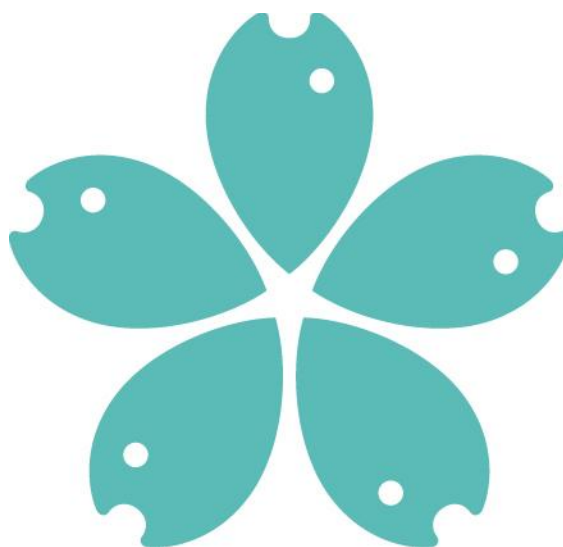


Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Fakulta rybářství a ochrany vod



Bakalářská práce



Fakulta rybníkářství
a ochrany vod
Faculty of Fisheries
and Protection
of Waters

Jihočeská univerzita
v Českých Budějovicích
University of South Bohemia
in České Budějovice

Stabilizační rybníky: Ekologické výzvy a potenciál pro čištění odpadních vod a produkci ryb

Bakalářská práce

Autor práce: David Pecín

Ústav: Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Vedoucí práce: Ing. Lenka Miláček Kajgrová Ph.D.

Konzultant práce: doc. Ing. Martin Bláha Ph.D.

Studijní program a obor: Rybníkářství

Forma studia: Prezenční

České Budějovice, 2026

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem autorem této kvalifikační práce a že jsem ji vypracoval pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu použitých zdrojů.

Při přípravě této práce autor použil SCISPACE, Gemini za účelem vyhledávání článků a zvýšení kvality formulace textu. Po použití tohoto nástroje autor obsah podle potřeby zkontroloval a upravil a přebírá plnou odpovědnost za obsah bakalářské práce.

V Českých Budějovicích dne

.....
David Pecín

Poděkování

Na tomto místě bych rád vyjádřil upřímné poděkování vedoucí mé bakalářské práce, paní Ing. Lence Miláček Kajgrové, Ph.D., a konzultantovi, panu doc. Ing. Martinu Bláhovi, Ph.D., za jejich vstřícnost, cenné odborné rady a čas, který mi věnovali. Poděkování patří rovněž bývalé vedoucí práce, paní Ing. Vendule Mikšovské, a společnosti ENKI, o.p.s. za poskytnutí podkladových materiálů a výsledků měření. V neposlední řadě děkuji své rodině za trpělivost a všestrannou podporu během celého studia.

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

Fakulta rybářství a ochrany vod

Akademický rok: 2024/2025

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

(projektu, uměleckého díla, uměleckého výkonu)

Jméno a příjmení: David PECÍN
Osobní číslo: V23B028P
Studijní program: B0831A370002 Rybářství
Specializace: Rybářství
Téma práce: Stabilizační rybníky: Ekologické výzvy a potenciál pro čištění odpadních vod a produkci ryb
Zadávající katedra: Laboratoř sladkovodních ekosystémů

Zásady pro vypracování

Rybníky představují unikátní ekosystémy s významnou úlohou nejen v oblasti produkce ryb, ale také jako nástroje pro retenci vody, zadržování živin a celkovou ekologickou stabilitu krajiny. Zvláštní kategorií jsou stabilizační a biologické rybníky, často využívané k čištění odpadních vod v menších obcích bez vybudované centrální čistírny, případně jako poslední stupeň dočištění vody před jejím návratem do recipientu. Tyto nádrže vykazují vysoký potenciál pro kombinaci ekologických a hospodářských funkcí, zároveň však čelí řadě výzev souvisejících s vysokou nutriční zátěží a nestabilitou prostředí, což může negativně ovlivnit jejich efektivitu a produkční schopnosti.

V teoretické části bakalářské práce se student zaměří na rešerši dostupných poznatků o fungování stabilizačních rybníků, jejich ekologických funkcích, dynamice planktonního a bentického společenstva, efektech vodní vegetace, parametrech ovlivňujících kvalitu vody (např. teplota, pH, koncentrace kyslíku, obsah živin) a jejich schopnosti podporovat a ovlivňovat rybí produkci. Pozornost bude věnována také ekologickým rizikům spojeným s nadbytkem fosforu a organické hmoty a jejich dopadu na stabilitu ekosystému.

Praktická část se zaměří na zhodnocení současného stavu ve vybraných stabilizačních rybnících. Student využije dostupná data z telemetrických stanic, výsledky rozborů vody a biologických vzorků s cílem popsat dynamiku ekosystému stabilizačních rybníků. Cílem práce bude poskytnout ucelený pohled na současný stav ve vybraných stabilizačních rybnících sestávající se z hodnocení fyzikálně-chemických parametrů vody, zadržování živin a také sezónního vývoje biotických společenstev.

Rozsah pracovní zprávy: 30-50 stran
Rozsah grafických prací: dle potřeby
Forma zpracování bakalářské práce: tištěná

Seznam doporučené literatury:

Adámek Z., Helešic J., Maršálek B., Rulík M. (2010). Aplikovaná hydrobiologie. FROV JU Vodňany, 350 s.
Dochain, D., Gregoire, S., Paus, A., & Schaeffer, M. (2003). Dynamical modelling of a waste stabilisation pond. Bioprocess and biosystems engineering, 26, 19-26.
Grabicová, K., Grabic, R., Fedorova, G., Staňová, A. V., Bláha, M., Randák, T., Brooks, B. W., Žlábek, V. (2020). Water reuse and aquaculture: Pharmaceutical bioaccumulation by fish during tertiary treatment in a wastewater stabilization pond. Environmental Pollution, 267, 115593.
Gruchlik, Y., Ling, K., & Joll, C. (2018). Removal of organic micropollutants in waste stabilisation ponds: A review. Journal of Environmental Management, 206, 202-214.
Ho, L. T., Van Echelpoel, W., & Goethals, P. L. (2017). Design of waste stabilization pond systems: A review. Water Research, 123, 236-248.
Hosetti, B. B., & Frost, S. (1995). A review of the sustainable value of effluents and sludges from wastewater stabilization ponds. Ecological Engineering, 5(4), 421-431.

Kalff, J. (2002). Limnology: Inland Water Ecosystems. Prentice-Hall, Inc., New Jersey, 592 p
Pano, A., & Middlebrooks, E. J. (1982). Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization ponds. Journal (Water Pollution Control Federation), 344-351.
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. Wat Sci Tech 32(4),187-196.
Pechar, L. (2000). Impacts of long-term changes in fishery management on the trophic level and water quality in Czech fish ponds. Fisheries Management and Ecology 7(1-2), 23-32.
Reed, S. C. (1985). Nitrogen removal in wastewater stabilization ponds. Journal (Water Pollution Control Federation), 39-45.
Vymazal, J. (2005). Horizontal subsurface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment in the Czech Republic ? Examples of design and operation. Ecological Engineering, 25(5), 510?521.
Vymazal, J. (2011). Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. Hydrobiologia, 674, 133?156.

Vedoucí bakalářské práce: **Ing. Lenka Miláček Kajgrová, Ph.D.**
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický
Konzultant bakalářské práce: **doc. Ing. Martin Bláha, Ph.D.**
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Datum zadání bakalářské práce: **14. ledna 2025**
Termín odevzdání bakalářské práce: **2. května 2026**

L.S.

prof. Ing. Tomáš Polícar, Ph.D.
děkan

doc. Ing. Miloš Buřič, Ph.D.
ředitel

V Českých Budějovicích dne 5. února 2026

Obsah

1. Úvod	4
2. Literární přehled	5
2.1. Charakteristika a význam stabilizačních rybníků.....	5
2.2. Typologie a uspořádání soustav stabilizačních rybníků	7
2.2.1. Anaerobní rybníky	8
2.2.2. Fakultativní rybníky	9
2.2.3. Zrající rybníky	9
2.3. Biologické procesy čištění ve stabilizačních rybnících	10
2.4. Účinnost stabilizačních rybníků a klíčové ovlivňující faktory	12
2.4.1. Klíčové konstrukční a provozní faktory	12
2.4.2. Fyzikálně-chemické parametry	13
2.4.3. Biologické procesy, trofické vztahy a úloha ryb	16
2.4.4. Opatření ke zvýšení účinnosti stabilizačních rybníků.....	18
3. Materiál a metodika.....	20
3.1. Popis soustavy	20
3.1.1. Horní Babický (R1)	21
3.1.2. Prostřední Babický (R2)	22
3.1.3. Dolní Babický (R3).....	22
3.2. Odběr vzorků	22
3.2.1. Monitoring kvality vody	22
3.2.2. Odběr a zpracování vzorků zooplanktonu	24
3.3. Obsádky ryb.....	24
3.4. Zpracování dat a statistické hodnocení.....	26
4. Výsledky	28

4.1.	Dynamika environmentálních parametrů	28
4.1.1.	In situ měřené parametry vody	28
4.1.2.	Vybrané ukazatele kvality vody	29
4.1.3.	Sezónní dynamika rozpuštěných forem živin	30
4.2.	Planktonní společenstva	32
4.2.1.	Fytoplankton	32
4.2.2.	Zooplankton	33
4.3.	Ryby.....	34
4.4.	Proxy retenční účinnosti soustavy	36
4.5.	Rozdíly v enviromentálních parametrech.....	37
5.	Diskuse.....	39
5.1.	Retenční účinnost	39
5.2.	Plankton	40
5.3.	Ryby.....	42
5.4.	Limitace.....	43
6.	Závěr	44
7.	Použitá literatura.....	46
8.	Seznam příloh	53
9.	Přílohy.....	54
	Abstrakt.....	55
	Abstract	56

1. Úvod

Voda představuje jednu z nejdůležitějších složek krajinného ekosystému. K charakteru české krajiny neodmyslitelně patří rybníky a jejich soustavy, které tvoří unikátní síť s historickou tradicí. Ačkoliv byly tyto nádrže převážně stavěny za účelem chovu ryb, tak v současnosti již dávno neplní pouze tuto funkci, ale stávají se klíčovými prvky v oblasti retence vody a dočišťování odpadních vod (Ho a Goethals, 2020). Zvláštní postavení v této problematice zauímají stabilizační (biologické) rybníky, které jsou často využívány jako terciární stupeň dočišťování. Tyto systémy představují přírodě blízkou alternativu, zejména na vesnicích nebo v menších městech.

Princip fungování stabilizačních nádrží je založen na kombinaci fyzikálních procesů a komplexních biologických dějů, kde hrají nezastupitelnou roli společenstva planktonu a bakterií (Garcia-Rodríguez a kol., 2014; Verbyla a kol., 2017). Bakterie se podílejí na rozkladu organické hmoty a uvolňování živin, které jsou následně využívány planktonem k tvorbě nové biomasy. Ta může sloužit jako potravní základna pro organismy vyšších trofických úrovní včetně ryb. Stabilizační rybníky tak mohou vedle své čistírenské funkce představovat i prostředí s určitým produkčním potenciálem. Zároveň jsou však velmi dynamickými ekosystémy, pro něž je typické kolísání kyslíkových poměrů, množství přirozené potravy a celkové kvality prostředí pro ryby, což může ovlivňovat jejich stabilitu a využitelnost pro chov ryb (Faina a Kubů, 1989).

Cílem bakalářské práce bylo zhodnotit ekosystémovou dynamiku soustavy Babických rybníků v letech 2023–2025 se zaměřením na sezonní vývoj fyzikálně-chemických parametrů vody, koncentrací živin, planktonních společenstev a rybí obsádky. Současně byla posuzována schopnost soustavy zadržovat živiny a vytvářet podmínky vhodné pro chov ryb. Na základě dostupných poznatků byly stanoveny následující hypotézy:

H1: Ve směru po soustavě bude docházet ke snižování koncentrací sledovaných živin, zejména dusíku a fosforu.

H2: Poslední rybník v soustavě bude vykazovat stabilnější fyzikálně-chemické podmínky než rybníky ležící výše v soustavě.

H3: Stabilnější podmínky ve spodní části soustavy vytvoří příznivější prostředí pro rybí obsádku.

2. Literární přehled

2.1. Charakteristika a význam stabilizačních rybníků

Rybníky jsou uměle vytvořené, zpravidla vypustitelné vodní nádrže, které v krajině plní řadu funkcí, a to od produkce ryb přes retenci vody a živin až po ovlivnění lokálního mikroklimatu a podporu biodiverzity (Roy a kol., 2020; Kolar a kol., 2023; Cuenca-Cambronero a kol., 2023). Z hlediska látkových toků v povodí představují rybníky místa, kde se vstupy z povodí (živiny, organické látky, suspendovaný materiál) fyzikálními, chemickými a biologickými procesy částečně transformují (Potužák a kol., 2016; Vrba a kol., 2024; Jan a kol., 2025). Část těchto vstupů se ukládá v sedimentech, zatímco část je exportována v odtoku z nádrže ve formě rozpuštěných či suspendovaných látek (Potužák a kol., 2016; Bartrons a kol., 2025).

Nadbytek živin, především fosforu a dusíku, stojí za eutrofizací rybníků, která se projevuje silným rozvojem řas a sinic (Kajgrová a kol., 2024; Vrba a kol., 2024). Část těchto živin má vnitřní původ a souvisí s historickým zatížením rybníka (Pechar, 1995; Baxa a kol., 2021; Kajgrová a kol., 2024). Významná část fosforu a dusíku však přichází z povodí, a to s povrchovým odtokem, erozí ze zemědělské půdy, komunálními i průmyslovými odpadními vodami nebo z rybníční akvakultury (Pechar, 2000; Potužák a kol., 2016). V podmínkách České republiky, kde jsou rybníky využívány především k chovu ryb, se zvýšené zatížení živinami promítá jak do ekologického stavu nádrží, tak do možností jejich využití k chovu ryb (Kajgrová a kol., 2024).

Vedle tradičních produkčních rybníků využívaných primárně k chovu ryb existuje skupina nádrží, které byly od začátku navrženy jako součást systémů čištění odpadních vod (Ho a Goethals, 2020). V literatuře jsou označovány jako stabilizační (biologické) rybníky nebo Waste Stabilization Ponds (WSP). Tyto systémy se začaly ve větší míře budovat ve 20. století v souvislosti s rozvojem kanalizace a snahou o levné a provozně nenáročné čištění odpadních vod v menších obcích, zemědělských areálech nebo rekreačních zařízeních (Ho a Goethals, 2020). Často se budují tam, kde je k dispozici dostatek plochy, a mohou sloužit jak k předčištění silně znečištěných průmyslových odpadních vod, tak k terciárnímu dočištění komunálních odtoků (Mara, 2004; Mahapatra a kol., 2022).

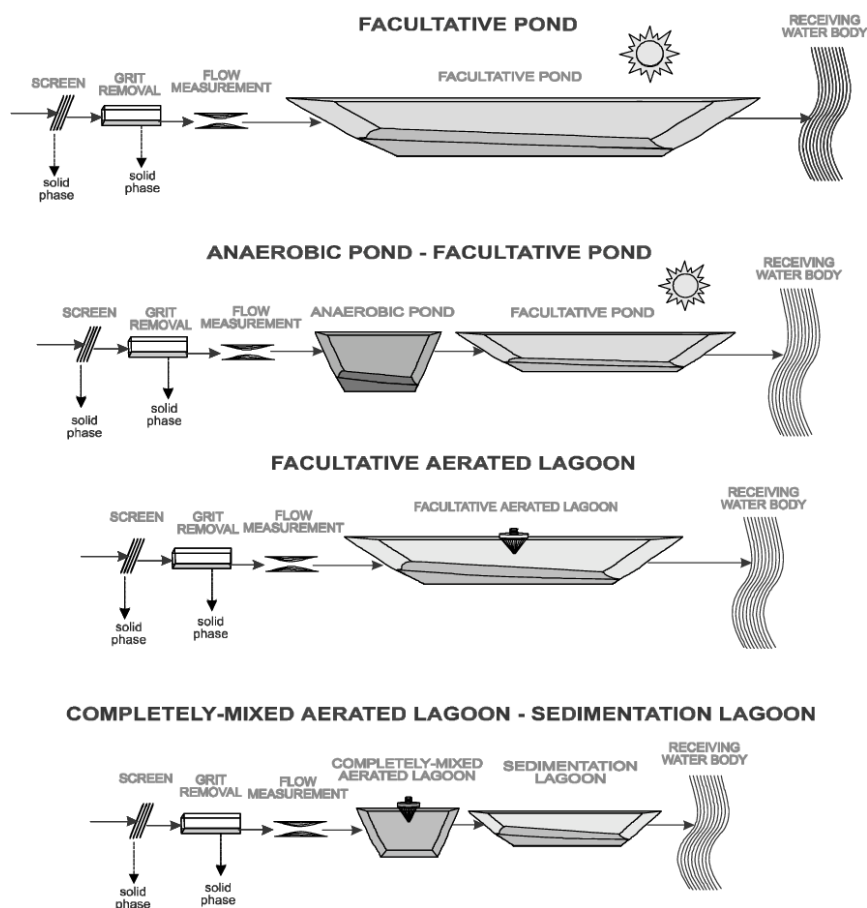
Stabilizační rybníky se obvykle budují v různých kombinacích, od jedné nádrže po soustavu několika na sebe navazujících nádrží (Sperling, 2007). Do nich přitéká nečištěná nebo předčištěná odpadní voda z malých obcí (přibližně do 1000 obyvatel), zemědělských středisek nebo menších zdrojů průmyslových odpadních vod (Adámek a kol., 2010). V těchto nádržích se využívají přirozené fyzikální, chemické a biologické procesy, zejména sedimentace, aktivita mikroorganismů, fotosyntéza primárních producentů a účinek slunečního záření. Tyto procesy přispívají k odstraňování organického znečištění, živin a patogenů (Nagarajan a kol., 2019; Mahapatra a kol., 2022). Primárním cílem stabilizačních rybníků je zlepšení kvality vypouštěné vody, tedy snížení biochemické spotřeby kyslíku (BSK), koncentrací dusíku a fosforu a u nečištěných odpadních vod také omezení fekální kontaminace (Mahapatra a kol., 2022). Zároveň se ukazuje, že tyto nádrže mají potenciál i pro odstraňování některých mikropolutantů, například některých farmak a pesticidů, a to kombinací sorpce, biodegradace a fotodegradace (K'oreje a kol., 2018; Taoufik a kol., 2021).

Na rozdíl od konvenčních aktivačních čistíren nejsou stabilizační rybníky mechanicky provzdušňovány a nepracují s vysokými koncentracemi aktivovaného kalu (Ho a kol., 2018b). Proto jsou procesy rozkladu organické hmoty a přeměny dusíku a fosforu pomalejší a je potřeba delší doby zdržení odpadní vody, obvykle v řádu dnů až týdnů. Účinnost čištění je navíc silně závislá na ročním období a na morfometrii nádrže, především na její hloubce, která ovlivňuje teplotní režim, světelné podmínky ve vodním sloupci i dostupnost kyslíku (Mahapatra a kol., 2022).

Specifickým rysem stabilizačních rybníků je možnost kombinovat ekologickou a hospodářskou funkci, tj. spojit čištění odpadních vod s chovem ryb nebo cíleným využitím biomasy vodních rostlin (Hosetti a Frost, 1995). Právě dynamické podmínky a s nimi spojené riziko kyslíkových deficitů však mohou být limitující pro rybí obsádku (Faina a Kubů, 1989). Dalším potenciálním rizikem je kontaminace a akumulace některých látek v rybí biomase, které je primárně určeno kvalitou přitékající odpadní vody a charakterem přítomných kontaminantů (Grabicová a kol., 2020; Fedorova a kol., 2022). Nastavení rybí obsádky je pak klíčové především z hlediska vlivu na kvalitu vody, aby nedocházelo k jejímu dalšímu zhoršení (zvýšený zákal, resuspenze sedimentu, tlak na společenstvo zooplanktonu).

2.2. Typologie a uspořádání soustav stabilizačních rybníků

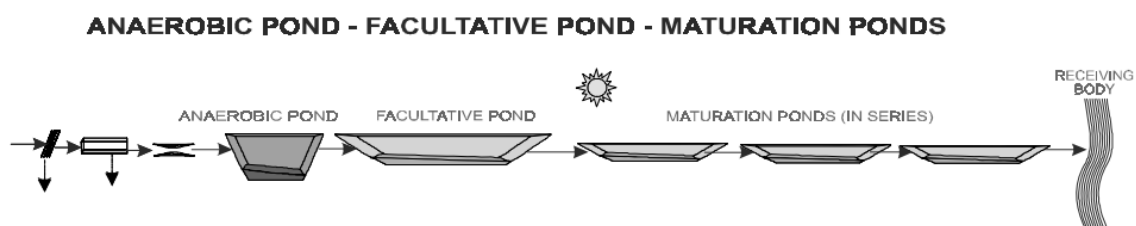
Nejčastěji používané systémy WSP zahrnují anaerobní rybníky, fakultativní rybníky, zrající (maturační) rybníky, aerované rybníky a nádrže s vysokou intenzitou růstu řas (high-rate algal ponds, HRAPs). Každý z těchto typů nádrží plní v celém systému odlišnou funkci a v praxi existuje celá řada možných kombinací a uspořádání jednotlivých stupňů (Verbyla a kol., 2017). V praxi lze najít systémy založené pouze na jednom fakultativním rybníce, který přijímá již předčištěnou vodu z čistírny odpadních vod (ČOV) a slouží k terciálnímu dočištění. Vedle toho existují i soustavy kombinující anaerobní a fakultativní rybníky či rozsáhlejší aerované laguny s navazující sedimentační nádrží včetně předřazeného mechanického předčištění (česle, lapák písku, měření průtoku) (Obr. 1).



Obr. 1. Různé varianty uspořádání jednotlivých nádrží v systému stabilizačních rybníků (Sperling, 2007).

Při čištění komunálních odpadních vod je za základní uspořádání stabilizačního systému považována kaskáda tvořená anaerobním rybníkem, na nějž navazuje

fakultativní rybník a několik zrajících (maturačních) rybníků v sérii (Sperling, 2007) (Obr. 2). V takto navržené soustavě dochází v první nádrži k hrubému odstranění organického znečištění a k sedimentaci, ve fakultativním rybníce k dalšímu snížení BSK a transformaci dusíku a v navazujících zrajících nádržích především k redukci patogenů (Verbyla a kol., 2017). Konkrétní volba a uspořádání jednotlivých typů rybníků závisí na charakteru odpadní vody, požadované účinnosti čištění a dostupném prostoru v lokalitě (Mara, 2004).



Obr. 2. Nejčastěji používané uspořádání jednotlivých nádrží v systému stabilizačních rybníků (Sperling, 2007).

2.2.1. Anaerobní rybníky

Anaerobní rybníky jsou obvykle prvním stupněm v soustavě stabilizačních rybníků. Přitéká do nich surová nebo mechanicky předčištěná odpadní voda. Ve srovnání s ostatními rybníky v soustavě mají nejmenší plochu, zároveň jsou však velmi hluboké (≥ 3 m) (Verbyla a kol., 2017). Anaerobní podmínky jsou především důsledkem vysokého organického zatížení, kdy mikrobiální rozklad biologicky rozložitelných organických látek vede k rychlé spotřebě rozpuštěného kyslíku. Zároveň hraje významnou roli i větší hloubka nádrže, jež omezuje promíchávání vodního sloupce a pronikání kyslíku do hlubších vrstev (Sperling, 2007). Hlavním cílem anaerobních rybníků je snížení hodnoty biologické spotřeby kyslíku (BSK), tedy organického znečištění. Jejich účinnost při odstraňování biologického znečištění se v závislosti na teplotě pohybuje mezi 50–70 % (Sperling, 2007).

Principem snížení BSK je sedimentace suspendovaných organických částic do kalové vrstvy, kde jsou dále rozkládány anaerobními procesy. Při anaerobních procesech vznikají plyny, zejména methan, oxid uhličitý a sirovodík (Sperling, 2007). S tím jsou spojeny obavy ze vzniku zápachu, ten však lze obvykle omezit vhodným návrhem

rybníka a podmínkami prostředí, například při pH okolo 7,5 je většina sulfidu přítomna jako bisulfidový ion, který je bez zápachu (Mara, 2004).

2.2.2. Fakultativní rybníky

Fakultativní rybníky se dělí na primární, které přijímají surovou odpadní vodu, a sekundární, které jsou napájeny z rybníků anaerobních (Mara, 2004). Jejich hloubka se obvykle pohybuje mezi 1–2 m, což umožňuje vznik jak aerobních, tak anaerobních zón. Tyto podmínky podporují činnost aerobních, anaerobních i fakultativních mikroorganismů (Tchobanoglous a kol., 2003).

Důležitou roli ve fakultativních rybnících hrají zelené řasy, jejichž množství převyšuje množství bakterií, a dodávají rybníkům typicky zelené zbarvení (Sperling, 2007). Velké množství rybníčních řas způsobuje výrazné denní kolísání množství rozpuštěného kyslíku ve vodě, kdy v odpoledních hodinách je voda maximálně nasycena (až přesycena), zatímco v ranních hodinách rozpuštěný kyslík zcela chybí (Baxa a kol., 2021). Současně dochází ke zvyšování hodnoty pH, kdy pH může vystoupit nad 9,4, což vede k rychlému odumírání většiny fekálních bakterií (Mara, 2004).

2.2.3. Zrající rybníky

Zrající rybníky představují poslední stupeň v soustavě. Jejich hloubka je obvykle kolem 1 m nebo menší, což napomáhá dosáhnout vyššího odstranění fekálních bakterií a virů díky lepšímu pronikání světla, ale zároveň to usnadňuje i zarůstání emergentními makrofyty (Mara, 2004). Vyznačují se nejnižším zatížením živinami v soustavě WSP, což se odráží v malé biomase řas a větší průhlednosti.

Odpadní vody přitékající do zrajících rybníků jsou buď z fakultativních rybníků nebo z konvenčních ČOV, a obvykle se v nich zadržují asi 5–7 dnů (Tchobanoglous a kol., 2003). Jejich hlavní rolí je odstranění patogenních organismů. Ve zrajících rybnících panuje řada pro patogeny nepříznivých podmínek, jako je intenzivní ultrafialové záření, vysoké pH, velké množství rozpuštěného kyslíku, omezená dostupnost živin a predace ze strany jiných organismů (Sperling, 2007).

2.3. Biologické procesy čištění ve stabilizačních rybnících

Čištění odpadních vod ve stabilizačních rybnících je založeno především na přirozených samočisticích procesech, v nichž hrají klíčovou roli různá společenstva organismů, od aerobních a anaerobních bakterií přes řasy až po vodní rostliny (Verbyla a kol., 2017). Klíčovou roli zde hrají procesy, jako je biodegradace (rozklad organických látek mikroorganismy), fotodegradace (vliv slunečního záření), fytoremediace (příjem a akumulace látek rostlinami), a také sorpce a sedimentace, tedy navázání látek na částice a jejich ukládání v sedimentech nádrže (Garcia-Rodríguez a kol., 2014).

Prvním krokem čištění je snížení hodnoty BSK. Tento proces probíhá ve dvou fázích: první jsou složité organické látky rozkládány na jednodušší sloučeniny a ve druhé fázi dochází k jejich přeměně především na metan a oxid uhličitý (Sperling, 2007). Hlavní roli zde mají bakterie, jejichž aktivita je úzce spojena s dalšími faktory jako je teplota vody a koncentrace biologicky rozložitelných látek v rybníce (Mara, 2004). K největšímu snížení biologicky rozložitelného organického znečištění dochází v anaerobních a následně v (primárních) fakultativních rybnících.

Velká pozornost je věnována dusíku jako jednomu z klíčových prvků, který přispívá k eutrofizaci vod. Mara (2004) uvádí, že dusík do soustav stabilizačních rybníků přitéká hlavně ve formě močoviny a aminokyselin, které jsou v anaerobních rybnících během procesu amonifikace přeměněny na amoniak. K významnému odstranění dusíku však dochází až ve fakultativních a zrajících rybnících. Mezi hlavní mechanismy jeho odstranění patří mikrobiální přeměny anorganických forem dusíku, dále příjem dusíku řasami a dalšími organismy spojený s jeho zabudováváním do biomasy a dlouhodobé zadržování v benthickém kalu (Reed, 1985).

Z mikrobiálních procesů popsaných výše mají při odstraňování dusíku v soustavách stabilizačních rybníků v teplém období klíčovou roli nitrifikace a denitrifikace (Babu a kol., 2010; Camargo Valero a kol., 2010). Nitrifikace je dvoustupňový aerobní proces, při němž amoniak oxidující bakterie (např. rody *Nitrosomonas*, *Nitrospira*) převádějí NH_4^+ na NO_2^- a nitrit oxidující bakterie (např. *Nitrobacter*, *Nitrospira*) následně oxidují NO_2^- na NO_3^- . V systému stabilizačních rybníků tyto procesy probíhají především v dobře prokysličené povrchové vrstvě vody a v biofilmech (Mara, 2004). Denitrifikace je naopak proces anaerobní, při kterém heterotrofní denitrifikační bakterie (např. rody

Pseudomonas, *Paracoccus* aj.) redukuje dusičnany přes mezistupně NO a N₂O na plynný N₂, který uniká do atmosféry. Společné působení nitrifikace a denitrifikace tak umožňuje trvalé odstranění části reaktivního dusíku z vodního prostředí (Camargo Valero a kol., 2010).

Podobná, ne-li větší, pozornost je věnována fosforu, který bývá v mnoha sladkovodních systémech limitujícím prvkem pro růst fytoplanktonu a významně přispívá k eutrofizaci povrchových vod (Carpenter, 2008). V soustavách stabilizačních rybníků je odstraňování fosforu vázáno na jiný soubor procesů než odstraňování dusíku (Mahapatra a kol., 2022). Množství fosforu ve WSP je snižováno především zabudováváním P do biomasy mikrořas, které jsou běžně přítomny a dokážou ve svých buňkách akumulovat relativně vysoké zásoby fosforu (Powell a kol., 2009; Crimp a kol., 2018). Vedle asimilace fosforu řasami a další biotou zde hrají klíčovou roli fyzikálně-chemické procesy. Fosfor se z vody dále odstraňuje především kombinací sorpce, precipitace a sedimentace částic s navázaným fosforem (Sýkora a kol., 2016). Precipitace může být podpořena, jak cíleným dávkováním srážedel (např., síran hlinitý, chlorid železitý, vápno), tak zvýšeným pH v důsledku intenzivní fotosyntézy (Sperling, 2007). Účinnost odstranění fosforu je silně ovlivněna hodnotou pH, přičemž při nižším a neutrálním pH se fosfor účinněji sráží s hliníkem a železem, zatímco při vyšším pH se zvyšuje význam srážení s vápníkem (Sýkora a kol., 2016). Na rozdíl od dusíku, který může být v důsledku denitrifikace trvale odstraněn ze systému ve formě N₂, však fosfor zůstává z velké části vázán v sedimentech a biomase a je náchylný k opětovnému uvolnění při změnách redoxních a hydrologických podmínek (Webb a kol., 2025; Jan a kol., 2025).

Další důležitou rolí stabilizačních rybníků je snížení patogenních organismů a organických mikropolutantů na co nejnížší úroveň, aby se omezilo jejich další šíření v prostředí (Mara, 2004; Gruchlik a kol., 2018). Ke snižování patogenů dochází ve všech třech typech rybníků, avšak největší podíl na jejich odstraňování mají zrající rybníky, které jsou tomu svou hloubkou a dobou zdržení přizpůsobeny (Sperling, 2007). Procesy odstraňující organické mikropolutanty probíhají většinou v prvních fázích čištění, zejména prostřednictvím biodegradace, fotodegradace a sorpce (Garcia-Rodríguez a kol., 2014; Gruchlik a kol., 2018).

2.4. Účinnost stabilizačních rybníků a klíčové ovlivňující faktory

2.4.1. Klíčové konstrukční a provozní faktory

Účinnost čistících procesů ve stabilizačních rybnících je výsledkem působení celé řady faktorů, které se navzájem ovlivňují (Ali a kol., 2020; Mahapatra a kol., 2022). Účinnost je ovlivněna zejména podnebím, délkou slunečního svitu, dobou zdržení vody v rybníce, počtem nádrží zapojených v sérii, tvarem a hloubkou rybníků a fyzikálně-chemickými parametry vody (Mara, 2004; Sperling, 2007; Verbyla a kol., 2017). Delší doba zdržení a větší počet rybníků v sérii jsou obecně spojeny s vyšší účinností odstranění organického znečištění a patogenů, včetně bakterií a virů (Mara, 2004). Důležitá je také průhlednost vody, která určuje hloubku pronikání slunečního záření a tím i účinnost inaktivace celé řady patogenů (Garcia-Rodríguez a kol., 2014).

Za základní ukazatele účinnosti čištění se považuje snížení biochemické a chemické spotřeby kyslíku, snížení koncentrace dusíku a fosforu, omezení fekální kontaminace a pokles toxických látek či mikropolutantů (Tchobanoglous a kol., 2003). Sperling (2007) uvádí, že u dobře fungujících soustav stabilizačních rybníků dosahuje účinnost snížení hodnot BSK přibližně 80–85 %, zatímco účinnost odstranění dusíku a fosforu je nižší a silně závislá na typu a uspořádání soustavy.

Mezi klíčové faktory efektivního snížení koncentrace dvou hlavních eutrofizačních prvků, dusíku a fosforu, patří kromě doby zdržení také stechiometrický poměr uhlíku, dusíku a fosforu (C:N:P) (Cromar a Fallowfield, 1997). Delší doba zdržení a optimální poměr C:N:P podporují vyšší růst biomasy řas a účinnější mikrobiální procesy (Cromar a Fallowfield, 1997). Při provozu rybníků s vyšším relativním podílem uhlíku (např. změna poměru C:N:P z 9:7:1 na 104:10:1) dochází jak ke zvýšení účinnosti odstranění fosforu, tak i ke snížení chemické spotřeby kyslíku (CHSK) a ke zvýšení biomasy řas. Cromar a Fallowfield (1997) uvádějí, že při době zdržení 4 dny se při změně poměru C:N:P z 9:7:1 na 104:10:1 zvýšila účinnost snížení hodnoty CHSK z 9,7 % na 35 %, koncentrace dusíku z 68 % na 75 % a koncentrace fosforu z 18 % na 69 %.

Stabilizační rybníky představují v porovnání s konvenčními čistírnami odpadních vod finančně méně náročný způsob čištění, jelikož nevyžadují intenzivní aeraci ani složitou mechanicko-technologickou infrastrukturu (Mahapatra a kol. 2022). WSP jsou budovány

po celém světě, zejména v oblastech, kde není cena půdy limitujícím faktorem (Mara, 2004). WSP lze nalézt i v oblastech Arktidy, konkrétně v kanadské Arktidě, kde v chladném období fungují spíše jako anaerobní nádrže a v letním období, kdy je delší den a vyšší teplota, jako fakultativní nádrže s účinností snížení BSK až 80 % (Ragush a kol., 2015).

2.4.2. Fyzikálně-chemické parametry

Fyzikálně-chemické parametry vody patří mezi základní faktory, které určují fungování stabilizačních rybníků a efektivitu probíhajících čistících procesů (Ali a kol., 2020). Mezi nejvýznamnější parametry, které formují fungování stabilizačních rybníků, patří zejména teplota, pH a rozpuštěný kyslík (Ali a kol., 2020; Mahapatra a kol., 2022). Tyto veličiny jsou vzájemně provázané a výrazně kolísají v průběhu roku mezi jednotlivými fázemi sezóny (Marcantel a kol. 2025).

Teplota je jedním z nejvýznamnějších fyzikálních faktorů určujících účinnost odstranění organického znečištění a dusíku. Při vyšších teplotách je rychlost metabolismu bakterií a řas, rozklad organické hmoty i stabilizace živin v oxidačních a stabilizačních rybnících výrazně vyšší než v chladném období (Mansouri a kol., 2011; Sutherland a kol., 2018; Ali a kol., 2020). S rostoucí teplotou se zvyšuje metabolická aktivita bakterií zodpovědných za biochemické procesy, kdy největší nárůst je mezi 15–40 °C (Mara, 2004). Zároveň s teplotou úzce souvisí i aktivita ryb, které patří mezi poikiloternní organismy. Teplotní optimum pro příjem potravy a růst u kaprovitých ryb se pohybuje mezi 20–26 °C (Čítek a kol., 1993). S vyšší teplotou vody však klesá koncentrace rozpuštěného kyslíku, protože se s rostoucí teplotou snižuje rozpustnost kyslíku ve vodě (Kalff, 2002).

Při teplotní stratifikaci se vodní sloupec rozděluje na teplejší, dobře promíchanou povrchovou vrstvu a chladnější hlubší zónu (Kalff, 2002). V hlubších stabilizačních rybnících stratifikace snižuje aktivní objem nádrže, takže skutečná doba zdržení může být oproti teoretické hodnotě výrazně kratší (Kellner a Pires, 2002). Důsledkem může být snížení účinnosti čištění. Torres a kol. (1997) popsali, že v důsledku stratifikace se skutečná doba zdržení pohybovala přibližně mezi 70 % teoretické hodnoty v zimě a asi 20–25 % v letním období. Sezónní změny teploty společně s hloubkou rybníka tak výrazně ovlivňují celkovou účinnost čištění (Llorens a kol., 1992; Torres a kol., 1997;

Tadesse a kol., 2004; Sperling, 2007). Tento vliv sezónnosti se odráží i v účinnosti odstraňování dusíku, která podle Picota a kol. (2009) v soustavě stabilizačních rybníků dosahovala v průměru 65 %, přičemž v letním období stoupala až k ≈ 89 % a v zimě klesala k ≈ 38 %.

V chladných a arktických oblastech navíc teplotní režim ovlivňuje fungování rybníků ještě výrazněji (Recio-Garrido a kol., 2018). Dlouhodobá přítomnost souvislé ledové pokrývky (6–8 měsíců v roce) prakticky zastaví přestup kyslíku z atmosféry a omezuje biologickou aktivitu v aerobní vrstvě. Modelové studie z kanadských arktických lagun ukazují akumulaci organického znečištění během zimního období a jeho rychlé odbourání až po roztání ledu v krátké letní sezóně, kdy se znovu uplatňují aerobní procesy (Recio-Garrido a kol., 2018).

Při odběrech vody se často stanovují acidobazické vlastnosti vody, zejména kyselinová neutralizační kapacita (KNK) a zásadová neutralizační kapacita (ZNK). KNK charakterizuje schopnost vody neutralizovat přidané kyseliny, a představuje tak důležitý ukazatel její pufrační kapacity (Kalff, 2002). Čím vyšší jsou hodnoty KNK, tím je prostředí obvykle stabilnější a méně náchylné k prudkým změnám pH. Právě pH hraje ve stabilizačních rybnících důležitou roli, protože reguluje rychlost biochemických reakcí, dostupnost živin, aktivitu mikroorganismů, toxicitu některých prvků (například dusíku a síry) a odstranění patogenů (Verbyla a kol., 2017; Ali a kol., 2020; Mahapatra a kol., 2022). V rybnících s vysokou biomasou fytoplanktonu je pH během dne silně rozkolísané, jež je způsobeno zejména fotosyntetickou aktivitou řas odčerpávajících oxid uhličitý z vody. Ve fakultativních a zrajících rybnících pH během dne může vlivem fotosyntézy stoupnout až k hodnotám kolem 9,4, zatímco v noci při převaze respirace klesá (Tadesse a kol., 2004). Hodnoty pH se nemění pouze v průběhu dne, ale i během roku (Liu a kol., 2015). V podmínkách mírného pásma jsou tyto změny spojeny především se sezónní dynamikou primární produkce, délkou dne a teplotou vody (Kalff, 2002).

Se zvyšujícím se pH a teplotou je spojen nárůst podílu amoniaku ve formě NH_3 , která je toxická pro některé vodní organismy, například pro ryby, u nichž může způsobovat autointoxikaci amoniakem a následně úhyn (Velíšek a kol., 2014). Při vysokém pH vyvolaném intenzivní fotosyntézou (často > 9) se dále zvyšuje podíl neionizovaného amoniaku (NH_3), který ve formě plynu uniká z vody do atmosféry, a může tak

představovat významný mechanismus odstranění celkového dusíku ze systému (Ali a kol., 2020; Mahapatra a kol., 2022). Vyšší pH v kombinaci s vyšší teplotou a delší dobou zdržení obecně zvyšuje účinnost inaktivace bakteriálních a virových patogenů v maturačních rybnících (Davies-Colley a kol., 1999; Liu a kol., 2015; Verbyla a kol., 2017).

Dalším klíčovým parametrem, úzce spjatým s teplotou a pH, je rozpuštěný kyslík (Kalff, 2002). Rozpuštěný kyslík ve vodě patří mezi základní parametry pro hodnocení znečištění odpadních vod i recipientů, protože nízké hodnoty obvykle signalizují silné organické zatížení a představují riziko pro ryby a další vodní organismy (Mara, 2004). Rozpuštěný kyslík patří mezi nejvariabilnější parametry. Denní kolísání je ovlivněno fotosyntézou, difuzí z atmosféry, dýcháním organismů a rozkladnými procesy. Fotosyntéza při dostatku slunečního záření může v odpoledních hodinách v sekundárních fakultativních a zrajících rybnících způsobit přesycení vody kyslíkem až na hodnoty $20 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ($\approx 300 \%$ nasycení), ale po skončení světelné fáze fotosyntézy dochází k prudkému poklesu, často i pod $2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ (Tadesse a kol., 2004).

Množství rozpuštěného kyslíku není v celém vodním sloupci stejné (Kalff, 2002). Prostorové rozložení kyslíku ve vodě je závislé na proudění, funkci rybníka, akumulaci kalu a rozložení řas, ale všeobecně u hladiny bývá kyslíku nejvíce a s přibývajícím hloubkou množství kyslíku ubývá (Ho a kol., 2018a). Ryby a vítr způsobují pohyby vody, tím narušují teplotní i kyslíkovou stratifikaci a přispívají k okysličení hlubších vrstev, kde jinak probíhají anaerobní procesy (Mara, 2004; Phan-Van a kol., 2008).

Výsledkem je prostorové oddělení aerobních a anaerobních zón v rámci jednoho systému: aerobní procesy (oxidace organické hmoty, nitrifikace) probíhají převážně v dobře prokysličené povrchové vrstvě, zatímco v hlubších vrstvách vodního sloupce a v sedimentech převažují procesy anaerobní (Kalff, 2002). To má zásadní vliv na účinnost snížení BSK ve stabilizačních rybnících, protože rychlost odbourávání organického znečištění i přeměny dusíku je do velké míry limitována právě dostupností rozpuštěného kyslíku (Sperling, 2007).

Význam dostupnosti kyslíku pro transformační procesy dusíku potvrdili i Babu a kol. (2010), kteří studovali nepřímý vliv intenzity světla a koncentrace kyslíku na aktivitu nitrifikačních bakterií v biofilmu. Zjistili, že samotná intenzita světla nemá na rychlost nitrifikace zásadní vliv, pokud je ve vodě k dispozici dostatek rozpuštěného kyslíku.

2.4.3. Biologické procesy, trofické vztahy a úloha ryb

Biologické procesy jsou základním mechanismem čištění odpadních vod ve stabilizačních rybnících. Na rozdíl od konvenčních ČOV je většina transformačních dějů v těchto systémech zajištěna společenstvy mikroorganismů a dalších vodních organismů (Faina a Kubů, 1989; Mahapatra a kol., 2022). Dohromady tvoří provázanou potravní síť, ve které se organická hmota a živiny postupně rozkládají, transformují a zabudovávají do biomasy nebo se ukládají v sedimentech (Adámek a kol., 2010).

Základním článkem jsou heterotrofní bakterie, které rozkládají organické látky přitékající s odpadní vodou, přičemž uvolňují CO_2 a minerální formy živin (např. NH_4^+ , PO_4^{3-}). Tyto látky následně využívá společenstvo fytoplanktonu, řasy a sinice, k fotosyntéze. Vzniká tak symbiotický vztah „bakterie–řasy“: bakterie produkují CO_2 a uvolňují živiny, řasy je asimilují a jako vedlejší produkt produkují kyslík, který je opět nezbytný pro aerobní mikrobiální rozklad organické hmoty a nitrifikaci. V literatuře jsou jako typičtí zástupci fytoplanktonu ve WSP uváděny zejména rody *Chlorella*, *Euglena*, *Scenedesmus* a *Microcystis* (Green a kol., 1995; Mahapatra a kol., 2022).

Dominance fytoplanktonu nebo sinic závisí na míře organického a živinového zatížení rybníků (Amengual-Morro a kol., 2012). Při vysoké biomase fytoplanktonu v rybníce dochází k vysokému kolísání rozpuštěného kyslíku ve vodě v průběhu dne a v maturačních nádržích ke snížení efektivity eliminace patogenů z důvodu snížení pronikajícího světla (Verbyla a kol., 2017). Kolísání kyslíku v průběhu dne tak ovlivňuje nejen metabolismus mikroorganismů zodpovědných za rozklad organické hmoty, ale také stres dalších vodních organismů vázaných na ekosystém rybníka (Baxa a kol., 2021).

V návaznosti na nárůst biomasy fytoplanktonu dochází i k nárůstu biomasy a početnosti zooplanktonu, který se jím živí a zároveň zajišťuje přenos živin do vyšších trofických úrovní (za předpokladu přítomnosti další trofické úrovně, např. rybí obsádky) (Vrba a kol., 2024). Zooplankton zde představuje důležitý mezičlánek v koloběhu uhlíku, dusíku a fosforu a zároveň svou filtrační aktivitou omezuje množství řas a suspendovaných látek a zvyšuje tak průhlednost vody (Hosetti a Frost, 1998), což má sekundární pozitivní vliv na kyslíkový režim i odstraňování patogenů (Verbyla a kol., 2017).

Soustavy stabilizačních rybníků lze za určitých podmínek využít k produkci ryb (Liang a kol., 1998; Fedorova a kol., 2022). Ryby v těchto systémech převážně vyžírají řasy a zooplankton, čímž snižují koncentraci suspendovaných částic a živin na odtoku z nádrže a zároveň vytvářejí hodnotnou rybí biomasu využitelnou pro krmivářské či potravinářské účely (Buck a Baur, 1980; Smith, 1993). Vhodné jsou zejména druhy s vysokou tolerancí k proměnlivým podmínkám a nízkým koncentracím kyslíku, například tilapie nebo různé druhy kaprovitých ryb.

Faina a Kubů (1989) sepsali metodiku zaměřenou na chov ryb ve stabilizačních a akumulačních rybnících. Dle uvedené metodiky může rybí obsádka přispět ke zvýšení účinnosti čištění silně živinami zatížených vod skrze vyžírání zooplanktonu a tím zabudovávání C, N a P do rybí biomasy, ale zároveň autoři poukázali na rychle měnící se fyzikálně-chemické parametry vody, které mohou vést k úhynu ryb. Praktickým příkladem je studie z Hongkongu, kde byla hodnocena soustava dvou sedimentačních, dvou aeračních a čtyř rybníků s chovem ryb, přičemž na rybnících s rybami byly porovnány vstupní a výstupní parametry, kdy celková koncentrace BSK se snížila o 73,5 %, koncentrace $\text{NH}_3\text{-N}$ o 93,4 % a koncentrace $\text{PO}_4\text{-P}$ o 82,7 % (Liang a kol., 1998).

Ryby ve stabilizačních rybnících jsou však zároveň vystaveny různým rizikům, zejména organickým mikropolutantům, které do systému vstupují s odpadní vodou. Jedná se o rezidua léčiv, hormonů, pesticidů a dalších látek (Grabicová a kol., 2020; Fedorova a kol., 2022). Za určitých podmínek dokážou stabilizační rybníky část těchto látek odstranit (K'oreje a kol., 2018; García-Galán a kol., 2020), nicméně v odpadních vodách se vyskytuje mnoho i další množství dalších mikropolutantů, které nebyly dosud detailně studovány nebo nejsou plně známy (Gruchlik a kol., 2018). Z hlediska využití rybí biomasy pro potravinářské účely je proto nutné posuzovat nejen účinnost čištění vody, ale také potenciální riziko akumulace těchto látek v rybách (Grabicová a kol., 2020).

Na odstraňování části těchto látek se může podílet také fykoremediace, jež je metoda, která využívá řasy k čištění odpadních vod. Řasy mají důležitou roli nejen při odstraňování živin, ale mohou se uplatnit i při odstraňování těžkých kovů a dalších anorganických polutantů (Bakatula a kol., 2014). Metoda fykoremediace se nejvíce uplatňuje ve HRAPs, ale probíhá i v ostatních typech stabilizačních rybníků (Kaloudas a kol., 2021).

2.4.4. Opatření ke zvýšení účinnosti stabilizačních rybníků

Pro zvýšení účinnosti odstranění živin a mikropolutantů se osvědčila kombinace stabilizačních rybníků s konstruovanými mokřady nebo s plovoucí vegetací (Vymazal, 2011; Omidinia-Anarkoli a Shayannejad, 2021). Fraser a kol. (2004) porovnávali účinnost rostlin, jako je chlastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), orobinec širokolistý (*Typha latifolia*) či skřípinec jezerní (*Schoenoplectus lacustris*). Všechny jmenované druhy snižovaly koncentrace celkového dusíku a fosforu, přičemž nejvyšší účinnost vykazoval skřípinec. Z plovoucích rostlin se často využívá okřehek menší (*Lemna minor*), který by měl pokrývat alespoň 50 % hladiny daného rybníce (Dalu a Ndamba, 2003).

Další možností pro zvýšení účinnosti čištění odpadních vod je cílená aplikace solí, nejčastěji síranu hlinitého, chloridu železnatého nebo železitého, vápna a různých polymerů. Za nejúčinnější pro odstranění fosforu se obecně považuje síran hlinitý a chlorid železitý (Surampalli a kol., 1995). Aplikace solí však nemusí být zaměřená pouze na odstranění fosforu, ale může sloužit i ke stabilizaci environmentálních podmínek v silně přetížených rybnících. Duras a kol. (2015) popisují případ dvou rybníků určených k čištění odlehčených městských odpadních vod, kde došlo k výraznému přetížení a kyslíkovým deficitům se silným hnilobným zápachem. Po aplikaci síranu hlinitého a dusičnanu vápenatého došlo k eliminaci zápachu, vyrovnaní oxidačně-redukčních podmínek, snížení koncentrace fosforu a k opětovnému nastartování oxických procesů v rybnících.

Rozšiřování využití stabilizačních rybníků je však v mnoha případech limitováno vysokými nároky na plochu. Jedním z perspektivních způsobů, jak tento problém alespoň částečně řešit, je recirkulace odtoku zpět do systému (Mahapatra a kol., 2020). Kombinace stabilizačních rybníků s recirkulací odtékající vody může zvýšit celkovou účinnost odstraňování znečištění, omezit vznik zápachu a výskyt much a současně snížit požadavky na potřebnou plochu pro dosažení požadované kvality vypouštěné vody (Papadopoulos a kol., 2004).

Celková účinnost stabilizačních rybníků je dána souhrou konstrukčních, fyzikálně-chemických a biologických faktorů, které se v jednotlivých typech nádrží i během roku významně proměňují (Ali a kol., 2020; Mahapatra a kol., 2022). Přestože jde o technologicky nenáročný způsob čištění odpadních vod, fungování těchto systémů

je ekologicky komplexní (Mara, 2004; Sperling, 2007; Verbyla a kol., 2017). Pro jejich správné hodnocení je proto nutné sledovat nejen základní ukazatele kvality vody, ale i širší souvislosti zahrnující hydrologické, biologické a trofické procesy (Mara, 2004; Sperling, 2007; Verbyla a kol., 2017).

Ačkoli jsou základní mechanismy čištění ve stabilizačních rybnících dobře známe, méně je popsáno, jak účinně tyto procesy probíhají v konkrétních provozních podmínkách, zejména z hlediska sezónních změn fyzikálně-chemických parametrů vody a kyslíkového režimu. Zároveň není dostatečně objasněno, do jaké míry mohou tyto nádrže sloužit k chovu ryb.

3. Materiál a metodika

Tato bakalářská práce vyhodnocuje data získaná v rámci projektu: *Inovace hospodaření na biologických rybnících pro efektivní využití živin, zlepšení kvality vodního prostředí a rentabilní produkce ryb* (CZ.08.02.01/01/24_015/0000467). Projekt probíhal ve spolupráci se společností ENKI o.p.s., která se podílela na odběru vzorků vody a bioty na Babických rybnících, které vlastní Lesy ČR. Můj podíl spočíval ve výlovech a zpracování dat.

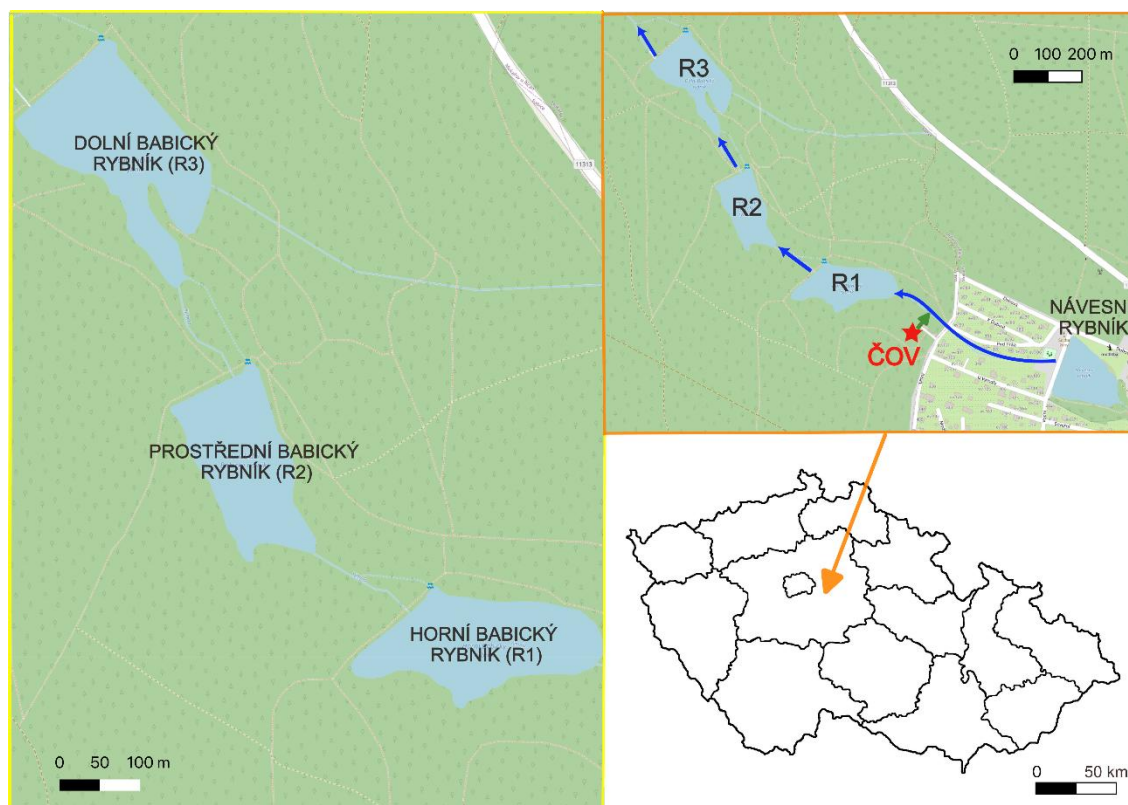
3.1. Popis soustavy

Tato bakalářská práce byla realizována na soustavě tří Babických rybníků (Horní Babický rybník – R1, Prostřední Babický rybník – R2; Dolní Babický rybník – R3), které se nacházejí ve Středočeském kraji, okrese Praha-východ. Soustava leží východně od města Říčany, mezi obcemi Babice a Mukařov (Obr. 3).

Soustava byla vybudována kolem roku 1950 v horní části potoku Výmola, který je levostranným přítokem řeky Labe. Rybníky nemají obvodovou stoku a jsou tedy průtočné. Přitékající voda je částečně z okolních lesů, které obklopují soustavu rybníků. Primárním zdrojem je však potok Výmola, který protéká zahrádkářskou oblastí a ústí do ní výtok z návesního rybníce v Mukařově a odtok z ČOV Mukařov.

ČOV Mukařov byla vybudována v roce 1994. Čistírna byla několikrát intenzifikována a modernizována na aktuální kapacitu 660 ekvivalentních obyvatel (EO). EO je jednotka vyjadřující průměrnou denní produkci odpadních vod jedním člověkem (150 l odpadních vod a 60 g BSK₅).

V roce 2020 došlo k dokončení dvouleté revitalizace soustavy, během níž Lesy České republiky, s.p. v rámci programu *Vracíme vodu lesu* odbahnily, opravily a opevnily tělesa hrází, vybudovaly nová výpustná zařízení a opravily bezpečnostní přelivy. Revitalizace byla nezbytná z důvodu dřívějších povodní, které narušily tělesa hrází a bezpečnostních přelivů a také přinesly velké množství splavenin.



Obr. 3. Poloha sledované soustavy stabilizačních rybníků a uspořádání jednotlivých nádrží. Vlevo detail tří sledovaných rybníků (R1–R3), vpravo nahoře jejich umístění v soustavě ve vztahu k ČOV a směru proudění vody a vpravo dole lokalizace v rámci České republiky.

3.1.1. Horní Babický (R1)

Horní Babický rybník je prvním rybníkem v soustavě. Je napájen potokem Výmola, do něhož ústí odtok z ČOV Mukařov. Hladina rybníka by neměla za normálního stavu přesáhnou kótu 414,18 m n. m., aby nedošlo k zaplavení čistírny. Vodní plocha za normálního stavu činí 1,05 ha při objemu 9 223 m³. V nejhlubším místě dosahuje hloubky 2,25 m a průměrná hloubka rybníka je 0,88 m. V případě zvýšení hladiny o 0,4 m na úroveň bezpečnostního přelivu se vodní plocha zvětší na 1,41 ha při objemu 14 178 m³ a průměrné hloubce 1 m. Hráz je sypaná z homogenního materiálu a z návodní strany je opevněna kamenným záhozem. Délka koruny hráze je 107 m a nachází se v nadmořské výšce 415 m n. m. V rámci revitalizace rybníce byla v horní jeho části vybudována kamenná hráze, která vytváří předzdrž a vymezuje litorální zónu nádrže. Předzdrž má plochu 2400 m² a slouží k zadržování splavenin a usnadnění jejich odstranění.

3.1.2. Prostřední Babický (R2)

Prostřední Babický rybník se nachází pod Horním Babickým rybníkem, z kterého je zároveň napájen. Za normálního stavu činí vodní plocha 1,03 ha při objemu 14 065 m³. V nejhlubším místě dosahuje hloubky 2,6 m a průměrná hloubka činí 1,37 m. V případě zvýšení hladiny o 0,4 m na úroveň bezpečnostního přelivu se vodní plocha zvětší na 1,17 ha při objemu 18 598 m³ a průměrné hloubce 1,59 m. Hráz je sypaná z homogenního materiálu a z návodní strany je opevněna kamenným záhozem. Délka hráze je 81,2 m a nachází se v nadmořské výšce 412,1 m n. m.

3.1.3. Dolní Babický (R3)

Dolní Babický rybník je poslední v soustavě. Je napájen z Prostředního Babického rybníka a zároveň do něj přitéká i voda z přilehlého lesního povodí. Za normálního stavu je vodní plocha 1,43 ha při objemu 22 210 m³. V nejhlubším místě dosahuje hloubky 3,65 m a průměrná hloubka rybníka činí 1,55 m. V případě zvýšení hladiny o 0,4 m na úroveň bezpečnostního přelivu se vodní plocha zvětší na 1,62 ha při objemu 28 334 m³ a průměrné hloubce 1,7 m. Hráz je sypaná z homogenního materiálu a z návodní strany je opevněna kamenným záhozem. Délka hráze činí 112 m a nachází se v nadmořské výšce 407,6 m n. m.

3.2. Odběr vzorků

3.2.1. Monitoring kvality vody

Bakalářská práce vychází z dat získaných v letech 2023, 2024 a 2025. Odběry a rozborů vody byly prováděny čtyřikrát během každé sezóny, vždy ve stejném období. První odběr probíhal na jaře (v květnu), následovaly dva odběry v letním období (v červenci a srpnu) a poslední odběr byl realizován na přelomu léta a podzimu (v září). Vzorky vody byly odebírány ze všech nádrží soustavy v jednom dni a vždy na stejném místě, konkrétně u výpustního zařízení.

Na místě proběhlo stanovení základních fyzikálně-chemických parametrů vody. Vertikální profil rozpuštěného kyslíku pro stanovení rozpuštěného kyslíku na (hladina, 1, 2, 3 a 4 m), teplota, vodivost a pH byly měřeny multiparametrickou sondou YSI

ProQuatro. K odhadu biomasy fytoplanktonu a sinic byla využita sonda AlgaeTorch (stanovení celkového množství chlorofylu-a v řasách a v sinicích). Průhlednost byla stanovena Secchiho deskou. Zároveň byly odebrány vzorky vody pro chemické analýzy.

Odebrané vzorky vody byly analyzovány laboratoří ENKI o.p.s. dle standardizovaných protokolů. Po převozu byly vzorky zapsány do knihy vzorků a ke každému vzorku bylo přiděleno identifikační číslo. V laboratoři byly analyzovány následující parametry: pH, kyselinová neutralizační kapacita ($\text{KNK}_{4,5}$), chemická spotřeba kyslíku (CHSK_{Cr}), nerozpuštěné látky (NL), amoniakální dusík ($\text{NH}_4\text{-N}$), dusitanový dusík ($\text{NO}_2\text{-N}$), dusičnanový dusík ($\text{NO}_3\text{-N}$), celkový dusík (TN), fosforečnanový fosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$), celkový fosfor (TP), celkový organický uhlík (TOC).

Pro stanovení hodnot pH a $\text{KNK}_{4,5}$ byl použit titrátor Hach – TitraLab AT1000 Series a 50 ml nefiltrovaného vzorku. Následovalo stanovení CHSK_{Cr} pomocí spektrofotometrie. Přesně 2 ml vzorku byly odebrány do kyvety Hach LCI500, uzavřeny, promíchány a následně v termostatu Hach LT 200 zahřáty na 150 °C po dobu 120 minut. Následně se vzorky analyzovaly ve spektrofotometru DR 1900, přičemž nejdříve bylo potřeba přístroj vynulovat kyvetou s destilovanou vodou a až poté se měřily jednotlivé kyvety se vzorky při vlnové délce 440 nm.

Pro stanovení celkových živin (TN, TP a TOC) se vzorky filtrovaly přes síto s velikostí ok 100 μm a pro stanovení rozpuštěných živin ($\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ a $\text{PO}_4\text{-P}$) se filtrovalo přes filtr se skleněnými vlákny Whatman GF/C o velikosti ok 1,2 μm .

Na stanovení nerozpuštěných látek (NL) bylo potřeba zvážit GF/C filtr a znát množství přefiltrovaného vzorku. Následně byl filtr vysušen v sušárně Venticell 111 při 105 °C do konstantní váhy. Poté byl filtr zvážen na elektronických vahách Kern 770–14. Celkové množství NL v g/l bylo dopočítáno rozdílem váhy filtru, kterým prošla voda a váhy čistého filtru vyděleným objemem přefiltrované vody.

Pro stanovení $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$ byl využit kontinuální průtokový analyzátor Skalar San++, který pracuje na principu reakce vzorku s příslušnými činidly a následného fotometrického vyhodnocení. Parametry TN a TP byly stanoveny stejným přístrojem po předchozí mineralizaci vzorků. Pro stanovení TOC byl využit přístroj Skalar Formacs HT TOC.

3.2.2. Odběr a zpracování vzorků zooplanktonu

Zooplankton byl odebírán vrhací planktonní sítí s velikostí ok 80 µm, kdy bylo házeno do vzdálenosti 3–5 m se třemi opakováními. Odebrané vzorky byly fixovány 38 % formaldehydem na výslednou koncentraci cca 4 %. Hodnocení a determinace byla provedena v laboratoři pod mikroskopem Olympus CX21. Kvalitativní hodnocení zooplanktonu bylo zaměřeno na zastoupení hlavních taxonomických skupin, zejména perlooček (Cladocera), klanonožců (Copepoda) a vířníků (Rotifera), a na jejich velikostní strukturu. Biomasa zooplanktonu byla přepočítána na sušinu. Kdy nejdříve byla změřena ve 100 ml skleněných kalibrovaných válcích po 2hodinové sedimentaci v ml a následně biomasa zooplanktonu v ml byla přepočítána na biomasu zooplanktonu v g*m⁻³ (Baxa, 2018).

$$mdw = \frac{Vi \times 0,5 \times k}{V} \times 1000$$

Kde: mdw – sušina vzorku v mg*l⁻¹

Vi – objem vzorku získaného 2 h sedimentací v odměrném válci

0,5 – přepočet objemu na čerstvou váhu

k – konstanta 0,083 (vychází z průměrné hodnoty sušiny 8,3 %)

V – objem protažené vody v litrech.

3.3. Obsádky ryb

Rybí obsádka pro jednotlivé roky byla navržena na základě zkušeností z předchozích let a podle aktuálního stavu rybníků. Rybí obsádky v rybnících nebyly navrženy tak aby dosáhly co největší produkce, ale k zajištění dostatečného predančního tlaku na zooplankton a k omezení zarůstání hladiny okřehkem (*Lemna sp.*). Zvolené druhy byly kapr obecný (*Cyprinus carpio*), amur bílý (*Ctenopharyngodon idella*), karas zlatý (*Carassius auratus*), tolstolobik bílý (*Hypophthalmichthys molitrix*), štika obecná (*Esox lucius*) a bílá ryba jako plotice obecná (*Rutilus rutilus*) a perlín ostrobřichý (*Scardinius erythrophthalmus*). Tyto druhy byly zvoleny z důvodu vyšší tolerance k malému nasycení vody kyslíkem.

Biomasa a druhové složení nasazených ryb se pro jednotlivé roky lišilo (Tabulka 1). Rybníky byly nasazeny v jarním období, s výjimkou rybníka R3 v roce 2022, který byl nasazen kaprem obecným již na podzim při výlovu rybníka R2. Biomasa amura bílého v rybníce R3 v roce 2023 nebyla známá z důvodu úniku ryb s vodou z rybníka R2 při výlovu v roce 2022.

Tabulka 1: Množství nasazených druhů ryb (kg) do jednotlivých rybníků (R1 – horní, R2 – prostřední, R3 – dolní) v letech 2023–2025

Rybník	Druh	Rok		
		2023	2024	2025
R1	karas zlatý	-	50	-
R2	kapr obecný	100	20	120
	amur bílý	-	15	70
	tolstolobik bílý	-	5	-
R3	kapr obecný	300	100	-
	amur bílý	?	80	50
	tolstolobik bílý	-	5	-
	štika obecná	-	-	10
	bílá ryby	-	-	400

U kapra obecného byly nasazované ryby zastoupeny v několika věkových kategoriích. V roce 2023 byl na rybníce R2 nasazen plůdek (K_1) a rybník R3 byl nasazen tržní rybou (K_3 - K_4). Pro rok 2024 byla zvolena stejná věková kategorie, zatímco do rybníce R2 a R3 byla nasazena násada kapra (K_2). V posledním roce (2025) byl do rybníka R2 nasazen kapr K_2 , zatímco rybník R3 byl ponechán bez obsádky kapra. U ostatních druhů ryb byly nasazeny pouze jednoleté nebo dvouleté věkové kategorie.

Výlovy probíhaly buď v podzimním nebo v jarním období. Množství vylovených ryb se v průběhu na některých rybnících lišilo (Tabulka 2). Rybník R1 nebyl po celou dobu sledování vyloven. Na zbylých dvou rybnících bylo v jednotlivých letech vyloveno podobné množství kapra. Amur a tolstolobik byly v rybnících nasazeny jako doplňkové druhy ryb, i přesto byla lovena vysoká biomasa těchto druhů, zejména amura. Na jaře v roce 2025 při výlovu rybníka R2 bylo vyloveno velké množství bílé ryby, která byla nasazena do rybníka R3. K této obsádce bylo přisazeno 100 ks ročních štik. Štíky v rybníce dosáhly velkého přírůstku, kdy na podzim při výlovu dosáhly průměrné hmotnosti 1 kilogram.

Tabulka 2: Množství vylovených druhů ryb (kg) na jednotlivých rybnících (R1 – horní, R2 – prostřední, R3 – dolní) v letech 2023–2025

Rybník	Druh	Rok		
		2023	2024	2025
R1	karas zlatý	neloven	neloven	neloven
	kapr obecný	400	333	330
R2	amur bílý	-	203	100
	tolstolobik bílý	-	20	-
	bílá ryba	-	220	-
	karas zlatý	2	-	-
	ostatní	5	-	300
	kapr obecný	300	300	-
R3	amur bílý	200	150	150
	tolstolobik bílý	-	20	-
	štika obecná	-	-	110
	bílá ryby	-	-	300
	karas zlatý	100	-	-
	karas stříbřitý	500	-	-
	ostatní	70	300	-

3.4. Zpracování dat a statistické hodnocení

Cílem bakalářské práce bylo zhodnotit změnu koncentrací vybraných živin napříč soustavou Babických rybníků a odhadnout jejich retenční kapacitu a zároveň zhodnotit potenciál využití rybníků k chovu ryb.

Pro hodnocení retenční kapacity soustavy byla použita dvojice hodnot koncentrací z prvního (vstupního) a posledního (výstupního) rybníka v kaskádě. Do analýzy byly zahrnuty následující živiny: TP, TN, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$ a TOC.

Naměřené hodnoty byly převedeny do stejných jednotek, tj. $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Měření pod mezí stanovitelnosti byla pro účely výpočtu nahrazena polovinou příslušné meze ($\frac{1}{2}$ LOD), aby bylo možné zachovat konzistentní datový soubor.

Retenční účinnost soustavy byla vypočtena pro každý odběr podle vztahu:

$$RE (\%) = 100 \times (1 - C_{\text{last}}/C_{\text{first}})$$

kde C_{first} představuje koncentraci ve vstupním a C_{last} ve výstupním rybníce. Vzhledem k absenci údajů o průtocích je tato metoda interpretována jako proxy ukazatel retenční účinnosti, založený pouze na koncentračních poměrech. Výsledky jsou prezentovány pro jednotlivé odběry.

Dalším z cílů bylo vyhodnotit produkci ryb, kdy pro vylovené rybníky byla vypočtena produkce v kilogramech na hektar podle vzorečku:

$$P = m_v - m_n,$$

kde m_v je množství vylovených ryb, m_n množství nasazených ryb. Pro rok 2025 na rybníce R3 bylo potřeba ještě přepočítat množství zkonzumovaných ryb štikou obecnou. Bylo počítáno s krmným koeficientem 5 (5 kg zkonzumovaných ryb na 1 kg přírůstku štiky obecné).

Parciální redundanční analýza (partial RDA) v programu Canoco 5 byla použita k hodnocení rozdílů v souboru sledovaných environmentálních parametrů mezi jednotlivými rybníky soustavy (Šmilauer a Lepš, 2014). Jako vysvětlující proměnná byl zařazen rybník (R1–R3), zatímco rok a měsíc odběru byly použity jako kovariáty. Před analýzou byl proveden výběr environmentálních proměnných na základě Spearmanovy korelační analýzy (Příloha 1). Vysvětlované proměnné byly následně logaritmicky transformovány [$\log_{10}(x + 1)$]. Grafická vizualizace dat byla provedena v programu GraphPad Prism 11.

4. Výsledky

4.1. Dynamika environmentálních parametrů

4.1.1. In situ měřené parametry vody

U parametrů měřených in situ byly během tříletého sledování patrné rozdíly jak mezi jednotlivými rybníky, tak i v rámci jednotlivých let (Tabulka 3). Nejvýraznější změny se týkaly koncentrace rozpuštěného kyslíku, pH a průhlednosti vody. Ve směru po soustavě se zlepšovaly kyslíkové poměry, přičemž nejvyšší koncentrace rozpuštěného kyslíku i jeho procentuální nasycení byly opakovaně zjištěny v rybníce R3. Tento trend byl nejvýraznější v roce 2025, kdy v rybníce R3 koncentrace rozpuštěného kyslíku dosáhla $10,805 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ a nasycení 122,65 %. Naopak nejnižší naměřené hodnoty kyslíku byly zaznamenány v roce 2023 v rybníce R2.

Hodnoty pH byly ve většině případů nejvyšší ve spodní části soustavy, zejména v letech 2024 a 2025, kdy v rybnících R2 a R3 přesahovaly hodnotu 8,3. Teplota vody mezi jednotlivými rybníky výrazněji nekolísala a odrážela především sezónní průběh jednotlivých let, přičemž nejvyšší průměrné teploty byly zaznamenány v roce 2025. Průhlednost vody byla nejnižší v rybníce R2, zatímco v rybníce R3 dosahovala ve srovnání s ostatními rybníky spíše vyšších hodnot. Konduktivita byla nejvyšší v horní části soustavy, zejména v rybníce R1 v letech 2024 a 2025, a směrem po soustavě většinou mírně klesala.

Tabulka 3: Hodnoty fyzikálně-chemických parametrů na sledovaných rybnících (n pozorování = 4). Hodnoty jsou uvedeny jako medián, kdy v závorkách jsou uvedeny minimální a maximální hodnoty rozděleny po jednotlivých rybnících (R1 – horní, R2 – prostřední, R3 – dolní) v letech 2023–2025.

Rok	2023			2024			2025		
Rybník	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3
O ₂ (mg·l ⁻¹)	4,59 (0,54-6,98)	0,90 (0,7-6,53)	4,16 (1,34-7,46)	4,50 (2,01-6,53)	7,95 (4,51-9,02)	5,72 (5,03-7,06)	6,64 (3,78-10,8)	8,39 (6,39-9,64)	10,81 (5,55-12,02)
O ₂ (%)	46 (5,5-75,9)	9,45 (7,3-61,6)	41,5 (14,4-82,1)	44,9 (24,8-81,2)	79,35 (52,1-115,7)	65,1 (58-69,6)	76,3 (47,1-113)	90,5 (81,8-119,8)	122,65 (70-134)
Teplota (°C)	17,7 (14,2-19,6)	18,15 (12,7-18,8)	18,8 (13,8-20)	20,25 (13,2-26,4)	19,55 (12,7-27,7)	20,1 (13-26,8)	21,95 (17,3-26,3)	22,9 (17,9-26,3)	22,65 (18,6-27,3)
Průhlednost (m)	0,45 (0,22-0,6)	0,26 (0,15-0,4)	0,43 (0,2-0,7)	0,9 (0,6-1,2)	0,35 (0,3-0,4)	0,8 (0,8-1)	0,55 (0,3-0,6)	0,3 (0,2-0,4)	0,75 (0,5-0,8)
pH	7,53 (7,14-8,82)	7,16 (7,11-8,97)	7,46 (7,19-9,14)	7,42 (7,16-8,59)	8,35 (7,26-9,83)	7,64 (7,29-7,96)	7,71 (7,27-9,67)	8,8 (8,36-9,68)	9,09 (8,22-9,52)
Konduktivita (mS·cm ⁻¹)	455,5 (427,8-562)	484,5 (384,9-527)	464,7 (356,3-574)	584 (240,9-694)	546,00 (241,0-619)	496,00 (252,8-760)	568,5 (429-649)	514,85 (471,8-607)	469,3 (423,7-527)

4.1.2. Vybrané ukazatele kvality vody

Na obdobné rozdíly mezi rybníky a jednotlivými roky navazovaly i výsledky laboratorních analýz vody (Tabulka 4). U celkového dusíku a celkového fosforu byl v rámci sledované soustavy patrný postupný pokles koncentrací ve směru od rybníce R1 k rybníce R3. Nejvyšší hodnoty TN i TP byly opakovaně naměřeny v rybníce R1, zatímco nejnižší v rybníce R3. Odlišná dynamika byla zaznamenána u TOC, NL a CHSK_{cr}. U TOC byly v roce 2024 nejvyšší hodnoty zaznamenány v rybníce R2 a v roce 2025 v rybníce R3. Koncentrace NL byly nejvyšší v rybníce R2, podobně jako hodnoty CHSK_{cr} v letech 2023 a 2024, zatímco v roce 2025 byla CHSK_{cr} nejvyšší v rybníce R1.

Tabulka 4: Koncentrace sledovaných environmentálních parametrů ve sledovaných rybnících (CHSK_{cr} – chemická spotřeba kyslíku dichromovou metodou, NH₄-N – amoniakální dusík, NO₃-N – dusičnanový dusík, NO₂-N – dusitanový dusík, TN – celkový dusík, PO₄-P – fosforečnanový fosfor, TP – celkový fosfor, TOC – celkový organický uhlík, NL – nerozpuštěné látky) (n pozorování = 4). Hodnoty jsou uvedeny jako medián, v závorce jsou uvedeny minimální a maximální hodnoty rozdělený po jednotlivých rybnících (R1 – horní, R2 – prostřední, R3 – dolní) v letech 2023–2025.

Rok	2023			2024			2025		
Rybník	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3
CHSK _{cr} (mg*I ⁻¹)	50,2 (34–91,1)	51,9 (44–64)	47,05 (44–57,5)	35,6 (28,7–38,7)	52,25 (39,1–62,7)	41,35 (30,7–44,2)	65,15 (39,6–83)	54,25 (43,9–88,6)	57 (46,9–101)
TN (mg*I ⁻¹)	7,27 (2,3–7,615)	2,85 (2,33–4,12)	1,87 (1,71–2,01)	12,99 (5,13–17,53)	5,26 (3,54–9,04)	2,89 (1,54–4,18)	4,35 (4,12–7,05)	2,25 (2–2,52)	1,65 (1,58–2,59)
TP (mg*I ⁻¹)	2,58 (0,37–3,4)	1,19 (0,2–1,45)	0,204 (0,01–0,38)	2,85 (0,32–3,23)	1,43 (0,48–2,04)	0,24 (0,15–0,5)	1,49 (0,95–3,06)	0,471 (0,322–0,694)	0,22 (0,1–0,42)
TOC (mg*I ⁻¹)	–	–	–	22,16 (18–24,18)	26,13 (18,8–27,6)	19,73 (18,95–23,43)	20,82 (18,32–26,14)	23,84 (19,39–38,15)	24,32 (20,11–28,67)
NL (mg*I ⁻¹)	16,1 (7,38–55,33)	24,4 (7,4–48)	18,15 (7,6–47,33)	10,7 (4–13,2)	22,37 (13–44,5)	10,17 (3,2–20,4)	9,08 (7,14–58)	29,2 (15,67–44)	11,67 (7,67–28,75)

4.1.3. Sezónní dynamika rozpuštěných forem živin

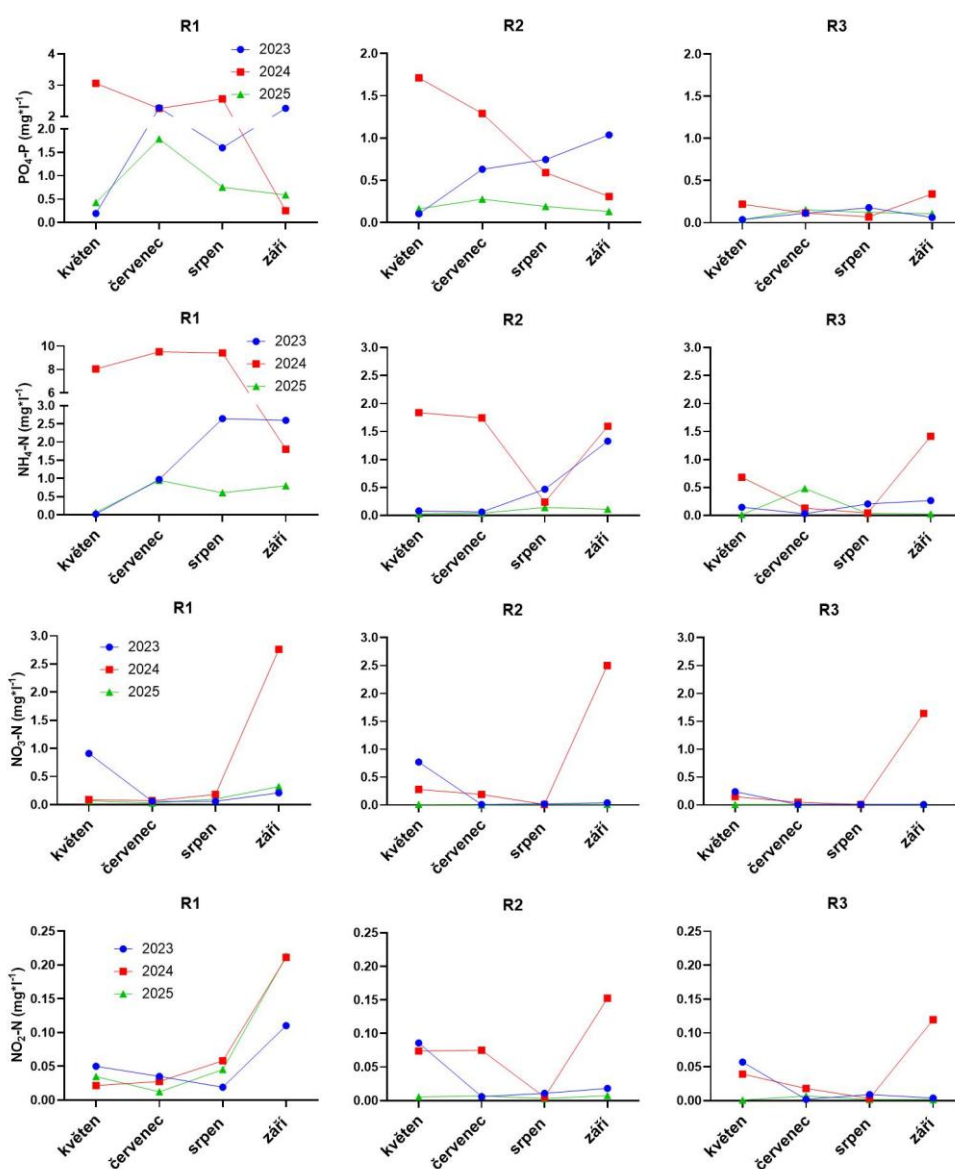
Sezónní dynamika koncentrace rozpuštěných živin se lišila mezi jednotlivými rybníky i sledovanými roky (Obr. 4.). Nejvíce variabilní v průběhu sledování byly koncentrace NH₄-N a PO₄-P.

V letech 2024 a 2025 byl od jara sledován pokles koncentrace PO₄-P. Výjimkou byl rybník R3, kde byl v září roku 2024 zaznamenán mírný nárůst koncentrace. V roce 2023 měl však průběh koncentrací PO₄-P v jednotlivých rybnících odlišný charakter.

Také u NH₄-N se sezónní dynamika mezi rybníky i roky výrazně lišila. V roce 2023 byl u koncentrace NH₄-N patrný postupný nárůst koncentrací v průběhu sledovaného období na všech rybnících. V následujícím roce byly na rybních R2 a R3 zaznamenány vyšší květnové hodnoty, po nichž následoval pokles v červenci a srpnu a následně zvýšení v září. Na rybníce R1 však v roce 2024 koncentrace NH₄-N nejprve výrazně vzrostla až téměř k hodnotě 10 mg*I⁻¹, poté však prudce poklesla. V roce 2025

na rybnících R2 a R3 došlo k letnímu zvýšení a v září k poklesu koncentrace, zatímco na rybníce R1 koncentrace kolísaly bez zřetelného trendu.

Sezonní dynamika koncentrací obou oxidovaných forem dusíku vykazovala podobný průběh. Obecným trendem byly vyšší květnové koncentrace, následný pokles v letním období a opětovný nárůst v září. Od tohoto trendu se odchýlil rybník R3 v roce 2023, kde zářijové zvýšení nebylo zaznamenáno, a rok 2025, kdy na lokalitách R2 a R3 zůstávaly koncentrace oxidovaných forem dusíku po celé sledované období na nízké úrovni.



Obr. 4. Sezonní průběh koncentrací rozpuštěných živin (PO₄-P – fosforečnanový fosfor, NH₄-N – amoniakální dusík, NO₃-N – dusičnanový dusík, NO₂-N – dusitanový dusík) v soustavě Babických rybníků v letech 2023–2025.

4.2. Planktonní společenstva

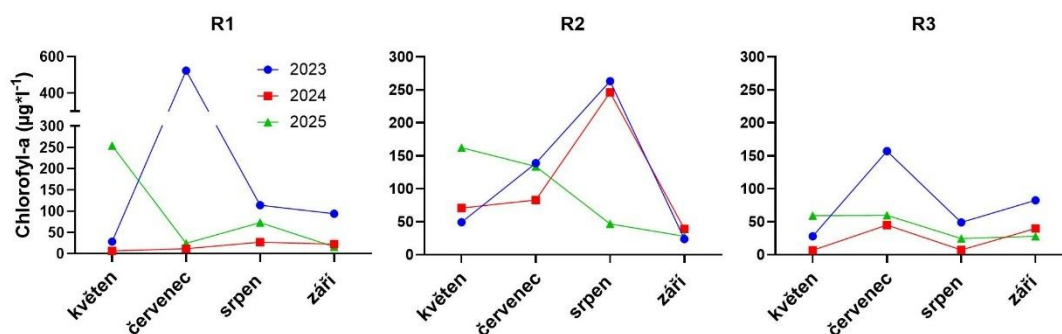
4.2.1. Fytoplankton

Sezónní dynamika fytoplanktonu, vyjádřená koncentrací chlorofylu-a, se mezi jednotlivými rybníky i roky lišila (Obr. 5.). Zatímco v roce 2023 a částečně i v roce 2024 byly naměřeny vyšší hodnoty koncentrace chlorofylu-a spíše v letních měsících, v roce 2025 byly nejvyšší hodnoty zaznamenány již v květnu a v průběhu sezóny následně klesaly. Napříč sledovanými rybníky a roky byly nejvyšší koncentrace chlorofylu-a naměřena v rybníce R2.

V průběhu roku 2023 byly hodnoty nejvíce proměnlivé na rybníce R1, kde koncentrace chlorofylu-a vzrostla z $28,4 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ v květnu na $523,3 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ v červenci. V následujících dvou měsících se hodnoty pohybovaly kolem $100 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$.

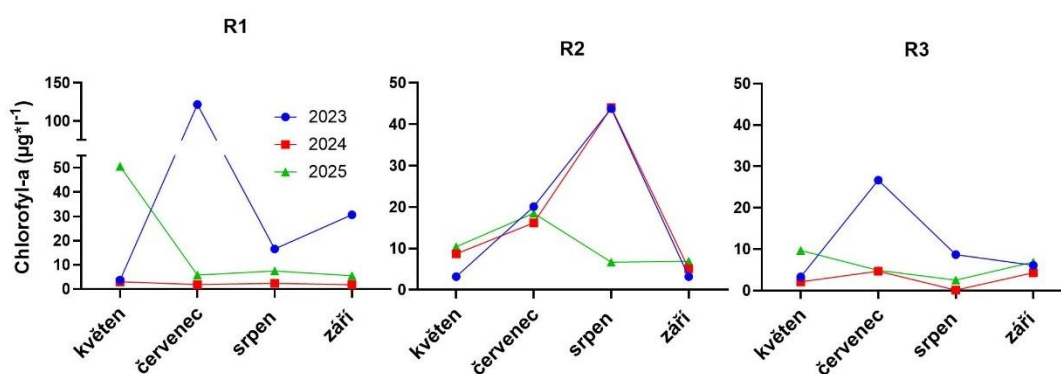
V roce 2024 na rybnících R1 a R3 nedošlo k výraznému nárůstu biomasy fytoplanktonu; hodnoty chlorofylu-a nepřesáhly hranici $46 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Naopak rybník R2 měl podobný průběh jako v roce předchozím, kdy v průběhu sledování docházelo k postupnému nárůstu biomasy až do srpna, zatímco v září došlo k výraznému poklesu.

Rok 2025 měl ve srovnání s předchozími sledovanými roky odlišný průběh. Nejvyšší hodnoty chlorofylu-a byly zaznamenány již v květnu a v dalším průběhu sledovaného období jejich koncentrace ve všech rybnících postupně klesala.



Obr. 5. Průběh koncentrací chlorofylu-a ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) ve fytoplanktonu na jednotlivých rybnících (R1 – horní, R2 – prostřední, R3 – dolní) v letech 2023–2025.

Koncentrace chlorofylu-a v sinicích částečně kopírovala průběh celkového chlorofylu-a, ale ne ve všech termínech tvořily sinice jeho hlavní složku (Obr. 6.). Nejvýraznější shoda byla patrná v rybníce R1 v červenci 2023, kdy byly vysoké hodnoty zaznamenány u obou parametrů. V roce 2024 se podobně jako u celkového chlorofylu-a projevil letní nárůst především v rybníce R2. V roce 2025 byl naopak výraznější vrchol chlorofylu sinic zaznamenán v rybníce R1 již v květnu. Celkově tak sinice tvořily významnou složku fytoplanktonu zejména při letních maximech v rybnících R1 a R2, zatímco v ostatních případech mohl nárůst celkového chlorofylu-a souviset i s rozvojem dalších skupin fytoplanktonu.



Obr. 6. Průběh koncentrace chlorofylu a ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) v sinicích na jednotlivých rybnících (R1 – horní, R2 – prostřední, R3 – dolní) v letech 2023–2025.

4.2.2. Zooplankton

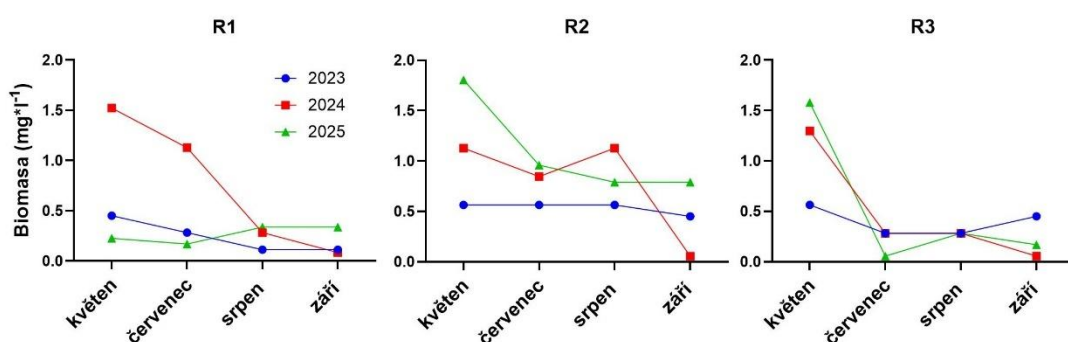
Biomasa zooplanktonu, vyjádřená jako sušina vzorku ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), se během sledování měnila jak v průběhu vegetační sezóny, tak mezi jednotlivými rybníky i mezi lety (Obr. 7.). V soustavě byly zaznamenány tři hlavní taxonomické skupiny zooplanktonu, a to vířníci (Rotifera), buchanky (Copepoda) a perloočky (Cladocera).

Rok 2023 se vyznačoval nejnižší celkovou biomasou. Nejvyšší hodnoty byly zaznamenány v rybnících R2 a R3. Zastoupení jednotlivých taxonomických skupin bylo v jarním období velmi rozdílné (R1 buchanky, R2 vířníci a R3 perloočky). V letním a podzimním období dominovaly drobnější taxonomické skupiny zooplanktonu.

V roce 2024 byla zaznamenána vysoká biomasa zooplanktonu. V rybníce R1 dominovaly po většinu sezony velké druhy perlooček. V rybnících R2 a R3 byla biomasa

rovněž vysoká, avšak s postupným sezonním posunem k drobnějším taxonomickým skupinám.

V roce 2025 byly zaznamenány největší rozdíly v biomase zooplanktonu mezi jednotlivými rybníky. Vyšší hodnoty byly zaznamenány v rybnících R2 a R3, zatímco v R1 byly hodnoty nízké. Zároveň v celé soustavě po celé sledované období dominovali vířníci, kopepoditová stádia buchanek a drobné perloočky. To ovšem neplatilo pro rybník R3 v jarním období, kde dominovaly perloočky.



Obr. 7. Biomasa zooplanktonu ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$) na jednotlivých rybnících (R1 – horní, R2 – prostřední, R3 – dolní) v letech 2023–2025.

4.3. Ryby

Rybí obsádka se v jednotlivých letech i mezi rybníky lišila druhovým složením, věkovou kategorií i biomasou nasazených ryb, což se přímo odrazilo v celkové produkci ryb (Tabulka 5). Výlovy byly realizovány každoročně v jarním nebo v podzimním období.

Rybník R2 vykazoval v prvních dvou letech sledování stabilní produkci kapra. Naopak u rybníce R3 byla produkce velmi nevyrovnaná. Zatímco v prvním roce zde nebyla žádná, v následujícím roce byla produkce 200 kg. Velké rozdíly v produkci byly také patrné u doplňkových druhů ryb, a to jak meziročním srovnání, tak i jednotlivými rybníky, což souviselo s odlišnou strukturou násad v jednotlivých letech (tabulka 2).

Nejvyšší produkce byla zaznamenána u karase stříbřitého na rybníce R3 v roce 2023. Na stejném rybníce v roce 2025 bylo vyloveno 100 kg méně bílé ryby, než bylo nasazeno. V tomto byla obsádka založena na kombinaci dravců a krmné rybě, přičemž nasazená štika obecná dokázala utlumit celkovou biomasu bílé ryby.

Tabulka 5: Přírůstek (kg) vylovených druhů ryb na jednotlivých rybnících (R1 – horní, R2 – prostřední, R3 – dolní) v letech 2023–2025.

Rybník	Druh	Rok		
		2023	2024	2025
R1	karas zlatý	neloven	neloven	neloven
	kapr obecný	300	313	210
	amur bílý	-	188	30
	tolstolobik	-	15	-
	bílá ryba	-	220	-
	karas zlatý	2	-	-
R2	ostatní	5 kg	-	300 kg
	kapr obecný	0	200	-
	amur bílý	200	70	100
	tolstolobik	-	15	-
	štika obecná	-	-	100
	bílá ryby	-	-	-100
	karas zlatý	100	-	-
	karas stříbřitý	500	-	-
R3	ostatní	70	300	-

Výsledky celkové produkce ukázaly, že některé rybníky jsou schopné dávat poměrně stálou produkci na hektar, a to především rybník R3 (Tabulka 6). Pro rok 2023 zde byla vyšší produkce ovlivněna i tím, že u části druhů nebylo množství násady přesně známo, zejména u amura bílého. Na rybníce R2 byla produkce velmi rozkolísaná. V roce 2023 byl rybník R2 nasazen až v pozdním jarním období a ryby zde měly kratší vegetační období. V následujícím roce byl již nasazen včas, ale do rybníce se dostala i bílá ryba, která zde vytvořila velkou populaci a ta se podepsala na tak vysoké produkci. V posledním roce zde byla vysazena starší věková kategorie kapra a nebyla zde tak velká populace ostatních druhů ryb. Rybníky nebyly přikrmovány, dané hodnoty tedy ukazují přirozenou produkci rybníce.

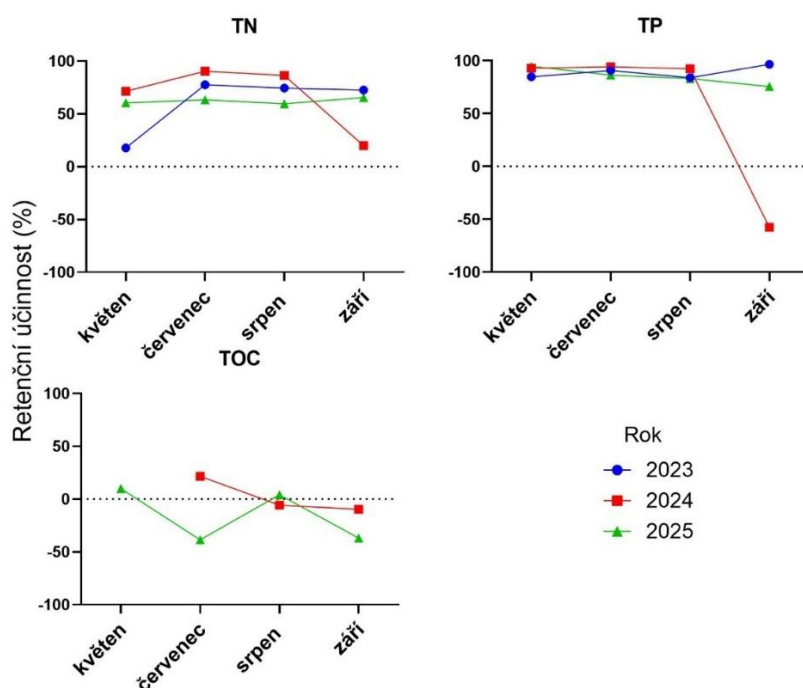
Tabulka 6: Celková produkce ryb (kg*ha⁻¹) jednotlivých rybnících (R1 – horní, R2 – prostřední, R3 – dolní) v letech 2023–2025.

Rybník/Rok	R1	R2	R3
2023	-	298,06	608,39
2024	-	714,56	409,09
2025	-	524,27	419,58

4.4. Proxy retenční účinnosti soustavy

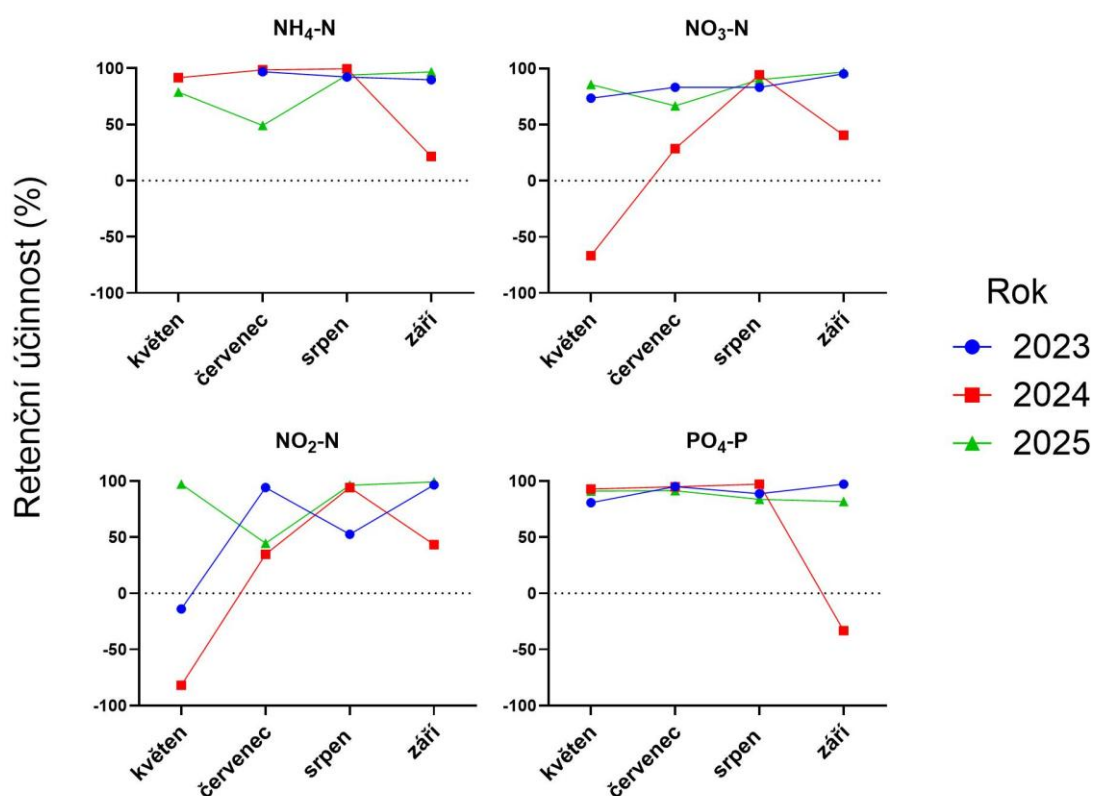
Retenční účinnost byla vyhodnocena pro ukazatele TN, TP, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$ a TOC v letech 2023–2025 jako procentuální změna koncentrací mezi vstupním a výstupním rybníkem. Kladné hodnoty značí zadržení, zatímco záporné nárůst koncentrace na výstupu.

U celkových forem živin, reprezentovaných ukazateli TN a TP, převažovaly ve všech sledovaných letech převážně kladné hodnoty (Obr. 8.). V roce 2023 byla retenční účinnost obou ukazatelů po většinu sezóny stabilně kladná. V roce 2024 dosahovala retenční účinnost TN i TP od května do srpna vysokých hodnot, avšak v září došlo k jejímu výraznému poklesu, v případě TP až do záporných hodnot. Tento vývoj pravděpodobně souvisel s povodňovou situací a výraznou obměnou vody v soustavě. V roce 2025 zůstávala retenční účinnost TN i TP po celou sezónu kladná; u TN se pohybovala přibližně mezi 60 a 70 %, zatímco u TP byla většinou vyšší, přibližně mezi 75 a 90 %. Odlišný průběh byl zaznamenán u TOC. U tohoto ukazatele se během sledování častěji objevovaly záporné než kladné hodnoty.



Obr. 8. Retenční účinnost (%) soustavy Babických rybníků pro vybrané environmentální proměnné: TN – celkový dusík, TP – celkový fosfor, TOC – celkový organický uhlík) v letech 2023–2025. Kladné hodnoty vyjadřují zadržení živin (pokles koncentrace), záporné hodnoty zvýšení koncentrace ve výstupním rybníce.

U rozpuštěných forem živin byl průběh proměnlivější a častěji se zde objevovaly i záporné hodnoty. V roce 2023 byly zaznamenány u $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ a $\text{PO}_4\text{-P}$ převážně kladné hodnoty. V roce 2024 se záporné hodnoty objevovaly zejména u oxidovaných forem dusíku při květnovém odběru. V letním období bylo i u rozpuštěných forem živin většinou zaznamenáno výrazné snížení koncentrací, zatímco zářijové povodně vedly obdobně jako u celkových forem k poklesu retenční účinnosti. V roce 2025 se účinnost snížení koncentrací rozpuštěných forem živin většinou pohybovala v rozmezí přibližně 50 až téměř 100 %.

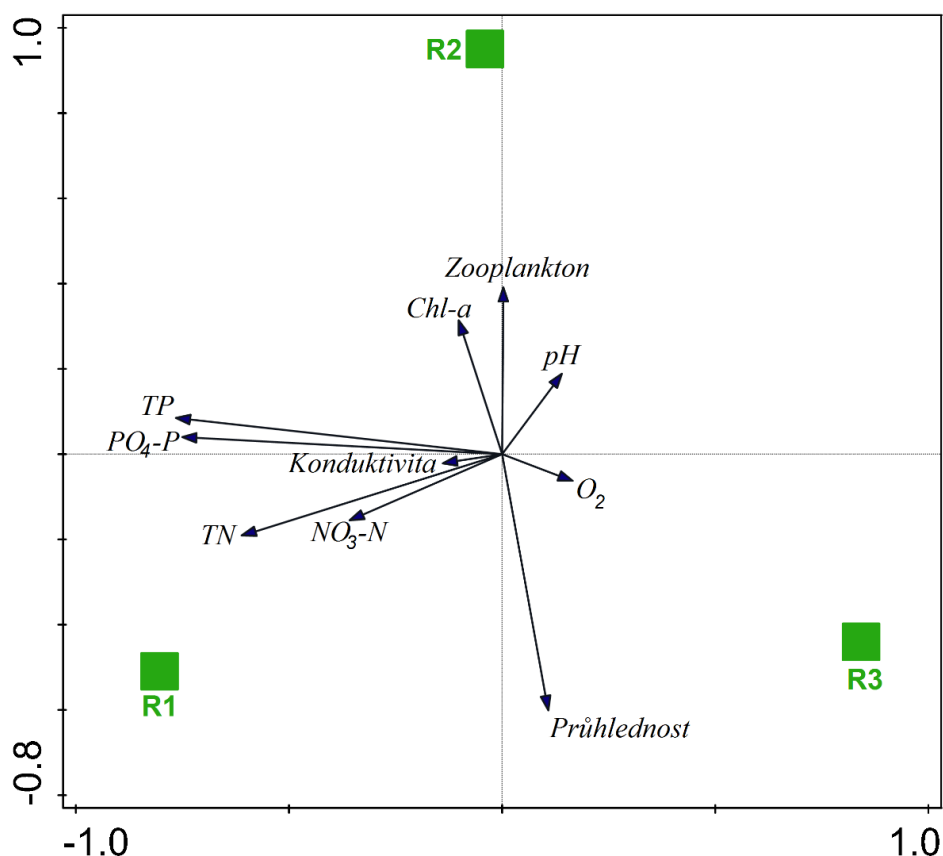


Obrázek 9: Retenční účinnost (%) soustavy Babických rybníků pro vybrané environmentální proměnné: $\text{NH}_4\text{-N}$ – amoniakální dusík, $\text{NO}_2\text{-N}$ – dusitanový dusík, $\text{NO}_3\text{-N}$ – dusičnanový dusík, $\text{PO}_4\text{-P}$ – fosforečnanový fosfor v letech 2023–2025. Kladné hodnoty vyjadřují zadržení živin (pokles koncentrace), záporné hodnoty zvýšení koncentrace ve výstupním rybníce

4.5. Rozdíly v enviromentálních parametrech

Vztah mezi jednotlivými rybníky v soustavě a sledovanými environmentálními proměnnými byl hodnocen pomocí parciální redundanční analýzy (RDA). Do analýzy byly zařazeny pouze vybrané proměnné na základě předchozí Spearmanovy korelační

analýzy, aby se omezilo zahrnutí vzájemně silně korelovaných ukazatelů (Příloha č. 1). Jako vysvětlující proměnná byl použit rybník, zatímco rok a měsíc odběru byly do analýzy zahrnuty jako kovariáty. Celý model byl statisticky průkazný (pseudo-F = 7,9; p = 0,001) a faktor rybníka vysvětlil 36,12 % celkové variability dat. Ordinační diagram ukázal výrazný hlavní gradient, podél něhož se měnilo uspořádání sledovaných environmentálních proměnných i rozmístění jednotlivých rybníků v ordinačním prostoru (obr. 10). Na jedné straně hlavního gradientu se soustředily především vyšší koncentrace TP, PO₄-P, TN a NO₃-N, které korespondovaly s rybníkem R1. Na opačné straně gradientu byl situován rybník R3, který byl spojen zejména s vyšší průhledností vody a vyšší koncentrací rozpuštěného kyslíku. Rybník R2 se od hlavního gradientu částečně odlišoval především ve směru vyšších hodnot chlorofylu-a, zooplanktonu a pH.



Obr. 10. Ordinační diagram parciální redundanční analýzy (RDA) znázorňující vztah mezi polohou rybníků v soustavě (R1–R3) a sledovanými environmentálními proměnnými. Šipky reprezentují jednotlivé proměnné (TP, PO₄-P, TN, NO₃-N, konduktivita, koncentrace kyslíku (O₂), pH, průhlednost, chlorofyl-a (Chl-a) a biomasa zooplanktonu), přičemž jejich směr a délka vyjadřují jejich korelaci s ordinačními osami. Pozice rybníků v ordinačním prostoru je výsledkem jejich vztahu k hlavním environmentálním gradientům.

5. Diskuse

Výsledky této práce ukázaly, že fungování soustavy Babických rybníků bylo výrazně ovlivněno, jak polohou jednotlivých rybníků v soustavě, tak sezónními a hydrologickými změnami. Hypotéza o postupném snižování koncentrací živin ve směru po soustavě byla podpořena pouze částečně, protože tento trend byl narušen při povodňové epizodě. Naopak hypotéza o stabilnějších fyzikálně-chemických podmínkách v posledním rybníce byla převážně potvrzena a obdobně byla podpořena i hypotéza o příznivějších podmínkách pro rybí obsádku ve spodní části soustavy.

Přestože soustava Babických rybníků nebyla původně budována jako dočišťovací stupeň, výsledky ukázaly, že je schopna významně ovlivňovat kvalitu vody a zadržovat část přitékajících živin. Morfologie jednotlivých rybníků sice plně neodpovídá parametrům projektovaných stabilizačních rybníků, podle charakteru přitékající vody i naměřené dynamiky fyzikálně-chemických parametrů však soustava nejvíce odpovídá sekundárním fakultativním rybníkům (Mara, 2004). Tento charakter se projevil zejména v provázaném vývoji kyslíkových poměrů, pH, průhlednosti vody a biomasy fytoplanktonu, které jsou pro fakultativní rybníky typické (Mara, 2004; Sperling, 2007; Verbyla a kol., 2017).

5.1. Retenční účinnost

Retenční účinnost soustavy byla ve sledovaném období proměnlivá, avšak obecně vykazovala schopnost zadržovat živiny, zejména dusík a fosfor. Dusík se v soustavě vyskytuje ve formách od $\text{NH}_4\text{-N}$ přes $\text{NO}_2\text{-N}$ až $\text{NO}_3\text{-N}$, kdy největší zastoupení měla forma $\text{NH}_4\text{-N}$ což naznačuje převahu redukované formy dusíku (Mara 2004). Dále v průběhu sledovaného období byly měřeny vyšší hodnoty $\text{NO}_3\text{-N}$ než $\text{NO}_2\text{-N}$, což může ukazovat probíhající nitrifikace (Mwegoha, 2015), ale zároveň v porovnání s $\text{NH}_4\text{-N}$ byly hodnoty vždy o jeden až dva řády nižší. Z toho je patrné, že tyto formy jsou rychle využívané primárními producenty a mikrobiální smyčkou (Mostert a Grobbelaar, 1987). Snížení celkového dusíku se v průběhu sezón pohybovalo mezi 18 až 90 %. Nejmenší účinnost byla naměřena na jaře roku 2023, kdy teplota vody byla kolem 14 °C a z toho důvodu mohla nitrifikace probíhat méně intenzivně (Babu a kol., 2010). V druhém

případě tak nízká účinnost nastala při povodních v roce 2024, kdy zřejmě došlo k propláchnutí a naředění soustavy (Cromar a Fallowfield, 1997).

Ve stejném období také došlo ke snížení účinnosti odstranění fosforu ve vodě, kdy se kladné hodnoty změnily na záporné. To mohlo být způsobeno velkým naředěním vody v soustavě, kde naměřená hodnota v rybníce R1 poklesla v porovnání s hodnotou naměřenou předchozím měsícem o jeden řád. Na rybníce R3 nemuselo být naředění tak výrazné z důvodu dvojnásobné kubatury rybníka.

Celkový organický uhlík byl měřen až od července roku 2024. Po dobu měření a byly hodnoty nejvíce záporné. Může to být způsobeno tím, že rybníky v soustavě fungují jako fakultativní rybníky, kde vlivem velkého množství snadno dostupných živin dochází k produkci organické hmoty ve formě fytoplanktonu a vodních rostlin (Mara, 2004).

5.2. Plankton

Planktonní společenstva jsou nedílnou součástí vodních ekosystémů (Kalff, 2002; Sommer a kol., 2012). Fytoplankton tvoří základ primární produkce rybníka, zatímco zooplankton zprostředkovává přenos energie a živin od primárních producentů k vyšším trofickým úrovním, zejména k rybám (Vrba a kol., 2024). V průběhu sledovaného období byly znatelné rozdíly mezi jednotlivými roky a rybníky. Dynamika fytoplanktonu je ovlivněna řadou biotických a abiotických faktorů, zejména dostupností živin, světla a vyžíracím tlakem zooplanktonu (Sommer a kol., 2012; Vrba a kol., 2024).

Během sledování nebyl patrný zcela opakující se trend rozvoje fytoplanktonu s výjimkou R2. Zde byl patrný podobný trend v první a druhém roce, kdy od května do srpna množství chlorofylu-a stoupalo a v září došlo k výraznému poklesu. To však neplatilo pro rok 2025, kdy bylo maximum zaznamenáno již na jaře a následně už jen klesalo. Na to mohlo mít vliv množství dostupných živin, které byly v tomto roce stanoveny v menších koncentracích než v předchozích letech. Zároveň to mohlo být ovlivněno obsádkou kapra, který svým chováním víří sediment a snižuje tak průhlednost vody (Adámek a Maršálek, 2013).

Nejvíce variabilní hodnoty přinesl rok 2023, kdy v červenci na rybníce R1 byla naměřena nejvyšší koncentrace chlorofylu-a ($523 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$), který odráží množství biomasy fytoplanktonu, a to při relativně vyšší průhlednosti (40 cm). Na tento vývoj mohly mít vliv drobné druhy ryb, u nichž v průběhu června mohlo dojít k výtěru, což vedlo

k utlumení zooplanktonu, který by dokázal omezit tento nárůst biomasy fytoplanktonu. Takto masivní rozvoj fytoplanktonu by mohl zavinit rozkolísání množství rozpuštěného kyslíku ve vodě a následný úhyn méně tolerantních ryb při kyslíkovém deficitu (Faina a Kubů, 1989; Verbyla a kol., 2017). V dalších letech již nedocházelo k takovým nárůstům biomasy fytoplanktonu. V květnu a v srpnu 2024 byly naměřeny na rybníce R3 velmi nízké hodnoty, i pod $10 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ chlorofylu-a. V květnu to bylo zřejmě způsobeno velkým množstvím zooplanktonu (biomasa zooplanktonu činila $1,3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$), ale v srpnu už tak velký objem zooplanktonu nebyl zaznamenán. Nízké hodnoty chlorofylu-a tedy mohly souviset s nasazením tolstolobika bílého, který je schopen filtrovat svými žaberními tyčinkami i fytoplankton (Dubský a kol., 2003).

V rámci koncentrace chlorofylu-a byla měřena také koncentrace obsažená v sinicích. Sinice v průběhu měření nikdy v biomase nepřevážily a spíše tvořily pouze část z celkové biomasy fytoplankton. To naznačuje, že živinový poměr v nádržích nemusel zvýhodňovat dominanci sinic (Amengual-Morro a kol., 2012).

Celkové množství zooplanktonu bylo ovlivněno dostupností potravy (fytoplanktonu) a zároveň jeho druhové a velikostní složení bylo ovlivněno predčním tlakem ryb (Hrbáček a kol., 1961; Sommer a kol., 2012). V prvním roce nedošlo k výraznějšímu rozvoji zooplanktonu ani z hlediska biomasy, ani velikostní struktury. V celé soustavě dominovaly hlavně buchanky a jejich kopepoditová stádia, vířníci a drobné druhy perlooček. Přitom v tomto roce nebyla v soustavě velká biomasa ryb, která by vytvořila silný vyžírací tlak na zooplankton. Mimo rybník R3, kde na podzim biomasa činila 1170 kg.

V následujícím roce byl průběh odlišný. V jarním období bylo zachyceno velké množství zooplanktonu na celé soustavě, který postupně klesal až do zářijových povodní, kdy se soustava vypláchla a biomasa zooplanktonu dosáhla jen okolo $0,07 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. V R1 dominovaly velké druhy perlooček, i když do rybníka bylo přisazeno 50 kg karase zlatého, který pravděpodobně nevyvinul na velké druhy perlooček v tak nízké biomase dostatečně silný vyžírací tlak. Na R2 docházelo k postupnému posunu ve složení zooplanktonu k menším velikostem a drobnějším druhům vlivem nárůstu nasazených a vytřených ryb.

V posledním roce se projevil rozdíl hlavně mezi rybníky. Na R2 a R3 v jarním období byla zaznamenána velká biomasa zooplanktonu (R2 $1,80 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, R3 $1,58 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$), zatímco

na R1 bylo pod hodnotu $0,23 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Biomasa na R2 klesala postupně, zatímco na R3 klesla velmi rychle. Ve stejném roce na R3 byla zvolena zcela odlišná obsádka, která byla založena na bílé rybě a štice. To mohlo mít zásadní vliv na rozdíl v biomase a taxonomického zastoupení zooplanktonu v květnu a v červenci, kdy na přelomu května a června mohlo dojít k výtěru bílé ryby a následnému vyžrání zooplanktonu (Vrba a kol., 2024). Zatímco na R2 byla zvolena podobná obsádka jako v roce předchozím, i zde se projeví rozdíly, a to zejména v zastoupení jednotlivých druhů planktonu, kdy už od jara dominovali vířníci, kopepoditová stádia klanonožců a drobné perloočky. Na R1 pravděpodobně došlo v předchozím roce k vytření vysazených ryb, což v roce 2025 mohlo omezit rozvoj zooplanktonu, jehož složení bylo podobné jako na R2.

5.3. Ryby

Ryby do soustavy nebyly nasazovány za účelem produkce, ale pro udržení co nejlepší kvalitu vody, prevenci zarůstání okřehkem a dalšími vodními rostlinami (Mara 2004; Phan-Van a kol., 2008) a k regulaci planktonu (Vrba a kol., 2024). Z těchto důvodů byl zvolen kapr obecný (filtrace zooplanktonu), amur bílý (redukce vodních rostlin), tolstolobik bílý (filtrace zooplanktonu i fytoplanktonu) a karas zlatý, který je tolerantní k nízké koncentraci kyslíku a je díky svému zbarvení dobře vizuálně kontrolovatelný bez nutnosti vypuštění rybníka. Nicméně v případě vytření může dojít k záměně s karasem stříbřitým, obzvláště v prvním roce života, kdy karas zlatý ještě není zcela vybarvený.

Ačkoliv byl chov ryb na soustavě extenzivní (bez příkrmování), dosáhla celková produkce v některých rybnících vysokých hodnot. V porovnání s produkčními rybníky byla produkce na této soustavě podstatně vyšší, v některých letech dokonce až trojnásobně vyšší (Harman a Regenda, 2012).

Rybník R2 vykazoval variabilní produkci mezi lety. V prvním roce činila necelých $300 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Nasazen byl pouze kapr, ale při výlovu byly vyloveny i jiné druhy ryb, které se do rybníka mohly dostat při vyšších průtocích z R1 (přes bezpečnostní přeliv), případně v důsledku nepovolené introdukce (Janáč a kol., 2025).

V roce 2024 zde došlo na rybníce R2 k největšímu přírůstku ryb, kdy produkce dosáhla hodnot $715 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. To mohlo být způsobeno nasazením mladých kategorií ryb (K1, Ab1 a Tb) a vytřením bílé ryby, která zde dosáhla biomasy 220 kg. Zároveň ryby

nebyly limitovány nedostatkem potravy (zooplanktonu) ani množstvím rozpuštěného kyslíku ve vodě ani hodnotou pH. V posledním roce produkce klesla na necelých 525 kg*ha⁻¹. I když se vyloвило srovnatelné množství ryb, byla produkce nižší. Jedním z možných důvodů by mohlo být nasazení starších kategorií ryb o větší počáteční kusové hmotnosti.

Rybník R3 vykazoval poměrně vyrovnanou celkovou produkci s výjimkou prvního roku. Při výlovu v roce 2023 byl výlovek amura 200 kg, který unikl v roce 2022 z rybníce R2, a zároveň došlo k vylovení velkého množství karase zlatého (100 kg) a karase stříbřitého (500 kg). To mělo zásadní vliv na celkovou produkci rybníka, ale také na přírůstek kapra, kdy se vyloвило stejné množství jako se nasadilo (300 kg).

Na stabilní produkci a přežití rybí obsádky mohla mít zásadní vliv samotná obsádka, která dokázala do určité míry stabilizovat některé parametry vody (Faina a Kubů, 1989). Vliv rybí obsádky se mohl projevit především nepřímo, a to prostřednictvím ovlivnění zooplanktonu a průhlednosti vody. Vyžírání zooplanktonu a resuspenze sedimentu způsobená rybami mohly omezovat rozvoj fytoplanktonu nebo měnit jeho sezónní dynamiku, a tím následně přispívat i ke změnám kyslíkového režimu a pH (Adámek a Maršálek, 2013). Na celkovou stabilitu prostředí mohlo mít vliv i to, že rybníky prošly kompletní revitalizací, kdy byl odtěžen sediment.

5.4. Limitace

Při interpretaci dosažených výsledků je nutné zohlednit několik limitací této práce. Za hlavní limitaci této práce lze považovat nízkou četnost odběrů, protože měření i analýzy byly v jednotlivých letech provedeny pouze čtyřikrát během sezóny. Z tohoto důvodu nemusely být zachyceny všechny krátkodobé změny a sezónní výkyvy sledovaných parametrů. Monitoring nezahrnoval analýzu přitékající vody (první odběrové místo na požeráku rybníka R1). Dále nebyl měřen parametr BSK, který se ve většině publikací uvádí jako hlavní ukazatel čištění (Mara 2004; Sperling 2007; Verbyla et al. 2017) ani průtok. To neumožnilo stanovit retenční dobu vody v jednotlivých rybnících ani přesněji vyhodnotit čisticí účinnost soustavy. Z tohoto důvodu byla retenční účinnost hodnocena pouze jako proxy ukazatel založený na změnách koncentrací mezi vstupním a výstupním rybníkem. Součástí práce dále nebylo hodnocení přítomnosti patogenů a reziduí léčiv ve vodě ani v rybách.

6. Závěr

Bakalářská práce se zabývala analýzou ekosystémové dynamiky soustavy tří stabilizačních rybníků v období let 2023–2025. Práce poskytuje důležité poznatky o fungování rybníčních soustav v roli terciárního stupně dočišťování odpadních vod.

Z výsledků vyplývá, že sledovaná soustava byla schopna zadržovat významnou část živin, zejména dusík a fosfor, jejichž koncentrace v podélném profilu od rybníka R1 k R3 postupně klesaly. Současně se však ukázalo, že retenční účinnost byla ovlivněna hydrologickými podmínkami a v průběhu sledování kolísala. V souvislosti s těmito zjištěními byla první hypotéza o zadržení živin v soustavě podpořena jen částečně, protože tento trend byl narušen při povodňových stavech. Naopak druhá hypotéza o stabilnějších fyzikálně-chemických podmínkách v posledním rybníce sledované soustavy a třetí hypotéza o příznivějších podmínkách pro ryby ve spodní části soustavy byly potvrzeny. Výsledky ukázaly, že mezi jednotlivými rybníky existoval zřetelný gradient environmentálních podmínek, přičemž poslední rybník v soustavě vykazoval vyšší průhlednost vody, vyšší koncentrace rozpuštěného kyslíku a nižší koncentrace živin než rybníky ležící výše v soustavě.

Monitoring potvrdil, že soustava má charakter sekundárních fakultativních rybníků, kde je chemismus vody (zejména pH a kyslíkový režim) primárně řízen biologickou aktivitou fytoplanktonu. Významným faktorem se ukázal být management rybí obsádky. Ve sledovaném období je dokumentováno, jak odlišné složení obsádky ovlivňuje strukturu zooplanktonu a následně průhlednost vody.

I přes dosažené výsledky je nutné poukázat na limity této studie, pramenící především z metodických možností měření. Četnost odběrů představuje určité omezení pro detailní zachycení krátkodobých sezónních trendů. Interpretace účinnosti retence živin je dále limitována absencí analýz přitékající vody a chybějícími daty o BSK či průtoku, což znemožnilo přesné stanovení retenční doby vody v jednotlivých nádržích. Z tohoto důvodu je třeba retenční účinnost chápat pouze jako orientační ukazatel založený na změnách koncentrací mezi prvním a posledním rybníkem soustavy.

Stabilizační rybníky představují efektivní nástroj pro zlepšení kvality vod v krajině. Současně však jejich fungování závisí na souhře hydrologických, fyzikálně-chemických a biologických procesů, které se v průběhu roku významně proměňují.

Tato práce otevírá prostor pro další studium, zejména v oblasti vlivu sedimentů na vnitřní koloběh živin, což je faktor, který může dlouhodobě účinnost těchto soustav limitovat. Další výzkum by měl být zaměřen také na sledování přítokové vody, průtoků, BSK a případné přítomnosti patogenů či reziduí léčiv, aby bylo možné přesněji vyhodnotit účinnost soustavy při zadržování živin a dalších látek přitékajících z čistíren odpadních vod.

7. Použitá literatura

- Adámek, Z., Helešic, J., Maršálek, B., Rulík, M., 2014. Aplikovaná hydrobiologie, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, s. 171–179.
- Adámek, Z., Maršálek, B., 2013. Bioturbation of sediments by benthic macroinvertebrates and fish and its implication for pond ecosystems: a review. *Aquacult Int* 21, 1–17. <https://doi.org/10.1007/s10499-012-9527-3>
- Ali, A.E., Salem, W.M., Younes, S.M., Kaid, M., 2020. Modeling climatic effect on physiochemical parameters and microorganisms of Stabilization Pond Performance. *Heliyon* 6, e04005. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04005>
- Amengual-Morro, C., Moyà Niell, G., Martínez-Taberner, A., 2012. Phytoplankton as bioindicator for waste stabilization ponds. *Journal of Environmental Management* 95, S71–S76. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.07.008>
- Babu, M.A., Hes, E.M.A., Van Der Steen, N.P., Hooijmans, C.M., Gijzen, H.J., 2010. Nitrification rates of algal–bacterial biofilms in wastewater stabilization ponds under light and dark conditions. *Ecological Engineering* 36, 1741–1746. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.07.023>
- Bakatula, E.N., Cukrowska, E.M., Weiersbye, I.M., Mihaly-Cozmuta, L., Peter, A., Tutu, H., 2014. Biosorption of trace elements from aqueous systems in gold mining sites by the filamentous green algae (*Oedogonium* sp.). *Journal of Geochemical Exploration* 144, 492–503. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.02.017>
- Bartrons, M., Yang, J., Cuenca-Cambroner, M., Lemmens, P., Anton-Pardo, M., Beklioğlu, M., Biggs, J., Boissezon, A., Boix, D., Calvo, C., Colina, M., Davidson, T.A., De Meester, L., Fahy, J.C., Greaves, H.M., Kiran Isufi, H., Levi, E.E., Meerhoff, M., Mehner, T., Müláym, E.B., Oertli, B., Patmore, I.R., Sayer, C.D., Villà-Freixa, J., Brucet, S., 2025. Why ponds concentrate nutrients: the roles of internal features, land use, and climate. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-025-05907-0>
- Baxa, M., 2018. Struktura a formování planktonních společenstev v silně ovlivněných vodních ekosystémech – rybnících, ve vztahu k rybářskému hospodaření, Disertační práce, s. 27–30.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142647>
- Buck, D.H., Baur, R.J., 1980. Water Quality Control and Management of Animal Wastes Through Culture with Selected Fishes.
- Camargo Valero, M.A., Read, L.F., Mara, D.D., Newton, R.J., Curtis, T.P., Davenport, R.J., 2010. Nitrification–denitrification in waste stabilisation ponds: a mechanism for permanent nitrogen removal in maturation ponds. *Water Science and Technology* 61, 1137–1146. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.963>

- Carpenter, S.R., 2008. Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 105, 11039–11040. <https://doi.org/10.1073/pnas.0806112105>
- Crimp, A., Brown, N., Shilton, A., 2018. Microalgal luxury uptake of phosphorus in waste stabilization ponds – frequency of occurrence and high performing genera. *Water Science and Technology* 78, 165–173. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.632>
- Cromar, N.J., Fallowfield, H.J., 1997. Effect of nutrient loading and retention time on performance of high rate algal ponds. *Journal of Applied Phycology* 9, 301–309
- Cuenca-Cambronero, M., Blicharska, M., Perrin, J.-A., Davidson, T.A., Oertli, B., Lago, M., Beklioglu, M., Meerhoff, M., Arim, M., Teixeira, J., De Meester, L., Biggs, J., Robin, J., Martin, B., Greaves, H.M., Sayer, C.D., Lemmens, P., Boix, D., Mehner, T., Bartrons, M., Brucet, S., 2023. Challenges and opportunities in the use of ponds and pondscapes as Nature-based Solutions. *Hydrobiologia* 850, 3257–3271. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05149-y>
- Čítek, J., Krupauer, V., Kubů, F., 1993. Rybníkářství. *Informatorium*, s. 35–36.
- Dalu, J.M., Ndamba, J., 2003. Duckweed based wastewater stabilization ponds for wastewater treatment (a low cost technology for small urban areas in Zimbabwe). *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 28, 1147–1160. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2003.08.036>
- Davies-Colley, R.J., Donnison, A.M., Speed, D.J., Ross, C.M., Nagels, J.W., 1999. Inactivation of faecal indicator micro-organisms in waste stabilisation ponds: interactions of environmental factors with sunlight. *Water Research* 33, 1220–1230. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00321-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00321-2)
- Dubský, K., Kouřil, J., Šrámek, V., 2003. Obecné rybářství. *Informatorium*, s. 198–199.
- Faina, R., Kubů, F., 1989. Chov ryb ve stabilizačních a akumulacích rybníků. *Edice Metodik, VÚRH JU č. 31*, 3-11 s.
- Fedorova, G., Grabic, R., Grabicová, K., Turek, J., Van Nguyen, T., Randak, T., Brooks, B.W., Zlabek, V., 2022. Water reuse for aquaculture: Comparative removal efficacy and aquatic hazard reduction of pharmaceuticals by a pond treatment system during a one year study. *Journal of Hazardous Materials* 421, 126712. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126712>
- García-Galán, M.J., Monllor-Alcaraz, L.S., Postigo, C., Uggetti, E., López De Alda, M., Díez-Montero, R., García, J., 2020. Microalgae-based bioremediation of water contaminated by pesticides in peri-urban agricultural areas. *Environmental Pollution* 265, 114579. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114579>
- Garcia-Rodríguez, A., Matamoros, V., Fontàs, C., Salvadó, V., 2014. The ability of biologically based wastewater treatment systems to remove emerging organic contaminants—a review. *Environ Sci Pollut Res* 21, 11708–11728. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2448-5>
- Grabicová, K., Grabic, R., Fedorova, G., Vojs Staňová, A., Bláha, M., Randák, T., Brooks, B.W., Žlábek, V., 2020. Water reuse and aquaculture: Pharmaceutical bioaccumulation by fish

- during tertiary treatment in a wastewater stabilization pond. *Environmental Pollution* 267, 115593. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115593>
- Green, F.B., Bernstone, L., Lundquist, T.J., Muir, J., Tresan, R.B., Oswald, W.J., 1995. Methane fermentation, submerged gas collection, and the fate of carbon in advanced integrated wastewater pond systems. University of California, Berkeley. *Water Science and Technology*, Volume 31, 55–65.
- Gruchlik, Y., Linge, K., Joll, C., 2018. Removal of organic micropollutants in waste stabilisation ponds: A review. *Journal of Environmental Management* 206, 202–214. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.10.020>
- Ho, L., Goethals, P.L.M., 2020. Municipal wastewater treatment with pond technology: Historical review and future outlook. *Ecological Engineering* 148, 105791. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105791>
- Ho, L., Pham, D., Van Echelpoel, W., Muchene, L., Shkedy, Z., Alvarado, A., Espinoza-Palacios, J., Arevalo-Durazno, M., Thas, O., Goethals, P., 2018a. A Closer Look on Spatiotemporal Variations of Dissolved Oxygen in Waste Stabilization Ponds Using Mixed Models. *Water* 10, 201. <https://doi.org/10.3390/w10020201>
- Ho, L., Pompeu, C., Van Echelpoel, W., Thas, O., Goethals, P., 2018b. Model-Based Analysis of Increased Loads on the Performance of Activated Sludge and Waste Stabilization Ponds. *Water* 10, 1410. <https://doi.org/10.3390/w10101410>
- Hosetti, B., Frost, S., 1998. A Review of the Control of Biological Waste Treatment in Stabilization Ponds. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 28, 193–218. <https://doi.org/10.1080/10643389891254205>
- Hosetti, B.B., Frost, S., 1995. A review of the sustainable value of effluents and sludges from wastewater stabilization ponds. *Ecological Engineering* 5, 421–431. [https://doi.org/10.1016/0925-8574\(95\)00005-4](https://doi.org/10.1016/0925-8574(95)00005-4)
- Hrbáček, J., Dvořáková, M., Kořínek, V., Procházková, L., 1961. Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association: With 22 figures on 2 folders. *SIL Proceedings*, 1922-2010 14, 192–195. <https://doi.org/10.1080/03680770.1959.11899269>
- Jan, J., Breton, F., Borovec, J., 2025. Shallow-lake sediments release nutrients by complete destratification events. *J of Env Quality* 54, 2061–2073. <https://doi.org/10.1002/jeq2.70092>
- Janáč, M., Bojková, J., Hnilička, M., Jurajda, P., Palupová, E., Šlapanský, L., Sychra, J., 2025. Factors affecting colonization and assemblage structure of fish in newly created ponds. *Sci Rep* 15, 43146. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-27349-3>
- Kajgrová, L., Kolar, V., Roy, K., Adámek, Z., Blabolil, P., Kopp, R., Mráz, J., Musil, M., Pecha, O., Pechar, L., Potužák, J., Vrba, J., 2024. A stoichiometric insight into the seasonal imbalance of phosphorus and nitrogen in central European fishponds. *Environ Sci Eur* 36, 139. <https://doi.org/10.1186/s12302-024-00968-9>

- Kaloudas, D., Pavlova, N., Penchovsky, R., 2021. Phycoremediation of wastewater by microalgae: a review. *Environ Chem Lett* 19, 2905–2920. <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01203-0>
- Kellner, E., Pires, E.C., 2002. The influence of thermal stratification on the hydraulic behavior of waste stabilization ponds. *Water Science and Technology* 45, 41–48. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0006>
- Kolar, V., Francová, K., Vrba, J., Grill, S., Boukal, D.S., 2023. Widespread long-term declines of littoral areas in protected and unprotected Czech fishponds. *Ecological Engineering* 194, 107042. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.107042>
- K'oreje, K.O., Kandie, F.J., Vergeynst, L., Abira, M.A., Van Langenhove, H., Okoth, M., Demeestere, K., 2018. Occurrence, fate and removal of pharmaceuticals, personal care products and pesticides in wastewater stabilization ponds and receiving rivers in the Nzoia Basin, Kenya. *Science of The Total Environment* 637–638, 336–348. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.331>
- Liang, Y., Cheung, R.Y.H., Everitt, S., Wong, M.H., 1998. Reclamation of wastewater for polyculture of freshwater fish: Wastewater treatment in ponds. *Water Research* 32, 1864–1880. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00394-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00394-1)
- Kalff, J., 2002. *Limnology: Inland Water Ecosystems*. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall.
- Liu, L., Hall, G., Champagne, P., 2015. Effects of Environmental Factors on the Disinfection Performance of a Wastewater Stabilization Pond Operated in a Temperate Climate. *Water* 8, 5. <https://doi.org/10.3390/w8010005>
- Llorens, M., Sáez, J., Soler, A., 1992. Influence of thermal stratification on the behaviour of a deep wastewater stabilization pond. *Water Research* 26, 569–577. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(92\)90229-W](https://doi.org/10.1016/0043-1354(92)90229-W)
- Mahapatra, S., Samal, K., Dash, R.R., 2022. Waste Stabilization Pond (WSP) for wastewater treatment: A review on factors, modelling and cost analysis. *Journal of Environmental Management* 308, 114668. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114668>
- Mansouri, B., Ebrahimpour, M., Baramaki, R., 2011. Seasonal differences in treatment efficiency of a set of stabilization ponds in a semi-arid region. *Toxicological & Environmental Chemistry* 93, 1918–1924. <https://doi.org/10.1080/02772248.2011.613835>
- Mara, D., 2004. *Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries*. London: Earthscan. s. 1-260 <https://doi.org/10.4324/9781849771023>
- Marcantel, M., Bappy, M., Hayes, M., 2025. Investigating Seasonal Water Quality Dynamics in Humid, Subtropical Louisiana Facultative Waste Stabilization Ponds. *Water* 17, 2936. <https://doi.org/10.3390/w17202936>
- Mostert, E.S., Grobbelaar, J.U., 1987. The influence of nitrogen and phosphorus on algal growth and quality in outdoor mass algal cultures. *Biomass* 13, 219–233. [https://doi.org/10.1016/0144-4565\(87\)90061-8](https://doi.org/10.1016/0144-4565(87)90061-8)

- Mwegoha, W.J.S., 2015. Nitrogen dynamics in a maturation waste stabilization pond system receiving industrial wastewater in mabibo area dar es salaam, tanzania. *International Journal of Plant, Animal and Environmental Sciences* Volume-5, 47-56.
- Nagarajan, D., Kusmayadi, A., Yen, H.-W., Dong, C.-D., Lee, D.-J., Chang, J.-S., 2019. Current advances in biological swine wastewater treatment using microalgae-based processes. *Bioresource Technology* 289, 121718. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121718>
- Omidinia-Anarkoli, T., Shayannejad, M., 2021. Improving the quality of stabilization pond effluents using hybrid constructed wetlands. *Science of The Total Environment* 801, 149615. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149615>
- Papadopoulos, A., Parissopoulos, G., Papadopoulos, F., Papagianopoulou, A., Karteris, A., 2004. Impact of Effluent Recirculation on Stabilization Pond Performance. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus* 4, 157–167. <https://doi.org/10.1023/B:WAFO.0000044795.24099.87>
- Pechar, L., 2000. Impacts of long-term changes in fishery management on the trophic level water quality in Czech fish ponds. *Fisheries Management Eco* 7, 23–31. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.2000.00193.x>
- 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* volume 32, Issue 4, 187-196.
- Phan-Van, M., Rousseau, D., De Pauw, N., 2008. Effects of fish bioturbation on the vertical distribution of water temperature and dissolved oxygen in a fish culture-integrated waste stabilization pond system in Vietnam. *Aquaculture* 281, 28–33. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.04.033>
- Picot, B., Andrianarison, T., Olijnyk, D.P., Wang, X., Qiu, J.P., Brissaud, F., 2009. Nitrogen removal in wastewater stabilisation ponds. *Desalination and Water Treatment* 4, 103–110. <https://doi.org/10.5004/dwt.2009.363>
- Potužák, J., Duras, J., Drozd, B., 2016. Mass balance of fishponds: are they sources or sinks of phosphorus? *Aquacult Int* 24, 1725–1745. <https://doi.org/10.1007/s10499-016-0071-4>
- Powell, N., Shilton, A., Chisti, Y., Pratt, S., 2009. Towards a luxury uptake process via microalgae – Defining the polyphosphate dynamics. *Water Research* 43, 4207–4213. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.06.011>
- Ragush, C.M., Schmidt, J.J., Krkosek, W.H., Gagnon, G.A., Truelstrup-Hansen, L., Jamieson, R.C., 2015. Performance of municipal waste stabilization ponds in the Canadian Arctic. *Ecological Engineering* 83, 413–421. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.07.008>
- Recio-Garrido, D., Kleiner, Y., Colombo, A., Tartakovsky, B., 2018. Dynamic model of a municipal wastewater stabilization pond in the arctic. *Water Research* 144 444–453
- Reed, S.C., 1985. Nitrogen Removal in Wastewater Stabilization Ponds. *Water Pollution Control Federation*, volume 57, 39-45.

- 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. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122268>
- Smith, D.W., 1993. Wastewater treatment with complementary filter feeders: A new method to control excessive suspended solids and nutrients in stabilization ponds. *Water Environment Research* 65, 650–654. <https://doi.org/10.2175/WER.65.5.7>
- Sommer, U., Adrian, R., De Senerpont Domis, L., Elser, J.J., Gaedke, U., Ibelings, B., Jeppesen, E., Lüring, M., Molinero, J.C., Mooij, W.M., Van Donk, E., Winder, M., 2012. Beyond the Plankton Ecology Group (PEG) Model: Mechanisms Driving Plankton Succession. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 43, 429–448. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110411-160251>
- Sperling, M. von, 2007. Waste stabilisation ponds, Biological wastewater treatment series. IWA Publishing, London. s. 1–158.
- Surampalli, R.Y., Banerji, S.K., Pycha, C.J., Lopez, E.R., 1995. Phosphorus removal in ponds. *Water Science and Technology*, Volume 31, 331–339
- Sutherland, D.L., Heubeck, S., Park, J., Turnbull, M.H., Craggs, R.J., 2018. Seasonal performance of a full-scale wastewater treatment enhanced pond system. *Water Research* 136, 150–159. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.02.046>
- Sýkora, V., Kujalová, H., Pitter, P., 2016. Hydrochemie: pro studenty bakalářského studia. Vysoká škola chemicko-technická v Praze, s. 76–79.
- Tadesse, I., Green, F.B., Puhakka, J.A., 2004. Seasonal and diurnal variations of temperature, pH and dissolved oxygen in advanced integrated wastewater pond system® treating tannery effluent. *Water Research* 38, 645–654. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.10.006>
- Taoufik, N., Boumya, W., Achak, M., Sillanpää, M., Barka, N., 2021. Comparative overview of advanced oxidation processes and biological approaches for the removal pharmaceuticals. *Journal of Environmental Management* 288, 112404. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112404>
- Tchobanoglous, G., Burton, F.L. and Stensel, H.D., 2003. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. 4th ed. New York: McGraw-Hill.
- Torres, J.J., Soler, A., Sáez, J., Ortuño, J.F., 1997. Hydraulic performance of a deep wastewater stabilization pond. *Water Research* 31, 679–688. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(96\)00293-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00293-X)
- Verbyla, M.E., Von Sperling, M., Maiga, Y., 2017. Waste Stabilization Ponds, in: *Water and Sanitation for the 21st Century: Health and Microbiological Aspects of Excreta and Wastewater Management (Global Water Pathogen Project)*. Michigan State University. <https://doi.org/10.14321/waterpathogens.65>
- Velíšek, J., Svobodová, Z., Blahová, J., Máchová, J., Stará, A., Dobšíková, R., Šírká, Z., Modrá, H., Valentová, O., Randák, T., Štěpánová, S., Kocour Kroupová, H., Maršálek, P., Grabic, R., Zusková, E., Bartošková, M., Stancová, V., 2014. Vodní toxikologie pro rybáře. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod. s. 180–191.

- 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. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05312-5>
- Vymazal, J., 2011. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia* 674, 133–156. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0738-9>
- Webb, C.J., Van Biervliet, O., Wood, K.A., Roberts, D., Wake, H., 2025. Phosphorus Removal in Constructed Treatment Wetlands: A Systematic Review. *Water* 17, 3301. <https://doi.org/10.3390/w17223301>

8. Seznam příloh

Příloha č. 1: Korelační matice sledovaných environmentálních proměnných

9. Přílohy

Příloha č. 1: Korelační matice sledovaných environmentálních proměnných (CHSK_{cr} – chemická spotřeba kyslíku, NL – nerozpuštěné látky, NH₄-N – amoniakální dusík, NO₂-N – dusitanový dusík, NO₃-N – dusičnanový dusík, TN – celkový dusík, PO₄-P – fosforečnanový fosfor, TP – celkový fosfor, O₂ – kyslík, Secchi – průhlednost, Kond. – konduktivita, TOC – celkový organický uhlík, Chl-a – chlorofyl-a, Chl-a sinice – chlorofyl v sinicích, Zoopl. – zooplankton). V levé dolní části jsou uvedeny korelační koeficienty (r), v pravé horní části p-hodnoty. Zeleně pozitivní a červeně negativní korelace; žlutě statisticky významné vztahy (p < 0,05), podbarvením jsou zvýrazněny silné vztahy.

Proměnná	CHSK _{cr}	NL	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	TN	PO ₄ -P	TP	O ₂ (mg·l ⁻¹)	Teplota	Secchi	pH	Kond.	TOC	Chl-a total	Chl-a sinice	Zoopl
CHSK _{cr}		0,001	0,091	0,128	0,013	0,384	0,926	0,423	0,153	0,134	0,006	0,209	0,518	0,023	0,001	0,001	0,754
NL	0,694		0,394	0,114	0,02	0,774	0,631	0,133	0,141	0,954	0,001	0,825	0,71	0,026	0,001	0,001	0,715
NH ₄ -N	-0,352	-0,278		0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,014	0,431	0,111	0,002	0,465	0,112	0,204	0,262	0,313
NO ₂ -N	-0,175	-0,256	0,128		0,001	0,001	0,005	0,045	0,431	0,001	0,463	0,141	0,038	0,044	0,298	0,208	0,2
NO ₃ -N	-0,301	-0,141	0,035	0,76		0,001	0,038	0,248	0,508	0,001	0,207	0,174	0,012	0,01	0,106	0,048	0,202
TN	-0,238	-0,175	0,915	0,179	0,029		0,001	0,001	0,239	0,248	0,62	0,085	0,357	0,561	0,739	0,959	0,897
PO ₄ -P	-0,119	-0,06	0,785	0,07	-0,151	0,891		0,001	0,076	0,83	0,956	0,039	0,035	0,953	0,708	0,293	0,93
TP	0,052	0,136	0,655	0,03	-0,199	0,803	0,951		0,427	0,636	0,493	0,288	0,021	0,378	0,271	0,051	0,863
O ₂ (mg·l ⁻¹)	0,335	0,214	-0,295	0,015	0,109	-0,288	-0,357	-0,258		0,85	0,563	0,001	0,222	0,07	0,368	0,282	0,875
Teplota	0,299	0,035	0,073	-0,48	-0,567	0,005	0,096	0,13	0,095		0,277	0,202	0,001	0,492	0,989	0,697	0,653
Secchi	-0,347	-0,606	0,519	0,066	0,02	0,425	0,236	0,081	-0,069	0,2		0,681	0,415	0,188	0,001	0,001	0,328
pH	0,326	0,216	-0,236	-0,262	-0,238	-0,277	-0,292	-0,198	0,761	0,184	-0,186		0,764	0,001	0,427	0,52	0,085
Kond.	0,135	0,05	0,23	-0,59	-0,716	0,267	0,345	0,36	-0,201	0,772	0,252	0,052		0,156	0,688	0,659	0,092
TOC	0,442	0,569	-0,085	-0,476	-0,42	-0,073	-0,053	0,022	0,309	0,095	-0,308	0,731	0,242		0,005	0,009	0,067
Chl-a total	0,639	0,806	-0,204	-0,194	-0,203	-0,034	0,161	0,342	0,073	0,032	-0,481	0,117	0,137	0,588		0,001	0,867
Chl-a sinice	0,572	0,704	-0,137	-0,116	-0,184	0,053	0,267	0,435	0,067	0,023	-0,367	0,044	0,137	0,374	0,962		0,733
Zoopl	-0,131	0,025	0,158	-0,298	-0,312	0,195	0,093	0,011	0,104	0,057	-0,029	0,368	0,261	0,607	0,001	-0,08	

Abstrakt

Stabilizační rybníky: Ekologické výzvy a potenciál pro čištění odpadních vod a produkci ryb

Stabilizační rybníky jsou využívány jak k čištění, tak k dočišťování odpadních vod a v naší kulturní krajině mohou současně plnit i další funkce. Tato práce se zabývá soustavou tří Babických rybníků, která slouží jako terciární stupeň dočištění odpadních vod za čistírnou odpadních vod. Cílem práce bylo zhodnotit fungování této soustavy z hlediska fyzikálně-chemických parametrů vody, retence živin, sezónní dynamiky fytoplanktonu a zooplanktonu a podmínek pro chov ryb. V průběhu vegetačních sezón let 2023 až 2025 byly ve všech třech rybnících sledovány vybrané fyzikálně-chemické parametry vody, koncentrace živin včetně uhlíku, dusíku a fosforu, biomasa a taxonomické složení planktonních společenstev. Hodnocen byl také potenciál soustavy pro chov ryb. Výsledky ukázaly, že soustava vykazovala významnou retenční schopnost, zejména ve vztahu k fosforu, jehož koncentrace se směrem od horního k dolnímu rybníce snižovaly. Vývoj koncentrací dusíku a jeho forem byl proměnlivější a více závislý na průběhu vegetační sezóny a hydrologických podmínkách. Biomasa fytoplanktonu odrážela vysokou trofii systému, avšak bez výrazné dominance sinic. Složení a biomasa zooplanktonu byly výrazně ovlivňovány rybí obsádkou, což se následně promítalo do rozvoje fytoplanktonu. Poslední rybník v soustavě zároveň vykazoval stabilnější podmínky z hlediska kvality vody i kyslíkového režimu a jevil se tak jako nejvhodnější pro chov ryb. Přestože se mezi jednotlivými roky projevovala výrazná meziroční variabilita, výsledky potvrzují, že sledovaná soustava významně přispívá k retenci přitékajících živin.

Klíčová slova: stabilizační rybníky, retence živin, produkce ryb, biomanipulace, fytoplankton, zooplankton

Abstract

Stabilization ponds: Environmental challenges and potential for wastewater treatment and fish production

Waste stabilization ponds are used both for wastewater treatment and for tertiary polishing, and in the cultural landscape, they may also serve other important roles. This thesis focuses on a system of three Babice ponds that serves as a tertiary treatment stage downstream of a wastewater treatment plant. The aim of the study was to evaluate this pond cascade in terms of physicochemical water parameters, nutrient retention, seasonal dynamics of phytoplankton and zooplankton, and conditions for fish culture. During the growing seasons of 2023 to 2025, selected physicochemical water parameters, nutrient concentrations including carbon, nitrogen, and phosphorus, and the biomass and taxonomic composition of plankton communities were monitored in all three ponds. The potential of the pond system for fish culture was also evaluated. The results showed that the system had a substantial retention capacity, particularly for phosphorus, whose concentrations decreased from the upper to the lower pond. The dynamics of nitrogen concentrations and their forms were more variable and depended more strongly on the phase of the growing season and on hydrological conditions. Phytoplankton biomass reflected the high trophic status of the system, but without a pronounced dominance of cyanobacteria. The composition and biomass of zooplankton were strongly influenced by fish stocking, which in turn affected phytoplankton development. The last downstream pond also showed more stable conditions in terms of water quality and oxygen regime, and appeared to be the most suitable for fish culture. Despite considerable interannual variability, the results confirm that the studied pond system has an important role in the retention of inflow nutrients.

Keywords: stabilization ponds, nutrient retention, fish production, biomanipulation, phytoplankton, zooplankton