

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta**

**Zlepšení prostředí vodní nádrže Bagr
ve veřejném lesoparku Stromovka**

Bakalářská práce

Michaela Dvořáková

Vedoucí práce: RNDr. Petr Blabolil, Ph.D.

České Budějovice 2023

Bibliografické údaje:

Dvořáková, M., 2023: Zlepšení prostředí vodní nádrže Bagr ve veřejném lesoparku Stromovka [Improvement of the environment of the water reservoir Bagr in the public forest park Stromovka; Bc. Thesis, in Czech] – 51 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Annotation:

The thesis deals with the most important factors negatively influencing water quality in the Bagr reservoir – eutrophication, bottom morphology and substrate, and fish stock composition. In the practical part, an ichthyological survey and determination of other status indicators were carried out. Based on the collected data, a project aiming to improve the current condition was designed, in particular by removing the fish stock and creating a littoral with vegetation.

Čestné prohlášení:

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

V Českých Budějovicích, 12. dubna 2023

.....

Michaela Dvořáková

Poděkování:

Ráda bych touto cestou poděkovala svému školiteli RNDr. Petru Blabolilovi, Ph.D. za cenné rady, ochotu a trpělivost při vedení mé bakalářské práce. Poděkování patří také mé rodině a přátelům, kteří mi byli podporou v průběhu celého mého studia.

Financování:

Projekt byl podpořen Akademií věd ČR v rámci programu Strategie AV 21, Záchrana a obnova krajiny.

Obsah

| | |
|---|----|
| 1. Úvod | 1 |
| 2. Cíle práce | 1 |
| 3. Literární přehled | 2 |
| 3.1 Role vody v zástavbě v průběhu historie | 2 |
| 3.2 Eutrofizace | 3 |
| 3.3 Morfologie a substrát dna | 6 |
| 3.4 Vliv rybí obsádky na ekosystém | 10 |
| 4. Materiál a metodika | 16 |
| 4.1 Popis lokality | 16 |
| 4.2 Metodika odlovů a zpracování úlovku ryb | 19 |
| 4.3 Další ukazatele stavu vody | 22 |
| 5. Výsledky | 23 |
| 5.1 Ichtyologický průzkum | 23 |
| 5.2 Další charakteristiky prostředí | 29 |
| 6. Diskuse | 31 |
| 7. Návrh projektu | 37 |
| 7.1 Cíle projektu | 37 |
| 7.2 Hypotézy | 37 |
| 7.3 Metodika realizace projektu | 37 |
| 7.4 Časový harmonogram | 39 |
| 7.5 Náklady | 40 |
| 7.6 Závěr | 41 |
| 8. Literatura | 42 |

1. Úvod

Voda je zásadní podmínku pro vznik a rozvoj života na Zemi (Orb et al., 1990). Ať už mluvíme o samotné pitné vodě, vodě využívané v zemědělství a průmyslu nebo vodě jakožto prostředku pro přepravu lidí a zboží v rámci lodní dopravy, jedná se vždy o zdroj nezbytný pro fungování lidských civilizací a pro rozvoj biologické diverzity. Již první lidské civilizace se vyvíjely v oblastech povodí velkých řek a jezer. Za hlavní příčinu vzniku těchto civilizací je považována teorie, že postupné změny klimatu způsobující sucha zapříčinily přesun původně pasteveckých osad z horských oblastí do oblastí velkých vodních toků. Toky poskytovaly civilizacím dostatek vody pro hospodaření, rozvoj a život v dané lokalitě (Kopáček et al., 2020; Waters, 2019).

Uvědomění si důležitosti čisté vody pro člověka je patrné již z mýtů starověkých kultur, kdy představy o zdravotní nezávadnosti vody byly spojovány s obecnou úrovní společnosti a veřejným zdravím. I dnes vnímáme čistou a kvalitní vodu jako důležitý aspekt poukazující na vyspělost kultury a umožňující plnohodnotný život. Voda je nenahraditelnou složkou v oblasti průmyslu, zemědělství, rybářství, obchodu, rekreace i sportu. Naproti tomu, právě tyto lidské činnosti přispívají k postupné degradaci povrchových vod a nedostatku kvalitních pitných vod. Zhoršující se kvalita vod vede k celkovým změnám ve složení společenstev a její opakovaná kontaminace omezuje možnosti jejího využití (Waters, 2019).

Úroveň zásobování vodou a její nedostatek ve společnosti není nutně spjatý s časem a místem, ale spíše se schopností a snahou lidí převzít odpovědnost za zdravé životní prostředí a rozvoj služeb (Cosgrove & Loucks, 2015). O vodu je potřeba pečovat a v případě nutnosti zasáhnout do systému za účelem zlepšení její kvality.

2. Cíle práce

Cílem práce je sepsat literární rešerši o významu vody v zástavbě pro společnost a hlavních faktorech negativně působících na vodní nádrž Bagr ve veřejném lesoparku Stromovka v Českých Budějovicích. V praktické části se významně podílet na ichtyologickém průzkumu a vyhodnotit získané údaje spolu s dalšími informacemi o této lokalitě, a na závěr navrhnout projekt na zlepšení současného stavu vodní nádrže Bagr.

3. Literární přehled

3.1 Role vody v zástavbě v průběhu historie

Každé lidské sídlo se skládá z prvků uměle vybudovaných člověkem a prvků přírodních. Tyto dva prvky spolu koexistují a jsou součástí stále se rozvíjejícího městského prostředí. Zásadním přírodním aspektem pro vznik zástavby je přítomnost vody. Vzhled krajiny a zdroje, které nabízí, jsou limitující pro budoucí funkčnost a uspořádání sídla a jsou také důležité pro jeho urbanistický rozvoj (Wittmann, 2012).

Úloha vody ve městě se v průběhu historie měnila a s rozvojem společnosti se také rozvíjely způsoby využití vody. K první velké urbanizaci v Evropě došlo na přelomu letopočtu (500 př. n. l. – 500 n. l.) v oblasti Středozeší. Už tehdy byla za bezpečný zdroj pitné vody považována voda podzemní, zejména prameny a studny. Na řadu přišly také první pokusy o úpravu kvality vody, konkrétně usazovací nádrže, síta, filtry a převáření vody za účelem omezení potencionálních patogenů. Navzdory začínající osvětě a rozvíjejícímu se vzdělání je však zřejmé, že tehdejší civilizace, především pak obyvatelé měst, měli vážný problém s veřejným zdravím související s infekcemi jako jsou malárie, úplavice nebo břišní tyfus. Patogeny se totiž ve středověku nejčastěji šířily právě vodou, kterou bylo město zásobeno a která se často stávala ohniskem infekcí v souvislosti s úrovní hygieny a způsobem hospodaření. Toto zjištění postupně přešlo ve výstavby vodovodů a kanalizací v Evropě a k zavedení organizovaných sanitací (Lofrano & Brown, 2010). S rozsáhlým populačním růstem ve 20. století, kdy téměř polovina lidí žila ve městech, souvisel také nárůst průmyslové výroby a spotřeba energie. Zásadní roli v této rychlé sociálně-ekonomické změně měly tedy hlavně vodohospodářské a hygienické služby (Broere, 2016).

V moderním světě plní vodní toky podle Wittmanna (2012) tři základní funkce. Řeka je zdrojem vody, potravy a prostředníkem pro vodní dopravu. Tyto základní funkce jsou pak doplněny funkcemi vedlejšími. Voda je využívána při výrobě energie, odvádění odpadních vod a v neposlední řadě slouží také k rekreaci a volnočasovým aktivitám (Wittmann, 2012). Vyšší podíl vodních ploch v městských zástavbách je dokonce spojován s nižším psychickým stresem (Breen et al., 2018).

Vodní plochy v moderních městech jsou často vyhledávaným místem odpočinku a narůstá také obliba vodních sportů. S tím je úzce spjatá kvalita vody, která výrazně ovlivňuje prožitek uživatele z činnosti, kterou v místě vykonává. Dobrá kvalita vody přispívá ke zvýšení atraktivnosti místa a k jeho aktivnímu využívání veřejností, naproti tomu výrazně znečištěná

až zapáchající voda s sebou může vést zdravotní rizika a uživatele zcela odradit od další návštěvy místa (Breen et al., 2018).

V této práci jsem si za modelový příklad vybrala vodní nádrž Bagr ve veřejném lesoparku Stromovka v Českých Budějovicích. Nádrž se nachází nedaleko centra města, avšak její rekreační využití je značně omezeno, neboť kvalita vody již od pohledu není vyhovující, a především v letních dnech se zde vyskytuje velké množství vodního květu. Břehy a dno jsou tvořeny betonovými bloky, které jsou na četných místech erodovány a v neposlední řadě jakosti vody v nádrži jistě neprospívá nevhodná skladba rybí obsádky (podrobněji v části 4.1). Výčet faktorů, které mohou negativně působit na kvalitu vody by mohl být teoreticky rozšířen o toxické látky, těžké kovy a polokovy uvolňované při průmyslových činnostech a dále pak o rezidua pesticidů a dalších chemických sloučenin využívané v zemědělství, farmaceutickém průmyslu i ke každodenní hygieně (Kopáček et al., 2020). O těchto vlivech v Bagru nejsou dostupné přesné informace, a proto nebudou v rešeršní části detailně popsány.

3.2 Eutrofizace

Eutrofizace neboli obohacování vod živinami je přirozeně probíhající proces, při kterém dochází k uvolňování živin z půdy, sedimentů a odumřelých organismů. Jedná se především o sloučeniny dusíku a fosforu. Dusík a fosfor jsou prvky, které jsou limitující pro život ve vodním prostředí. Patří do skupiny tzv. nutrientů důležitých pro vývoj organismů a uplatňují se při všech biologických procesech odehrávajících se ve vodních ekosystémech. Člověk svou činností přispívá k navyšování dusíku a fosforu ve vodním prostředí a často tak dochází k překročení únosné meze eutrofizace a k nárůstu nežádoucí biomasy primárních producentů (Conley et al., 2009).

Hlavním antropogenním zdrojem anorganického dusíku v povrchových vodách jsou průmyslová hnojiva s obsahem dusičnanů používaná při intenzivním zemědělství. V menší míře jsou tato hnojiva zdrojem také anorganického fosforu (Némery et al., 2016), přičemž živiny z hnojených půd unikají do okolního prostředí ještě i desítky let poté, co se jejich užívání omezí nebo úplně zastaví (Smith & Schindler, 2009). Významným rezervoárem dusíku a organického fosforu je živočišný odpad produkovaný chovem dobytka a splaškové a průmyslové odpadní vody. Problém představují také odpadní vody z domácností. Ty jsou zdrojem fosforečnanů obsažených v pracích prostředcích, čistících a odmašťovacích přípravcích a některých protikorozních přísadách. Důležitým vstupem dusíku do vodních

ekosystémů mohou být také dešťové srážky obsahující dusičnany s původem v dopravě a průmyslové výrobě (Carpenter et al., 1998). Kromě dusíku a fosforu ve vodních nádržích končí také řada těžkých kovů, pesticidů, farmaceutických přípravků a potenciálně nebezpečných koliformních bakterií. Zvýšené zatížení živinami může ovlivnit také početnost a virulenci patogenů již přítomných ve vodních ekosystému. Například zvýšená dostupnost dusíku a fosforu zvyšuje rychlost množení vodních virů. To může mít potenciální dopad na lidské zdraví v souvislosti s rekreačním využitím vody (Smith & Schindler, 2009). Díky výstavbě modernějších čistíren odpadních vod (ČOV), vyspělejších technologií a rozvoji průmyslu šetrnějšího k životnímu prostředí se proces antropogenní eutrofizace zpomaluje, avšak koncentrace fosforu a dusíku v našich vodách je stále vysoká (Lorencová, 2018).

Eutrofizace představuje závažný problém po celém světě a postihuje různé vodní ekosystémy, včetně moří. Následkem eutrofizace dochází k masovému rozvoji fytoplanktonu (sinice a řasy), který představuje závažný problém a může být pro fungování vodního ekosystému fatální (Pernicová, 2006). K maximálnímu růstu fytoplanktonu dochází obvykle od konce jarní cirkulace vody do konce léta (Sommer et al., 2012). Řasy společně se sinicemi vytváří biogenní zákal (tzv. vodní květ) na hladině vody a snižují tak množství světla pronikajícího do hlubších vrstev (Vollenweider, 1992). K hlavní fotosyntetické činnosti tak dochází v prohrátých vrstvách vody u hladiny (epilimnium), kde se během dne zdržuje většina fytoplanktonních organismů. Případně sinice mohou měnit hloubkovou vrstvu i v průběhu dne díky vzdušným váčkům (aerotopy) (Centrum pro cyanobakterie a jejich toxiny (CCT) – Když se řekne „sinice“... ; www.sinice.cz). Sinice a řasy produkují během dne velké množství kyslíku a zároveň odčerpávají HCO_3^- a CO_3^{2-} ionty z hydrogenuhličitanového systému, čímž dochází ke zvyšování pH. Naopak v noci, kdy dochází k respiraci, jsou tyto ionty sinicemi a řasami produkovány, pH se snižuje a rovněž dochází ke spotřebě kyslíku. Hodnota pH má přitom vliv na výskyt toxických forem amoniaku (Kroupová et al., 2005). Po odumření velkého množství fytoplanktonu během podzimní cirkulace jeho zbytky klesají ke dnu, kdy za spotřeby kyslíku dochází k jeho rozkladu. Může tak dojít až k úplnému vyčerpání kyslíku u dna nádrže a k anaerobnímu rozkladu organického materiálu za vzniku CO_2 , CH_4 a sirných sloučenin. Sinice dále vytvářejí řadu biologicky aktivních látek, jako jsou hormony, vitamíny, antibiotika, enzymy a toxiny (Šejnohová & Maršálek, 2012). Důvod produkce toxinů není zatím zcela znám, nejspíše se jedná o způsob ochrany sinic proti bezobratlým predátorům, a jejich produkcí disponují pouze některé druhy a rody sinic. Některé z nich mohou mít hepatotoxické,

neurotoxické a dermatotoxické účinky a mohou způsobovat až celkovou inhibici syntézy proteinů (Svrcek & Smith, 2004).

Velký význam v případě eutrofních vod mají vodní makrofyta. Jedná se o makroskopické rostliny ze skupin mechorostů (Bryophyta), parožnatek (Charophyceae) a cévnatých rostlin (Tracheophyta), které společně s mikrofyty dokáží významně měnit fyzikálně-chemické vlastnosti vody a sedimentů a efektivně podporují koloběh živin ve vodních ekosystémech (Čtvrtlíková et al., 2020). Makrofyta při své fotosyntetické činnosti odebírají z vody a sedimentu CO₂, fosforečnany a dusík ve formě amonných iontů a konkurují tak významně fytoplanktonu. Makrofyta dále představují úkryt pro rybí potěr a filtrující zooplankton, který přispívá k regulaci fytoplanktonu (González Sagrario & Balseiro, 2010). Podpora litorálních makrofyt a vytváření umělých mokřadů (v litorálu či plovoucích) je tak důležitým aspektem při snaze zmírnit stav eutrofizace vod.

Dalším prostředkem pro snižování živných látek v nádrži, v tomto případě fosforu, jsou chemické srážecí metody za použití hlinitých, železitých a vápencových solí. Tyto látky mohou být aplikovány přímo do vodního sloupce nebo je jimi ošetřen sediment nádrže. Výsledkem je vysrážený fosfor v podobě nerozpustných nebo málo rozpustných komplexů, které se postupně ukládají v sedimentu nádrže a jejich funkce jakožto zdroje živin je omezena (Klouček & Vaverová, 2005). Dočasným řešením je také umělé provzdušňování (aerace) za účelem snížení anaerobních procesů u dna nádrže s použitím perforované trubice, do které je vháněn vzduch kompresorem umístěným na břehu nádrže (Grochowska & Gawrońska, 2004). Technickou možností řešení je vypuštění vodní nádrže a následné odtěžení vrstvy sedimentů těžkou technikou. Šetrnější alternativou je těžba sedimentů za pomoci sacího bagru, při které zůstává vodní nádrž napuštěna (Wang et al., 2020).

V případě odpadních vod z ČOV lze koncentraci živin snížit, ne však zcela odstranit, ještě před vypuštěním do povodí prostřednictvím třetího (terciálního) stupně čištění. Třetí stupeň čištění doplňuje základní mechanismy čištění odpadních vod (mechanický stupeň a biologický aerobní a anaerobní stupeň) ještě o další biologické a fyzikálně chemické procesy a dodatečně tak snižují koncentraci fosforu a dusíku (Foller, 2018), těžkých kovů a některých PPCP látek (Pharmaceuticals and Personal Care Products) (Bláhová, 2022). Obsah dusičnanů je snižován procesem nitrifikace a denitrifikace v anaerobních podmínkách a celkový fosfor je efektivně odstraňován při procesu dvoustupňového srážení, nejčastěji za použití železitých

a hlinitých solí. Výsledná sraženina obsažená v odpadním kalu je zpracována v kalovém hospodářství ČOV, které je posledním krokem v procesu čištění odpadních vod (Foller, 2018).

3.3 Morfologie a substrát dna

Anorganické i organické látky jsou přinášeny a shromažďovány v nádrži, kde postupně sedimentují na dno. Zde dochází k řadě fyzikálních, chemických, biologických a mechanických procesů řídicích koloběh živin mezi sedimentem a vodou (Duras & Potužák, 2022). Svou roli při těchto procesech hraje morfologie nádrže, hydrologické podmínky, teplotní stratifikace a trofická úroveň nádrže.

Množství splavenin, které jsou do nádrže přiváděny, závisí především na velikosti povodí a způsobu hospodaření, kdy do vodní nádrže s velkým povodím je přiváděno obecně větší množství materiálu. Pokud je před vstupem do hlavní nádrže umístěna na vodním toku ještě nádrž usazovací, může být celkové množství splavenin přiváděných do hlavní nádrže sníženo o část sedimentující v usazovací nádrži. Dochází tak k účinnému samočisticímu procesu. V případě vodní nádrže Bagr tuto úlohu plní návesní rybník v Litvínovicích, přes který protéká přítok nádrže Zlatá stoka a v kterém dochází k sedimentaci některých hrubých splavenin přiváděných z řeky Vltavy (osobní pozorování). Část splavenin je také usazována na dně koryta samotné Zlaté stoky.

Sediment utvářející dno nádrže je směsí živých organismů, odumřelého organického materiálu a anorganických částic. Množství organické složky v sedimentu a vodním sloupci udává množství živin v nádrži. Organismy žijící ve svrchní části sedimentu hrají důležitou roli v procesech koloběhu živin. Jedná se především o bakterie, mikromycety, bentické řasy, makrofyta a bentické bezobratlé organismy. Bakterie jsou důležité pro rozklad odumřelé organické hmoty a zároveň v nárostech slouží jako potrava některým detritivorním bezobratlým organismům. Svou činností podporují proces mineralizace organických látek, přičemž spotřebovávají kyslík a může tak dojít až k jeho úplnému vyčerpání a anaerobním podmínkám. V takovémto prostředí jsou dále aktivní anaerobní bakterie a mikromycety, které pro svou činnost využívají namísto kyslíku například dusičnany, sírany nebo oxid uhličitý. Bentické řasy a makrofyta mohou kolonizovat velké plochy dna v mělkých a hlubokých nádržích a svou aktivitou uvolňovat živiny ze sedimentů do volné vody. Růst makrofyt může také měnit kyslíkové a pH poměry v sedimentech a tím ovlivňovat koloběh živin ve vodním sloupci. Bentičtí bezobratlí (například máloštětinatci (Oligochaeta), různonožci (Amphipoda) a larvy

vodního hmyzu (Insecta)) svou činností aktivně míchají sediment (bioturbace) a zprostředkovávají tak přenos částic materiálu mezi dnem a vodou (Forsberg, 1989). Dle Blackburna a Henriksena (1983) zvyšuje bioturbace přenos amoniaku ze sedimentu do volné vody až o 50 %. Bentičtí bezobratlí zároveň odčerpávají kyslík ze sedimentu a mohou tak zpomalit mikrobiální rozklad (Blackburn & Henriksen, 1983). Stejně tak mechanické působení ryb, především kaprovitých druhů, při kterém dochází k rozrušení povrchu dna, podporuje přenos živin mezi vodou a sedimentem (Forsberg, 1989). Aktivní přerývání dna bentofágními rybami přitom zajišťuje přístup kyslíku do spodnějších vrstev sedimentu a mikrobiální aktivitu tak zesilují (Duras & Potužák, 2022).

Většina biologických a chemických procesů v jezeře je do značné míry regulována teplotou, přičemž mělké vody s plochým dnem se obecně zahřívají rychleji než hluboké stratifikované nádrže. Teplota vody má vliv na mikrobiální aktivitu, kyslíkové podmínky, bioturbaci a koloběh živin. Zvýšená teplota vody může za vhodných kyslíkových podmínek urychlovat bioturbaci a tím koloběh živin mezi sedimentem a vodou. Zároveň však dochází ke zvýšené mikrobiální aktivitě a k vyčerpání kyslíku. Teplota tedy stimuluje celkový proces mineralizace a lze tak považovat za primární faktor ovlivňující koloběh živin v nádrži (Forsberg, 1989).

V případě nádrží s uměle vybudovaným dnem (vybetonování, použití těsnících fólií) jsou tyto procesy narušeny a přenos živin je omezen. Nevhodné podloží znemožňuje kořenění a růst vegetace a dochází k absenci bentických organismů, které zde nemají možnost úkrytů. Jednou z možností, jak zajistit příznivější podmínky prostředí může být aplikace anorganického materiálu jako je písek nebo kamení na dno nádrže. Alternativou mohou být různé rohože (například z polyvinylchloridu (PVC)), keramické nebo zatravnovací betonové dlaždice, zahradní síťovina nebo jutové pytle umístěné v litorální části nádrže, kde může vegetace zakořenit a vytvořit tak mokřadní prostředí (Znachor et al., 2023). Jako náhrada substrátu se nabízí také možnost umístění mrtvého dřeva do litorální části nádrže nebo instalace takzvaných umělých plovoucích ostrovů.

Umístování mrtvého dřeva, tedy dřeva odumřelých stromů, keřů a zdřevnatělých částí rostlin, má důležitou ekologickou funkci v mnoha ekosystémech a je prokázaným zdrojem biodiverzity (Błońska et al., 2019). V případě lesního ekosystému je mrtvé dřevo nedílnou součástí toku živin, zadržuje vodu, vytváří prostor pro růst četných druhů hub, lišejníků, bakterií a mechů a je významnou zásobárnou uhlíku a dusíku (Klamerus-Iwan et al., 2020).

Podobného významu mrtvé dřevo nabývá i v případě, že je ponořeno ve vodě. Zde představuje potravu, úkryt a substrát pro některá druhy hub, makrofyt, bakterií, bentických a bezobratlých živočichů, obojživelníků a vodních ptáků a může posloužit také jako místo pro tření ryb a kladení vajíček bezobratlých do vody (například některých zástupců chrostíků (Trichoptera), kteří si z rozkládajícího se dřeva stavějí schránky) (Just, 2006).

Další možností, jak nahradit chybějící nebo nevhodný substrát dna, je aplikace umělých plovoucích ostrovů s vegetací. Plovoucí ostrovy jsou oblíbené zejména pro svou finanční dostupnost, nenáročnou instalaci a snadnou manipulaci. Jedná se o umělou plovoucí konstrukci obalenou například kokosovou tkaninou, do které je položena rohož vhodná k osázení vegetací (umělá síťovina, slámová matrace, kokosové vlákno, umělohmotná pěnová matrace). K výrobě rámu se užívá různých materiálů jako jsou bambusová stébla, dřevěné rošty nebo ocelové a dřevěné rámy. Kombinace různých materiálů má vliv na hloubku, ve které bude ostrov ve vodním sloupci umístěn, přičemž pěnová injektáž, popřípadě duté plováky zabraňují potopení ostrova. Umělé plovoucí ostrovy jsou využívány především k čištění povrchových vod (dokáží zachytit 20 – 40 % rozpuštěných živin a kovů v nádrži), ochraně břehů a litorálu a k podpoře biodiverzity. Důležitá je vhodně zvolená vegetace, kterou bude ostrov osázen (Čtvrtlíková et al., 2020). Při výběru by mělo být zhodnoceno rozšíření druhu v okolních mokřadech, klimatické podmínky stanoviště, fyzikální a chemické vlastnosti vody, dlouhodobá udržitelnost a cíl projektu. Zpravidla se vysazují vytrvalé mokřadní traviny a jiné vynořené rostliny například bahnička mokřadní (*Eleocharis polustris*), chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) nebo kosatec žlutý (*Iris pseudacorus*). Také se doporučuje vysazování více druhových kultur. Ostrovy jsou však zpravidla časem osídleny dalšími mokřadními druhy vyskytujícími se na stanovišti. Plovoucí ostrovy slouží také jako útočiště pro řadu živočichů jako jsou vodní brouci, obojživelníci, ptáci a ryby. Vznikají zde také bohatá společenstva mikroorganismů a bezobratlých živočichů (Čtvrtlíková et al., 2020). Příkladová studie, ve které byl zkoumán přínos umělých plovoucích ostrovů pro vodní prostředí na jezerech v Japonsku, je shrnuta v následujících odstavcích.

Koncept umělých plovoucích ostrovů je užíváný napříč celým světem, nejvíce se jich vyskytuje na území Japonska. Celková plocha instalovaných plovoucích ostrovů zde činí přibližně 70 000 m². Výzkum prováděný na umělých plovoucích ostrovech na jezeře Kasumigaura v Japonsku poskytl několik důležitých poznatků (Nakamura & Mueller, 2008). Vegetace původně vysazená na ostrovech (v roce 1993) byla tvořena ovsuchou širokolistou (*Zizania latifolia*), zevarem vzpřímeným (*Sparganium erectum*), orobincem širokolistým

(*Typha latifolia*), kosatcem žlutým a rákosem obecným (*Phragmites australis*). Během tří let se vegetace výrazně změnila. Dominantním se stal rákos obecný, ovsucha širokolistá, kosatec žlutý a přibýlo také několik nových druhů, jako je například rdesno *Polygonum thunbergii*. Nárůst biomasy vodní vegetace způsobilo zlepšení kvality vody a v kořenovém systému našlo útočiště několik druhů ryb. Zjištěna zde byla slunečnice obecná (*Lepomis macrochirus*), hořavka očkátá (*Rhodeus ocellatus*), střevlička východní (*Pseudorasbora parva*) a trojzub *Tridentiger brevispinis*. Dle průzkumu zde převládaly především ryby do stáří jednoho roku. To nasvědčuje tomu, že potopená část umělých plovoucích ostrovů, především pak jejich kořenový systém, poskytuje úkryt rybímu potěru a mladým jedincům.

Využití ostrovů ke tření ryb dokazuje také výzkum provedený na jezeře Biwa, jednom z dalších japonských jezer, kde byl zjištěn enormní výskyt jiker na konstrukcích a v kořenovém systému uměle plovoucích ostrovů (až 85 milionů jiker různých druhů ryb). Velká koncentrace mladých ryb v místech, kde jsou ostrovy instalovány, způsobuje zvýšený výskyt dravých druhů ryb v blízkosti ostrovů. Ti se tak stávají potencionální potravou vodního ptactva. Kromě místa vhodného k lovu, poskytují ostrovy vodnímu ptactvu také prostor pro bezpečné hnízdění. Na jezeře Kasumigaura byl pozorován například hnízdící rákosník velký (*Acrocephalus arundinaceus*) nebo slípka zelenonohá (*Gallinula chloropus*). Aby byl ostrov atraktivní pro vodní ptactvo a byl využíván k hnízdění, měl by být umístěn na vodní ploše o minimální výměře 1000 m² (Nakamura & Mueller, 2008).

Příkladem z našich středoevropských podmínek je hnízdění rybáků obecných (*Sterna hirundo*) na umělých plovoucích ostrovech na vodní nádrži Lipno (Česká republika), které zde bylo pozorováno v roce 2020 (Mikeš et al., 2021). Rybák obecný je zařazený na červený seznam ohrožených druhů a první záznam o jeho hnízdění na nádrži pochází z roku 1999 a 2000. Další pozorování byla zaznamenána až v letech 2019 – 2020. Rybák preferuje hnízdní lokality obklopené vodou s bohatou nabídkou potravy v okolí, ideální jsou pro ně tedy štěrkové nebo písčité náplavy řek, rybníční ostrůvky nebo ostrovy instalované člověkem. Od roku 2017 bylo na nádrži v oblasti zátoky Hadí luka (západně od osady Valtrov) postupně instalováno osm plovoucích ostrovů za účelem zlepšení ekologického stavu nádrže. Ostrovy byly řídce osázeny různými druhy ostřic (*Carex acuta*, *C. elata*, *C. hirta*, *C. brizoides*), přičemž společenstvo bylo postupně osídleno dalšími mokřadními druhy. Na umělých ostrovech zahnízdlily v roce 2020 minimálně 4 páry rybáků a vyvedeno bylo nejméně 6 mláďat (nepřesné počty jsou dány především nedostatečným počtem kontrol). Jedná se tak o nejvýše položené místo v České republice, kde bylo hnízdění rybáků zaznamenáno (725 m n.m.). Do budoucna

se předpokládá nárůst populace, která bude základem hnízdní kolonie. Nevýhodou plovoucích ostrovů v tomto případě je, že před zimou musí být vytaženy na pevninu jako prevence před poškozením vlivem zamrznání nádrže a pohybu ledových ker.

3.4 Vliv rybí obsádky na ekosystém

Zástupce ichtyofauny lze na základě způsobu příjmu potravy a z hlediska preferovaného typu potravy rozdělit do několika skupin. Pojmenování a rozdělení jednotlivých potravních skupin se mezi různými autory liší. V této práci je použita klasifikace dle Van den Brink et al. (1996). Dle této klasifikace lze ryby rozdělit na parazitické, detritivorní (živí se mrtvou organickou hmotou), fytofágní (konzumující vodní rostliny), piscivorní, bentofágní a planktivorní druhy. Druh potravy a způsob jejího přijímání se přitom mohou v průběhu života jedince kombinovat a měnit.

Dravé (piscivorní) ryby, jako jsou například štika obecná (*Esox lucius*), bolen dravý (*Leuciscus aspius*) a větší jedinci okouna říčního (*Perca fluviatilis*), stojí na vrcholu potravního řetězce vodních ekosystémů a hlavní složku jejich potravy tvoří další druhy ryb odpovídající velikosti. Bentofágní druhy ryb (například cejn velký (*Abramis brama*)) se vyznačují rytím ve dně, kde nacházejí potravu v podobě larev pakomárů, jepic, vážek a dalších vodních bezobratlých živočichů (Nikitenko & Shcherbina, 2016). Za planktivorní označujeme ryby živící se výhradně planktonními organismy (fytoplankton, zooplankton), přičemž rozlišujeme dva způsoby, jakými může jedinec potravu přijímat. Prvním z nich je tzv. particle feeding, tedy selektivní způsob lovu založený na vizuální detekci kořisti, kdy si jedinec svou potravu ve vodním sloupci vybírá, a to především na základě její velikosti. Tento způsob lovu je typický především pro rybí plůdek a menší druhy ryb (do 15 cm) (Langeland & Nøst, 1995). Dospělí a větší jedinci mohou využívat k vizuálnímu vyhledávání kořisti tzv. sinusoidní plavání, které jim umožňuje lepší viditelnost potravy, především velkého zooplanktonu (perloočky rodů *Daphnia* a *Leptodora*), ve vodním sloupci. Takovýto způsob lovu závisí především na denní době a aktuálním počasí, které má vliv na průhlednost vody (Jarolím et al., 2010). Druhým způsobem je filtrace vody přes žaberní tyčinky na žaberních obloucích. Jedná se o pasivní způsob lovu, kdy je voda filtrována společně s potravou přes žaberní filtrační aparát. Hustota filtru přitom udává velikost potravy, jakou je jedinec schopen přijmout. Plankton menší než 10 μm (převážně drobný fytoplankton) filtrující ryby zpravidla nejsou schopny zachytit, a proto aktivně filtrují především větší druhy planktonu (převážně zooplankton), které jsou hlavní

složkou jejich potravy, jak je tomu například u oukleje obecné (*Alburnus alburnus*), plotice obecné (*Rutilus rutilus*) či menších jedinců okouna říčního (Shen et al., 2020). Druhem schopným aktivně filtrovat fytoplankton je v našich vodách pouze tolstolobik bílý (*Hypophthalmichthys molitrix*) (Šetlíková et al., 2020). Vzhledem k tomu, že převážná většina planktivorních ryb se živí hlavně zooplanktonem, budu tento způsob přijímání potravy v následujícím textu uvádět jako „planktivorii“.

Složení rybí obsádky je významným faktorem ovlivňující ostatní složky vodního ekosystému. Planktivorní ryby svým predčním tlakem snižují množství zooplanktonních organismů (perloočky (Cladocera), klanonožci (Copepoda) a vířníci (Rotifera)), kteří dále filtrují fytoplankton. Planktivorní ryby jsou současně ovlivňovány predčním tlakem ze strany dravých ryb (shora), případně nedostatkem vlastní potravy (zdola). Tento kaskádovitý efekt predace může být narušen v případě zvýšené či snížené hustoty některé ze složek. V případě vysoké koncentrace planktivorních ryb může dojít k téměř úplnému vyžrání zooplanktonních organismů. Důsledkem toho dochází k narůstání množství fytoplankton a ke zhoršení průhlednosti a kvality vody (Musil, 2000).

Jako možné řešení problému se nabízí aplikování vhodné biomanipulace. Správně provedený zásah může zamezit rozvoji nežádoucích složek a podpořit zooplanktonní filtrátory. Základem je model trofické kaskády „top-down control“. Principem je snížení počtu planktivorních ryb a navýšení množství zooplanktonních organismů za účelem redukce fytoplanktonu (Hrbáček, 1962). Jednou z možností je umělé navyšování množství zooplanktonu, především výkonných filtrátorů jako jsou perloočka rodu *Daphnia* (nad 0,7 mm), kteří účinně filtrují malé druhy řas (Sýkorová, 2013). Další možností je snížení počtu planktivorních ryb filtrujících zooplankton (okoun říční, cejn velký, cejnek malý (*Blicca bjoerkna*), kapr obecný (*Cyprinus carpio*), jelec tloušť (*Squalius cephalus*)). Toho lze dosáhnout buďto selektivními odchyty například pomocí rybářských sítí, nevodů (tažná síť) a elektrolovem, snížením vodní hladiny krátce po tření nežádoucích druhů, čímž dojde k vysušení jiker, nebo vysazením dravých druhů ryb společně s jejich ochranou (v případě našich vod především candát obecný (*Sander lucioperca*), štika obecná, sumec velký (*Silurus glanis*), bolen dravý) (Seda & Kubecka, 1997). Pozitivních výsledků je zpravidla snáze dosaženo v případě malých (do 25 ha) a mělkých (do 3 m) nádrží s omezeným vnosem živin, které jsou snáze kontrolovatelné než větší stratifikované nádrže (Zhang et al., 2022). Proces biomanipulace se hojně užívá napříč celým světem, proto v následujících odstavcích shrnu několik vybraných příkladových studií.

První vybranou studií je příklad biomanipulace provedené na osmnácti nizozemských jezerech v roce 1999 (rozloha od 1,5 ha do 2000 ha) (Meijer et al., 1999). Morfologie a úroveň živin v jezerech se lišila, stejně jako použitá opatření. Průměrná hloubka byla u všech jezer do 2,5 m. U šesti z nich bylo sníženo zatížení fosforem (odbagrování sedimentu ze dna nebo přidání chloridu železitého do přítoku jezera) společně se snížením rybí obsádky (o 15 – 60 %). U zbylých jezer proběhlo pouze snížení rybí obsádky, přičemž u devíti z nich byla vyloveno více jak 75 % celkové rybí obsádky. Odlovy probíhaly převážně v zimním období. Výsledkem bylo zlepšení průhlednosti vody u všech jezer s výjimkou dvou. Neúspěšná biomanipulace v těchto jezerech může být zapříčiněna buďto odstraněním nedostatečného množství ryb, přítomností rašelinného sedimentu způsobujícího zákal, z důvodu velké plochy jezera a následnou resuspenzí sedimentu při silném větru, kvůli vysoké koncentraci živin nebo přítomností bezobratlých predátorů konzumujících perloočky rodu *Daphnia* (například korýši rodu *Neomysis* nebo perloočka rodu *Leptodora*). Před biomanipulačním zásahem byla průměrná hloubka naměřená Secchiho deskou od 0,2 do 0,4 metrů. Po ukončení projektu bylo v osmi případech dosaženo přehlednosti na dno jezera. Jako nejefektivnější se ukázala radikální redukce počtu ryb o více jak 75 %, kdy proběhla rychlá a silná reakce na opatření a došlo k masivnímu rozvoji makrofyt. Naopak k méně výraznému zlepšení došlo u jezer, kde proběhlo snížení množství fosforu. Ve čtyřech ze šesti jezer, pro která jsou k dispozici dlouhodobé údaje, se průhlednost vody po čtyřech letech opět snížila. Pouze v jednom jezeře se průhlednost v průběhu let zvýšila.

Druhým příkladem jsou biomanipulační odlovy planktivorních a bentofágních druhů ryb a následné zarybnění dravými rybami na jezeře Round Lake (12,6 ha, maximální hloubka 10,5 m) ve státě Minnesota, USA (With & Wright, 1984). Pozorován byl vliv na společenstvo fytoplanktonu, zooplanktonu a na koncentraci živin, a to ve čtrnáctidenních intervalech od května 1980 do září 1982. Výsledkem bylo snížení hustoty fytoplanktonu, malého zooplanktonu a pokles koncentrace celkového dusíku a fosforu. Naopak průměrná velikost zooplanktonu se zvětšila a perloočky rodu *Daphnia*, která byly v roce 1980 vzácné, se v letech 1981 a 1982 staly dominantními. Zvýšila se rovněž průhlednost vody.

Metoda biomanipulace na stejném principu byla v rámci dlouholetého projektu v letech 1985 až 2000 provedena i u velkého stratifikovaného jezera Feldberger Haussee v Německu (131 ha, maximální hloubka 12,5 m) (Kasprzak et al., 2003). Jedná se o jezero s vysokým obsahem uhličitanu vápenatého, který váže až 32 % celkového fosforu v sedimentech. V rámci projektu zde bylo postupně odstraněno 107 tun kaprovitých ryb (především plotic a cejnů)

a v letech 1988 a 1998 zde byl vysazen rybí plůdek candáta obecného, štiky obecné, okouna říčního a sumce velikého. Očekávané výsledky, které měly obnášet zlepšení kvality vody, nastaly až s několikaletým zpožděním. Jezero bylo postupně osídleno makrofyty, které zde před zásahem téměř chyběly, přibližně dvojnásobně se zvýšil sezonní výskyt perlooček rodu *Daphnia* a snížila se také koncentrace fosforu. Predační tlak planktivorních ryb byl však stále vysoký a výsledné změny neodpovídaly předpokládaným. Závěrem bylo, že biomanipulace ve stratifikovaném jezeře není tak úspěšná, jako bylo pozorováno v mělkých jezerech a snížení koncentrace fosforu v jezeře v důsledku snížení vnějšího a vnitřního zatížení živinami v součinnosti se zvýšeným srážením uhličitánu vápenatého bylo s největší pravděpodobností konečným důvodem zlepšení kvality vody.

Dalším příkladem je biomanipulace provedená na jezeře Shirakaba (36 ha, maximální hloubka 9,1 m) nacházejícího se ve středním Japonsku v nadmořské výšce 1416 metrů (Ha et al., 2013). Jezero bylo v roce 1946 uměle vybudováno za účelem zásobování vodou a následně kolem něj vznikla zástavba rekreačních zařízení, jejichž odpadní vody vypouštěné přímo do jezera měly za následek výrazné zhoršení kvality vody a rozvoj vodního květu. Za účelem řešení byla v roce 2000 do jezera vypuštěna násada pstruha potočního (*Salmo trutta*) a inokulum perlooček *Daphnia galeata*. Následně byla v letech 2000 až 2006 sbírána data o změnách, které v jezeře nastaly a ty pak byly porovnány se stavem z let před rokem 2000. Zaznamenanými výsledky byla zvýšená průhlednost vody z přibližně 2 metrů (před biomanipulací) na více než 4 metry (po biomanipulaci), masivní nárůst makrofyt (především moru amerického (*Elodea nuttallii*)), snížení koncentrace celkového fosforu a také se zde vytvořila početná populace perlooček rodu *Daphnia*. Studie přináší důležitý závěr, že lze docílit úspěšné biomanipulace i bez odstranění planktivorních ryb, pouze za pomoci vysazování ryb dravých a perlooček.

Příkladem ze severního mírného pásu je obnova největšího Dánského jezera Arresø (40 km², maximální hloubka 5,9 m) (Jeppesen et al., 2007). Jezero bylo silně zatíženo živinami z povodí, zejména fosforem pocházejícího z odpadních vod z města Hillerød. V důsledku zlepšení čištění odpadních vod v 90. letech 20. století a omezení hnojení v povodí, došlo ke snížením zátěže živinami a k podstatnému zlepšení stavu jezera. Celková biomasa fytoplanktonu poklesla a došlo také ke změně ve složení rybí obsádky. Populace cejna velkého a ježdíka obecného (*Gymnocephalus cernuus*), kteří zde byli dominantními druhy, klesla, zatímco se zde rozšířil dravý candát obecný. V návaznosti na to se zde zvýšila biomasa

zooplanktonu, především velkých druhů perlooček. Zatížení však bylo příliš vysoké na to, aby bylo docíleno stavu trvale čisté vody a růstu makrofyt.

Méně obvyklým případem je projekt biomanipulace uskutečněný na mělkém subtropickém jezeře Lake Griffin na Floridě, USA (38 km², průměrná hloubka 2 m) (Fulton et al., 2015). V subtropických a tropických jezerech bylo provedeno jen málo studií o vlivu zatížení živinami na kvalitu vody a je sporné, zda metody manipulace s rybami používané v jezerech chladného mírného pásma lze použít v subtropických a tropických jezerech. Jezero Lake Griffin se vyznačuje velkým množstvím měkkých organických sedimentů a přilehlých mokřadů. Jeho vnější zatížení má příčinu především ve splavovaných hnojivech z okolních farem. Managementová opatření v období 1994 až 2012 zahrnovala obnovu mokřadů s cílem snížit množství vypouštěných živin a v letech 2002 až 2008 byly provedeny odlovy kostlína floridského (*Lepisosteus platyrhincus*), tilápie zlaté (*Tilapia aurea*), krunýřovce mnohopaprscitého (*Pterygoplichthys multiradiatus*) a dorosomy dlouhoploutvé (*Dorosoma cepedianum*), přičemž převážné množství vylovených ryb představovala právě dorosoma. Pozorované změny byly zároveň srovnávány s dalšími 10 jezery zapojenými do projektu. Zjišťováno bylo, zda provedené zásahy budou mít významný vliv na zlepšení kvality vody a podíl jednotlivých technik obnovy na koloběh fosforu v jezeře. Výsledkem bylo výrazné zlepšení kvality vody a snížení množství živin a sinic oproti zbylým deseti pozorovaným jezerům. Za hlavní faktor vedoucí ke zlepšení kvality vody bylo považováno snížení vnějšího zatížení živinami, protože výrazné zlepšení nastalo ještě před zahájením odlovů ryb.

Další zkušenosti s biomanipulací v subtropické až tropické oblasti pocházejí z Brazílie. Studie zde proběhla na mělkém uměle vytvořeném jezeře Paranoá (38 km², průměrná hloubka 13 m) (Jeppesen et al., 2007). Z důvodu splachu odpadních vod z města Brasilia se jezero vyznačovalo velkým množstvím živin a na eutrofní podmínky poukazoval také trvale přetrvávající vodní květ. V některých oblastech se rozšířily také vodní makrofyta, jako jsou volně plovoucí tokozela nadmutá (*Eichhornia crassipes*) a babelka řezanovitá (*Pistia stratiotes*). Dominantním druhem zde byly ryby rodu *Tilapia* (až 50 % celkové rybí biomasy). V letech 1993 a 1994 zde byly vybudovány dvě čistírny odpadních vod a doplňkový systém sběru odpadních vod, čímž došlo ke snížení vnějšího zatížení jezera živinami. V letech 1996 až 1999 byly pozorovány významné změny ve společenstvech fytoplanktonu. Došlo ke snížení dominance sinic a rozvoji malých druhů perlooček. Hodnota Secchiho desky se zvýšila z původního 0,5 metru (před vybudování ČOV) na 2,4 metru (v roce 1999). K dosažení dalších

zlepšení byly použity strategie prodloužení doby zdržení vody v jezeře a řízení rybí obsádky. Odlovena byla část rybí obsádky, především ryby rodu *Tilapia* (až 90 % celkové rybí biomasy). Právě redukce tilápií umožnila obnovu heterogenní rybí obsádky a návrat dravých (například cichlida ocasooká (*Cichla ocellaris*)) a exotických (například slunečnice velkoploutvá (*Lepomis macrochirus*) a okounek pstruhový (*Micropterus salmoides*)) druhů ryb. V roce 2000 byly naměřeny nižší hodnoty život společně se zvýšenou průhledností vody a sníženou hustotou rybí obsádky. Výsledky měření na jezeře Paranoá ilustrují význam snížení vnějšího zatížení pro obnovu subtropických a tropických jezer, je však obtížné vyhodnotit účinky manipulace s rybami v jezeře na dosažené výsledky.

Poslední dva vybrané příklady pochází z projektů realizovaných na území České republiky. První z nich je projekt biomanipulace na obnovu Velkého Boleveckého rybníka v Plzni (43 ha, maximální hloubka 4,5 m) (Jůza et al., 2019). Zde došlo v předchozích letech k masivnímu úbytku makrofyt v důsledku vysazení amura bílého (*Ctenopharyngodon idella*) a kapra obecného a k následnému zhoršení kvality vody. Projekt na zlepšení stavu nádrže byl zahájen v roce 2006 a pokračoval až do roku 2010. Hlavními aktivitami byla redukce rybí obsádky, chemické ošetření sedimentu zabraňující uvolňování fosforu do vody a následné zarybnění dravými rybami. Výsledkem bylo zlepšení průhlednosti vody, nárůst množství zooplanktonu a vodních makrofyt a redukce množství sinic a dalšího fytoplanktonu. Při následné kontrole po sedmi letech od skončení projektu byla kvalita vody stále v dobrém stavu a jediným stálým zásahem je odběr makrofyt žací lodí z rekreačních důvodů.

V druhém případě se jednalo o vodní nádrž Hamry, jejímž hlavním účelem je akumulace vody pro vodárenské využití a nikdy nebyla využívána k rybaření nebo rekreačním účelům (42,3 ha, maximální hloubka 7,5 m) (Jurajda et al., 2016). Jedná se o zdroj pitné vody pro Hlinsko a okolí, přičemž voda je klasifikovaná jako mezotrofní. Projekt byl zahájen v roce 2009. Před tímto rokem zde byly příležitostně vysazované dravé ryby jako je štika obecná nebo candát obecný a početnost kaprovitých ryb byla příležitostně redukována vysycháním jiker při poklesu hladiny vody v období tření. Průzkum v roce 2008 ukázal, že dominantními druhy zde byl cejn velký a plotice obecná. Ve snaze dosáhnout kvalitnější vody v nádrži a tím snížit náklady na její úpravu byla přijata opatření zahrnující pravidelné zarybnění dravými rybami (především bolen dravý) a současně odstraňování kaprovitých ryb a okounů nebo jejich jiker pomocí záťahových sítí. V tomto odstavci je shrnut projekt od roku 2009 do roku 2012, jehož hlavním cílem bylo omezit rozvoj fytoplanktonu. Proto tyto účely byli intenzivně odstraňování cejni velcí a plotice obecné. Následně byla pozorována vyšší početnost velkých druhů

zooplanktonu. Množství fytoplanktonu však vzrostlo a koncentrace celkového fosforu ve vodě nevykazovala žádné výrazné změny. Důvodem pro nedosažení očekávaných výsledků může být skutečnost, že nádrž Hamry nemá téměř žádný trvalý porost ponořených makrofyt a zároveň je výrazně zatížena vnějším přísunem fosforu. Řízení rybí obsádky, tedy řízení shora dolů, není tudíž dostačující k tomu, aby ovlivnilo kvalitu vody. Rychlá reakce fytoplanktonu na zvýšené množství zooplanktonu je také snáze dosažitelné v mělkých eutrofních nádržích. Morfologie nádrže Hamry tedy nemusí být vhodná pro biomanipulaci.

Dalším důležitým bodem v procesu biomanipulace jsou následná opatření, která by měla předcházet opakovanému zhoršení stavu nádrže a jejich složek. Taková opatření mohou zahrnovat aplikování záchytných česel na přítoku nádrže, jakožto prevenci proti zanesení nežádoucích druhů vodním tokem, případně instalaci behaviorálních zábran, jako jsou elektrické bariéry, kdy systém elektrod vytváří pro ryby neprůstupnou stěnu elektrického pole. Metoda elektrické bariéry se využívá především jako opatření před zanesením invazivních druhů a na přítocích vodních elektráren jako prevence před vniknutím ryb do turbíny elektrárny, kdy dochází často k jejich poškození a úhynu (O'Farrell et al., 2014). Dalšími behaviorálními opatřeními jsou světelné clony, zvukové odpuzovače (ryby v tomto případě citlivě reagují na vzniklé vibrace) a pneumatické zábrany (bublínková clona plynu vycházejícího z perforované trubice umístěné na dně koryta). Jednotlivé druhy behaviorálních opatření se mezi sebou dají kombinovat s cílem dosáhnout co nejlepších výsledků (Noatch & Suski, 2012). Možnou variantou je také oplocení celé vodní plochy s cílem zamezit volnému vypouštění ryb a dalších vodních organismů veřejností. Důležitým krokem je komunikace, díky které by měla být veřejnost informována a poučena o celém procesu dění kolem vodní nádrže, ať už prostřednictvím sociálních sítí nebo médií.

4. Materiál a metodika

4.1 Popis lokality

Stromovka je veřejný lesopark nacházející se jihozápadně od centra města České Budějovice. Jedná se o největší park ležící na území města o výměře 68 ha, jehož převážná část je vyhlášena jako významný krajinný prvek. Při zakládání parku v 50. a 60. letech 20. století zde byly vysázeny především rychle rostoucí dřeviny, jako jsou například topoly (*Populus*), břízy (*Betula*), olše (*Alnus*) a vrby (*Salix*). Tyto původní dřeviny byly pak v 80. letech doplňovány a nahrazovány novou cílovou výsadbou dubů (*Quercus*), buků (*Fagus*), javorů (*Acer*), lip

(*Tilia*), borovic (*Pinus*) a smrků (*Picea*). Od 90. let zde také probíhá pravidelné kosení a údržba dřívě opomíjených lučních porostů. V současnosti parku dominuje bříza bělokorá (*Betula pendula*), lípa malolistá (*Tilia cordata*), olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), dub letní (*Quercus robur*), buk lesní (*Fagus sylvatica*), javor klen (*Acer pseudoplatanus*) a javor mléč (*Acer platanoides*). Ze vzácnějších druhů dřevin zde můžeme nalézt buk lesní červenolistý (*kultivar Atropurpurea*), javor stříbrný (*Acer saccharinum*), korkovník amurský (*Phellodendron amurense*) a liliovník tulipánokvětý (*Liriodendron tulipifera*) (Kakuška, 1994). V roce 1993 se ve Stromovce uskutečnil botanický průzkum, dle kterého se zde nachází až 135 druhů bylin. Luční porosty jsou zastoupeny především trávami jako jsou lipnice luční (*Poa pratensis*), kostřava luční (*Festuca pratensis*), psárka luční (*Alopecurus pratensis*) a trojštět žlutavý (*Trisetum flavescens*). Nalézt zde můžeme také kvetoucí byliny, zejména zvonek rozkladitý (*Campanula patula*), lomikámen zrnatý (*Saxifraga granulata*) nebo třeba kohoutek luční (*Lychnis flos-cuculi*) (Albrecht, 1993). Hojně se zde daří také ptačím populacím. Při průzkumu v roce 1997 zde bylo zjištěno až 53 trvale hnízdících druhů, z nichž někteří, jako například strakapoud malý (*Dendrocopos minor*) nebo dlask tlustozubý (*Coccothraustes coccothraustes*), se řadí mezi ohrožené druhy (Macková, 1997).

Součástí veřejného lesoparku Stromovka je také několik vodních útvarů. Jedním z nich je vodní plocha rybníčního charakteru nesoucí název Bagr (Blabolil et al., 2021). Původní záměr na přelomu 80. a 90. let bylo vybudování přírodního koupaliště. Z finančních důvodů kompletní plán nebyl realizován a vodní nádrž je pouze příležitostně využívána ke koupání lidí, výrazně častěji ke koupání psů. Vodní dílo bylo vybudováno z původní jámy po těžbě štěrkopísku jako veřejné polopřírodní koupaliště za účelem rekreačního a sportovního využití (*České Budějovice - ideový návrh zavodnění nádrže Bagr*, 1998). Nádrž se nachází 1,4 km západně od centra náměstí Přemysla Otakara II. v nadmořské výšce 387 m n.m. a jeho plocha se rozkládá na území třech parcel. Největší část spadá do vlastnictví státu a je umístěna na parcelách č. 1854/1 a 1855 k.ú. České Budějovice 2. Menší část, na parcele č. 1854/2 k.ú. České Budějovice 2 na severovýchodní straně, je ve vlastnictví fyzické osoby. Z vodohospodářského hlediska spadá Bagr do správy Povodí Vltavy, s.p. (*Monitoring sedimentu rybníka Bagr ve Stromovce v Českých Budějovicích*, 2014). Rybářské hospodaření na nádrži neprobíhá.

Vodní plocha Bagru činí podle aktuální hladiny vody přibližně 22 800 m². Rozloha dna bez břehových částí byla za pomoci sond určena přibližně na 18 700 m², z nichž přibližně 3/4 jsou vybetonovány. Nezpevněná je pouze severovýchodní část dna o rozloze 4 350 m². Betonová je také oblast litorálu, a to po celém obvodu Bagru, s výjimkou místa se

zatravnovacími dlaždicemi, kde se vytvořil mokřad. Břehy jsou ohraničené betonovými obrubníky a okolí Bagru tvoří pravidelně sečené travnaté pásy a nezpevněné cesty pro pěší a cyklisty. V jihozápadní části Bagru se nachází volně přístupný ostrůvek, ke kterému se dá dostat buď přebroděním mělké části Bagru nebo po betonových pilotech vyčnívajících nad hladinu, které jsou k ostrůvku přivedeny ve dvou částech brouzdaliště (*Monitoring sedimentu rybníka Bagr ve Stromovce v Českých Budějovicích*, 2014). Mokřadní společenstvo bylin je zde zastoupeno především ohroženým druhem ostřicí trsnatou (*Carex cespitosa*) (Albrecht, 1993). Ptactvo zde pak zastupuje rákosník zpěvný (*Acrocephalus palustris*), kachna divoká (*Anas platyrhynchos*), slípka zelenonohá, lyska černá (*Fulica prior*) a potápka malá (*Tachybaptus ruficollis*). Většina těchto ptáků se však zdržuje především v blízkosti menších, přírodě bližších rybníčků v západní části parku Stromovka (Macková, 1997).

Stav vody ve vodní nádrži Bagr je již od pohledu nevyhovující. Především v létě je zde možno pozorovat velké množství sinic utvářející vodní květ. Nejhojněji se zde vyskytují sinice druhu *Dolichospermum flos-aque*, *Microcystis viridis* a *Microcystis wesenbergii* (Blabolil et al., 2021), přičemž dominantním druhem je *Dolichospermum flos-aque* způsobující masivní rozvoj vodního květu. Jedná se o toxický druh sinice, který je schopný migrovat ve vodním sloupci a jeho zvýšený výskyt indikuje velké množství živin v nádrži (Kaštovský et al., 2018). Dalšími toxickými druhy sinic nalezenými ve vodní nádrži Bagr jsou *Microcystis aeruginosa* a *Woronichinia naegeliana* (Blabolil et al., 2021).

Vzhledem k velkému podílu zpevněných částí dna a břehů není možné, aby byl Bagr napájen dešťovou vodou, voda tak musí být přiváděna uměle. Přítok zajišťuje umělý kanál Zlatá stoka. Voda je odváděna z oblasti Rožnovského jezera na řece Vltavě, odkud je Mlýnským náhonem a následně Zlatou stokou přiváděna do návesního rybníka v Litvínovicích a poté odtéká částečně zatrubněním kanálem do Bagru. Tento přítok je situován na jihozápadní straně, vypouštěcí zařízení pak na severovýchodní straně Bagru. Bezpečnostní přeliv na Bagru instalován není. Písčité sedimenty na zpevněných plochách a organický materiál na nezpevněných plochách dokládá, že přiváděná voda je převážně čistá a nezkalená sedimenty (*Monitoring sedimentu rybníka Bagr ve Stromovce v Českých Budějovicích*, 2014).

Jedním z aktuálních problémů vodní nádrže Bagr je nekontrolovatelný únik vody z nádrže z důvodu prosakování dna a boků nádrže. Za nejkomplicovanější oblast je považována severní část nádrže. A to konkrétně část se zatravnovacími dlaždicemi pokrývající bok nádrže. V tomto místě není dno utěsněno betonem ani folií, která by zajišťovala izolaci

dna. Naopak za relativně nepropustnou můžeme považovat jihozápadní část Bagru (*České Budějovice - ideový návrh zavodnění nádrže Bagr*, 1998).

Je rovněž důležité zmínit, že prvotní příčinou tohoto problému jsou navýšené břehy nádrže nad úroveň hladiny podzemních vod, nedostatečné množství přitékající vody a teoreticky také odvodňovací drenážní systém umístěný pode dnem nádrže. Nádrž proto funguje jako hydraulická propustná prohlubeň, která se snaží o vyrovnání povrchové hladiny vody na úroveň hladiny vody podzemní. Hladina vody v Bagru je tedy z velké části závislá na hladině podzemní vody. Zvýšení objemu přitékající vody za účelem navýšení hladiny vody v Bagru je tudíž pouze dočasným řešením (*České Budějovice - ideový návrh zavodnění nádrže Bagr*, 1998).

4.2 Metodika odlovů a zpracování úlovku ryb

Jako vhodný způsob odlovu ryb byla zvolena 10 m dlouhá a 3 m vysoká plůdková zátahová síť s oky o velikosti 1,5 x 1,5 mm. Jedná se o efektivní metodu s nízkou selektivitou, která je relativně rychlá a šetrná k rybí obsádce. Síť je opatřena plováky na horní žíni a zátěžemi nebo zátěžovým lanem na spodní žíni. Na obou koncích sítě jsou pro lepší manipulaci připevněna tažná lana, která umožňují rovnoměrný pohyb sítě směrem ke břehu (Jůza et al., 2022).

Vhodná místa pro provedení lovu touto metodou jsou úseky s čistým dnem bez překážek a sklonem břehů do 25 °. Nevhodné je naopak dno s vyšším sklonem než 25 °, s velkým množstvím překážek a s vysokou vrstvou měkkých sedimentů, které by mohly bránit hladkému projití sítě vodou. Zátah by se také neměl provádět v hloubce výrazně větší, než je výška sítě, z důvodu snížení efektivity lovu následkem úniku ryb pod síť. Vzorkování plůdkovou zátahovou sítí je nejvhodnější provádět mimo dobu tření ryb ve večerních a nočních hodinách, kdy dospělé ryby migrují z hlubších vod do mělčích pobřežních oblastí. V případě malých mělčích nádrží a zakalených vod může být lov proveden také ve dne (Jůza et al., 2022).

Ichtyologický průzkum plůdkovou zátahovou sítí na vodní nádrži Bagr byl proveden 5. 10. 2022 na třech reprezentativních místech v pobřežních oblastech (Obr. 1), a to v odpoledních hodinách mezi 14:00 a 15:00 (denní odlov) a mezi 21:00 a 23:00 (noční odlov, 2,5 hodiny po západu slunce). Současně byl změřen úhel sklonu břehu, hloubka vody a vzdálenost od břehu (Leica DISTO D5), ve které byla síť do vody rozdána (Tab. I). Tyto

údaje později posloužily k dalším výpočtům (podrobněji v části 5.1). Síť byla ve všech případech ručně rozdána do vody broděním ve vhodné vzdálenosti od břehu (Obr. 2).



Obr. 1: Letecký snímek vodní nádrže Bagr s vyznačenými místy provedení odlovu plůdkovou zátahovou sítí (použitá mapa je ze serveru mapy.cz).

Tab. I: Charakteristika stanovišť na vodní nádrži Bagr, na kterých byl proveden ichtyologický průzkum plůdkovou zátahovou sítí dne 5. 10. 2022.

| stanoviště | popis stanoviště | hloubka vody [m] | Vzdálenost od břehu [m] | sklon břehu |
|------------|--|---------------------|----------------------------|----------------|
| 1 | Bagr - východ (vedle výpustního zařízení) | 1,1 | 5,8 | 10,8° |
| 2 | Bagr - jihozápad (oblast mělčiny) | 0,6 | 12 | 1,7° |
| 3 | Bagr - severozápad (vedle zatravnovacích dlaždic) | 1,1 | 10 | 5,3° |



Obr. 2: Odlov pomocí zátahové sítě proveden 5. 10. 2022 během nočních hodin na vodní nádrži Bagr v místě druhého stanoviště (Foto: P. Blabolil).

Úlovek ryb z každého zátahu byl určen do druhu, u všech ryb byla změřena standardní délka (SL z angl. Standard Length, vzdálenost od počátku rypce po konec ošupení báze ocasní ploutve) a následně byly ryby vypuštěny zpět do volné vody v místě odlovu, s výjimkou invazivní slunečnice pestré, kterou si pro své účely převzal školitel práce P. Blabolil (Obr. 3). Současně byly informace zapisovány do terénního protokolu a později zpracovány v elektronické podobě (MS Excel 365). Dominance druhů, velikostní struktura a početnost byly následně vyneseny do grafů (MS Excel 365). Dále byla pomocí párového jednostranného t-testu v programu R (verze 4.1.2) zhodnocena závislost početnosti druhů a jedinců na denní době, ve které byl zátah proveden.



Obr. 3: Určování druhu a standardní délky úlovku na vodní nádrži Bagr v místě třetího stanoviště v odpoledních hodinách ze dne 5. 10. 2022 (Foto: P. Blabolil).

4.3 Další ukazatele stavu vody

Společně s rybí obsádkou byly zkoumány další faktory poukazující na stav vody ve vodní nádrži Bagr. V termínu 26. 8. 2022 byla změřena teplota vody a koncentrace kyslíku s využitím kalibrované multiparametrické sondy YSI EXO II od hladiny do hloubky 2 m a vizuálně byl zhodnocen stav vodního květu. Za využití planktonní vrhací sítě o velikosti oček 200 μm byl proveden orientační průzkum stavu zooplanktonu. Vzorkování proběhlo dvěma hody sítí, kdy po potopení (z důvodu vyhnutí se vyšší koncentraci fytoplanktonu) byla síť pomalu tažena ke břehu a zvednuta před zónou akumulace vodního květu. Zkoncentrovaný zooplankton byl vypuštěn do průhledné obálky (eurofolie) a v tenké vrstvě prohlédnut proti světlu. Následně byli organismy vypuštěni v místě odběru. Průhlednost vody byla změřena za pomoci Secchiho desky čtvercového tvaru o délce hrany 20 v termínech 26. 8. 2022 a 5. 10. 2022. Měření i odběr zooplanktonu byly provedeny v místě výpustního zařízení (Obr. 4).



Obr. 4: Měření průhlednosti vody vodní nádrže Bagr za pomoci Secchio desky v místě vypustního zařízení ze dne 26. 8. 2022 (Foto: P. Blabolil).

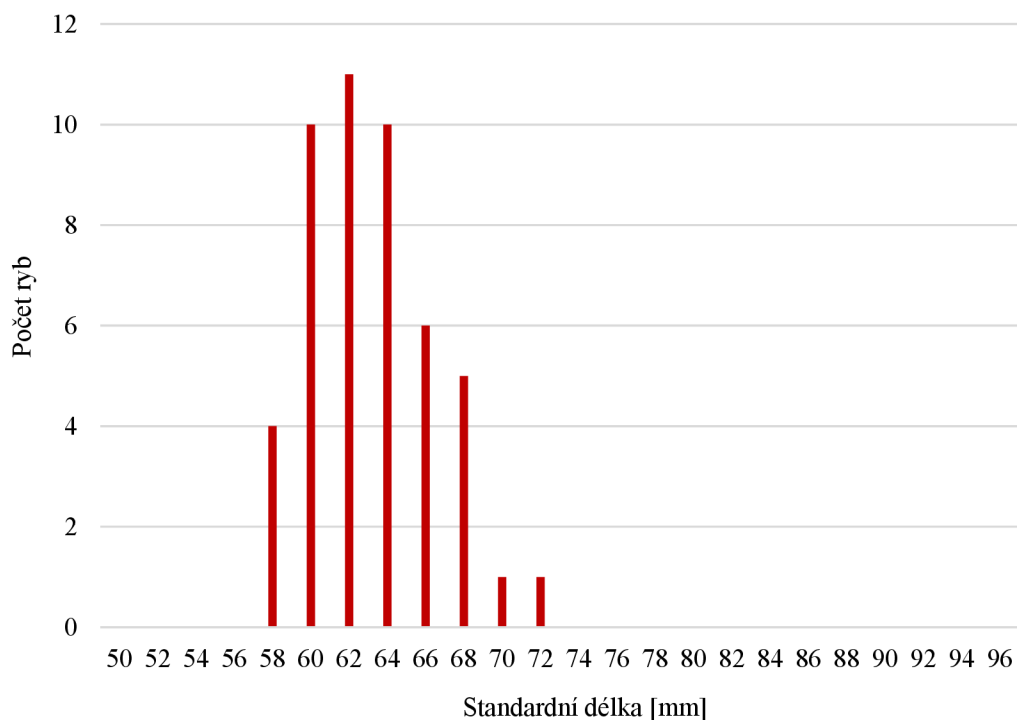
5. Výsledky

5.1 Ichtyologický průzkum

Během všech šesti odlovů bylo uloveno celkem 327 jedinců 11 druhů ryb. Při zátahu provedeném během dne na prvním vybraném stanovišti v blízkosti vypustního zařízení bylo chyceno osm jedinců okouna říčního ve velikostním rozmezí od 62 mm do 71 mm. V oblasti mělčiny, která byla zvolena jako druhé stanoviště, nebyl ve dne zachycen žádný úlovek. Na posledním stanovišti, poblíž zatravnovacích dlaždic bylo chyceno celkem 40 jedinců okouna říčního ve velikostním rozmezí od 57 mm do 69 mm (Tab. II, Obr. 5).

Tab. II: Přehled složení a velikosti (minimum - maximum) rybí obsádky chycené 5. 10. 2022 v odpoledních hodinách při ichtyologickém průzkumu na vodní nádrži Bagr.

| zátah | druh | SL [mm] | jedinců |
|--------------|----------------|----------------|----------------|
| 1 | okoun říční | 62-71 | 8 |
| 2 | bez úlovku ryb | | |
| 3 | okoun říční | 57-69 | 40 |



Obr. 5: Velikostní složení okouna říčního chyceného 5. 10. 2022 během dne na vodní nádrži Bagr.

Při nočním zátahu provedeném na prvním stanovišti bylo uloveno celkem 47 jedinců 6 druhů ryb, z nichž největší jedince pohybující se ve velikostním rozmezí od 125 do 165 mm zde zastupovaly plotice obecné a jeden jedinec oukleje obecné. Druhy menších velikostí do 100 mm zde zastupoval cejnek malý, cejn velký, ježdík obecný a okoun říční. Při druhém nočním zátahu bylo chyceno 167 jedinců 8 druhů ryb. Menší druhy do 100 mm zde opět zastupoval okoun říční, cejnek malý, cejn velký a ježdík obecný. Většími druhy zde byly plotice obecné ve velikostech od 72 do 145 mm a dva jedinci oukleje obecné s rozměry 130 a 140 mm. Dále zde bylo chyceno 20 jedinců hrouzka obecného (*Gobio gobio*) ve velikostním rozmezí od 71 do 110 mm a také jedinec jelence tlouště o délce 250 mm (Obr. 6). Při třetím nočním zátahu bylo vyloveno 61 jedinců ryb 8 druhů. Menší druhy do 100 mm zde zastupoval okoun říční, cejnek malý, cejn velký, ježdík obecný a dále slunečnice pestrá (*Lepomis gibbosus*) (Obr. 7) a jedinec kapra obecného (Obr. 8). Většími druhy nad 100 mm zde byla plotice obecná a perlín ostrobřichý (*Scardinius erythrophthalmus*) (Tab. III, Obr. 9 a 10).



Obr. 6: Jelec tloušť chycen 5. 10. 2022 v nočních hodinách na vodní nádrži Bagr na druhém stanovišti v oblasti mělčiny (Foto: M. Dvořáková).



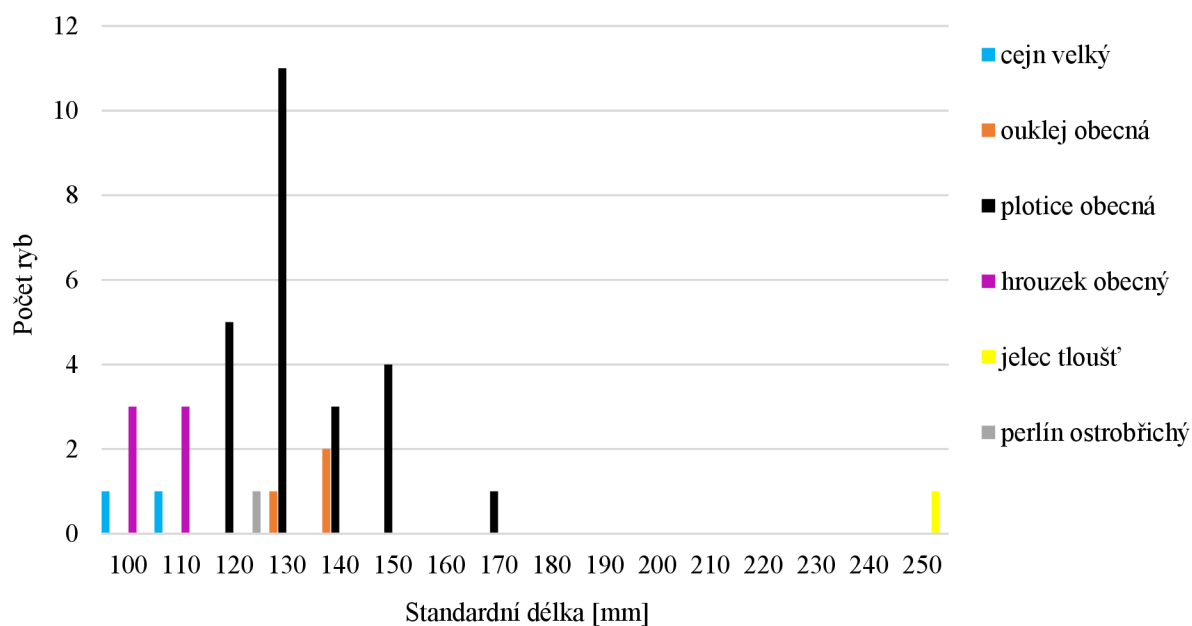
Obr. 7: Invazivní nepůvodní slunečnice pestrá chycena 5. 10. 2022 v nočních hodinách na vodní nádrži Bagr v místě třetího stanoviště v blízkosti zatravňovacích dlaždic (Foto: M. Dvořáková).



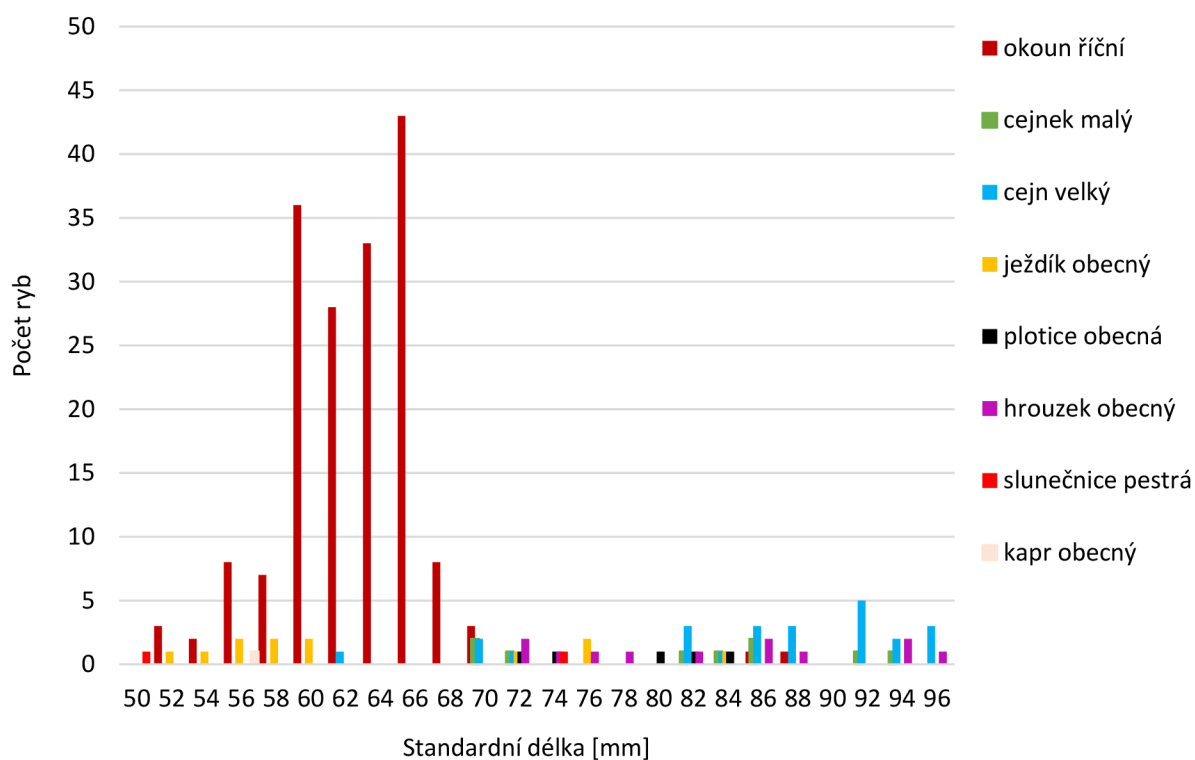
Obr. 8: Kapr obecný chycen 5. 10. 2022 v nočních hodinách na vodní nádrži Bagr na třetím stanovišti v blízkosti zatravňovacích dlaždic (Foto: M. Dvořáková).

Tab. III: Přehled složení a velikosti (minimum - maximum) rybí obsádky chycené 5. 10. 2022 v nočních hodinách při ichtyologickém průzkumu na vodní nádrži Bagr.

| záťah | druh | SL [mm] | jedinců |
|--------------|--------------------|----------------|----------------|
| 1 | cejnek malý | 69-82 | 4 |
| 1 | cejn velký | 82-100 | 16 |
| 1 | ježdík obecný | 54 | 1 |
| 1 | okoun říční | 62-88 | 15 |
| 1 | ouklej obecná | 135 | 1 |
| 1 | plotice obecná | 125-165 | 10 |
| 2 | cejnek malý | 70 | 1 |
| 2 | cejn velký | 71-93 | 3 |
| 2 | hrouzek obecný | 71-110 | 20 |
| 2 | ježdík obecný | 52-83 | 8 |
| 2 | okoun říční | 51-70 | 114 |
| 2 | ouklej obecná | 130-140 | 2 |
| 2 | plotice obecná | 72-145 | 18 |
| 2 | jelec tloušť | 250 | 1 |
| 3 | cejnek malý | 81-93 | 4 |
| 3 | cejn velký | 62-91 | 9 |
| 3 | ježdík obecný | 58-75 | 3 |
| 3 | kapr obecný | 55 | 1 |
| 3 | okoun říční | 55-66 | 40 |
| 3 | perlín ostrobřichý | 120 | 1 |
| 3 | plotice obecná | 145 | 1 |
| 3 | slunečnice pestrá | 50-74 | 2 |

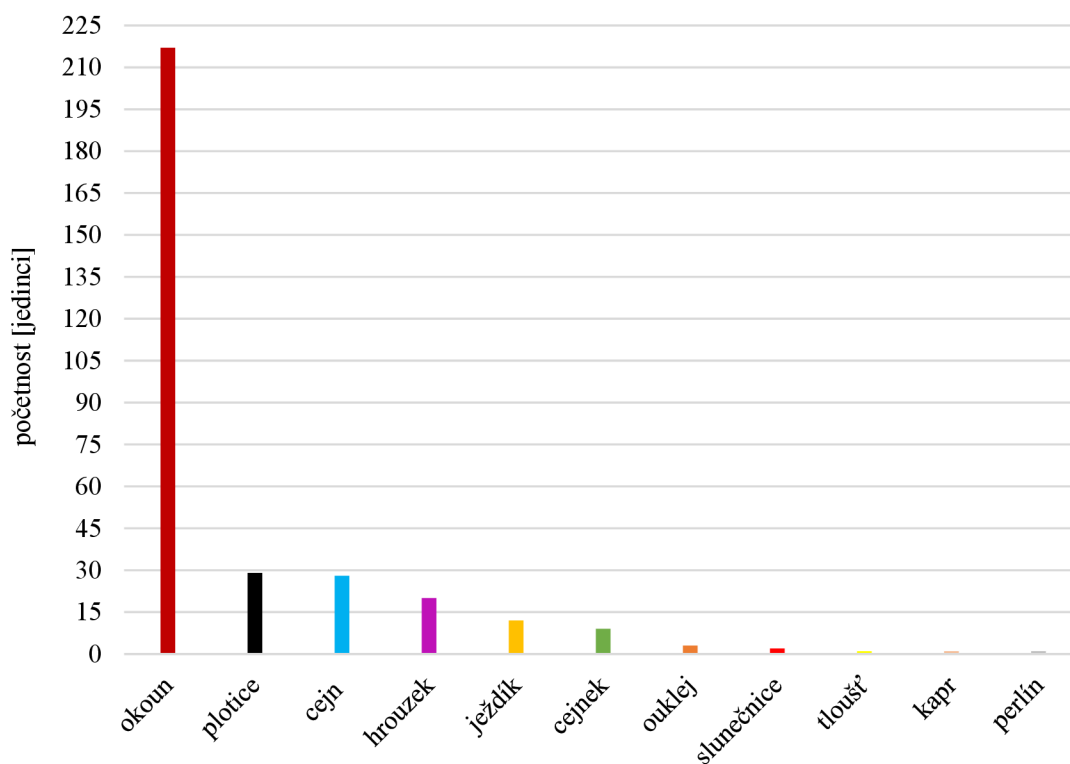


Obr. 9: Početnost a velikostní složení ryb o velikosti 100 mm a více chycených 5. 10. 2022 během noci na vodní nádrži Bagr.



Obr. 10: Početnost a velikostní složení ryb menších než 100 mm chycených 5. 10. 2022 během noci na vodní nádrži Bagr.

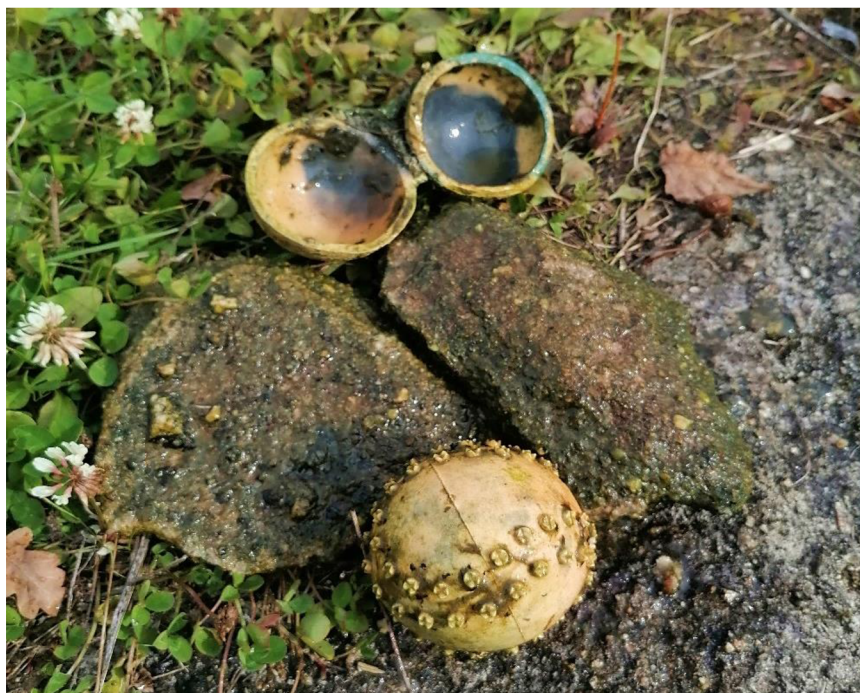
Největší početnost byla zjištěna v oblasti mělčiny v jihozápadní části Bagru při nočním zátahu. Odchyceno zde bylo 167 jedinců. Největší denní úlovek byl zachycen na třetím stanovišti, kdy bylo uloveno celkem 40 jedinců. 2/3 z celkového úlovku tvořil okoun říční (217 jedinců). V rámci desítek jedinců byla odchycena plotice obecná, cejn velký, hrouzek obecný a ježdík obecný. Uloveno bylo dále několik jedinců cejnka malého, oukleje obecné, slunečnice pestré a jedinec jelence tloušť, kapra obecného a perlína ostrobřichého (Obr. 11).



Obr. 11: Početnost jednotlivých druhů ryb chycených 5. 10. 2022 na vodní nádrži Bagr.

Při porovnání odlovů provedených ve dne a v noci byl zjištěn průkazně vyšší počet druhů v noci ($t = -7.559$, $df = 2$, $p\text{-value} = 0.009$), přičemž rozdíl v počtech ulovených jedinců byl statisticky neprůkazný ($t = -1.646$, $df = 2$, $p\text{-value} = 0.121$).

Mimo rybí úlovek bylo za pomoci sítě vytaženo také množství odpadu. Nejvíce v blízkosti zatravnovacích dlaždic (Obr. 12).



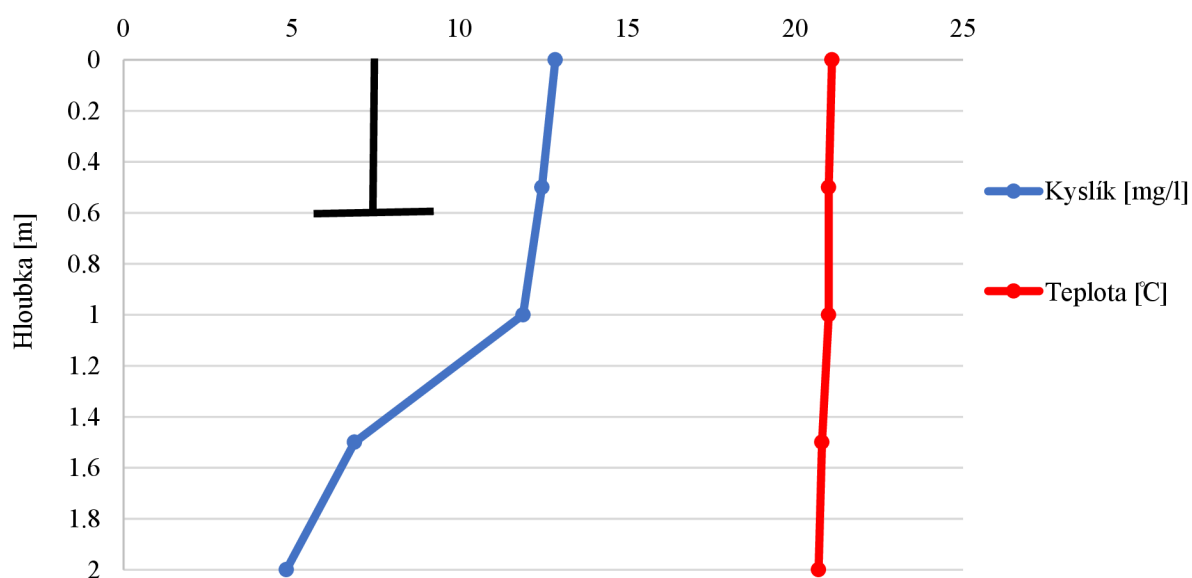
Obr. 12: Odpadky vytažené 5. 10. 2022 při odpoledním zátahu na vodní nádrži Bagr na třetím stanovišti v blízkosti zatravňovacích dlaždic (Foto: M. Dvořáková).

5.2 Další charakteristiky prostředí

V létě byl v místě výpustního zařízení pozorován výskyt vodního květu (Obr. 13 a 14). Naměřené hodnoty pomocí Secchiho desky v místě výpustního zařízení byly 60 cm (26. 8. 2022) a 95 cm (5. 10. 2022). Vodní sloupec byl teplotně takřka homogenní. U hladiny byla naměřena teplota 21,1 °C a u dna 20,7 °C. S nárůstem hloubky docházelo ke snižování koncentrace rozpuštěného kyslíku. U hladiny byla naměřena koncentrace 12,86 mg/l, což odpovídalo 144,1 % nasycení. Přesycení 134,2 % odpovídající 11,9 mg/l bylo ještě v hloubce 1 m, ale následně koncentrace rozpuštěného kyslíku prudce poklesla až na 4,85 mg/l odpovídající 54,0 % nasycení (Obr. 15). Ze zooplanktonu byli vizuálně pozorováni především menší jedinci do velikosti zhruba 3 mm. Podle přímých poskoků a přítomnosti dvou váčků s vajíčky byla určena přítomnost buchanek a podle šikmého pohybu drobných, takřka kulatých objektů přítomnost drobných perlooček (pravděpodobně rodu *Bosmina*). Ve vzorku byla dále přítomna jedna velká (odhadem 1,2 cm) dravá perloočka *Leptodora kindtii*.



Obr. 13 a 14: Vodní květ hromadící se v okolí výpustního zařízení na vodní nádrži Bagr ze dne 26. 8. 2022 (Foto: M. Dvořáková).



Obr. 15: Graf znázorňující závislost teploty a koncentrace kyslíku na hloubce vody na vodní nádrži Bagr ze dne 26. 8. 2022. Symbol obráceného T označuje hloubku změřenou Secchiho deskou.

6. Diskuse

Složení rybí obsádky zjištěné ve vodní nádrži Bagr odpovídá charakteru lokality a druhy zde dominující jsou v našich vodách běžné. Největší kontrast mezi denním a nočním zátahem byl zjištěn na druhém stanovišti v oblasti mělčiny, kdy zde ve dne nebyla chycena žádná ryba, naproti tomu noční úlovek byl nejpočetnější ze všech provedených odlovů. Vzhledem k velmi malé hloubce byla na této lokalitě prolovena největší plocha. Relativně nejméně ryb bylo chyceno v blízkosti vypustního zařízení, kde je nejprudší sklon břehu, a tedy i prolovená plocha byla nejmenší. Střední úlovek byl pak na lokalitě nedaleko zatravňovacích dlaždic, kde je břeh mírnější než u vypustního zařízení. Zde stojí za pozornost denní úlovek 40 okounů oproti 8 jedincům u vypustního zařízení. Tento nepoměr může být dán větší prolovenou plochou, náhodným chycením menšího hejna nebo právě nedalekou přítomností struktur (jak emerzních makrofyt, tak odpadků na dně), které okounům poskytují úkryt. Denní migrace ryb do oblastí s úkryty, ať už ve formě struktur, do kterých se schovají, nebo do hloubky s omezenými světelnými podmínkami, jsou u ryb častou antipredační strategií (Říha et al., 2015; Sajdlová et al., 2018).

Úlovek zahrnoval druhy s různou potravní specializací, rozdílnými prostorovými a životními podmínkami a různým stupněm ochrany. Nejpočetnějším zachyceným druhem byli letošní jedinci okouna říčního. Vysoká početnost mladých jedinců okouna říčního je častým fenoménem našich vod, neboť jikerné pásy okounů nemají takřka žádné predátory, a proto se z nich kulí velké množství plůdku (Vejřík et al., 2017). Záhy po vykulení se mladí jedinci tohoto druhu přesouvají do volné vody, čímž se mohou šířit na nové lokality (Benndorf, 1989; Thorpe, 1977). Není tak zcela jisté, zda vylovení jedinci jsou v Bagru původní nebo sem připlavali s přitékající vodou z Vltavy. Hlavním potravním zdrojem pro juvenilní okouny je především zooplankton (Bowszys et al., 2012; Peterka & Matěna, 2009), čímž omezují jeho filtrační aktivitu a přispívají k projevům eutrofizace. Naopak, při velikosti nad 150 mm celkové délky se většina okounů stává dravými a omezuje početnost planktonožravých ryb včetně vlastního potomstva (Dörner & Wagner, 2003; Kubečka, 1993).

Zcela nežádoucím druhem je nepůvodní invazivní slunečnice pestrá. V povodí Labe byla poprvé zachycena v roce 1929. Vzhledem k výraznému zbarvení a péči samce o potomstvo se jedná o druh často chovaný v zahradních jezírkách. Chovatelé však ryby často vypouští do volných vod, kde konkurují o prostor (agresivní chování v době péče o potomstvo) a potravu (bezobratlí živočichové – zoobentos a zooplankton) našim původním druhům. Proto

byla od roku 2019 slunečnice pestrá zařazena na tzv. unijní seznam č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů a platí pro ni tak zákaz dovozu a převozu v rámci EU, uvádění na trh, zákaz držení, chovu, rozmnožování a vypouštění do volné přírody dle zákona č. 364/2021 Sb., kterým se změnilly některé zákony v souvislosti s implementací předpisů EU v oblasti invazních nepůvodních druhů, který vstoupil v platnost 1. 1. 2022.

Z hlediska ochrany může být sporný pohled na kapra obecného. Divoká forma kapra obecného je dle Mezinárodního svazu ochrany přírody (IUCN z angl. International Union for Conservation of Nature) druhem, kterému hrozí vymizení ve volné přírodě a je zařazený na červený seznam ohrožených druhů. V povodí řeky Moravy, kde je původním druhem, byl jeho poslední zaznamenaný výskyt v roce 1950. Na druhou stranu chov hospodářských plemen kapra je tradičně velmi rozšířen a pravděpodobně se jedná o první domestikovaný druh ryby od přelomu letopočtu (Balon, 1995). V České republice je kapr obecný nejvýznamnějším hospodářským druhem s dlouhou tradicí chovu a šlechtění a lze předpokládat, že s globální změnou klimatu se mu bude dařit více. V Austrálii a dalších oblastech již probíhají nákladné eradikační programy (McColl & Sunarto, 2020; Yick et al., 2021). Ve vodách určených pro rekreaci (mimo sportovní rybaření) je početná populace kapra nežádoucí. Při hledání potravy ryjí v bahně, kde hledají bentické bezobratlé živočichy, a zároveň jsou schopni se živit i zooplanktonem a přispívat tak k rozvoji fytoplanktonu (Nieoczym & Kloskowski, 2014). Zbylé druhy ryb zachycené při posledním odlovu na vodní nádrži Bagr patří dle kategorií IUCN mezi málo dotčené a jsou početnými a rozšířenými druhy ve svých původních povodí (Chobot & Němec, 2017).

Z hlediska ekologických indikátorů jsou cejnek malý, kapr obecný a perlín ostrobříchý fytofilními druhy, které vyžadují k úspěšnému rozmnožování přítomnost ponořené vegetace. Té je ve vodní nádrži Bagr velmi omezené množství a je tak pravděpodobnější, že sem byly ryby zaneseny z Vltavy Zlatou stokou nebo zde byly vysazeny lidmi. Speciální reprodukční strategií se vyznačuje slunečnice pestrá, která je litofilním druhem. Ke svému tření vyžaduje tedy pevný substrát, který tvoří většinu litorálu Bagru. Ostatní druhy jsou z hlediska reprodukční strategie fyto – litofilní (plastické) a jsou schopné se třít jak na rostlinách, tak na pevném povrchu (Balon, 1975).

V porovnání s odlovy provedenými v předchozích letech zde nebyla zjištěna ostroretka stěhovavá (*Chondrostoma nasus*), jelec proudník (*Leuciscus leuciscus*), kříženci cejna velkého

s ploticí obecnou (Blabolil et al., 2021) a sumec velký (*Silurus glanis*) (Blabolil, 2021). Ostroretka stěhovavá a jelec proudník jsou typickými druhy tekoucích vod a do Bagru připluli pravděpodobně při malých velikostech z Vltavy. Výskyt kříženců je typický pro silně ovlivněné lokality, kde druhy využívají suboptimální trdliště, a lokality s umělým vysazováním ryb (Hubbs, 1955; Mandeville et al., 2019), což splňuje jak Bagr, tak regulovaná Vltava. Přítomnost sumce velkého je poměrně překvapující. Druhu se daří v teplých vodách, kde dorůstá značných velikostí (Vejřík et al., 2019). Přežívají ale i ve vodách chladnějších (například v nádrži Lipno), kam jsou rybáři vysazováni za účelem sportovního rybolovu. Vltava, ze které je Zlatá stoka napájena, je rybářským revírem 423 058 – Vltava 24 s intenzivním vysazováním trofejních lososovitých ryb a cílené vysazování sumce je tedy nepravděpodobné (Vltava 24 – Boršov nad Vltavou; www.vltava24.cz). Lze tedy usuzovat, že sumec zachycený při odlovu byl vysazen přímo do Bagru.

Naopak nově zde byl zaznamenán výskyt cejna velkého, cejnka malého, hrouzka obecného, kapra obecného a perlína ostrobřichého. Jak druhy nyní nedetekované, tak nově zjištěné tvořily vždy minoritní část úlovku a jejich populace v Bagru nemusejí být a pravděpodobně nejsou stabilní. Z hlediska fungování vodního ekosystému tyto druhy mají malý příspěvek. Potěšivé je, že doposud nebyly chyceny další druhy invazivních ryb, které byly dříve zjištěny v tůni v severní části Stromovky, střevlička východní a karas stříbřitý (*Carassius auratus*) (Blabolil et al. 2021). Celkově bylo v Bagru zjištěno velmi málo dravých ryb. Ulovení okouni doposud nedorostli velikostem, kdy přechází na dravý způsob výživy a jeden jedince sumce velkého velikosti 330 mm byl zjištěn jen jednou. Dravě se může živit perlín ostrobřichý (Vejříková et al., 2016) a plastický jelec tloušť (HellaWell, 1971).

Stejně jako při předchozích odlovech zde dominoval okoun říční. Ten byl také zároveň jediným druhem chyceným během dne. Svou velikostí v rozmezí 50 – 70 mm odpovídá jedincům narozeným letos na jaře. Za letošní lze také považovat cejny velké, cejny malé a kapra obecného. Za loňskou kohortu lze podle velikostního rozmezí považovat plotice obecné. Dle různých naměřených velikostních rozpětí jednotlivých druhů lze říci, že v nádrži dochází jednak k přirozené reprodukci ryb i k zanesení ryb nových přítokem z Vltavy. Silná kohorta letošních ryb může naznačovat i omezené přežívání mezi ročníky. Podle manipulačního řádu dochází k napouštění vody pouze během vegetační sezóny, v zimě tak dochází k poklesu hladiny a zvýšené koncentraci rozkládajících se látek. To může vést ke kyslíkovým deficitům. V hypoxických podmínkách ryby přijímají méně potravy, rostou pomaleji, jsou více náchylné k nemocem a může se zvýšit jejich úmrtnost

(Abdel-Tawwab et al., 2019). K získání detailnějších údajů by bylo užitečné uskutečnit komplexní průzkum, který by postihl také dno a hlubší části nádrže. To může zahrnovat prolovení oblasti dna tenatovými sítěmi či pastmi a prolovení volné vody vlečnými sítěmi či košelkovým nevodem (ČSN EN 2006). K odpovědi na otázku přežívání mezi ročníky by bylo zapotřebí provedení značení a zpětných odlovů ryb (Haines & Modde, 1996).

Druhová a velikostní struktura rybiho společenstva s převažujícími planktivorními druhy neprospívá kvalitě vody. Pro efektivní biomanipulaci by mělo být zastoupení dospělých dravých druhů ryb aspoň 25 % v biomase (Mehner et al., 2004). Převládající množství malých ryb živících se planktivorně může svým predančním tlakem snižovat množství zooplanktonu a tím nepřímo podporovat nárůst koncentrace fytoplanktonu. S tím souvisí také průhlednost vody a koncentrace kyslíku, která je ovlivněna sníženou fotosyntetickou činností organismů v méně prosvětlených vrstvách vody. Koncentrace kyslíku tedy klesá s přibývajícím hloubkou vody a se snižující se průhledností. Hloubka vody a její průhlednost nemá v případě horních vrstev (do 2 m) významný vliv na teplotu vody. Ze vztahu teploty vody a koncentrace kyslíku na hloubce vody je zřejmé, že koncentrace kyslíku výrazně klesá s poklesem průhlednosti vody. Teplota je tímto faktorem ovlivněna minimálně (záleží především na expozici větru).

V rámci letní návštěvy byl proveden pouze orientační odběr zooplanktonu. Během tohoto odběru byla použita planktonní síťka s relativně velkými oky 200 μm , kdy vzorek byl prohlédnut na místě a planktonní organismy následně vypuštěny. Pro kvantitativní průzkum by bylo třeba postupovat podle standardizované metodiky, která popisuje praktiky a postupy při odběru vzorků a při jejich zpracování. Základním odběrným místem pro pelagiální zooplankton je v tomto případě tzv. velké loviště, tedy místo, kde bývá hloubka obvykle větší, než je průměrná hloubka nádrže. Odběr může být proveden ze břehu, z lodi nebo z výpustního zařízení za pomoci planktonní sítě (planktonky) s velikostí ok 80 μm (pro přesnou determinaci některých druhů zooplanktonních organismů může být použita planktonní síť s velikostí ok 40 – 50 μm), která je vertikálním plynulým pohybem tažena ode dna nádrže k hladině. Po vytažení sítě se zachycené organismy nahromadí v její dolní části a po otevření vypouštěcího kohoutu je obsah kvantitativně převeden do odběrné nádoby. Vhodné je provést alespoň dva odběry vzorků, z nichž můžeme vytvořit směsný vzorek. Pokud je materiálu málo, zátah se znovu opakuje. Litorální zooplankton odebíráme v případě, že litorální prostředí je odlišné od pelagiálu. Odběr se provádí pomocí planktonní sítě na tyči s velikostí ok 80 μm , kdy se odebírají dva až tři vzorky na místech s rozdílnou druhovou skladbou. Síť přitom není zpravidla vybavena výpustním kohoutem z důvodu častého zachycení rostlinných úlomků, vodního

hmyzu a jeho larev a dalších hrubých částic, které by kohout mohly ucpat. Tyto předměty je potřeba ze sítě odstranit manuálně. Z tohoto důvodu probíhá odběr litorálního zooplanktonu pouze kvalitativně. Odběrová místa by měla být v obou případech (pelagiál i litorál) zaměřena pomocí GPS z důvodu zachování přesných souřadnic pro budoucí odlovy. Pro následující laboratorní zpracování je vzorek fixován přidáním 40 % formalínu do odběrné nádoby (výsledná koncentrace formalínu v nádobě by měla být 2 – 4 %) a dále uchováván při pokojové teplotě. V případě živého vzorku se materiál uchovává v šeru a chladu (do 6 °C) a je co nejrychleji, nejlépe v den odběru, zpracován v laboratoři (Přikryl, 2006).

Rovněž měření kyslíkového profilu by bylo vhodné rozšířit o měření nad ránem, kdy lze v důsledku rozkladných procesů a spotřeby kyslíku organismy v průběhu noci očekávat nejnižší koncentrace rozpuštěného kyslíku. Bylo by tak zjevné, jaký význam má respirace vodního květu a sedimentů a jaké jsou denní výkyvy (měření se provádí za pomoci polarografického oxymetru ve dvou hloubkách, těsně pod hladinou (0,1 metru) a v blízkosti dna). Dále by mohlo být provedeno měření pH, kdy lze ve dne očekávat vysoké hodnoty, a naopak nízké hodnoty nad ránem z důvodu asimilace CO₂ autotrofními organismy a posunu uhličitanové rovnováhy. Pozitivní korelace s množstvím světla, fotosyntetickou aktivitou a koncentrací rozpuštěného kyslíku se předpokládá také u množství chlorofylu, které by šlo rovněž monitorovat (Escaravage, 1990).

Přitékající voda z Vltavy integruje relativně velké povodí, přestože intenzita hospodaření není vysoká. Po odvedení Zlatou stokou voda protéká v blízkosti polí a staré i novější zástavby. Vlastní stoka protéká regulovaným korytem se zpevněným dnem (hyporeál prakticky chybí) a na četných místech i opevněnými břehy. Lokálně je zatrubněna (Obr. 16).



Obr. 16: Regulované koryto Zlaté stoky se zpevněnými břehy a dnem (Foto: P. Blabolil).

Přírozená samočistící funkce toku je tak značně omezena a přitékající živiny se tudíž realizují v pelagickém potravním řetězci vodní plochy Bagr. Během doplňování vody ve vegetačním období může do nádrže vnikat i inokulum fytoplanktonu. Vzhledem ke zvýšenému výparu je však nutno vodu nadále doplňovat a dbát na její vysokou jakost. Přínosný by mohl být automatický monitoring průtoků a vodu doplňovat jen k udržení stálé hladiny, čímž by došlo k prodloužení doby zdržení a samočistící funkce by byla významnější. Rovněž by bylo možné v případě zvýšeného průtoku napouštění dočasně pozastavit. Zamezilo by se tak zvýšenému vnosu splavenin do nádrže (Whitehead et al., 2009). Samozřejmě, v případě povodní by bylo preferováno rozlité vody v nivě včetně Bagru, aby byl chráněn majetek a obyvatelé.

Při realizaci kroků ke zvýšení kvality vody v nádrži je třeba rovněž myslet na bezpečí potencionálních návštěvníků. Podle vyloveného odpadu pomocí záťahové sítě, tedy prasklých gumových míčků, lze usuzovat, že v Bagru běžně dochází ke koupání psů. Dále byly vyloveny větší kameny a plechový obal od nápoje. Nelze tak vyloučit přítomnost skleněných obalů, které mohou být i rozbity. Proto by při snížení hladiny mělo dojít k úklidu odpadků ze břehů a dna nádrže.

Vhodný krok by byl také pravidelný monitoring kvality vody na vodní nádrži Bagr, tedy sledování fyzikálních, chemických a biologických vlastností vody a následné zpracování informací vedoucích ke zlepšení či nezhoršení jakosti vody (Forgáčová, 2016). Monitoring vod ve většině případů musí probíhat v souladu s Rámcovou směrnicí Evropského parlamentu

a Rady 2000/60/ES, která je implementována ve vodním zákoně. Samotný program monitoringu se zpracovává dle požadavků vyhlášky č. 98/2011 Sb. o monitoringu povrchových vod a vyhlášky č. 5/2011 Sb. o monitoringu podzemních vod (Hubačiková & Opletová, 2008).

7. Návrh projektu

7.1 Cíle projektu

Cílem tohoto projektu je zlepšit stav kvality vody a potravních sítí na vodní nádrži Bagr.

7.2 Hypotézy

- Redukcí rybí obsádky prostřednictvím výlovu a instalací záchytných česel na přítoku je možné zvýšit hustotu filtrujícího zooplanktonu, potlačit výskyt sinic a řas a zlepšit tak kvalitu vody v nádrži.
- Vybudováním litorálního mokřadu a instalací umělých plovoucích ostrovů s vegetací je možné podpořit čistící schopnost makrofyt a snížit tak živinové zatížení nádrže, podpořit biodiverzitu druhů a zvýšit atraktivitu prostředí pro návštěvníky lesoparku Stromovka.

7.3 Metodika realizace projektu

Projekt bude realizován na vodní nádrži Bagr ve veřejném lesoparku Stromovka a na jejím přítoku (Zlatá stoka). V první části projektu budou na začátku jara umístěny na přítok nádrže ve dvou místech záchytná česla (vždy tři česle seřazené od řídkých po jemná). První vybranou lokalitou je oblast Rožnovského jezera, kde je voda z řeky Vltavy odváděna do Zlaté stoky. Druhou lokalitou je místo, kde se Zlatá stoka vlévá do Bagru. Následně bude nádrž vypuštěna, proběhne kompletní vylovení rybí obsádky a odstranění odpadu ze dna nádrže.

V jihozápadní části Bagru v místě mělčiny bude v druhé polovině jara vybudován mokřad. Instalovány zde budou umělé rohože z PVC překryté kokosovou tkaninou, které budou následně osázeny mokřadní vegetací (přibližná plocha 80 m²). Použity budou především byliny, které se v okolí Bagru již přirozeně vyskytují jako je například ostřice trsnatá. Tyto druhy budou doplněny ještě o další, pro tento typ vodního ekosystému přirozené, druhy rostlin jako jsou kosatec žlutý, chrastice rákosovitá, blatouch bahenní (*Caltha palustris*) a rákos obecný. Kolem umělého ostrova umístěného v jihozápadní části Bagru bude vybudováno

litorální prostředí s emerzní vegetací. Na závětrné západní straně budou umístěny protipovodňové jutové pytle naplněné pískem (přibližná plocha 50 m²) a ve zbylých částech budou instalovány zatravnovací betonové dlaždice (přibližná plocha 100 m²). Litorál bude osázen různými druhy bahenních rostlin, jako jsou například rákos obecný, ostřice vyvýšená (*Carex elata*), kosatec žlutý, pomněnka bahenní (*Myosotis palustris*), blatouch bahenní, vrbina obecná (*Lysimachia vulgaris*) a kyprej vrbice (*Lythrum salicaria*). Rostliny budou vybrány tak, aby se hlavní období kvetení jednotlivých druhů lišilo a kvetoucí sezona tak trvalo od jara až do podzimu. To může představovat příležitost pro hmyzí opylovače a zvýšit atraktivitu prostředí.

Následně bude nádrž opětovně napuštěna vodou. Současně proběhnou změny v manipulačním řádu Zlaté stoky tak, aby bylo docíleno sníženého průtoku vody. Dalším krokem po napuštění nádrže je instalace dvou plavoucích ostrovů s mokřadní vegetací, které budou umístěny na vodní ploše severovýchodně od umělého ostrova. Připevněny budou spletaným lanem z polyetylenu a jako kotva bude použita betonová zatravnovací tvárnice. Posledním krokem, který by měl proběhnout na začátku léta, je vytvoření písečné pláže o rozloze 200 m² v severozápadní části Bagru. Pláž bude sahát pouze k hranici betonového břehu a nebude zasahovat do litorální části nádrže. Sloužit bude jako estetický prvek zvyšující diverzitu prostředí s rekreačním využitím.

Po dobu celého projektu bude probíhat komunikace s širokou veřejností. Ta bude mít přístup k informacím týkajících plánovaného záměru a bude informována o jednotlivých krocích projektu. Komunikace s veřejností bude probíhat skrze sociální média (Facebook, Instagram, Twitter) a prostřednictvím portálu Budějovická drbna a Jihočeská TV. Dále budou do areálu parku v okolí Bagru umístěny informační tabule s pokyny, jak by se měl návštěvník parku v blízkosti vody chovat (zákaz koupání v době hnízdění ptáků, zákaz ničení vodních rostlin apod.) a nesoucí informace o floře a fauně, kterou mohou v oblasti vody nelézt a pozorovat. Po úspěšné realizaci projektu bude vytvořena tisková zpráva a nadále bude probíhat monitoring kvality vody zahrnující měření Secchiho deskou jedenkrát do měsíce a kontrola rybí obsádky prostřednictvím pravidelných odlovů jedenkrát ročně (na podzim mimo hlavní dobu tření), a to během nočních hodin, kdy jsou odlovy výrazně efektivnější. Použita bude záťahová síť o výšce 3 m a délce 20 m s velikostí ok 1,5 x 1,5 mm.

7.4 Časový harmonogram

Projekt bude probíhat od března do července 2024. Doba trvání projektu je tedy pět měsíců, přičemž po skončení projektu bude i nadále probíhat monitoring kvality vody a kontrola rybí obsádky. První měsíc, tedy v březnu, bude probíhat výroba česel a plovoucích ostrovů, které budou později instalovány. V dubnu proběhne umístění česel na dvou vybraných lokalitách a na konci dubna/začátku května bude vodní nádrž vypuštěna a proběhne kompletní vylovení rybí obsádky (v případě zbytkové laguny bude využito dolovení elektrickým agregátem a pomocí záťahové sítě). Ryby budou předány pracovníkům Lesů a rybníků města Českých Budějovic s.r.o., kteří poskytnou materiál k vylovení a bezpečnému odvozu ryb. Rovněž bude odstraněn odpad ze dna nádrže. Během května proběhne také výstavba mokřadu v mělké jihozápadní části Bagru a litorálu kolem ostrova. Lokality budou následně osázeny mokřadní vegetací. Na konci května proběhne znovu napuštění nádrže vodou a na konci května/začátkem června budou na nádrž umístěny dva uměle plovoucí ostrovy s vegetací. Během června proběhne poslední krok projektu, kterým je výstavba písčité pláže v severozápadní části Bagru. Zemní práce, tedy odstranění tenké horní vrstvy s drnem, bude provedeno pracovníky Lesů a rybníků města Českých Budějovic s.r.o., kteří mají k dispozici potřebnou těžkou techniku. V této době budou také instalovány dvě informační tabule. Po celou dobu projektu budou zaznamenávány informace o průběhu projektu a pořizována fotodokumentace. Závěrečná zpráva bude publikována v červenci.

Tab. IV: Časový harmonogram projektu

| | III | IV | V | VI | VII |
|--|-----|----|---|----|-----|
| příprava projektu | | | | | |
| instalace záchytných česel | | | | | |
| vypuštění nádrže a odlovy ryb | | | | | |
| výstavba a osázení mokřadu a litorální oblasti | | | | | |
| napuštění nádrže | | | | | |
| instalace plovoucích ostrovů | | | | | |
| výstavba písčité pláže a instalace informačních tabulí | | | | | |
| závěrečná zpráva | | | | | |

7.5 Náklady

Celkové náklady na realizaci projektu činí 386 000 Kč. Pro účely projektu bude pořízena 20 m dlouhá a 3 m vysoká záťahová síť, která poslouží jako nástroj k výlovu ryb a bude využita i pro další kontrolní odlovy v následujících letech. Dále bude pořízena Secchiho deska čtvercového tvaru o délce hrany 20 cm s kalibrovaným provázkem, pomocí které bude probíhat pravidelný monitoring kvality vody, dvě konstrukce uměle plovoucích ostrovů a dvě informační tabule zhotovené z dubového dřeva. Zakoupeny budou také umělohmotné zatravnovací dlaždice, kterými bude vyskládaná přibližná plocha 80 m² v mělké části nádrže a kokosová tkanina odpovídající velikosti (100 m²), kterou budou dlaždice překryty. Další položkou jsou betonové zatravnovací dlaždice a protipovodňové pytle, které společně pokryjí přibližnou plochu 150 m² v litorální části kolem ostrova. Zakoupeno bude celkem 50 tun písku, přičemž 5 tun bude použito jako výplň jutových pytlů a z 45 tun písku bude vytvořena pláž o velikosti 200 m² (15 cm vysoká vrstva). Položku dlouhodobý věcný majetek představuje tablet, který poslouží k pořízení dat a k jejich následnému zpracování. Materiál na zpracování a převoz ryb bude poskytnut městem České Budějovice s.r.o. a není tedy zahrnut do nákladů projektu. K výrobě, grafickému zpracování a montáži informačních tabulí bude využito služeb specializované firmy. Mzdové náklady zahrnují pracovní úvazek pro koordinátora projektu, který bude zaměstnán na 20 % úvazek po dobu 5 měsíců (824 pracovních hodin) při hodinové sazbě 300 Kč/hod. Z této mzdy budou odvedeny povinné zákonné odvody, která činí 34 %. Náplní práce koordinátora bude komunikace s pracovníky, dohled nad průběhem jednotlivých kroků realizace projektu a dokumentace těchto kroků. Koordinátor bude také pověřen průběžnou komunikací s médii a širokou veřejností a po skončení projektu zhotoví závěrečnou zprávu. Na projektu se bude dále podílet 13 kvalifikovaných pracovníků, s kterými bude uzavřena dohoda o provedení práce při hodinové sazbě 250 Kč/hod. Pět pracovníků bude pověřeno prací týkající se výlovu a třídění ryb, čtyři pracovníci se budou podílet na výsadbě rostlin v oblasti mělčiny a ostrova, a čtyři pracovníci provedou montáž a umístění plovoucích ostrovů. Jednotlivé akce budou probíhat postupně a pro každou akci budou vyhrazeny 3 pracovní dny, tedy 24 pracovních hodin. Doplnkové (režijní) náklady činí 15 % z celkových nákladů projektu.

Tab. V: Náklady na realizaci projektu

| Náklady | Specifikace | Požadováno (v Kč) |
|--|---|-------------------|
| Věcné náklady | | |
| Sítě | Zátahová síť – délka 20 m a výška 3 m (1 ks) | 20 000 |
| Secchiho deska | Čtvercový tvar o délce hrany 20 cm (1 ks) | 250 |
| Plovoucí ostrovy | Umělý plovoucí ostrov (2 ks) | 16 000 |
| Informační tabule | Dřevěné informační tabule (2 ks) | 30 000 |
| Zatrávňovací rohože | Umělá zatrávňovací dlaždice – délka 115 cm a šířka 75 cm (90 ks) | 32 000 |
| Kokosová tkanina | Přírodní kokosová textilie – 50 m délka a 2 m šířka | 4 000 |
| Betonové zatrávňovací dlaždice | Betonové zatrávňovací dlaždice – 60 cm délka, 40 cm šířka (200 ks) | 18 000 |
| Jutové pytle | Protipovodňové jutové pytle – 110 cm výška, 60 cm šířka (150 ks) | 8 000 |
| Dlouhodobý hmotný majetek | Tablet na pořízení a zpracování dat (1 ks) | 6 000 |
| Materiál na plnění pytlů a výstavbu pláže | Písek (50 tun) | 18 000 |
| Doplňkové (režijní) náklady (15 %) | | 50 000 |
| Služby | | |
| Grafika, výroba a montáž Informačních tabulí | Firma zabývající se grafickým ztvárněním, výrobou a montáží informačních tabulí | 32 000 |
| Mzdové náklady | | |
| Koordinátor projektu | 20 % úvazek po dobu řešení projektu | 50 000 |
| Pracovníci podílející se na montáži ostrovů | Dohoda o provedení práce | 24 000 |
| Pracovníci podílející se na výlovu ryb | Dohoda o provedení práce | 30 000 |
| Pracovníci podílející se na výsadbě rostlin | Dohoda o provedení práce | 30 000 |
| Povinné zákonné odvody (34 %) | | 17 000 |
| Celkové náklady | | 386 000 |

7.6 Závěr

Průzkum kvality vody provedený na konci léta 2022 a ichtyologický průzkum provedený na podzim stejného roku ukázali, že stav vody a složení rybí obsádky v nádrži Bagr nejsou ideální. Projekt by mohl přispět k výraznému zlepšení kvality vody a zatraktivnit stanoviště pro obyvatele a návštěvníky města České Budějovice. Rešeršní část práce navíc může posloužit jako zdroj informací v problému eutrofizace vod následkem nevhodné skladby rybí obsádky, absencí vodních makrofyt a antropogenní činností.

Navrhovaný projekt si klade za cíl ovlivnění biologických procesů přímo v nádrži Bagr. Kromě navrhovaných zásahů by bylo možné provedení podpůrných akcí dříve, než voda vteče do nádrže. Užitečné by bylo vytvoření mokřadu, kterým by protékala Zlatá stoka a který by sloužil obdobně jako kořenová čistírna odpadních vod. Z technických řešení se nabízí chemické srážení živin (vzhledem k polymiktickému charakteru vodního sloupce síranem hlinitým). Proti živelnému vysazování ryb lidmi by bylo zapotřebí Bagr oplotit s pravidelnou otevírací dobou. Alternativou je také vysazení dravých druhů ryb, které by řídily potravní řetězec v nádrži shora a v případě „přerybnění vlastním druhem“ by byly schopny regulovat svou vlastní populaci (například candát obecný) (Frankiewicz et al., 1999). Rozsáhlejším zásahem by mohlo být odtěžení sedimentu.

8. Literatura

- Abdel-Tawwab, M., Monier, M. N., Hoseinifar, S. H., & Faggio, C. (2019). Fish response to hypoxia stress: growth, physiological, and immunological biomarkers. *Fish Physiology and Biochemistry*, 45(3), 997–1013
- Albrecht, J. (1993). Botanický průzkum a kategorizace lučních ploch v dosud asanované části Stromovky a návrh na způsob údržby. Rukopis, dep. ÚM ČB.
- Balon, E. K. (1975). Reproductive guilds of fishes: A proposal and definition. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 32(6), 821–864.
- Balon, E. K. (1995). Origin and domestication of the wild carp, *Cyprinus carpio*: from Roman gourmets to the swimming flowers. *Aquaculture*, 129 (1–4), 3–48.
- Benndorf, J. (1989). The biology of perch and related fish. *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie Und Hydrographie*, 74(6), 703–704.
- Blabolil, P. (2021). Zpráva o průběhu a výsledcích odlovů ryb na vodní ploše Bagr během nočních zátahů v roce 2021. Hydrobiologický ústav BC AV ČR. 7 s.
- Blabolil, P., Jůza, T., Kaštovský, J., Juráň, J., Kočvara, L., & Kolařík, T. (2021). Zpráva z demonstračních odlovů vodních ploch veřejného lesoparku Stromovka v roce 2021. Hydrobiologický ústav BC AV ČR. 12 s.
- Blackburn, T. H., & Henriksen, K. (1983). Nitrogen cycling in different types of sediments from Danish waters. *Limnology and Oceanography*, 28(3), 477–493.

- Bláhová, M. (2022). PPCP ve vodě a jejich vliv na vodní ekosystémy, kapitola 6. Eliminace PPCP v čistírnách odpadních vod. Univerzita Karlova v Praze – Přírodovědecká fakulta, 17–21, 56 s.
- Błońska, E., Lasota, J., & Piaszczyk, W. (2019). Dissolved carbon and nitrogen release from deadwood of different tree species in various stages of decomposition. *Soil Science and Plant Nutrition*, 65(1), 100–107.
- Bowszys, M., Wziątek, B., & Górska, E. (2012). Feeding of small-sized European perch, *Perca fluviatilis*, in a littoral zone of a restored lake. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 12(3), 243–251.
- Breen, B., Curtis, J., & Hynes, S. (2018). Water quality and recreational use of public waterways. *Journal of Environmental Economics and Policy*, 7(1), 1–15.
- Broere, W. (2016). Urban underground space: Solving the problems of today's cities. *Tunnelling and Underground Space Technology*, 55, 245–248.
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., & Smith, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3), 559–568.
- Chobot, K., & Němec, M. (2017). Červený seznam ohrožených druhů České republiky obratlovci. *Příroda*, 34, 141–147.
- Conley, D. J., Paerl, H. W., Howarth, R. W., Boesch, D. F., Seitzinger, S. P., Havens, K. E., Lancelot, C., & Likens, G. E. (2009). Ecology - controlling eutrophication: Nitrogen and phosphorus. *Science*, 323(5917), 1014–1015.
- Cosgrove, W. J., & Loucks, D. P. (2015). Water management: Current and future challenges and research directions. *Water Resources Research*, 51(6), 4823–4839.
- ČSN EN 2006, 14962 (757710) Jakost vod - Pokyny pro oblast použití a výběr metod pro odběr vzorků ryb.
- Čtvrtlíková, M., Kučerová, A., Krollová, M., Znachor, P., Hejzlar, J., Matěna, J., Muška, M., Kubečka, J., & Hladík, M. (2020). Vodní makrofyta umělých plovoucích ostrovů v nádržích České republiky. *Hydrobiologický ústav BC AV ČR*, 5-31, 107 s.
- Dörner, H., & Wagner, A. (2003). Size-dependent predator-prey relationships between perch and their fish prey. *Journal of Fish Biology*, 62(5), 1021–1032.

- Duras, J., & Potužák, J. (2022). Co možná nevíte o (ne)obyčejném rybničním bahně. *ŽIVA*, 5, 273–276.
- Escaravage, V. (1990). Daily cycles of dissolved oxygen and nutrient content in a shallow fishpond: The impact of water renewal. *Hydrobiologia*, 207(1), 131–136.
- Foller, J. (2018). Třetí stupeň čištění. Je možné snadné řešení? *Vodní Hospodářství*, 2, 4–7.
- Forgačová K. (2016). Sledování kvality vody vybraného vodního toku, kapitola 3.7. Monitoring jakosti vody. Agronomická fakulta MENDELU v Brně, 16 – 17, 57 s.
- Forsberg, C. (1989). Importance of sediments in understanding nutrient cyclings in lakes. *Hydrobiologia*, 176, 263–277.
- Frankiewicz, P., Dabrowski, K., Martyniak, A., & Zalewski, & M. (1999). Cannibalism as a regulatory force of pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.), population dynamics in the lowland Sulejow reservoir (Central Poland). *Hydrobiologia*, 408(409), 47–55.
- Fulton, R. S., Godwin, W. F., & Schaus, M. H. (2015). Water quality changes following nutrient loading reduction and biomanipulation in a large shallow subtropical lake, Lake Griffin, Florida, USA. *Hydrobiologia*, 753(1), 243–263.
- González Sagrario, M. D. L. Á., & Balseiro, E. (2010). The role of macroinvertebrates and fish in regulating the provision by macrophytes of refugia for zooplankton in a warm temperate shallow lake. *Freshwater Biology*, 55(10), 2153–2166.
- Grochowska, J., & Gawrońska, H. (2004). Restoration effectiveness of a degraded lake using multi-year artificial aeration. *Polish Journal of Environmental Studies*, 13(6), 671–681.
- Ha, J. Y., Saneyoshi, M., Park, H. D., Toda, H., Kitano, S., Homma, T., Shiina, T., Moriyama, Y., Chang, K. H., & Hanazato, T. (2013). Lake restoration by biomanipulation using piscivore and *Daphnia* stocking; results of the biomanipulation in Japan. *Limnology*, 14(1), 19–30.
- Haines, G. B., & Modde, T. (1996). Evaluation of marking techniques to estimate population size and first-year survival of colorado squawfish. *North American Journal of Fisheries Management*, 16(4), 905–912.
- Hellawell, J. M. (1971). The autecology of the chub, *Squalius cephalus* (L.), of the River Lugg and the Afon Llynfi. *Freshwater Biology*, 1, 369–387.

- Hrbáček, J. (1962). Species composition and the amount of zooplankton in relation to the fish stock. *Rozpravy Československé Akademie Věd*, 72(10), 1–116.
- Hrdina, P. (2014). Monitoring sedimentu rybníka Bagr ve Stromovce v Českých Budějovicích–
Technická zpráva. 15 s.
- Hubačíková V, & Opeltova P. (2008). Úpravy vodních toků a ochrana vodních zdrojů, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, 1, 130 s.
- Hubbs, C. L. (1955). Hybridization between fish species in nature. *Systematic Biology*, 4(1), 1–20.
- Jarolím, O., Kubečka, J., Čech, M., Vašek, M., Peterka, J., & Matěna, J. (2010). Sinusoidal swimming in fishes: The role of season, density of large zooplankton, fish length, time of the day, weather condition and solar radiation. *Hydrobiologia*, 654(1), 253–265.
- Jeppesen, E., Meerhoff, M., Jacobsen, B. A., Hansen, R. S., Søndergaard, M., Jensen, J. P., Lauridsen, T. L., Mazzeo, N., & Branco, C. W. C. (2007). Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation - The successful strategy varies with lake size and climate. *Hydrobiologia*, 581(1), 269–285.
- Jurajda, P., Adámek, Z., Janáč, M., Roche, K., Mikl, L., Rederer, L., Zapletal, T., Koza, V., & Špaček, J. (2016). Use of multiple fish-removal methods during biomanipulation of a drinking water reservoir - Evaluation of the first four years. *Fisheries Research*, 173, 101–108.
- Just, T., Valentová, M. (2006). Mrtvé dřevo přináší život do řek a potoků. *Agentura ochrany přírody a krajiny ČR*. (přeloženo z něm. verze od autorů Siemens von, M., Hanfland, S.), 47 s.
- Jůza, T., Duras, J., Blabolil, P., Sajdlová, Z., Hess, J., Chocholoušková, Z., & Kubečka, J. (2019). Recovery of the Velky Bolevecký pond (Plzen, Czech Republic) via biomanipulation – Key study for management. *Ecological Engineering*, 136, 167–176.
- Jůza, T., Kubečka, J., Blabolil, P., Holubová, M., Kolařík, T., Tušer, M., & Peterka, J. (2022). Metodika regulačních odlovů nežádoucích druhů ryb v přehradních nádržích a jezerech. *Hydrobiologický ústav BC AV ČR*, 39–43, 52 s.
- Kakuška, K. (1994). Stromovka (Dlouhá louka, Dlouhé louky) v Českých Budějovicích. *Rukopis, dep. ÚM ČB*.
- Kasprzak, P., Koschel, R., Krienitz, L., Gonsiorczyk, T., Anwand, K., Laude, U., Wysujack, K., Brach, H., & Mehner, T. (2003). Reduction of nutrient loading, planktivore removal and

piscivore stocking as tools in water quality management: The Feldberger Haussee biomanipulation project. *Limnologica*, 33, 190–204.

Kaštovský, J., Hauer, T., Geriš, R., Chattová, B., Juráň, J., Lepšová-Skácelová, O., Pitelková, P., Pusztai, M., Škaloud, P., Šťastný, J., Čapková, K., Bohunická, M., & Mühlsteinová, R. (2018). Atlas sinic a řas ČR 1. Powerprint, Praha, 384 s.

Klamerus-Iwan, A., Lasota, J., & Błońska, E. (2020). Interspecific variability of water storage capacity and absorbability of deadwood. *Forests*, 11(5), 1–9.

Klouček, V., & Vaverová, I. (2005). Lake restoration - Rekultivace eutrofizovaných nádrží metodou srážení fosforu hlinitými solemi. *Vodní Hospodářství*, 4, 97–98.

Kopáček, J., Hejzlar, J., & Rulík, M. (2020). Voda na Zemi, Nakladatelství jihočeské univerzity v Českých Budějovicích, 389 s.

Kroupová, H., Machová, J., & Svobodová, Z. (2005). Nitrite influence on fish: A review. *Veterinární Medicína*, 50(11), 461–471.

Kubečka, J. (1993). Succession of fish communities in reservoir of Central and East Europe. *Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management*, 77, 153–168.

Langeland, A., & Nøst, T. (1995). Gill raker structure and selective predation on zooplankton by particulate feeding fish. *Journal of Fish Biology*, 47(4), 719–732.

Liu, J. L., Liu, J. K., Anderson, J. T., Zhang, R., & Zhang, Z. M. (2016). Potential of aquatic macrophytes and artificial floating island for removing contaminants. *Plant Biosystems*, 150(4), 702–709.

Lofrano, G., & Brown, J. (2010). Wastewater management through the ages: A history of mankind. *Science of the Total Environment*, 408(22), 5254–5264.

Lorencová, V. (2018). Eutrofizace koupacích vod, kapitola 2. Problematika eutrofizace povrchových stojatých vod. Hornicko – geologická fakulta VŠB-TU v Ostravě, Institut geologického inženýrství, 2–16, 45 s.

Macková, M. (1997). Ptáci parku Stromovka v Českých Budějovicích. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích – Pedagogická fakulta, 71 s.

- Mandeville, E. G., Walters, A. W., Nordberg, B. J., Higgins, K. H., Burckhardt, J. C., & Wagner, C. E. (2019). Variable hybridization outcomes in trout are predicted by historical fish stocking and environmental context. *Molecular Ecology*, 28(16), 3738–3755.
- McCull, K. A., & Sunarto, A. (2020). Biocontrol of the common carp (*Cyprinus carpio*) in Australia: A Review and Future Directions. *Fishes*, 5(2), 17.
- Mehner, T., Arlinghaus, R., Berg, S., Dörner, H., Jacobsen, L., Kasprzak, P., Koschel, R., Schulze, T., Skov, C., Wolter, C., & Wysujack, K. (2004). How to link biomanipulation and sustainable fisheries management: A step-by-step guideline for lakes of the European temperate zone. *Fisheries Management and Ecology*, 11(3–4), 261–275.
- Meijer, M.-L., De Boois, I., Scheffer, M., Portielje, R., & Hosper, H. (1999). Biomanipulation in shallow lakes in The Netherlands: an evaluation of 18 case studies. *Hydrobiologia*, 408(409), 13–30.
- Mikeš, V., Muška, M., Vondrka, A., Riegert, J., & Hladík, M. (2021). Hnízdění rybáků obecných (*Sterna hirundo*) na vodní nádrži Lipno. *Sborník Jihočeského Muzea v Českých Budějovicích, Přírodní Vědy*, 61, 80–86.
- Musil, P. (2000). Rybníky a jejich obhospodařování. *Sylvia*, 36(1), 74–80.
- Nakamura, K., & Mueller, G. (2008). Review of the performance of the artificial floating island as a restoration tool for aquatic environments. *World Environmental and Water Resources Congress*, 1–10.
- Némery, J., Gratiot, N., Doan, P. T. K., Duvert, C., Alvarado-Villanueva, R., & Duwig, C. (2016). Carbon, nitrogen, phosphorus, and sediment sources and retention in a small eutrophic tropical reservoir. *Aquatic Sciences*, 78(1), 171–189.
- Nieoczym, M., & Kloskowski, J. (2014). The role of body size in the impact of common carp *Cyprinus carpio* on water quality, zooplankton, and macrobenthos in ponds. *International Review of Hydrobiology*, 99(3), 212–221.
- Nikitenko, E. V., & Shcherbina, G. K. (2016). Feeding of benthophagous fish in The Chogray Reservoir. *Journal of Ichthyology*, 56(3), 383–389.
- Noatch, M. R., & Suski, C. D. (2012). Non-physical barriers to deter fish movements. *Environmental Reviews*, 20(1), 71–82.

- O'Farrell, M., Burger, C., Crump, R., & Smith, K. (2014). Blocking or guiding upstream-migrating fish: a commentary on the success of the graduated field electric fish barrier. *International Fish Screening Techniques*, 71, 165–175.
- Orb, J., Miller, S. L., & Lazcano, A. (1990). The origin and early evolution of life on earth. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 18, 317–356.
- Pernicová, H. (2006). Ekotoxicita komplexních vzorků vodních květů sinic, kapitola 2.6. Toxiny sinic. Přírodovědecká fakulta MU v Brně, Výzkumné centrum pro chemii životního prostředí a ekotoxikologii, 13–18, 87 s.
- Peterka, J., & Matěna, J. (2009). Differences in feeding selectivity and efficiency between young-of-the-year european perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) - field observations and laboratory experiments on the importance of prey movement apparency vs. evasiveness. *Biologia*, 64(4), 786–794.
- Příkryl, I. (2006). Metodika odběrů a zpracování vzorků zooplanktonu stojatých vod, Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, 4–9, 14 s.
- Říha, M., Ricard, D., Vašek, M., Prchalová, M., Mrkvička, T., Jůza, T., Čech, M., Draštík, V., Muška, M., Kratochvíl, M., Peterka, J., Tušer, M., Sed'a, J., Blabolil, P., Bláha, M., Wanzenböck, J., & Kubečka, J. (2015). Patterns in diel habitat use of fish covering the littoral and pelagic zones in a reservoir. *Hydrobiologia*, 747, 111–131.
- Sajdlová, Z., Frouzová, J., Draštík, V., Jůza, T., Peterka, J., Prchalová, M., Říha, M., Vašek, M., Kubečka, J., & Čech, M. (2018). Are diel vertical migrations of european perch (*Perca fluviatilis* L.) early juveniles under direct control of light intensity? Evidence from a large field experiment. *Freshwater Biology*, 63 (5), 473–482.
- Sed'a, J., & Kubečka, J. (1997). Long-term biomanipulation of Římov Reservoir (Czech Republic). *Hydrobiologia*, 345, 95–108.
- Šejnohová, L., & Maršálek, B. (2012). Microcystis. In: Whitton B.A. (ed.) *Ecology of Cyanobacteria II: Their Diversity in Space and Time*. Springer, 195–228.
- Šetlíková, I., Maciarzová, S., Bláha, M., & Polícar, T. (2020). Silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) can non-mechanically digest cyanobacteria. *Fish Physiology and Biochemistry*, 46(2), 771–776.

- Shen, R., Gu, X., Chen, H., Mao, Z., Zeng, Q., & Jeppesen, E. (2020). Combining bivalve (*Corbicula fluminea*) and filter-feeding fish (*Aristichthys nobilis*) enhances the bioremediation effect of algae: An outdoor mesocosm study. *Science of the Total Environment*, 727.
- Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky.
- Smith, V. H., & Schindler, D. W. (2009). Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology and Evolution*, 24(4), 201–207.
- Sommer, U., Adrian, R., De Senerpont Domis, L., Elser, J. J., Gaedke, U., Ibelings, B., Jeppesen, E., Lürling, M., Molinero, J. C., Mooij, W. M., Van Donk, E., & Winder, M. (2012). Beyond the plankton ecology group (PEG) model: Mechanisms driving plankton succession. In *annual review of ecology, Evolution, and Systematics*, 43, 429–448.
- Sun, R., Wang, D., Cao, H., Wang, Y., Lu, Z., & Xia, J. (2021). Ecological pervious concrete in revetment and restoration of coastal wetlands: A review. *Construction and Building Materials*, 303, 1–12.
- Svrcek, C., & Smith, D. W. (2004). Cyanobacteria toxins and the current state of knowledge on water treatment options: a review. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 3(3), 155–185.
- Sýkorová, V. (2013). Vliv kvality potravy na růst a přežívání perloočky *Daphnia longispina* (Crustacea: Cladocera), kapitola 1.2. Filtrující zooplankton. Univerzita Karlova v Praze – Přírodovědecká fakulta, 10–11, 61 s.
- Thorpe, J. E. (1977). Morphology, physiology, behavior and ecology of *Perca fluviatilis* L. and *P. flavescens* Mitchill. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 34(10), 1504–1514.
- Včíslová, B. (1998). České Budějovice - ideový návrh zavodnění nádrže Bagr (1998). AQUATEST–Stavební geologie a.s. Praha, 6 s.
- Vejřík, L., Vejříková, I., Kočvara, L., Sajdlová, Z., Hoang The, S. C., Šmejkal, M., Peterka, J., & Čech, M. (2017). Thirty-year-old paradigm about unpalatable perch egg strands disclaimed by the freshwater top-predator, the european catfish (*Silurus glanis*). *PLOS ONE*, 12(1), 1–7.
- Vejřík, L., Vejříková, I., Peterka, J., Sajdlova, Z., & Čech, M. (2019). Area of catfish occurrence and risks connected with introductions to new localities. *Advances in Animal Science and Zoology*, 13, 143–152.

- Vejříková, I., Vejřík, L., Syväranta, J., Kiljunen, M., Čech, M., Blabolil, P., Vašek, M., Sajdlová, Z., Chung, S., Šmejkal, M., Frouzová, J., & Peterka, J. (2016). Distribution of herbivorous fish is frozen by low temperature. *Scientific Reports*, 6, 1–8.
- Vollenweider, R. A. (1992). Coastal marine eutrophication: principles and control. *Marine Coastal Eutrophication*, 1–20.
- Vyhláška č. 5/2011 Sb., o vymezení hydrogeologických rajonů a útvarů podzemních vod, způsobu hodnocení stavu podzemních vod a náležitostech programů zjišťování a hodnocení stavu podzemních vod ze dne 26. 1. 2011.
- Vyhláška č. 98/2011 Sb., o způsobu hodnocení stavu útvarů povrchových vod, způsobu hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých útvarů povrchových vod a náležitostech programů zjišťování a hodnocení stavu povrchových vod ze dne 15. 5. 2011.
- Wang, B., Fan, S. D., Jiang, P., Zhu, H. H., Xiong, T., Wei, W., & Fang, Z. L. (2020). A novel method with stacking learning of data-driven soft sensors for mud concentration in a cutter suction dredger. *Sensors (Switzerland)*, 20(21), 1–19.
- Waters, M. R. (2019). Late Pleistocene exploration and settlement of the Americas by modern humans. *Science*, 365(6449), 1–7.
- Whitehead, P. G., Wilby, R. L., Battarbee, R. W., Kernan, E. M., & Wade, A. J. (2009). A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. *Hydrological Sciences Journal*, 54(1), 101–123.
- With, J. S., Wright, D. I. (1984). Lake restoration by biomanipulation: Round Lake, Minnesota, the first two years. *Freshwater Biology*, 14(4), 371–383.
- Wittmann, M., Šamšulová, H. D., Havliš, K., Sochorec, M. (2012). Řeka a město: vodní prvek v současných městech. Akademické nakladatelství CERM, s.r.o. Brno, 101 s.
- Yick, J. L., Wisniewski, C., Diggle, J., & Patil, J. G. (2021). Eradication of the invasive Common Carp, *Cyprinus carpio* from a Large Lake: Lessons and Insights from the Tasmanian Experience. *Fishes*, 6(1), 6.
- Zákon č. 364/2021 Sb., Zákon, kterým se mění některé zákony v souvislosti s implementací předpisů Evropské unie v oblasti invazních nepůvodních druhů ze dne 1. 1. 2022.

Zhang, C., Pei, H., Lu, C., Liu, C., Wang, W., Zhang, X., Liu, P., & Lei, G. (2022). Indirect herbivore biomanipulation may halt regime shift from clear to turbid after macrophyte restoration. *Environmental Pollution*, 313, 1–8.

Znachor, P., Nedoma, J., Rychtecký, P., & Kozlíková, E. (2023). Výskyt podpovrchových maxim chlorofylu na vybraných nádržích ČR. *Vodní Hospodářství*, 1, 1–8.

Internetové zdroje:

Centrum pro cyanobakterie a jejich toxiny (CCT) - Toxiny sinic
<http://www.sinice.cz/index.php?pg=o-sinicich--toxiny> [navštíveno 5.2.2023]

Vltava 24 – Boršov nad Vltavou

<https://www.vltava24.cz/> [navštíveno 27.3.2023]