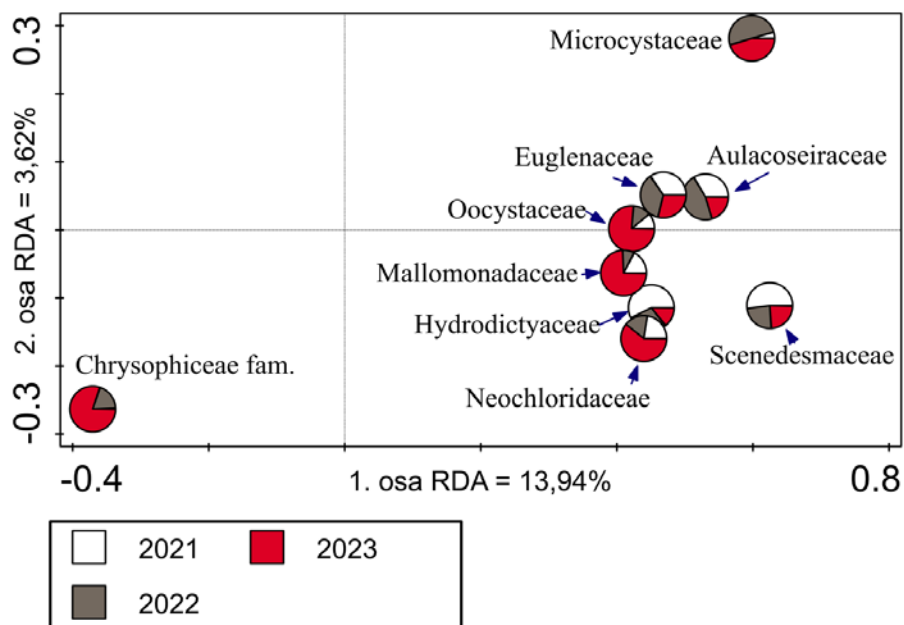
Obr. S6. Redundanční analýza (RDA) zobrazující (A) korelace mezi jednotlivými vybranými čeleděmi zoobentosu (pokud je bylo možné identifikovat) v závislosti na jejich abundanci a (B) korelace mezi všemi vybranými skupinami zoobentosu v závislosti na jejich biomase. „Koláčové“ grafy ukazují poměr jednotlivých skupin mezi jednotlivými roky z hlediska jejich celkové abundance/biomasy za celé období. 2021 – BAU management („business as usual“) a 2022 a 2023 – PPB a PPP management (přirozená produkce bez příkrmování a s příkrmováním).



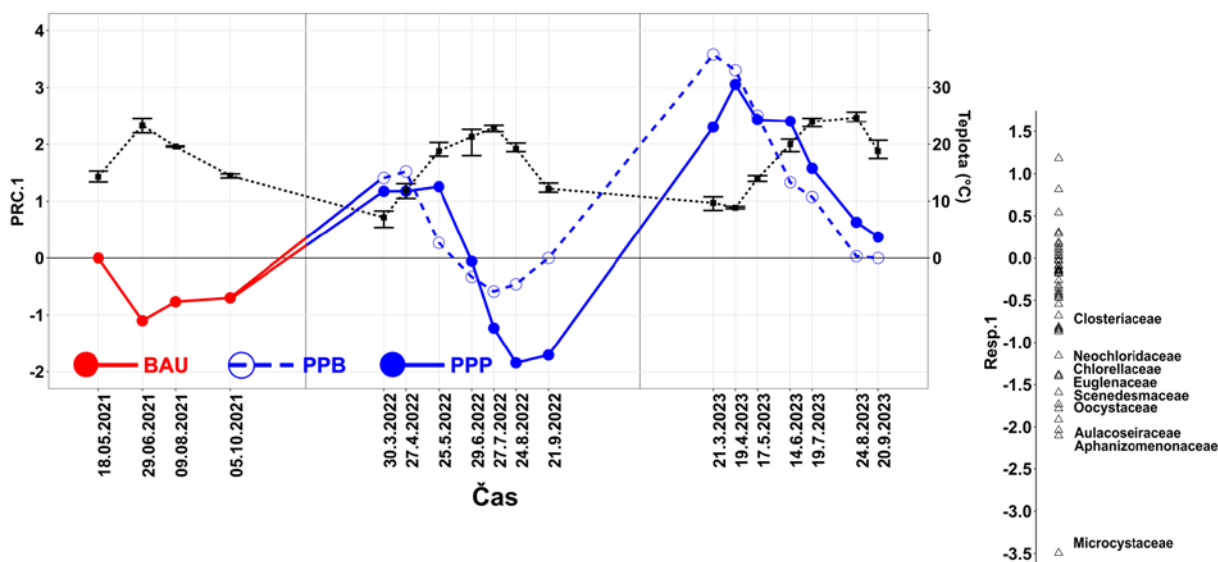
Obr. S7. Redundanční analýza (RDA) zobrazená pomocí metody *principal response curves* (PRC) s použitím (A) abundance čeledí zoobentosu jako závislé proměnné a (B) biomasy vybraných skupin zoobentosu. Teplota (pravá osa y) je zobrazena jako tečkovaná černá čára (každý termín odběru má svou průměrnou hodnotu s chybovými úsečkami reprezentujícími směrodatnou odchylku). BAU – „business as usual“, PPB a PPP – přirozená produkce bez příkrmování a s příkrmováním.

Fytoplankton

Dvě čeledi zelených řas, Scenedesmaceae a Hydrodictyaceae, byly v roce 2021 (BAU) početnější než v letech 2022 a 2023. Naopak Chrysophyceae (zlativky; např. rody *Chrysococcus*, *Dinobryon* a *Kephyrion*) a sinice *Microcystis* sp. byly zaznamenány převážně při hospodaření PPB a PPP (v letech 2022 a 2023) (obr. S8). Nejvýraznější signifikantní rozdíl mezi PPB a PPP managementem souvisel zejména s nižší abundancí *Microcystis* sp. a zelených řas (Neochloridaceae, Chlorellaceae, Scenedesmaceae a Oocystaceae) v režimu PPP na konci roku 2022 (obr. S9).



Obr. S8. Redundanční analýza (RDA) zobrazující korelace mezi vybranými čeleděmi fytoplanktonu. „Koláčové“ grafy ukazují poměr jednotlivých sk. mezi jednotlivými roky z hlediska jejich celkové abundance za celé období. 2021 – BAU management („business as usual“) a 2022 a 2023 – PPB a PPP management (přirozená produkce bez přikrmování a s přikrmováním).



Obr. S9. Redundanční analýza (RDA) zobrazená pomocí metody *principal response curves* (PRC) s použitím abundance čeledi fytoplanktonu jako závislé proměnné. Teplota (pravá osa y) je zobrazena jako tečkovaná černá čára (každý termín odběru má svou průměrnou hodnotu s chybovými úsečkami reprezentujícími směrodatnou odchylku). BAU – „business as usual“, PPB a PPP – přirozená produkce bez přikrmování a s přikrmováním.

Vliv managementu rybníka na fyzikálně-chemické parametry vody

Z obecného hlediska všechny rybníky byly hypertrofní – medián koncentrací TN a DOC se pohyboval kolem $2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ a $10 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ či více, zatímco medián TP přesahoval $0,1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ve všech rybnících kromě jednoho (tab. S3). Meziroční srovnání ukázalo, že rok 2021 s hospodařením BAU se od ostatních let oddělil (S10). Nicméně výsledek byl hraniční z hlediska průkaznosti (pseudo- $F = 1,8$, $p = 0,08$, vysvětlená variabilita 2,57 %).

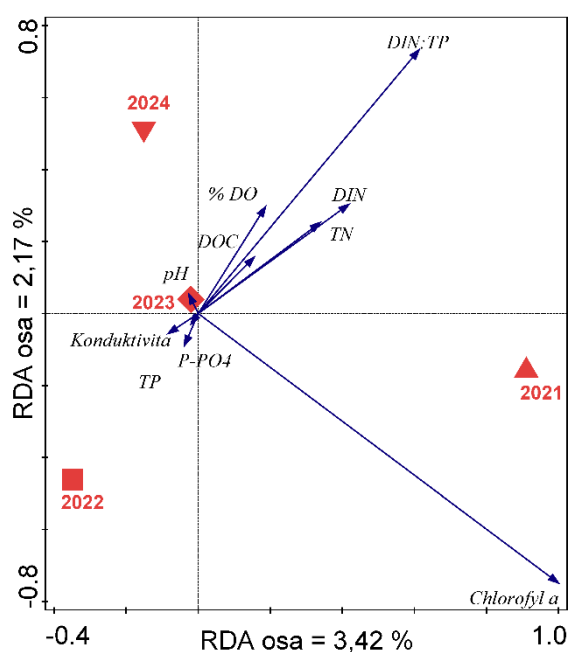
Sezónní dynamika fyzikálně-chemických parametrů vykazovala významné rozdíly mezi režimy hospodaření PPB a PPP na obou osách RDA (první RDA osa: pseudo- $F = 1,5$, $p = 0,003$, vysvětlená variabilita 57,41 %; druhá RDA osa: pseudo- $F = 0,7$, $p = 0,001$, vysvětlená variabilita 15,89 %) (obr. S11). První osa PRC ukázala, že hlavními hybateli rozdílů sezónního vývoje mezi PPB a PPP jsou poměr DIN:TP a chlorofyl-a, zatímco na druhé ose hrály klíčovou roli chlorofyl-a, TP a $\text{PO}_4\text{-P}$.

Tab. S3. Fyzikálně-chemické parametry vody v rybnících ve studovaných letech (medián a rozsah hodnot). DO – rozpuštěný O_2 , DOC – rozpuštěný organický C, $\text{NH}_4\text{-N}$ – amoniakální N, $\text{NO}_3\text{-N}$ – dusičnanový N, TN – celkový N, $\text{PO}_4\text{-P}$ – fosforečnanový P, TP – celkový P, DIN – rozpuštěné formy anorganického N.

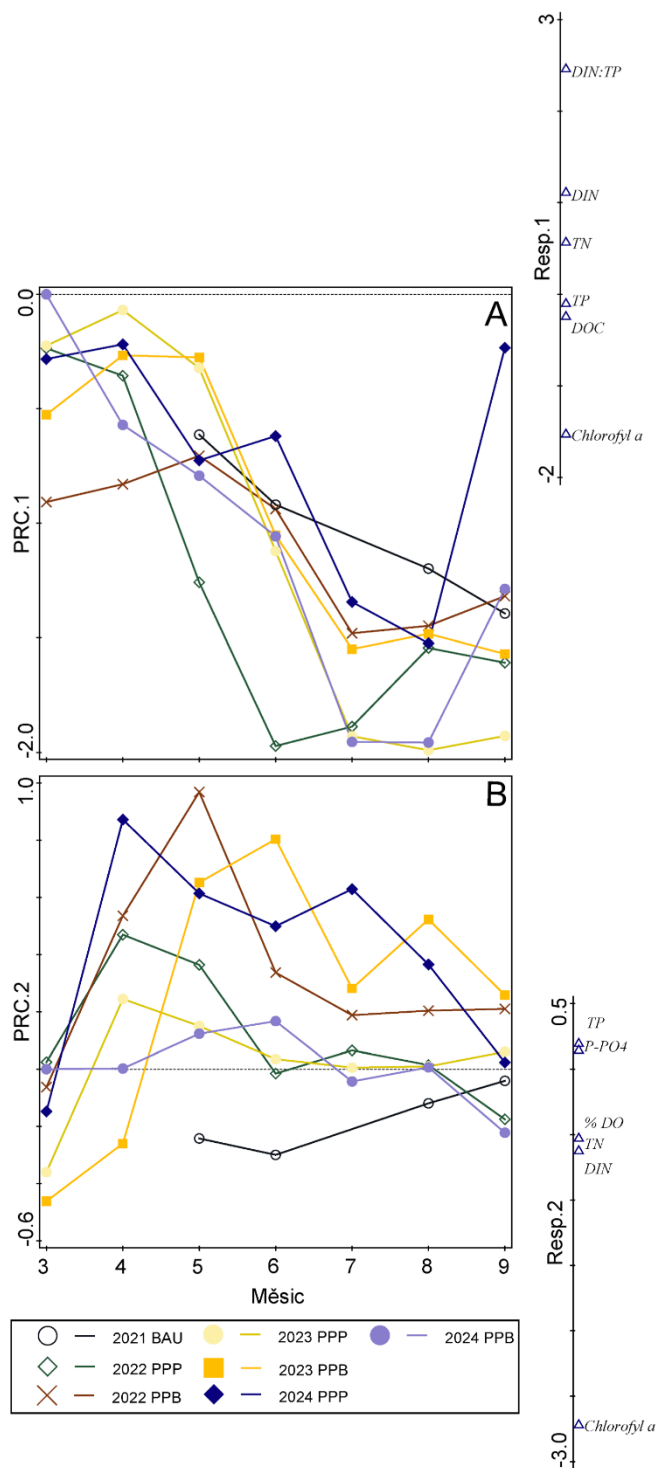
| 2021 | Blaniny (BAU) | Loužek (BAU) | Drachkovský (BAU) | Lusk (BAU) |
|--|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| Teplota ($^{\circ}\text{C}$) | 17,0 (13,9–23,5) | 17,5 (14,1–22,0) | 17,1 (13,4–23,1) | 17,3 (14,6–24,6) |
| Průhlednost (m) | 0,7 (0,5–0,9) | 0,7 (0,4–3,0) | 0,4 (0,4–0,4) | 0,8 (0,6–0,9) |
| DO nasycení (%) | 107 (93–152) | 82 (69–126) | 108 (74–119) | 121 (107–147) |
| Vodivost ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) | 39 (35–42) | 28 (25–30) | 21 (19–29) | 40 (38–46) |
| pH | 8,3 (7,6–9,0) | 7,5 (7,4–7,8) | 7,5 (7,0–7,9) | 8,0 (7,3–8,2) |
| DOC ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) | 10,0 (9,2–11,0) | 9,4 (8,2–12,0) | 27,5 (18,0–34,0) | 13,5 (12,0–16,0) |
| $\text{NH}_4\text{-N}$ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) | 0,04 (0,01–0,6) | 0,34 (0,01–0,55) | 0,04 (0,01–0,15) | 0,045 (0,02–0,07) |
| $\text{NO}_3\text{-N}$ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) | 2,9 (2,0–15,0) | 1,53 (0,015–3,2) | 0,29 (0,015–0,95) | 7,8 (1,2–11,0) |
| TN ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) | 4,5 (3,3–17,0) | 3,0 (1,4–4,7) | 3,2 (2,4–3,8) | 9,2 (2,8–13,0) |
| $\text{PO}_4\text{-P}$ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) | 0,005 (0,005–0,016) | 0,013 (0,005–0,070) | 0,032 (0,005–0,096) | 0,045 (0,031–0,068) |
| TP ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) | 0,115 (0,073–0,190) | 0,125 (0,097–0,33) | 0,30 (0,28–0,57) | 0,22 (0,15–0,25) |
| DIN:TP | 55 (27–460) | 30 (0,6–71) | 2,1 (0,2–8,1) | 73 (13,6–165) |
| Chlorofyl-a ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) | 54 (26–84) | 51 (15–72) | 205 (190–240) | 79 (56–110) |
| 2022 | Blaniny (PPP) | Loužek (PPP) | Drachkovský (PPB) | Lusk (PPB) |
| Teplota ($^{\circ}\text{C}$) | 17,9 (7,1–23,2) | 18,0 (5,4–22,2) | 18,0 (8,3–23,1) | 20,0 (7,9–23,3) |
| Průhlednost (m) | 1,0 (0,6–2,5) | 0,5 (0,4–3,0) | 0,6 (0,3–1,3) | 0,9 (0,5–2,5) |

| | | | | |
|--|----------------------|---------------------|--------------------------|--------------------|
| DO nasycení (%) | 80 (52–116) | 85 (52–95) | 87 (12–134) | 91 (59–116) |
| Vodivost ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) | 39 (37–41) | 27 (13–29) | 30 (22–38) | 38 (37–45) |
| pH | 7,8 (7,6–8,8) | 7,7 (7,3–8,6) | 7,5 (7,0–9,6) | 7,7 (7,4–8,4) |
| DOC ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) | 11,3 (6,8–14,5) | 9,3 (7,3–10,2) | 12,3 (11,0–28,0) | 11,8 (10,0–14,0) |
| NH ₄ -N ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) | 0,05 (0,03–1,2) | 0,09 (0,03–0,77) | 0,09 (0,02–4,5) | 0,13 (0,01–0,70) |
| NO ₃ -N ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) | 0,25 (0,015–9,3) | 0,25 (0,015–1,9) | 0,12 (0,015–2,9) | 0,68 (0,09–4,7) |
| TN ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) | 3,3 (1,5–9,8) | 1,9 (1,2–2,7) | 2,5 (2,0–5,7) | 2,0 (1,8–5,4) |
| PO ₄ -P ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) | 0,021 (0,005–0,35) | 0,018 (0,005–0,19) | 0,130 (0,015–1,40) | 0,081 (0,018–0,61) |
| TP ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) | 0,180 (0,034–0,54) | 0,140 (0,050–0,32) | 0,300 (0,230–1,50) | 0,350 (0,110–0,74) |
| DIN:TP | 9,5 (0,4–614) | 5,7 (1,4–88) | 2,6 (0,3–26) | 4,7 (0,6–96) |
| Chlorofyl-a ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) | 58 (3,0–190) | 42 (0,5–170) | 120 (2,4–180) | 41 (0,5–130) |
| 2023 | Blaniny (PPP) | Loužek (PPP) | Drachkovský (PPB) | Lusk (PPB) |
| Teplota (°C) | 18,4 (9,1–25,7) | 17,5 (8,4–24,0) | 18,5 (8,7–25,0) | 20,7 (9,0–24,2) |
| Průhlednost (m) | 0,9 (0,2–2,5) | 0,7 (0,4–1,4) | 0,6 (0,4–1,3) | 1,1 (0,7–1,5) |
| DO nasycení (%) | 91 (73–150) | 86 (73–126) | 64 (53–157) | 110 (93–159) |
| Vodivost ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) | 36 (30–38) | 26 (24–26) | 27 (26–31) | 38 (17–40) |
| pH | 8,1 (7,7–9,6) | 7,8 (7,5–9,6) | 7,4 (7,3–9,9) | 9,1 (7,7–10,0) |
| DOC ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) | 10,4 (6,2–17,1) | 8,8 (7,2–12,6) | 17,3 (8,3–23,8) | 12,9 (10,5–15,9) |
| NH ₄ -N ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) | 0,02 (0,01–0,13) | 0,01 (0,01–0,74) | 0,06 (0,01–1,7) | 0,03 (0,01–0,29) |
| NO ₃ -N ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) | 1,5 (0,015–11,0) | 0,21 (0,040–4,1) | 0,08 (0,015–5,0) | 0,45 (0,015–9,0) |
| TN ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) | 4,6 (2,3–12,0) | 2,2 (1,2–5,0) | 3,4 (1,9–6,0) | 1,9 (1,3–11,0) |
| PO ₄ -P ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) | 0,005 (0,005–0,084) | 0,005 (0,005–0,070) | 0,320 (0,005–0,77) | 0,028 (0,005–0,13) |
| TP ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) | 0,078 (0,030–0,32) | 0,170 (0,057–0,25) | 0,490 (0,120–1,0) | 0,120 (0,091–0,30) |
| DIN:TP | 47 (0,3–820) | 11,7 (0,7–161) | 0,9 (0,2–94) | 6,2 (0,5–222) |
| Chlorofyl-a ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) | 30 (0,5–350) | 30 (5,9–160) | 80 (1,6–200) | 51 (2,5–85) |
| 2024 | Blaniny (PPB) | Loužek (PPB) | Drachkovský (PPP) | Lusk (PPP) |
| Teplota (°C) | 19,1 (8,4–23,7) | 17,6 (8,8–22,3) | 19,1 (9,4–23,5) | 20,1 (9,6–24,1) |
| Průhlednost (m) | 2,2 (0,4–3,5) | 0,6 (0,4–1,4) | 0,9 (0,4–1,8) | 1,3 (0,7–2,4) |
| DO nasycení (%) | 105 (94–120) | 103 (93–127) | 92 (67–148) | 104 (86–155) |
| Vodivost ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) | 35 (33–45) | 24 (22–25) | 28 (24–34) | 40 (39–43) |
| pH | 8,3 (7,7–9,1) | 8,8 (7,5–9,5) | 7,6 (7,2–9,4) | 8,4 (7,6–9,4) |

| | | | | |
|--|---------------------|---------------------|--------------------|--------------------|
| DOC ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) | 11,4 (6,5–19,7) | 9,7 (7,9–11,1) | 17,8 (10,4–22,3) | 15,0 (12,4–16,8) |
| $\text{NH}_4\text{-N}$ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) | 0,03 (0,02–0,14) | 0,02 (0,02–0,38) | 0,06 (0,02–1,7) | 0,09 (0,02–0,27) |
| $\text{NO}_3\text{-N}$ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) | 3,40 (0,03–22,0) | 0,09 (0,03–2,1) | 1,50 (0,03–5,2) | 0,56 (0,03–11,0) |
| TN ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) | 4,2 (2,4–26,0) | 1,7 (1,4–2,9) | 3,8 (2,4–5,7) | 2,1 (1,7–13,0) |
| $\text{PO}_4\text{-P}$ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) | 0,010 (0,010–0,012) | 0,012 (0,010–0,072) | 0,080 (0,010–0,27) | 0,170 (0,010–0,33) |
| TP ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) | 0,041 (0,027–0,17) | 0,170 (0,068–0,31) | 0,190 (0,092–0,66) | 0,260 (0,067–0,44) |
| DIN:TP | 189 (0,7–1814) | 3,6 (0,8–71) | 29 (0,3–86) | 4,5 (0,4–258) |
| Chlorofyl-a ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) | 4,9 (1,4–130) | 76 (11–170) | 36 (1,0–90) | 4,7 (1,2–60) |



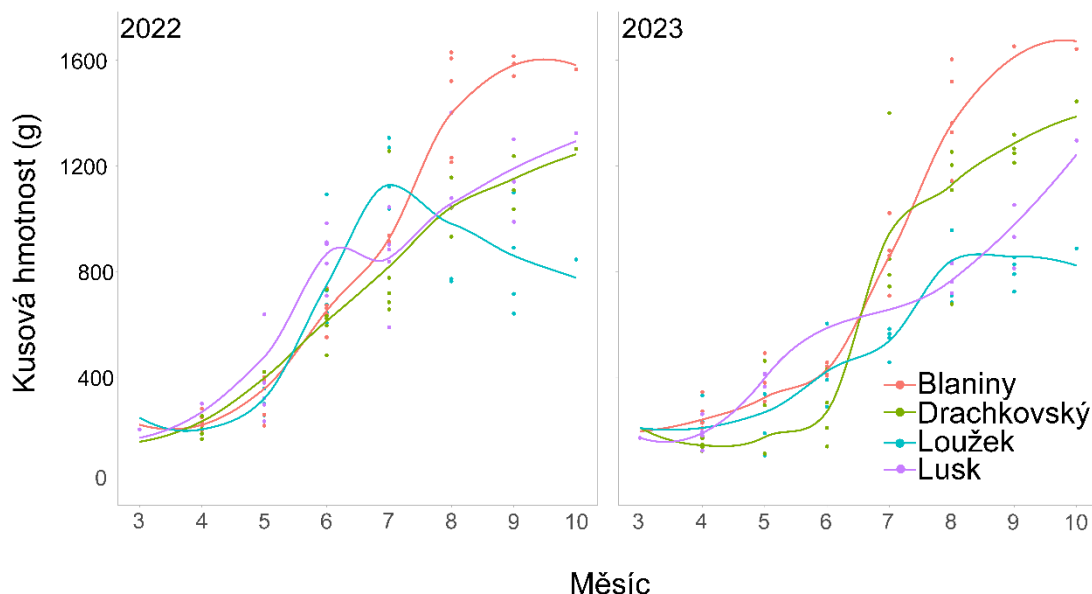
Obr. S10. Redundanční analýza (RDA) s použitím a) hodnot fyzikálně-chemických parametrů vody (modré šipky) jako závislé proměnné po transformaci přirozeným logaritmem (zobrazeno je 10 nejlépe fitovaných závislých proměnných) a b) jednotlivých let 2021–2024 jako vysvětlujících proměnných (červené symboly). Lokalita byla použita jako kovariát. DIN – rozpuštěné formy anorganického dusíku, DO % – nasycení vody O_2 (%), DOC – rozpuštěný organický uhlík, $\text{PO}_4\text{-P}$ – fosforečnanový fosfor, TP – celkový fosfor, TN – celkový dusík.



Obr. S11. Redundanční analýza (RDA) zobrazená pomocí metody *principal response curves* (PRC) s použitím hodnot fyzikálně-chemických parametrů po transformaci přirozeným logaritmem jako závislé proměnné. (A) První ordinační osa, (B) druhá ordinační osa. BAU – „business as usual“, PPB a PPP – přirozená produkce bez přikrmování a s přikrmováním, DIN – rozpuštěné formy anorganického dusíku, % DO – nasycení vody O₂ (%), DOC – rozpuštěný organický uhlík, PO₄-P – fosforečnanový fosfor, TP – celkový fosfor, TN – celkový dusík.

Růst kapra obecného

Sezónní přírůstky hmotnosti kapra obecného sledovaly v obou letech podobný trend napříč rybníky (obr. S12), avšak absolutní hodnoty se mezi jednotlivými lokalitami výrazně lišily. Zvláště v rybníku Loužek došlo v červenci a srpnu v obou letech k zastavení růstu nebo dokonce poklesu hmotnosti dané populace, což byl jediný případ, kdy byl růst kaprů během vrcholné růstové sezóny utlumen.



Obr. 12. Loess smoother model vývoje kusové hmotnosti kapra na jednotlivých rybnících.

Potravní preference kapra obecného

Na základě bayesovských směsných modelů kapří využívali všechny dostupné zdroje potravy v obou studovaných letech, přičemž jejich relativní zastoupení se výrazně lišilo jak v průběhu sezóny, tak i mezi režimy hospodaření (Tab. S4, obr. S13).

V rybnících s PPB managementem se složení potravy kaprů během sezóny výrazně měnilo (tab. S5 a S6, obr. S13). Na začátku sezóny dominovali v potravě kaprů bentičtí bezobratlí a náletový hmyz, zatímco v pozdním létě, kdy biomasa bentičtích zdrojů klesala, vzrostla spotřeba zooplanktonu. Výjimku tvořil rok 2023 na rybníce Drachkovský, kde vyčerpání bentičtích zdrojů a vysoká abundance zooplanktonu nejspíš vedly k dominanci této složky v potravě (medián 82 %). Korelační analýzy potvrdily tyto vzorce (obr. S14 a S15): zoobentos byl konzumován nezávisle na své dostupnosti, což naznačuje preferenci, zatímco spotřeba zooplanktonu se zvyšovala oportunisticky s jeho rostoucí abundancí.

V rybnících s PPP managementem byly sezónní změny ve využívání zdrojů potravy plynulejší (obr. S13). Na začátku sezóny převládala v potravě zoobentos a náletový hmyz, přičemž s poklesem těchto zdrojů na konci léta rostl podíl zooplanktonu. Po zahájení příkrmování se významně zvýšil podíl obilovin, které tvořily 19–50 % potravy v obou letech. Výjimkou byl rok 2023 v rybníce Loužek, kde na konci sezóny (září–říjen) došlo v důsledku úbytku

Tab. S4. Dostupnost potravních zdrojů ve studovaných rybních v letech 2022 a 2023.

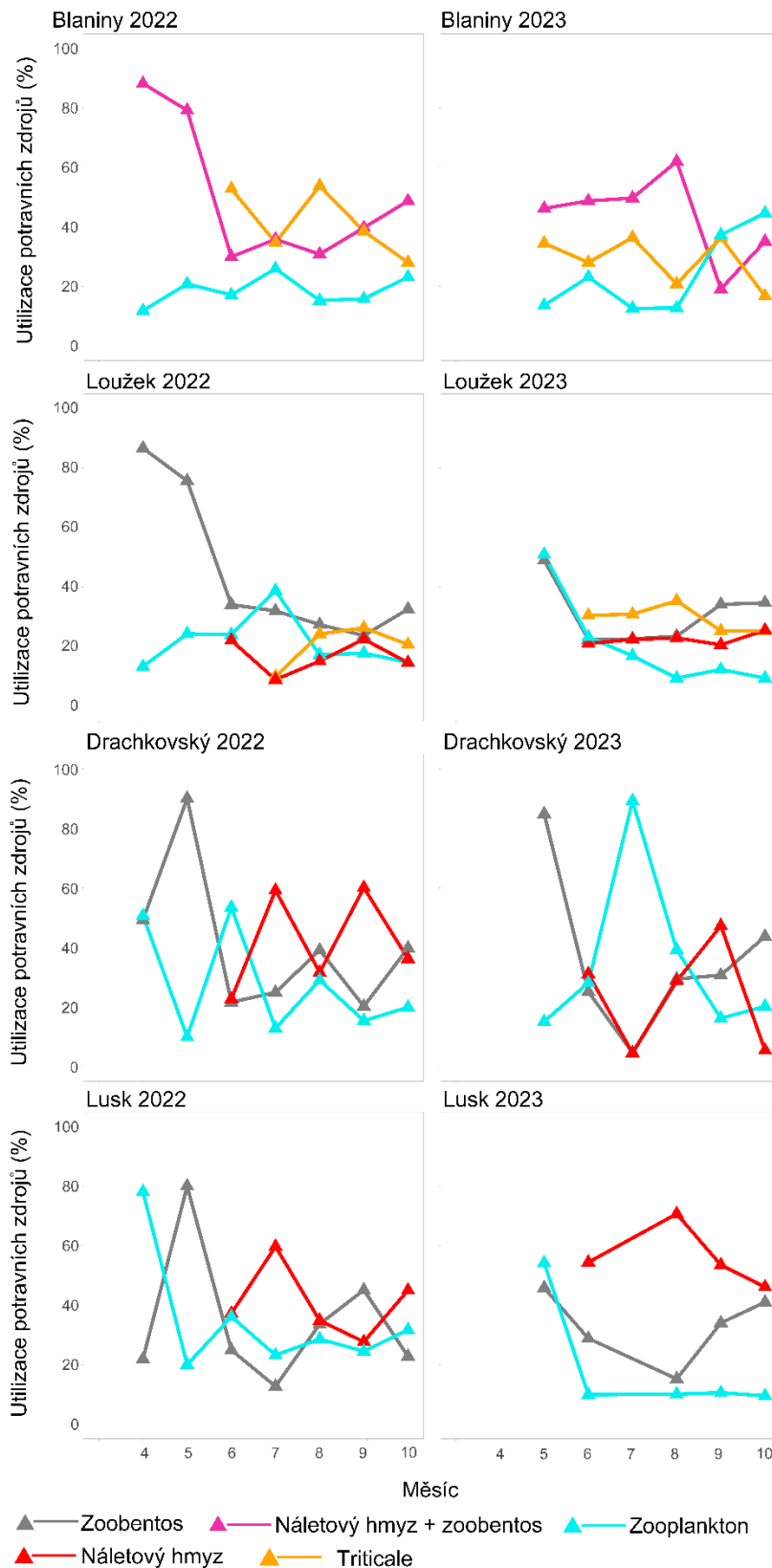
| | Zoobentos (g·m ⁻²) | | Zooplankton (ind·l ⁻¹) | | Tritikále (kg·ha ⁻¹) | |
|--------------------|--------------------------------|------|------------------------------------|------|----------------------------------|------|
| | 2022 | 2023 | 2022 | 2023 | 2022 | 2023 |
| Blaniny | | | | | | |
| Březen | 1,3 | 2,7 | 27 | 4 | 0 | 0 |
| Duben | 1,0 | 5,8 | 15 | 19 | 0 | 0 |
| Květen | 1,5 | 1,8 | 222 | 54 | 0 | 35 |
| Červen | 7,8 | 3,2 | 196 | 127 | 94 | 59 |
| Červenec | 3,2 | 2,4 | 75 | 105 | 236 | 259 |
| Srpen | 3,0 | 1,8 | 288 | 425 | 412 | 353 |
| Září | 2,6 | 1,4 | 39 | 216 | 59 | 118 |
| Drachkovský | | | | | | |
| Březen | 0,94 | 0,37 | 135 | 2 | 0 | 0 |
| Duben | 1,75 | 0,41 | 273 | 3 | 0 | 0 |
| Květen | 0,31 | 2,38 | 86 | 151 | 0 | 0 |
| Červen | 3,30 | 1,86 | 53 | 50 | 0 | 0 |
| Červenec | 6,09 | 5,30 | 78 | 97 | 0 | 0 |
| Srpen | 1,17 | 4,04 | 19 | 122 | 0 | 0 |
| Září | 0,88 | 3,13 | 12 | 37 | 0 | 0 |
| Loužek | | | | | | |
| Březen | 0,52 | 0,81 | 52 | 33 | 0 | 0 |
| Duben | 1,21 | 0,35 | 171 | 109 | 0 | 0 |
| Květen | 3,37 | 1,32 | 154 | 44 | 0 | 0 |
| Červen | 0,77 | 4,56 | 89 | 111 | 83 | 0 |
| Červenec | 0,16 | 1,05 | 167 | 9 | 250 | 373 |
| Srpen | 0,17 | 0,30 | 287 | 9 | 414 | 400 |
| Září | 1,31 | 0,56 | 48 | 8 | 127 | 168 |
| Lusk | | | | | | |
| Březen | 4,27 | 1,37 | 62 | 85 | 0 | 0 |
| Duben | 4,15 | 3,46 | 216 | 39 | 0 | 0 |
| Květen | 2,80 | 3,20 | 108 | 43 | 0 | 0 |
| Červen | 3,59 | 3,75 | 183 | 70 | 0 | 0 |
| Červenec | 2,88 | 0,81 | 204 | 39 | 0 | 0 |
| Srpen | 1,15 | 0,34 | 224 | 39 | 0 | 0 |
| Září | 0,80 | 0,94 | 120 | 6 | 0 | 0 |

Tab. S5. Potravní preference kapra obecného na rybníce Blaniny na základě výsledků bayesiánských směsných modelů v roce 2022 a 2023. Data jsou prezentována jako medián potravních preferencí k jednotlivým potravním zdrojům (%).

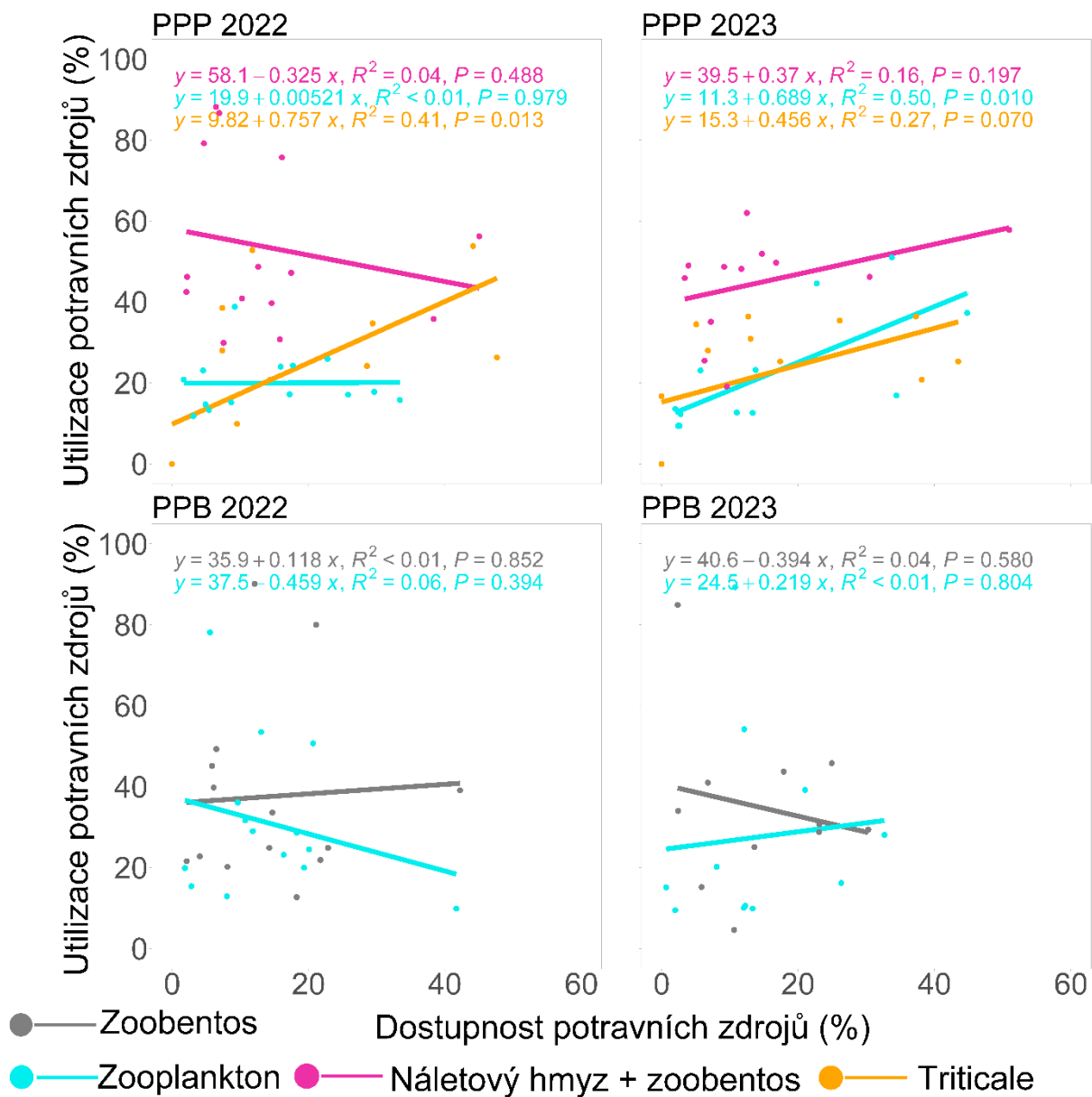
| | Zoobentos + náletový hmyz | | Zooplankton | | Tritikále | |
|-----------------|---------------------------|------|-------------|------|-----------|------|
| | 2022 | 2023 | 2022 | 2023 | 2022 | 2023 |
| Blaniny | | | | | | |
| Duben | 88,2 | NA | 11,8 | NA | 0 | NA |
| Květen | 79,2 | 46,2 | 20,8 | 13,6 | 0 | 0 |
| Červen | 29,9 | 48,7 | 17,1 | 23,1 | 52,8 | 34,5 |
| Červenec | 35,8 | 49,7 | 25,9 | 12,6 | 34,7 | 28 |
| Srpen | 30,8 | 62 | 15,2 | 12,7 | 53,8 | 36,4 |
| Září | 39,7 | 19,1 | 15,8 | 37,3 | 38,5 | 20,8 |
| Říjen | 48,7 | 35,1 | 23,1 | 44,6 | 28 | 36,4 |

Tab. S6. Potravní preference kapra obecného na rybnících Loužek, Drachkovský a Lusk na základě výsledků bayesiánských směsných modelů v roce 2022 a 2023. Data jsou prezentována jako medián potravních preferencí k jednotlivým potravním zdrojům (%).

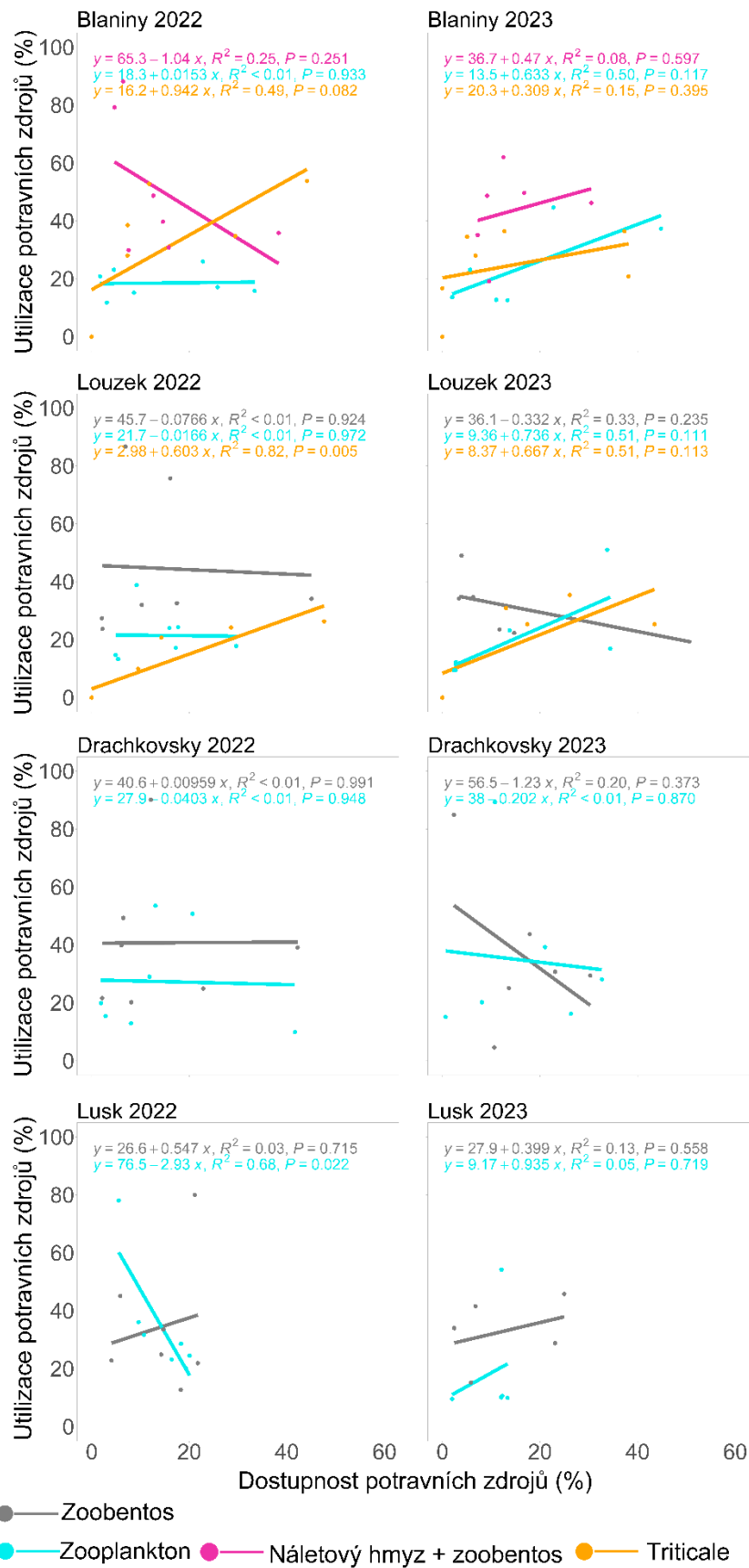
| | Zoobentos | | Zooplankton | | Náletový hmyz | | Tritikále | |
|--------------------|-----------|------|-------------|------|---------------|------|-----------|------|
| | 2022 | 2023 | 2022 | 2023 | 2022 | 2023 | 2022 | 2023 |
| Loužek | | | | | | | | |
| Duben | 86,7 | NA | 13,3 | NA | 0 | NA | 0 | NA |
| Květen | 75,7 | 49 | 24,3 | 51 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Červen | 34,1 | 22,3 | 24 | 23,2 | 0,2 | 21 | 0 | 0 |
| Červenec | 32 | 22,6 | 38,8 | 16,9 | 0,1 | 22,4 | 9,9 | 30,9 |
| Srpen | 27,4 | 23,5 | 17,2 | 9,4 | 0,2 | 22,9 | 24,2 | 35,4 |
| Září | 23,7 | 34,2 | 17,8 | 12,3 | 0,2 | 20,6 | 26,3 | 25,3 |
| Říjen | 32,6 | 34,7 | 14,7 | 9,4 | 0,1 | 25,5 | 20,7 | 25,3 |
| Drachkovský | | | | | | | | |
| Duben | 49,3 | NA | 50,7 | NA | 0 | NA | 0 | 0 |
| Květen | 90,1 | 84,9 | 9,9 | 15,1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Červen | 21,6 | 25,1 | 53,5 | 28,1 | 25,4 | 31,1 | 0 | 0 |
| Červenec | 24,9 | 4,6 | 12,9 | 89,3 | 56,5 | 4,5 | 0 | 0 |
| Srpen | 39,1 | 29,4 | 29 | 39,2 | 31,9 | 28,7 | 0 | 0 |
| Září | 20,2 | 30,7 | 15,4 | 16,2 | 57,3 | 47,3 | 0 | 0 |
| Říjen | 39,8 | 43,7 | 19,9 | 20,2 | 37,2 | 5,4 | 0 | 0 |
| Lusk | | | | | | | | |
| Duben | 21,9 | NA | 78,1 | NA | 0 | NA | 0 | 0 |
| Květen | 80 | 45,8 | 20 | 54,2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Červen | 24,9 | 28,8 | 36,1 | 9,9 | 36,9 | 54,4 | 0 | 0 |
| Červenec | 12,7 | NA | 23,2 | NA | 60,1 | NA | 0 | 0 |
| Srpen | 33,6 | 15,2 | 28,6 | 10,1 | 35,1 | 70,7 | 0 | 0 |
| Září | 45,1 | 34 | 24,5 | 10,6 | 28,3 | 53,5 | 0 | 0 |
| Říjen | 22,8 | 41 | 31,7 | 9,5 | 45,4 | 46,1 | 0 | 0 |



Obr. S13. Potravní preference kapra obecného na základě výsledků bayesiánských směsných modelů v roce 2022 a 2023. Data jsou prezentována jako medián potravních preferencí k jednotlivým potravním zdrojům (%).



Obr. S14. Korelace mezi dostupností potravy a jejich preferencí (medián potravních preferencí k jednotlivým potravním zdrojům (%)) bayesiánských směšných modelů) v letech 2022 a 2023; rozdíly mezi managementy PPB a PPP – přírozená produkce bez přihřívání a s přihříváním.



Obr. S15. Korelace mezi dostupností potravy a jejich preferencí (medián potravních preferencí k jednotlivým potravním zdrojům (%)) bayesiánských směsných modelů v letech 2022 a 2023 na jednotlivých rybnících.

Mastné kyseliny

Profily mastných kyselin ve svalovině kapra obecného vykazovaly zřetelnou sezónní dynamiku a byly závislé na managementu rybníka (PPB a PPP). V roce 2022 měly rybníky na začátku sezóny podobné složení mastných kyselin, avšak po zahájení příkrmování obilovinami v rybnících s PPP managementem došlo k významné změně – koncentrace nenasycených mastných kyselin s dlouhým řetězcem (LC-PUFA) poklesla ve prospěch MUFA a SFA (obr. 21A; pseudo- $F = 2,3$, $p = 0,049$, vysvětlená variabilita = 15,02 %). V průběhu sezóny však koncentrace LC-PUFA opět postupně narůstaly. V rybnících s PPB režimem zůstávaly profily mastných kyselin od května do července relativně stabilní, s menším poklesem v srpnu, následovaným výrazným nárůstem LC-PUFA v září a následným úbytkem v říjnu. Nicméně koncentrace mastných kyselin se mezi PPB a PPP managementem rybníků na konci sezóny vyrovnaly.

Rozdíly byly patrné i mezi jednotlivými rybníky v roce 2022 (pseudo- $F = 2,1$; $p = 0,008$, vysvětlená variabilita = 24,59 %). V rybníce Blaniny kapří svalovina vykazovala nejnižší koncentraci LC-PUFA v období příkrmování. Loužek sledoval podobný trend až do extrémní povodně v červnu, po níž se hladiny LC-PUFA zvýšily a přiblížily hodnotám v PPB rybnících. Drachkovský a Lusk zahajovaly sezónu s odlišnými profily mastných kyselin, avšak do doby výlovu se tyto hodnoty srovnaly a výsledná svalovina měla pak profily mastných kyselin podobné.

Výsledky pohybových vzorců a potravního chování kapra obecného v rybníce Loužek

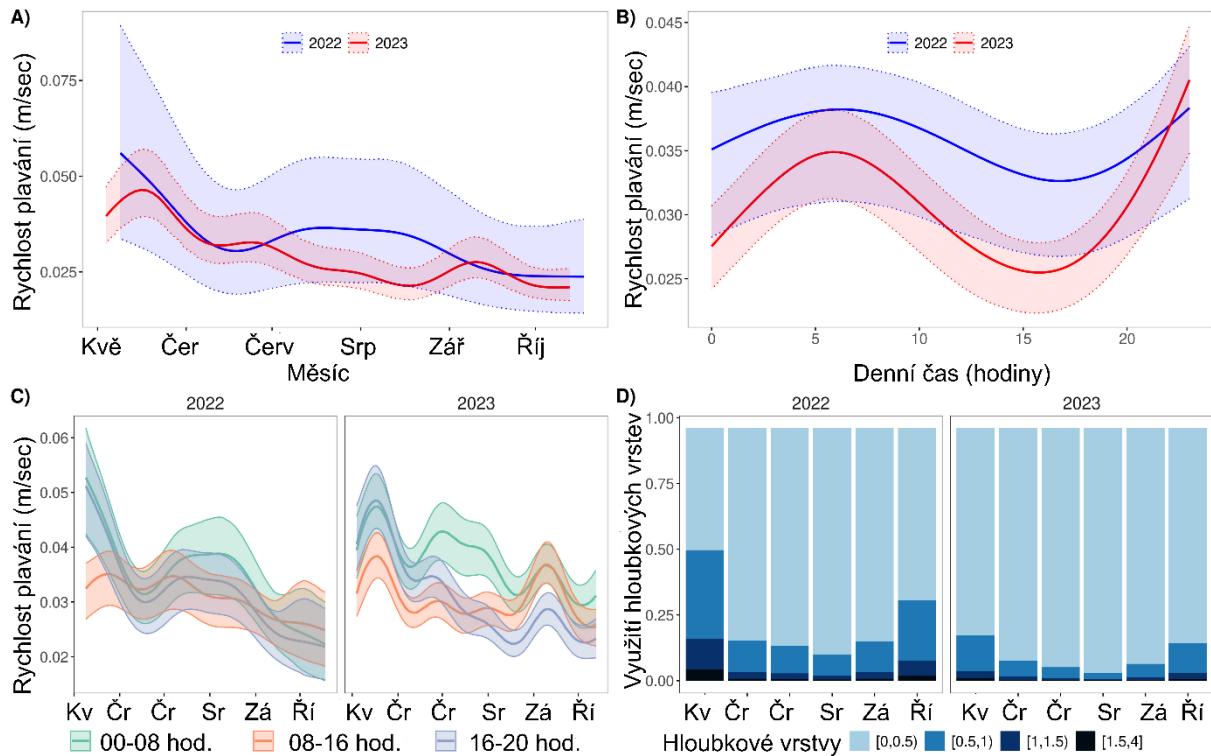
Pohybová aktivita a využívání prostoru rybníka u značených ryb

Dle finálních modelů vykazovala pohybová aktivita kapra obecného v obou letech 2022 a 2023 podobné závislosti na vnějších podmínkách – měnila se v průběhu sezóny (vysvětlující proměnná kalendářní datum), dále v průběhu dne specificky během sezóny (interakce mezi kalendářním datem a denní hodinou) a s průměrnou teplotou. Jednotlivé ryby rovněž vykazovaly individuální rozdíly (testováno skrze náhodný efekt jednotlivých ryb). Průměrná rychlost pohybu byla mezi roky podobná – modelový průměr pro rok 2022 byl $0,036 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (s 95% konfidenčním intervalem $0,025\text{--}0,046 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) a pro rok 2023 $0,033 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (s 95% konfidenčním intervalem $0,026\text{--}0,042 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$). V obou dvou letech rychlost pohybu v průběhu sezóny postupně klesala, přičemž hodnoty byly v červenci až srpnu 2022 vyšší než v roce 2023 (obr. S16).

Denní cyklus rychlosti pohybu ryb vykazoval maximum v noci (kolem půlnoci) a brzy ráno (kolem 5:00), zatímco nejnižší hodnoty byly zaznamenány v pozdním odpolední (obr. 22B). Denní průběh rychlosti pohybu byl však v roce 2022 konzistentnější, s menšími rozdíly mezi obdobími vysoké a nízké pohybové aktivity ve srovnání s rokem 2023 (obr. S16C). Variabilita rychlosti pohybu mezi sledovanými jedinci byla střední v roce 2022 (směrodatná odchylka = 0,37) a vyšší v roce 2023 (směrodatná odchylka = 0,53), což naznačuje zvýšenou behaviorální diverzitu v roce 2023.

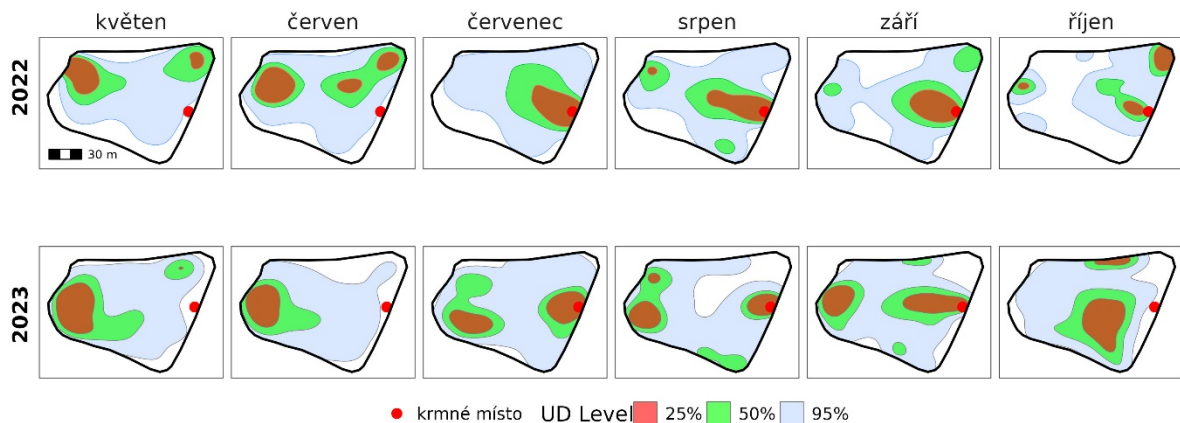
Kapr vykazoval výrazné sezónní výkyvy ve využívání jednotlivých pater vodního sloupce (obr. 22D). Menší hloubky byly preferovány v červnu a červenci, zatímco hlubší oblasti byly více využívány na jaře a na podzim (obr. S16D). Ačkoliv celkový rozdíl mezi roky nebyl statisticky významný ($p = 0,2$), ryby v roce 2023 měly tendenci se více zdržovat v menších hloubkách než v roce 2022 (obr. 16D). Kumulativní pravděpodobnosti potvrdily silnější preferenci především

hloubek 1–1,5 m v roce 2022 než v roce 2023 ($p = 0,004$). Využívání hloubky vykazovalo střední variabilitu mezi sledovanými jedinci (*intra-class correlation* – ICC = 0,34).



Obr. S16. Sezonní a denní změny v aktivitě ryb (A, B, C) odhadnuté pomocí bayesovských GAM modelů a odhady využívání hloubky (D) získané pomocí kumulativních smíšených modelů s logitovým článkem (CLMM) v letech 2022 a 2023. (A) Sezonní změny rychlosti pohybu. (B) Vliv denní doby na rychlost pohybu. (C) Změny denního rytmu rychlosti pohybu mezi jednotlivými měsíci. Stínované oblasti označují 95% konfidenční intervaly. (D) Predikované pravděpodobnosti využívání různých hloubek během období 2022–2023. Na ose x je zobrazen sezonní trend (květen–říjen), osa y udává pravděpodobnost využívání hloubky. Hloubkové rozsahy jsou rozlišeny v legendě: [0–0,5] m (světle modrá) až [1,5–4] m (tmavě modrá). Pravděpodobnosti byly odvozeny z vybraného CLMM, který zahrnoval fixní efekty roku, měsíce, denní doby a jejich interakce, doplněné o náhodné efekty jednotlivých jedinců. Využívání větších hloubek bylo nejpravděpodobnější v květnu a říjnu, zatímco mělké vrstvy byly častěji obsazovány během teplých letních měsíců (červen–srpen).

Horizontální využívání prostoru bylo mezi roky podobné (obr. S17). Před zahájením příkrmování (květen–červen) využívaly ryby převážně západní a severovýchodní zóny rybníka. Během příkrmování (červenec–září) se krmné místo stalo centrální oblastí aktivity. Po ukončení příkrmování jeho využívání klesalo nebo prakticky ustalo.

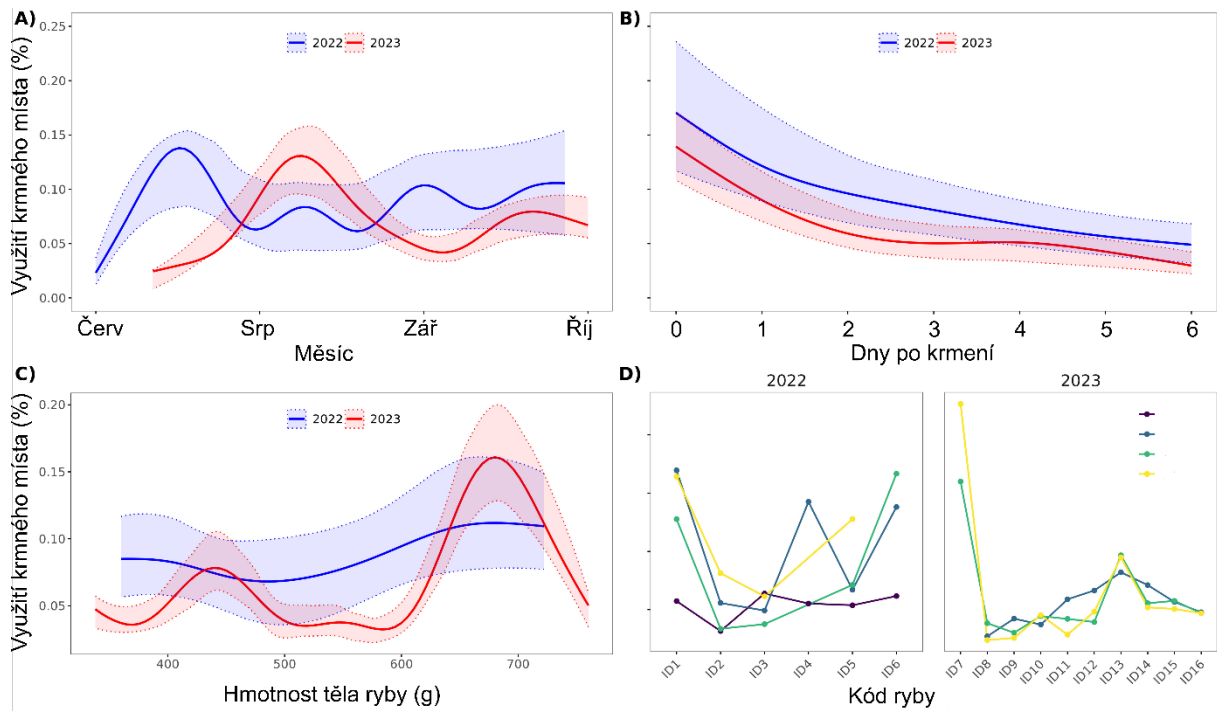


Obr. S17. Prostorové rozložení center aktivity sledovaných jedinců (populační kernelová hustota) v jednotlivých měsících let 2022 a 2023. Kernelové hustoty znázorňují distribuční funkce využívání prostoru (UD): šedá = 25% UD, zelená = 50% UD, modrá = 95% UD. Červená tečka označuje krmné místo. Horní řada odpovídá roku 2022, dolní roku 2023.

Využívání krmného místa u značených ryb

Využití krmného místa bylo v roce 2022 vyšší ($FGU = 0,08$) než v roce 2023 ($FGU = 0,06$). V roce 2022 byla zachycena významná časová dynamika FGU v průběhu sezóny ($p = 0,04$): využití krmného místa se zvýšilo krátce po zahájení příkrmování (červenec–srpen; obr. S18A), pak následoval pokles v polovině sezóny (srpen–září; obr. S18A) a opětovně mírné zvýšení na konci sezóny (září–říjen; obr. S18A). V roce 2023 nebyl zjištěn žádný významný časový trend ($p = 0,78$), což naznačuje relativně stabilní FGU v průběhu sezóny s menšími výkyvy ve srovnání s rokem 2022 (obr. S18A).

V obou letech FGU prudce klesalo během dvou dní po vlastním krmení (2022: $p < 0,001$; 2023: $p < 0,001$) a rostlo s tělesnou hmotností (2022: $p < 0,001$; 2023: $p < 0,01$; obr. S18B a C). Individuální hodnoty FGU se pohybovaly v rozmezí 0,05–0,14 v roce 2022 a 0,03–0,18 v roce 2023 (obr. S18D), přičemž variabilita mezi sledovanými jedinci byla v roce 2022 významně vyšší ($p = 0,001$).



Obr. S18. Sezonní změny a vztahy ve využívání krmného místa (FGU) v letech 2022 (modře) a 2023 (červeně). (A) Sezonní vývoj využívání krmného místa od července do října; stínované oblasti označují 95% intervaly spolehlivosti. (B) Pokles využívání krmného místa v následujících dnech po krmení – rychlejší v roce 2023 než v roce 2022. Den krmení je označen jako 0, přičemž den začíná v čase samotného krmení. (C) Vztah mezi tělesnou hmotností (g) a využíváním krmného místa, s odlišnými trendy v jednotlivých letech. (D) Individuální rozdíly ve využívání krmného místa (FGU) v jednotlivých měsících, zvláště pro roky 2022 a 2023.

Dostupnost přirozené potravy na rybníku Loužek během telemetrického sledování

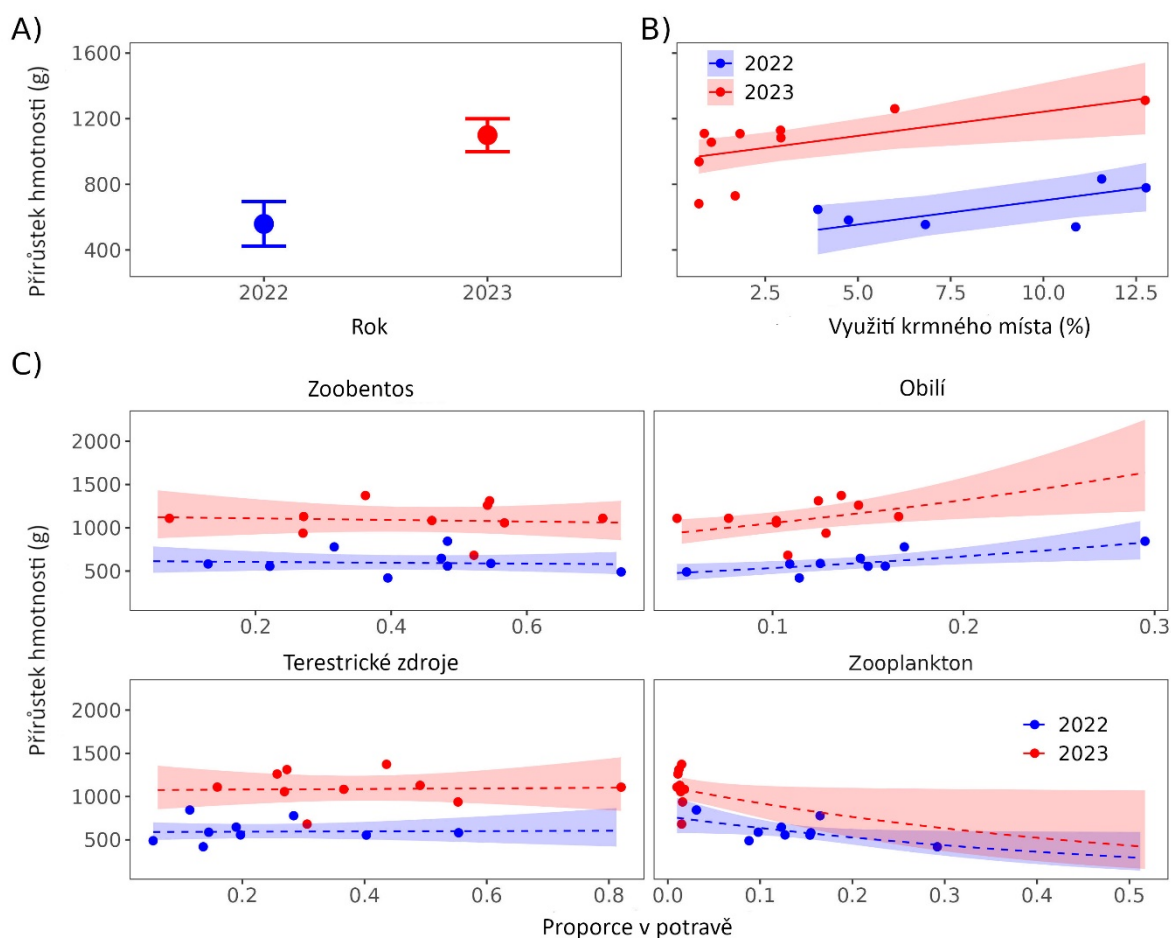
Biomasa bentických bezobratlých sledovala v obou letech podobný sezónní trend – nejvyšší hustoty byly zaznamenány v červnu (tab. S4). Následoval prudký pokles od července do začátku září (v roce 2022 až na hodnoty blízké nule) a mírné zvýšení na konci září. Zooplankton (> 200 μm) vykazoval mezi roky rozdílné sezónní průběhy: v roce 2023 jeho hustoty po červenci klesaly, zatímco v roce 2022 došlo k nárůstu v srpnu a poklesu až v září (tab. S4).

Potrava a růst značených ryb

Složení potravy bylo u značených kaprů podobné a meziročně srovnatelné. Dominantním zdrojem potravy byl zoobentos (2022 – 48 %, 2023 – 49 %), následovaný náletovým hmyzem (2022 – 20 %, 2023 – 33 %), obilovinami (2022 – 18 %, 2023 – 15 %) a zooplanktonem (2022 – 14 %, 2023 – 3 %, obr. 25C). Významné meziroční rozdíly byly zjištěny pro zooplankton (vyšší podíl v roce 2022, $p = 0,05$) a terestrické zdroje (vyšší podíl v roce 2023, $p < 0,01$). U obilovin a zoobentosu nebyly shledány významné rozdíly.

Růst značených jedinců byl v roce 2023 významně vyšší (1071 ± 219 g) než v roce 2022 (617 ± 179 g; $p < 0,001$; obr. S19A). FGU korelovalo pozitivně s růstem ($p = 0,015$; obr. S19B) a

podíl obilovin v potravě byl v obou letech rovněž kladně spojen s růstem (obr. S19C). Ostatní složky diety takovou vazbu ale nevykazovaly (obr. S19C).



Obr. S19. Přírůstek hmotnosti označených jedinců a jeho vztah k využívání krmného místa a složení potravu v letech 2022 a 2023. (A) Průměrný přírůstek hmotnosti (g) se směrodatnými chybami pro jednotlivé roky. (B) Vztah mezi využíváním krmného místa (FGU, %) a přírůstkem hmotnosti (g); stínované oblasti označují 95% intervaly spolehlivosti. (C) Vztah mezi zastoupením bentosu, obilovin, TF zdrojů a zooplanktonu ve stravě a přírůstkem hmotnosti (g), se samostatnými trendy pro rok 2022 (modře) a 2023 (červeně), včetně 95% intervalů spolehlivosti.

Diskuze a Vysvětlení k jednotlivým výsledkům

Biotická společenstva a fyzikálně-chemické parametry vody

Vliv obvyklého (BAU) a upraveného hospodaření (PPB a PPP) v rybnících byl porovnáván z hlediska dynamiky společenstev zooplanktonu, fytoplanktonu a zoobentosu. Z obecného hlediska se společenstva mezi způsoby hospodaření lišila. Na rozdíl od zooplanktonu zoobentos i fytoplankton vykazovaly rozdíly také mezi režimy PPB a PPP. Vliv hospodaření na fytoplankton mohl být také nepřímý, způsobený změnami v abundanci zooplanktonu. Tato zjištění zdůrazňují negativní dopady intenzivního hospodaření (BAU) na strukturu biotických společenstev a zároveň ukazují přínosy šetrnějších přístupů reprezentovaných PPB a PPP režimy.

Zooplankton vykazoval rozdíly v sezónní dynamice i druhovém složení mezi BAU a PPB/PPP režimy. Tyto rozdíly naznačují, že vysoká hustota ryb při BAU ovlivňuje abundanci zooplanktonu. Zatímco BAU režim byl charakteristický výraznými sezónními fluktuacemi abundance zooplanktonu, v PPB a PPP režimech byly tyto výkyvy méně patrné a společenstva zooplanktonu působila stabilněji. Vysoké úhyny ryb v BAU managementu navíc mohly být spojené s posunem složení společenstva zooplanktonu od velkých perlooček k menším druhům (*Bosmina* a *Chydorus*) (DeMott a Kerfoot, 1982; Bazzanti a kol., 1989; Wellborn a kol., 1996; Adamczuk, 2016). Při silném predacním tlaku ryb bývá dominance *Bosmina longirostris* často spojována s vymizením druhů rodu *Daphnia* (Adamczuk, 2016; Sanford, 1993; Chappaz a kol., 1998; Lampert a kol., 2014). Tento trend potvrzují i naše výsledky, kdy v režimu BAU dominovaly čeledi Bosminidae a Chydoridae, zatímco v PPB a PPP rybnících převažovaly Cyclopidae a Daphniidae. Predační tlak na hrubý dafniový zooplankton může být velmi silný i ze strany invazní střevličky východní. Pokud dojde k silnému přemnožení jejího plůdku, může v letních měsících na menších rybnících (o rozloze okolo 1 ha) dojít k dramatickému poklesu koncentrace rozpuštěného kyslíku, zejména v důsledku respirace mikrobů a fytoplanktonu (Baxa a kol., 2021). Tento proces může vyústit v hromadný úhyn ryb, včetně druhů odolných vůči kyslíkovým deficitům (amur, kapr).

Rozdíl v druhovém složení zooplanktonu mezi PPB a PPP managementem rybníků nebyl prokázán. Nicméně výsledky naznačují, že příkrmování snižuje predacní tlak ryb na zooplankton během sezóny a podporuje dostupnost přirozené potravy na jejím konci, zejména u druhů *Daphnia* (Schlott a kol., 2023; Rahman a kol., 2010; Ćirić a kol., 2015). Tento vzorec byl patrný především v PPP rybnících, zejména v roce 2022, kdy se vyskytly dva sezónní vrcholy abundance *Daphnia* – v květnu a srpnu.

Mezi červnem a zářím roku 2022 byl v rybnících s PPP režimem pozorován nárůst abundance sinic, který se časově překrýval s vrcholem abundance velkých perlooček rodu *Daphnia*. Tento jev lze vysvětlit silným filtračním tlakem zooplanktonu na zelené řasy. Oba upravené režimy (PPP i PPB) tak odpovídají PEG (*plankton ecology group*) modelu sezónní sukcese planktonu (Sommer a kol., 1986), který popisuje cyklickou dynamiku s obdobím tzv. čiré vody („clear water“, květen/červen). Naproti tomu BAU management vykazoval vysokou biomasu fytoplanktonu po většinu sezóny bez výrazného sezónního trendu.

Podobně jako u zooplanktonu byla i u zoobentosu při BAU managementu zaznamenána nižší biomasa, ale i odlišná druhová struktura ve srovnání s PPB a PPP managementy. Tyto výsledky potvrzují negativní vliv vysoké obsádky ryb na společenstvo zoobentosu, především díky narušování sedimentu při shánění potravy. Na rozdíl od PPB/PPP však byla v BAU (2021) biomasa i abundance makrozoobentosu během vegetační sezóny relativně stabilní, nicméně v průměru výrazně nižší. Výkyvy v biomase zoobentosu v PPB/PPP mohly být z části způsobené výletem velkého pakomára rodu *Chironomus*, jehož podíl na celkové biomase zoobentosu byl výrazně nižší v BAU.

Naše výsledky rovněž potvrdily významné rozdíly mezi PPB a PPP, čímž podporují hypotézu o vlivu hustoty ryb a doplňkového krmení na makrozoobentos. Většina autorů uvádí, že způsob hospodaření je pro společenstva makrozoobentosu klíčový (Kajgrová a kol., 2021; Antón-Pardo a kol., 2020). Antón-Pardo a kol., (2020) nicméně zjistili nižší biomasu makrozoobentosu v organickém hospodaření než v tradičním režimu, což odporuje našim výsledkům, kde upravené režimy PPB a PPP vykazovaly vyšší biomasu. Tento rozdíl mohl být způsoben nižší obsádkou ryb v našem experimentu.

V obou letech (2022 a 2023) byla biomasa makrozoobentosu v rybnících s PPB nižší než v rybnících s PPP managementem, což odpovídá očekáváním vzhledem k vyššímu predančnímu tlaku ryb v rybnících bez doplňkového krmení. Podobný efekt sníženého predančního tlaku kapra na benthické zdroje při použití speciálních krmiv popsali Roucaute a kol., (2024) a Nahon a kol., (2020).

Ačkoli jsou larvy *Chaoborus* planktonní, ve vzorcích makrozoobentosu se běžně vyskytovaly – pravděpodobně díky vertikální migraci, která snižuje riziko predace rybami (Northcote, 1964; Stahl, 1966). Výraznější pokles *Chaoborus* v PPB může být tedy spojen s vyšším predančním tlakem. Podobně jako v naší studii se larvy Chaoboridae vyskytovaly pouze v extenzivně obhospodařovaných rybnících s dominancí kapra, zatímco v rybnících se semi-extenzivním režimem (dvojnásobná počáteční obsádka s celkovým dodáním 2400 kg·ha⁻¹ krmiva během sezóny) chyběly (Roucaute a kol., 2024).

Rozdíly v počtu taxonů mezi BAU a PPB/PPP managementy nebyly významné, což je v rozporu s hypotézou, že PPB a PPP povedou k vyšší diverzitě. Na rozdíl od našich výsledků jiné studie (Kajgrová a kol., 2021; Antón-Pardo a kol., 2020) uvádějí vliv hospodaření na diverzitu zoobentosu. Výrazné rozdíly v diverzitě bývají však zřejmé především mezi rybníky bez ryb a s rybami (Roucaute a kol., 2024; Lemmens a kol., 2015). Rozdíly v obsádce ryb mezi režimy v našem případě asi nebyly dostatečně velké, aby se promítly v počtu druhů bezobratlých. Nicméně nebyly aplikovány další ekologické přístupy, např. hodnocení indexů druhové vyrovnanosti apod., ve kterých se mohly tyto rozdíly mezi BAU, PPB a PPP projevit.

RDA analýza ukázala potenciální vliv fyzikálně-chemických parametrů na zooplankton i fytoplankton. Abundance perlooček rodu *Daphnia* byla pozitivně spojena s koncentrací TP, zatímco klanonožci (Copepoda) korelovali s DIN, což poukazuje na vztahy těchto taxonů s dostupností živin. *Daphnia* je schopna konzumovat bakterie a nanoflageláty, a tím regulovat jejich populační růst (Yannarell a Kent, 2009); zároveň rychle roste při potravě bohaté na fosfor (Sommer, 1992; Sterner, 1993; Sterner a kol., 1993; Lehman, 1980; Elser a Urabe, 1999).

Abundance klanonožců a jejich nižších vývojových stádií rostla s klesající koncentrací DIN, což naznačuje na negativní vztah mezi DIN a rychlostí reprodukce dané populace (Elser a Urabe, 1999). Nejvyšší vysvětlená variabilita v biomase fytoplanktonu (16,5 %) odpovídala koncentraci chlorofylu-a, což je běžně používaný ukazatel biomasy fytoplanktonu (Kasprzak a kol., 2008). Ostatní parametry (např. zvýšené pH, teplota vody) korelovaly pozitivně s rozvojem dominantních skupin (Reynolds, 2006; Robarts a Zohary, 1987; Lürling a kol., 2013).

Biomasa fytoplanktonu vysvětlila 14 % variability abundance zooplanktonu. Pouze rozsivky vykázaly negativní korelaci se skupinou perlooček (Cladocera) a rodem *Daphnia*, což ukazuje rozdílné potravní preference nebo sezónní posuny ve zdrojích potravy. *Daphnia* efektivně filtruje malé centrické rozsivky, např. *Cyclotella* spp. (Sommer a kol., 1986), které dominují na jaře. Vysoký podíl sterolů a polynenasycených mastných kyselin v rozsivkách dále podporuje růst a reprodukci zooplanktonu (Müller-Navarra a kol., 2004).

Potravní preference kapra obecného

Výsledky této studie ukazují kapra obecného jako trofického generalistu s vysokou potravní plasticitou, který využívá všechny dostupné zdroje potravy v rybnících. Sezónní složení potravy i profil mastných kyselin byly ovlivněny jak způsobem hospodaření na rybnících, tak i

specifickými podmínkami jednotlivých rybníků. Přestože se dynamika mastných kyselin lišila mezi PPB a PPP rybníky, růst kaprů i dostupnost potravy byly více ovlivněny samotnými vlastnostmi jednotlivých rybníků než jejich managementem.

V první řadě je důležité zmínit limity této studie. Namísto průřezového sledování mnoha rybníků v jediném termínu jsme zvolili detailní, více sezónní monitoring čtyř rybníků, u nichž byla počáteční biomasa, růst a produkce kapra přesně kvantifikována. Tento přístup sice umožnil detailní studium těchto rybníků, avšak omezil možnost generalizace výsledků na širší síť rybníčních ekosystémů. Navzdory těmto limitům poskytují naše výsledky unikátní pohled na to, jak rybníční hospodaření ovlivňuje potravní preference kapra, jeho růst a dynamiku mastných kyselin.

Potravní preference kapra obecného

Ve zkoumaných rybnících se kapr živil zooplanktonem, zoobentosem, náletovým hmyzem a v PPP rybnících také obilovinami (tritikále). Rozdíly v potravních preferencích kapra obecného mezi oběma managementy byly značné. V rybnících s PPP managementem vykazovali kapři silnou preferenci pro obiloviny po zahájení příkrmování, a to bez ohledu na dostupnost ostatních zdrojů potravy. Výsledky bayesovských modelů potvrzují regresní vztahy mezi dostupností a konzumací zdrojů: zoobentos a zooplankton byl konzumován průběžně, zatímco tritikále bylo preferenčně vyhledáváno a jeho konzumace rostla s jeho dostupností. Podobné chování je dobře známé z praxe a bylo popsáno i dříve v literatuře (Adámek a kol., 2004; Rahman a kol., 2008; Nahon a kol., 2020).

Využívání náletového hmyzu se lišilo mezi managementy. V PPB rybnících tato potrava představovala často významnou složku potravy (někdy i převyšující makrozoobentos), což pravděpodobně odráží značnou aktivitu při hledání potravy při absenci příkrmování (Jurajda a kol., 2016). Naopak v PPP rybnících byl této složky potravy menší podíl, pravděpodobně z důvodu pravidelného přísunu obilovin, který snižuje potřebu aktivního vyhledávání potravy (Adámek a kol., 2014; Hlaváč a kol., 2016; Rahman a kol., 2008). Celkově naše výsledky ukazují, že jak režim hospodaření, tak konkrétní podmínky rybníka významně ovlivňují poměr mezi využíváním přirozených a doplňkových zdrojů potravy, což potvrzuje vysokou potravní adaptabilitu kapra obecného.

Sezónní vývoj potravy

Složení potravy kapra obecného se výrazně měnilo během sezóny bez ohledu na způsob hospodaření. Kapři nikdy nespolehali výhradně na jediný zdroj, ale konzumovali více zdrojů potravy, jejichž poměr se v průběhu sezóny měnil, což odpovídá omnivornímu způsobu výživy a výrazné potravní plasticitě kapra (Michel a Oberdorff, 1995; Hanel a Lusk, 2005). Významnou roli hrála i samotná specifika jednotlivých rybníků, která odráží různost podmínek prostředí (Schriever a Williams, 2013; Nahon a kol., 2024).

Obecně se na jaře potrava přesouvala od zooplanktonu k zoobentosu, i když byl zooplankton dostupný ve vysoké abundanci. To částečně odporuje tradiční představě, že kapři se na jaře žíví hlavně zooplanktonem a na zoobentos přecházejí později (Anton-Pardo a Adámek, 2015; Kloskowski, 2011). Naše pozorování naopak odpovídají zjištěním Anton-Pardo a kol., (2014), kteří neprokázali přímou vazbu mezi dostupností planktonu a jeho zastoupením v obsahu trávicího traktu. Většina autorů nicméně uvádí, že dvouleté a starší kapry lze považovat za

převážně bentické konzumenty (Guziur a kol., 1976; Hanel a Lusk, 2005; Rahman a kol., 2009; Rahman, 2015).

Výjimky z tohoto trendu odrážejí specifické podmínky v některých rybnících. V rybníku Drachkovský tvořil zooplankton 53 % potravy v červnu 2022 a 89 % v červenci 2023, zatímco podíl bentosu činil jen 21 % a 5 %, i přes jeho dostatečnou biomasu. Pravděpodobně to souvisí s výskytem hypoxie na konci května ($DO = 1,1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ – kritická hodnota pro kapra $\approx 0,5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$; Dungel a Řehák, 2005), kterou následná povodeň v červnu krátkodobě zmírnila. V létě se potrava rozšířila o náletový hmyz a v PPP rybnících o tritikále. V PPB rybnících se složení potravy mezi lokalitami značně lišilo, přičemž makrozoobentos zůstával klíčovou složkou potravy (Adámek a kol., 2004). Nicméně významně rostl i podíl náletového hmyzu (Eder a Carlson, 1977). V PPP rybnících byla sezónní dynamika potravních preferencí mírnější, pravděpodobně díky stabilnímu zdroji potravy v podobě tritikále (Adámek a kol., 2014; Hlaváč a kol., 2016).

Extrémní srážky v červenci 2022 přinesly do několika rybníků nežádoucí ryby a způsobily menší strukturální škody na hrázích rybníků. Povodeň přinesla do některých rybníků střevličku východní, která je významným konkurentem kapra obecného a může omezovat jeho produkci (Musil a kol., 2014; Fedorčák a kol., 2025). Její přítomnost mohla vést ke změně potravního chování kapra směrem k zoobentosu a snížení růstu z důvodu nedostatku potravy (Kloskowski, 2011; Kajgrová a kol., 2022; Britton a kol., 2010). Podobný efekt mohlo vyvolat i vniknutí plůdku kapra (K1) do rybníků (Hartman a Regenda, 2016). Tato situace byla nejvíce patrná na Loužku, kam povodeň zanesla jak střevličku, tak plůdek kapra ve vysoké početnosti. Tento stav evidentně vedl k snížení potravních zdrojů, a tím i k nižšímu růstu kapra ve srovnání s ostatními rybníky.

V roce 2023 se povodně nevykly, avšak nežádoucí druhy ryb se opět objevily kvůli jejich přítomnosti na dalších nádržích v povodí daných rybníků. Na Loužku kapři vykazovali nižší růst i výnos než na Blaninách, zatímco na Lusku byla biomasa střevličky nejvyšší. Výrazně nižší produkce kapra na Lusku mohla být kromě střevličky dále způsobena i zárostem vodního sloupce ponořenými makrofyty. Tyto výsledky ukazují, že nepředvídatelné události a přítomnost invazních ryb mohou zásadně měnit potravní vztahy a produkci, často i silněji než samotný management.

Sezónní dynamika mastných kyselin

Časová a prostorová dynamika mastných kyselin (FA) může být ovlivňována řadou faktorů, jako jsou například ontogeneze, teplota, prostředí či složení potravy (Böhm a kol., 2014; Farkas a kol., 1981). U kapra obecného se profil mastných kyselin v průběhu vegetační sezóny mění (Kalyoncu a kol., 2010; Rasoarahona a kol., 2004). V rybníčních ekosystémech bylo zjištěno, že obsah polynenasycených mastných kyselin (PUFA) ve svalové tkáni kapra obecného je vyšší v zimním období, zatímco na jaře dochází k rychlé obměně mastných kyselin v důsledku zvýšené metabolické aktivity. V letním období pravděpodobně dochází vlivem potravní aktivity k nárůstu hladin mononenasycených mastných kyselin (MUFA), zatímco na podzim je patrný trend směřující k syntéze PUFA (LC-PUFA), které podporují přežívání během zimy (Mráz a Pickova, 2011).

V námi studovaných rybnících se profily mastných kyselin v průběhu sezóny měnily a zároveň se lišily mezi PPB a PPP managementem. V roce 2022 vykazovaly rybníky na začátku sezóny podobné profily FA, avšak po zahájení příkrmování obilovinami v rybnících PPP došlo k

významné změně ve složení mastných kyselin, přičemž hladiny LC-PUFA byly v rybnících PPB nižší ve srovnání s rybníky NP. Zajímavé je, že na konci produkčního cyklu se profily mastných kyselin v rybnících PPB a PPP prakticky vyrovnaly. Současně byly zaznamenány významné rozdíly mezi jednotlivými rybníky v profilu mastných kyselin.

Naše výsledky naznačují, že příkrmování obilovinami může vyvolat krátkodobé změny v profilech mastných kyselin ve svalové tkáni kapra. Po jeho ukončení však dochází k vyrovnání obsahu mastných kyselin mezi PPP a PPB managementem. Zároveň je počítat se specifickými podmínkami daného rybníka.

Telemetrického pozorování značených kaprů na rybníce Loužek

Výsledky této části studie ukazují, že rychlost pohybu kapra, využívání jednotlivých vrstev vodního sloupce a horizontální využívání prostoru rybníka vykazují odlišnou časovou dynamiku zahrnující sezónní a denní cykly i krmné režimy. Výsledky zároveň zdůrazňují význam meziroční variability, kdy chování kaprů dynamicky reagovalo na konkrétní environmentální podmínky. V různé míře navštěvovali krmné místo všichni sledovaní jedinci, přičemž využití bylo silně ovlivněno individuálními rozdíly, meziroční variabilitou a časem od podání krmiva. Naše výsledky naznačují, že s rostoucí mírou využívání krmného místa jednotlivými rybami se zvyšuje i jejich příjem doplňkového krmiva, což se promítá do vyšších individuálních růstových rychlostí. Tato zjištění poukazují na vysokou behaviorální plasticitu kapra a jeho schopnost dynamicky se přizpůsobovat lokálním podmínkám.

Testování našich hypotéz bylo ovlivněno dvěma významnými faktory, které zasáhly do očekávaných výsledků. Za prvé: nečekaně vysoký podíl poruch telemetrických vysílačů v roce 2022 vedl k menšímu počtu sledovaných jedinců, což snížilo množství sledovaných jedinců pro tento rok. Tím byla omezena robustnost modelů a zvýšila se variabilita mezi jedinci u klíčových parametrů, což vedlo k horší spolehlivosti modelů. Přesto jsou data z roku 2022 cenná, protože dokumentují významné behaviorální adaptace kaprů na kontrastní podmínky mezi roky. S tímto zvýšením nejistoty se navíc lépe vyrovnal použitý bayesovský model, který umožňuje pracovat s nejistotou efektivněji než běžněji používané metody (Gelman a kol., 2013).

Nejnápadnější rozdíl mezi roky 2022 a 2023 spočíval v biomase ryb v rybníce Loužek. Po povodni v červnu 2022 se biomasa kapra téměř zdvojnásobila (způsobené spláchnutím kaprů K1 z rybníků nad rybníkem Loužek). Tato událost výrazně zvýšila konkurenci o potravní zdroje a ovlivnila celý kontext studie – od dostupnosti přirozené potravy přes množství příkrmování připadající na cílové kapry až po chování (nejen) značených ryb a jejich růst. Rozsah této situace vyvolané červnovou povodní se plně projevil až při výlovu v říjnu. Dalším zdrojem variability bylo použití dvou rozdílných dávek příkrmování (50 a 100 kg na jedno krmení), což sice odpovídá praktickému hospodaření, ale pravděpodobně to mohlo zvýšit variabilitu behaviorálních odpovědí na příkrmování, kterou se nepodařilo zcela zachytit v použitých statistických modelech.

Pohybová aktivita značených ryb

Naše výsledky odhalily výrazný sezónní vzorec aktivity ryb charakterizovaný klesající rychlostí pohybu v průběhu sezóny v obou letech. Bezprostředně po nasazení byly úrovně pohybové aktivity v obou letech podobné, ale během léta byly rozdílné – s vyšší rychlostí pohybu v létě roku 2022. Tento rozdíl se na podzim zmínil a úrovně pohybové aktivity ryb se opět meziročně vyrovnaly. Podobný vzorec vysoké jarní aktivity ryb (konec dubna a začátek

června), následovaný mírným poklesem při nástupu léta, byl popsán v přírodních podmínkách a je spojován s reprodukční (třetí) aktivitou (Banet a kol., 2022; Watkinson a kol., 2021). V našem případě však kapři ještě nedosáhli pohlavní dospělosti a tření nebylo pozorováno. Vysoká aktivita po nasazení proto pravděpodobně souvisí s aklimatizací na nové prostředí, podobně jako byla vyšší aktivita po translokaci popsána u sumce velkého (*Silurus glanis*; Monk a kol., 2020).

Nástup výrazně zvýšené letní aktivity v roce 2022 časově odpovídal povodni, která zvýšila biomasu kaprů v rybníce. Prodloužené období zvýšené aktivity v létě 2022 odpovídá dříve popsaným vlivům potravního nedostatku na chování ryb (Orpwood a kol., 2006; Říha a kol., 2025). Naše výsledky ukazují, že tato zvýšená aktivita se časově shodovala se sníženou dostupností jak přirozených, tak doplňkových potravních zdrojů. Obecně platí, že snížená dostupnost potravy vyvolává u ryb zvýšenou aktivitu při hledání dalších zdrojů potravy (Orpwood a kol., 2006; Říha a kol., 2025). Zvýšená aktivita v roce 2022 tak pravděpodobně odráží kompenzační potravní chování v podmínkách omezených zdrojů.

Pokles aktivity na podzim odpovídal poklesu teploty z 18 °C na začátku září na 13 °C v polovině října – to je v souladu s teplotní závislostí pohybové aktivity kapra obecného (Cooke a Schreer 2003), přičemž podobné snížení aktivity při přechodu do zimního období bylo popsáno i v přírodních podmínkách (Banet a kol., 2022; Bauer a Schlott, 2004). Celkově vzato, jak pravidelné sezónní kolísání teploty, tak meziroční rozdíly v potravní dostupnosti dynamicky ovlivňují sezónní průběh pohybové aktivity kapra obecného. Tato zjištění potvrzují význam environmentálních faktorů, jako jsou teplota a potravní dostupnost, při formování pohybové aktivity ryb na sezónní i meziroční škále.

Naše výsledky navíc odhalily stabilní diurnální vzorec pohybové aktivity v obou letech – nejvyšší rychlost pohybu byla zaznamenána v časných nočních a ranních hodinách a nejnižší v pozdním odpolední. Tento vzorec odpovídá předchozím studiím, které uvádějí vrcholy aktivity ryb během noci a soumraku (Bajer a Sorensen, 2010; Benito a kol., 2015; Hundt a kol., 2022; Žák 2021). Porovnání let 2022 a 2023 ukázalo, že denní amplituda aktivity (rozdíl mezi minimem a maximem aktivity během dne) byla v roce 2022 menší, což odpovídá celkově vyšší úrovni pohybové aktivity v tomto roce. Uniformnější denní průběhy aktivity bývají spojeny s potravním nedostatkem nebo zhuštěnou obsádkou, jak bylo popsáno u jiných druhů ryb (Fingerle a kol., 2016; Hansen a Closs, 2005; Říha a kol., 2025). Naše výsledky naznačují, že kapři při vyšší hustotě obsádky upravují nejen míru, ale i časování aktivity, aby kompenzovali omezené potravní zdroje a optimalizovali jejich využití. Denní rytmy tak představují vnitřní behaviorální mechanismus, jehož amplituda může být modulována dostupností potravy a konkurencí.

Vertikální využívání prostoru individuálně značenými rybami

S výjimkou května a částečně října využívali kapři v obou letech převážně velmi mělké části rybníka (do hloubky 0,5 m), přičemž preference mělčin byla v roce 2023 ještě výraznější. Informací o využívání hloubky kaprem v rybnících je velmi málo a podle našich znalostí neexistuje studie, která by toto téma v rybnících komplexně řešila. I v přírodních nádržích jsou data omezená – pouze Benito a kol., (2015) popsali denní rozsah využívaných hloubek u kapra v přehradách během celého roku. Tito autoři pozorovali, že kapr preferuje mělké partie v teplém období a s klesající teplotou přechází do větších hloubek. Jejich výsledky však poukazují na výrazně širší hloubkový rozsah a výrazné rozdíly v průběhu dne, zejména v létě.

Naše zjištění naznačují, že i relativně jednoduchá morfometrie rybníka, kde hloubky větší než 1 m tvoří přibližně jen 50 % plochy, vede k tomu, že značná část dna je v létě málo využívána. Toto chování může souviset s dostupností kyslíku, protože v hlubších partiích rybníků se v létě často objevují kyslíkové deficity. Koncentrace kyslíku významně ovlivňuje volbu stanoviště a využívání hloubek u ryb (Vejrík a kol., 2016). Přestože je kapr obecný vůči nízkému kyslíku relativně tolerantní (Zhou a kol., 2000), a může využívat i stanoviště s hypoxickými podmínkami (Benito a kol., 2015), lze tento faktor považovat za relevantní. Kvůli technickým problémům jsme však bohužel nezískali vertikální profily kyslíku a nemohli jsme tak jeho vliv na distribuci kaprů přímo vyhodnotit.

Dalším možným faktorem častého využívání mělčin může být regulace tělesné teploty a dostupnost potravy. Nordahl a kol., (2018) prokázali, že kapři se často „vyhřívají“ těsně pod hladinou, čímž si zvyšují tělesnou teplotu nad teplotu okolní vody, což může v důsledku významně podporovat jejich růst. V roce 2023 mohla být tato strategie zvláště výhodná vzhledem k vyšší potravní dostupnosti, kdy kombinace vyšší teploty a lepší výživy mohla maximalizovat růstový potenciál. Přímoú příčinnou souvislost mezi pobytem v mělčinách a růstem ale z našich dat doložit nemůžeme a tato hypotéza vyžaduje další cílené studie.

Kromě toho bývá dno v hlubších částech rybníků ve srovnání s litorální zónou chudší na zoobentos (Kajgrová a kol., 2021). Mělčí oblasti, zejména v blízkosti litorálu, proto poskytují více bentické potravy než pelagické části rybníka bez makrofyt. Lze tak shrnout, že naše výsledky ukazují klíčové behaviorální vzorce a možné faktory ovlivňující využívání jednotlivých pater vodního sloupce u kapra. Nicméně k úplnému pochopení role ekosystémových faktorů (např. role dostupnosti kyslíku, teplotních podmínek a distribuce potravy) a individuálních parametrů (např. role metabolických nároků jednotlivce) jsou zapotřebí detailnější studie.

Využívání krmného místa individuálně značenými rybami

Naše výsledky ukazují, že kapři na přísun doplňkového krmiva reagovali rychle a během období příkrmování krmné místo intenzivně využívali. Tato rychlá odpověď je v souladu s předchozími výzkumy, které ukazují, že kapři mají dobrou schopnost učení a prostorové paměti, což jim umožňuje rychle vyhledávat a využívat potravní „hotspoty“ (Bajer a Sorensen, 2010; Hundt a kol., 2022; Monk a Arlinghaus, 2017). Mimo pravidelné termíny příkrmování však krmné místo zůstávalo prakticky nevyužívané. Je pravděpodobné, že podmínky v blízkosti hráze – jako strmé svahy a větší hloubka – činily tuto oblast méně atraktivní, než mělké partie blíže přítoku či v severovýchodním rohu rybníka (Kajgrová a kol., 2021).

Každý sledovaný jedinec zároveň vykazoval relativně stabilní alternativní oblast aktivity mimo krmné místo během období příkrmování. Tento vzorec odpovídá našim dalším výsledkům, podle nichž využití krmného místa relativně rychle klesá v krátkých časových škálách. V obou letech využívali kapři krmné místo nejintenzivněji první den po příkrmování (v průměru 15 % a 12 % času v roce 2022 a 2023), přičemž během šesti dní se tento podíl snížil přibližně na 5 % a 3 %. Podobné hodnoty času stráveného v blízkosti krmných míst popsali i Mehner a kol., (2019) a nízké využití krmných míst již čtyři dny po příkrmování uvádějí i Jurajda a kol., (2016).

Tyto výsledky naznačují, že všichni sledovaní kapři přizpůsobovali své potravní chování hustotě zdrojů – jakmile bylo doplňkové krmivo spotřebováno, vraceli se do částí rybníka, kde se zdržovali obvykle a vyhledávali zde přirozené potravní zdroje. Tento adaptivní způsob

hledání potravy podtrhuje význam prostorové i časové variability v dostupnosti zdrojů a schopnost kaprů učit se a dynamicky upravovat své chování.

Potrava individuálně značených ryb

Bentičtí bezobratlí se ukázali jako nejdůležitější složka potravy značených kaprů obecných, následovaná náletovým hmyzem, obilovinami a zooplanktonem. Dominance bentických bezobratlých v dietě kapra je zdokumentována v řadě studií (Anton-Pardo a kol., 2014; Anton-Pardo a Adámek, 2015; García-Berthou, 2001; Rahman, 2015). Relativně vysoký podíl náletového hmyzu zjištěný v naší studii je však poněkud překvapivý, protože hmyz obvykle tvoří v dietě kapra jen menší část (Lammens a Hoogenboezem, 1991). Toto zjištění lze vysvětlit příznivým poměrem velikosti rybníka k délce pobřežní linie v kombinaci s charakterem okolní krajiny (zemědělská půda, louka, les).

Naopak poměrně nízký podíl zooplanktonu v dietě kapra obecného je v souladu s literaturou, která uvádí pokles významu zooplanktonu s ontogenetickým vývojem kapra a úbytkem zooplanktonu v rybnících na konci sezóny (Anton-Pardo a Adámek, 2015; García-Berthou, 2001; Rahman, 2015). V námi sledované velikostní kategorii (> 300 mm TL) tvoří zooplankton obvykle jen menší podíl potravy, i když to závisí na dostupnosti potravy a prostorové a časové variabilitě (Anton-Pardo a kol., 2014; Anton-Pardo a Adámek, 2015; García-Berthou, 2001).

Naše výsledky dále ukázaly, že konzumace zooplanktonu je přímo svázána se složením jeho společenstva v rybníce. Nízký podíl zooplanktonu v dietě v roce 2023 korespondoval s téměř úplnou absencí většího zooplanktonu (> 200 μm) v rybníce, což podtrhuje omezenou dostupnost tohoto zdroje. Tento vzorec pravděpodobně souvisí s vysokou hustotou invazní střevličky východní. Tento planktivorní druh dokáže v rybničním prostředí efektivně redukovat zooplankton a výrazně potravně konkurovat kaprovi (Kajgrová a kol., 2022; Musil a kol., 2015).

Naše výsledky zdůrazňují zásadní roli obilovin v podpoře rychlého růstu kapra. I když analýza stabilních izotopů u značených ryb naznačuje, že obiloviny tvoří pouze relativně malý podíl potravy, jejich skutečný význam může být podhodnocen. Podstatná část jejich přínosu je totiž využívána především v katabolických energetických procesech a jen menší část se promítá do anabolické syntézy tkání. Navíc byly ryby vzorkovány při výloveh, kdy již v září docházelo k utlumení jejich příkrmování obilovinami. Z tohoto důvodu může být izotopový signál obilovin ve svalovině kapra v kontextu celé produkční sezóny podhodnocen. Tento fakt podporují i výsledky prezentované výše, kdy stabilní analýzy ukazují logický pokles signálu tohoto potravního zdroje v tkáních po ukončení příkrmování (obr. 18). Kapr tak ve skutečnosti mohl konzumovat více obilovin než naznačují izotopové modely, protože významná část jejich příjmu se v izotopovém složení tkání vůbec nemusí projevit (Pilecký a kol., 2022; Roy a kol., 2023). Výrazná pozitivní vazba mezi podílem obilovin v dietě a přírůstkem hmotnosti dále podtrhuje jejich klíčovou roli jako energetického doplňku k přirozené potravě (Roy a kol., 2020). Obiloviny bohaté na sacharidy poskytují efektivní a dobře stravitelnou energii ($\sim 2759,4 \text{ kcal}\cdot\text{kg}^{-1}$; Roy a kol., 2020), přičemž jejich energetický obsah se blíží optimálním požadavkům kapra ($\sim 3200 \text{ kcal}\cdot\text{kg}^{-1}$; NRC, 2011).

Naopak ostatní složky diety, jako zoobentos, náletový hmyz či zooplankton, takovou jasnou vazbu s růstem nevykazovaly. Z toho vyplývá, že obiloviny jsou hlavním zdrojem energie pro pokrytí metabolických nároků, zatímco přirozené potravní zdroje – zejména zooplankton a zoobentos – poskytují nezbytné stavební látky (aminokyseliny) pro syntézu tkání a zvyšují kvalitu masu (omega-3 kyseliny).

Růst značených ryb

Celkově byl průměrný individuální růst u značených ryb v roce 2022 nižší než v roce 2023. Tento rozdíl zřejmě odráží rozdílnou hustotu obsádky a související potravní dostupnost mezi roky, protože biomasa kapra byla v roce 2022 1,75× vyšší (nasazené kusy + spláchnuté ryby), zatímco úroveň doplňkového krmení byla podobná. V důsledku toho byly bentické zdroje vyčerpány rychleji (mezi červencem a zářím 2022 prakticky chyběla bentická potrava), což vedlo k nižší potravní dostupnosti na jednoho jedince.

Vyšší hustota obsádky může vyvolat řadu efektů, které přímo ovlivňují růst i chování ryb. Vysoké hustoty ryb zvyšují konkurenci o zdroje, což nejen snižuje dostupnost potravy na jedince, ale zároveň zvyšuje energetické náklady spojené s vyhledáváním potravy a sociálními interakcemi (Matte a kol., 2021). U kapra bylo prokázáno, že agresivní interakce a vytlačování submisivních ryb krmných míst mohou výrazně znevýhodňovat submisivní jedince, což vede k nerovnoměrnému přístupu k potravě a růstovým rozdílům (Hundt a kol., 2022; Jurajda a kol., 2016).

Naše výsledky dále naznačují, že kapři v létě 2022 vykazovali rozsáhlejší a setrvalejší pohybovou aktivitu, což pravděpodobně vedlo k vyšším energetickým výdajům. Předchozí studie ukazují, že zvýšená aktivita může do určité míry kompenzovat sníženou potravní dostupnost (Orpwood a kol., 2006; Říha a kol., 2021). V našem případě však zvýšená aktivita v kombinaci s omezenou potravní nabídkou mohla růst spíše dále tlumit (Hansen a Closs, 2005). Doplňkové krmení během období příkrmování činilo pouze 11 g na 1 kg kapra a den (tj. 1,1% tělesné hmotnosti za den) v roce 2022 a 23 g na 1 kg a den (2,3% tělesné hmotnosti za den) v roce 2023. Optimální krmná dávka se však obvykle pohybuje v rozmezí 2–5 % tělesné hmotnosti za den (Hartman a Regenda 2016) a suboptimální příkrmování není podpořit přírůstek ryb při jejich vyšší aktivitě.

Pro přesnější pochopení vztahu mezi variabilitou aktivity, potravní dostupností a růstem by bylo vhodné provést detailní energetickou bilanci, nicméně naše výsledky již nyní naznačují, že behaviorální adaptace na kolísání potravních zdrojů mohou výrazně ovlivnit produkci biomasy ryb, zejména v podmínkách omezené potravní nabídky.

Individuální behaviorální variabilita významně ovlivnila růst kaprů. V obou letech byl růst pozitivně vázán s časem stráveným na krmném místě a s podílem doplňkového příkrmování. Naproti tomu rychlost pohybu s růstem významně nesouvisela, což ukazuje, že růstový benefit plyne primárně z přístupu k doplňkové potravě, nikoli z vyšší pohybové aktivity. Předchozí studie poukazují na značnou individuální heterogenitu v chování kapra na krmišti – jedinci trávící více času v okolí krmných míst dosahují vyšších hmotností (Hundt a kol., 2022; Jurajda a kol., 2016). Tato skutečnost je pravděpodobně spojena s individuálním chováním jedinců – dominantní jedinci mohou prostorově omezené krmné zdroje častěji monopolizovat (Huntingford a kol., 2010) a jiní jedinci mohou být naopak z přístupu ke krmnému místu prakticky vyloučeni (Jurajda a kol., 2016). To může vysvětlovat vzorce chování pozorované v naší studii, kdy někteří jedinci, pravděpodobně s vyššími kompetičními schopnostmi, trávili u krmného místa více času a dosáhli vyššího růstu. Individuální vlastnosti jedince, jako je odvážnost, agrese či explorativní chování, tedy mohou hrát důležitou roli v určování přístupu ke zdrojům a tím i růstové výkonnosti.

Dedikace

Metodika je výsledkem řešení výzkumného projektu **ZEMĚ QK21010131**. – 100 %

Externí odborný oponent

Ing. Miroslav Blecha, Ph.D.

Dvůr Lnáře, spol. s r.o.

Lnáře 18, 387 42 Lnáře

Interní odborný oponent

Doc. RNDr. Zdeněk Adámek, CSc.

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybnářství a ochrany vod, Jihočeské výzkumné centrum akvakultury a biodiverzity hydrocenóz, Zátíší 728/II, 389 01 Vodňany, www.frov.jcu.cz

Oponent za státní správu

Ing. Ondřej Tomášek

Ministerstvo zemědělství, Odbor státní správy lesů, myslivosti a rybnářství, Těšnov 65/17, 110 00 Praha 1

Osvědčení o uplatnění certifikované metodice č. ze dne

Ministerstvo zemědělství, Odbor státní správy lesů, myslivosti a rybnářství, Těšnov 65/17, 110 00 Praha 1

Adresa autorského kolektivu

| | |
|--|------|
| ¹ Mgr. Lukáš Veselý, Ph.D. | 30 % |
| ² Mgr. Milan Říha, Ph.D. | 10 % |
| ¹ Ing. Jan Kubec, Ph.D. | 5 % |
| ³ doc. RNDr. Irena Šetlíková, Ph.D. | 5 % |
| ¹ MSc. Irina Kuklina, Ph.D. | 5 % |
| ¹ doc. Ing. Martin Bláha, Ph.D. | 5 % |
| ⁴ Ing. David Hlaváč, Ph.D. | 5 % |
| ³ prof. RNDr. Jaroslav Vrba, CSc. | 10 % |
| ¹ doc. Ing. Miloš Buřič, Ph.D. | 10 % |
| ¹ Ing. Marek Let, Ph.D. | 15 % |

¹ Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybnářství a ochrany vod, Jihočeské výzkumné centrum akvakultury a biodiverzity hydrocenóz, Výzkumný ústav rybnářský a hydrobiologický, Zátíší 728/II, 389 25 Vodňany, www.frov.jcu.cz

²Biologické Centrum Akademie Věd, Hydrobiologický ústav, České Budějovice.

³Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká Fakulta, Branišovská 1645/31a, 370 05 České Budějovice.

⁴Blatenská Ryba s.r.o. Na Příkopech 747, 388 01 Blatná, Czech Republic

V edici Metodik (technologická řada) vydala Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybnářství a ochrany vod, Vodňany, www.frov.jcu.cz; přidělený editor: Ing. Martin Prchal, Ph.D.; redakce: Zuzana Dvořáková; 1. vydání; metodika uplatněna v roce 2026; publikace je dostupná on-line, grafický design a technická realizace: Jesenické nakladatelství Jena Šumperk.