Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta

Účelové rybí hospodaření na vodárenské nádrži Římov

Bakalářská práce

Anna Kučerová

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

České Budějovice 2023

Bibliografické údaje:

Kučerová, A., 2023: Účelové rybí hospodaření na vodárenské nádrži Římov [Fisheries management in Římov Reservoir. Bc. Thesis, in Czech] – 103 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Annotation:

Estimation of abundance of the main four predatory fishes (asp – *Leuciscus aspius*, northern pike – *Esox lucius*, pikeperch – *Stizostedion lucioperca*, wels catfish – *Silurus glanis*) in the Římov reservoir was made based on fish tagging conducted from 2017 to 2021 and recaptures. Population estimates indicate that pikeperch is the most abundant species and the current fisheries management practices should be adjusted. In terms of management, it is considered inefficient to stock small individuals (pikeperch) and species that do not find suitable living habitat conditions in the reservoir (northern pike).

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, 11. 4. 2023

……

Anna Kučerová

Poděkování:

Velice ráda bych poděkovala vedoucímu bakalářské práce RNDr. Petru Blabolilovi, Ph.D., za odborné vedení, poskytování podkladů, cenných informací a důležitých rad. Dále bych chtěla poděkovat kolegům z oddělení ekologie ryb a zooplanktonu (FishEcU) Hydrobiologického ústavu Biologického centra AV ČR, v.v.i. za pomoc v terénu, poskytnutí dat a začlenění do vědeckého týmu. V neposlední řadě děkuji celé rodině za podporu a pomoc při studiu.

Financování:

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

Obsah

1. Úvod ... 1
2. Cíle práce ... 3
3. Literární přehled ... 4
3.1 Přehradní nádrže ... 4
3.1.1 Vodárenské nádrže ... 5
3.1.2 Biomanipulace ... 7
3.2 Dravé druhy ryb ... 9
3.2.1 Bolen dravý ... 9
3.2.2 Candát obecný ... 11
3.2.3 Štika obecná ... 13
3.2.4 Sumec velký ... 14
3.2.5 Jiné druhy dravých ryb ... 18
4. Hypotézy ... 25
5. Materiál a metodika ... 26
5.1 Lokalita ... 26
5.2 Značení ryb ... 27
5.3 Metodika odlovů ... 29
5.3.1 Vězenec ... 30
5.3.2 Tenatové sítě ... 31
5.3.3 Adultní a plůdkové vlečné sítě ... 33
5.3.4 Kontinuální elektrolov ... 36
5.4 Stanovení velikosti populace ... 38
5.5 Grafické zobrazení dat ... 38
6. Výsledky ... 39
6.1 Výsledky odlovů bolena dravého ... 42
6.2 Výsledky odlovů candáta obecného ... 45

6.3 Výsledky odlovů štiky obecné 48
6.4 Výsledky odlovů sumce velkého 50
7. Diskuse 54
7.1 Odlovy 54
7.1.1 Úlovky sledovaných dravých druhů ryb 55
7.2 Stanovení velikosti populace 60
7.2.1 Vysazování 60
7.2.2 Odhady velikosti populací sledovaných druhů 61
7.3 Ochrana ryb 63
7.4 Možnosti zlepšení 64
8. Závěr 66
Seznam použité literatury 68

1. Úvod

Mnoho planet a jiných vesmírných těles osahuje vodu. U některých se odhaduje, že mají kapalnou vodu uloženou pod povrchem (měsíce Jupiteru Ganymedes, Europa a Callisto), na jiných tělesech se voda vyskytuje ve formě páry v atmosféře nebo jako ledovce na povrchu. Vodu můžeme například najít i v kometách a asteroidech (Dyches & Chou, 2015). Planeta Země má jako jedna z mála stabilní vodní plochy, které pokrývají 70 % jejího povrchu (Moss, 1988).

Voda je nepostradatelná sloučenina pro všechny organismy včetně člověka (Hartman et al., 2005). Všechny organismy obsahují vodu a potřebují ji k životu. Voda v některých případech tvoří až 98,2 % (medúzy) hmotnosti organismů. Většina procesů v tělech organismů by bez vody nemohla probíhat. Voda je prostředím pro život a funguje jako hlavní biologické rozpouštědlo. Život by nebyl bez vody možný a tak, jak ho známe, by bez vody pravděpodobně ani nevznikl (Reichholf, 1998).

Přístup k bezpečné a čisté pitné vodě je uznáván jako lidské právo (United Nations, 2010). Světová zdravotnická organizace a Dětský fond Organizace spojených národů definují základní přístup k vodě jako vodu, která je dostupná za 30 minut cesty (maximálně) včetně čekání ve frontě (WHO & UNICEF, 2021). Ale voda z dostupného vodního zdroje nemusí být vždy dostatečně čistá pro konzumaci. Zdroje mohou být nespolehlivé a nedostatkové a voda není pro všechny samozřejmost (Geere & Cortobius, 2017).

V důsledku rapidního rozvoje průmyslu ve 20. století se značně zvýšila míra znečištění vodního prostředí. Vlivem průmyslové výroby, zemědělství a znečištěných komunálních odpadních vod se do přírody dostávají látky nebezpečné jak pro vodní organismy, tak pro člověka (Randák, 2013). Nebezpečné jsou například těžké kovy (Fu & Wang, 2011), farmaka a chemické látky pro osobní potřebu (např. antibiotika nebo steroidní léčiva) (Ortúzar et al., 2022). Další formu znečištění představuje eutrofizace povrchových vod. Dochází k nadměrnému přísunu živin ovlivňující biomasu a druhové složení organismů ve vodních ekosystémech, a tím negativnímu vlivu na jakost vody (Smith, 2003). V neposlední řadě rostou obavy z vlivu změny klimatu na dostupnost vody. Změny klimatu mají vliv na celý hydrologický cyklus (Wang & Li, 2015), potencionálně mohou zvýšit poptávku po vodě a snížit její dostupnost. Například vlivem zvýšení povrchového odtoku, častějších povodní

a zvýšení míry eutrofizace vody také může dojít k razantnímu snížení její jakosti (Nazari-Sharabian et al., 2018).

Tyto problémy je důležité důkladně zkoumat a sledovat. Stále je potřeba vyvíjet a vylepšovat nové monitorovací systémy, které jsou schopné zaměřit se na konkrétní formu znečištění (Zolkefli et al., 2020). Zásadní je tedy vodou šetřit a chránit vodní zdroje pro budoucnost lidstva a dobrý stav vodních ekosystémů (Makanda et al., 2022).

Česká republika je státem „na střeše“ Evropy, na rozvodí významných Evropských řek Labe, Dunaj a Odra. Hlavním zdrojem vody na našem území jsou srážky. V porovnání s jinými státy nemáme mnoho přírodních jezer, nenacházejí se tu žádné ledovce ani velké řeky. Největší zásoby vody jsou v podzemí, ale hlavním problém při využívání těchto zdrojů je jejich nerovnoměrné rozmístění. Je tedy důležité vodu pro lidskou potřebu na našem území zadržet, a proto jsou budovány umělé vodní plochy jako rybníky a přehradní nádrže (Šobr, 2022).

2. Cíle práce

Cílem této bakalářské práce je vytvořit literární rešerši shrnující informace o významu povrchových zdrojů pitné vody a v další části se podrobně zaměřit na popis managementu přehradních nádrží zahrnující biomanipulační opatření. V praktické části vyhodnotit efektivitu vysazování dravých druhů ryb, které byly zpětně odloveny během roku 2021. Zjistit návratnost těchto ryb a na příkladu populační struktury hlavních sledovaných druhů (bolen dravý – *Leuciscus aspius*, candát obecný – *Stizostedion lucioperca*, štika obecná – *Esox lucius* a sumec velký – *Silurus glanis*) zhodnotit, zda je vysazování účelné. Zjištěné výsledky diskutovat v kontextu zahraničních publikací.

3. Literární přehled

3.1 Přehradní nádrže

Přehradní nádrže jsou umělé vodní plochy podobné jezerním ekosystémům, ale v některých vlastnostech se od jezer výrazně liší. Přehradní nádrže mají obvykle kaňonovitý tvar, jelikož často vznikají zahrazením říčního údolí. To také způsobuje pozvolný přechod mezi prostředím tekoucích a stojatých vod a gradient hloubek, kdy se hloubka od přítoku až po hráz postupně zvyšuje. Rozdílná je také obvykle nižší retence vody a časté kolísání hladiny vlivem nerovnoměrného vypouštění (Znachor et al., 2016). Tyto vlastnosti mají zásadní vliv na podélné gradienty živin, produkci a na organismy žijící v těchto nádržích (Kratochvíl et al., 2012).

Základními a nejdůležitějšími funkcemi přehradních nádrží je zadržení odtékající vody a manipulace průtoku. Dalšími funkcemi, které na toto navazují, je omezení dopadu nedostatku vody při nepříznivých klimatických podmínkách, protipovodňová ochrana, vodní doprava, rekreace, chov ryb, výroba energie a využití nádrže jako zdroj pitné vody (Kopáček et al., 2020).

V minulosti se stavěly převážně menší přehrady, avšak v posledních 200 letech jejich počet a rozměry výrazně vzrostly. V současnosti je v Evropě přes 7 000 přehrad. Největší přehrady leží v Rusku na řece Volze a jedná se například o Kujbyševskou (6 450 km^2) a Rybinskou (4 450 km^2) přehradní nádrž (European Environment Agency, 2018). Výsledkem je bohužel umělé přerušení více než 227 největších řek na světě (60 %) (Jorde et al., 2007), které způsobuje omezení migrace vodních organismů, nepřirozené změny v průtoku, teploty vody, toky živin a také splavenin (Podda et al., 2022). Kvůli potřebě generovat více energie z obnovitelných zdrojů se očekává, že se míra fragmentace do roku 2030 zdvojnásobí (Maavara et al., 2020).

V České republice je jen velmi málo větších přírodních jezer. Ta největší jsou ledovcového původu a jedná se o šumavská jezera – Černé, Čertovo, Plešné, Prášilské a jezero Laka. Ostatní, mnohem menší jezera se vytvořila například v propastech, rašeliništích a zatopených říčních ramenech. Tento nedostatek přirozených vodních ploch se u nás nejdříve řešil stavbou rybníků a později se začaly stavět i přehrady (Vlček et al., 1984). V roce 1492 byla přehrazením Košínského potoka u města Tábor vytvořena nejstarší přehrada ve střední Evropě

– Jordán (Broža, 2005). Na území České republiky je dnes více než 24 000 přehrad a rybníků zadržujících přes 4 000 milionů m^3 vody. Z toho je přibližně stovka velkých přehrad (Šobr et al., 2004). Definice velké přehrady je podle ICOLD – International Commission on Large Dams přehrada s hrází vysokou alespoň 15 m a zadržující minimálně 3 milióny m^3 vody (ICOLD, 2011).

Naše největší přehrada je z hlediska objemu zadržené vody Orlík (objem: 716,5 mil. m^3, plocha: 2 732,7 ha, max. hloubka: 74 m), který byl dokončen roku 1961. Tato přehrada leží na řece Vltavě a je nejdůležitějším článkem Vltavské kaskády (Povodí Vltavy, 2011d). Z hlediska vodní plochy je největší Lipno I. (objem: 309,5 mil. m^3, plocha: 4 870 ha, max. hloubka: 25 m), které bylo dokončeno roku 1959 a také leží na řece Vltavě (Povodí Vltavy, 2011b). Naše nejhlubší přehrada je vodní dílo Dalešice (objem: 126,9 mil. m^3, plocha: 480 ha, max. hloubka: 85,5 m) na řece Jihlavě, která byla dokončena roku 1978. Tato přehrada je využívána mimo jiné k akumulaci vody pro jadernou elektrárnu Dukovany, k výrobě elektrické energie nebo jako protipovodňová ochrana (Povodí Moravy, 2019).

3.1.1 Vodárenské nádrže

Vodárenské nádrže se budují za účelem odběru surové vody, která se následně upravuje na vodu pitnou (Nilsson, 2009). Provoz vodárenských nádrží není jednoduchý, protože zde dochází k různým konfliktům zájmů vycházejících z jednotlivých funkcí, kvůli kterým byla nádrž vybudována. Problém je například s množstvím zadržované vody. Za účelem optimální protipovodňové ochrany je zapotřebí, aby byla nádrž co nejvíce vypuštěná, ale k udržení co nejlepší jakosti vody je naopak důležité akumulovat co největší objem, aby správně fungovala samočistící schopnost vody. Jiný konflikt nastává při nutnosti manipulovat odtok z nádrže. Z hlediska zajištění jakosti vody je optimální odtok co nejvíce limitovat. Nicméně míra odtoku z nádrže zásadně ovlivňuje základní ekologické vlastnosti řek a potoků, které se pod přehradou nachází (Slavík et al., 2013).

V České republice je odebíráno 52 % pitné vody z toků a nádrží (Schmidt et al., 2021). Největší vodárenská nádrž vodní dílo Želivka – Švihov zásobuje přes 10 % populace (Liška, 2012). Pitná voda z této nádrže zásobuje hlavní město Prahu, střední Čechy a část východních a jižních Čech (Povodí Vltavy, 2011c).

K ochraně jakosti vody ve vodárenských nádržích jsou stanovena ochranná pásma v bezprostředním okolí nádrže a v oblasti jejího povodí. Ochranná pásma slouží k regulaci

hospodaření v oblasti nádrže a ustanovují hygienická opatření (Ministerstvo zemědělství, 2012). Zhoršení jakosti vody totiž způsobuje snížení efektivity úpraven vody a zároveň zvyšuje finanční náklady vynaložené na čištění této surové vody (Price & Heberling, 2018). Ke znečišťování nejen povrchových vod dochází prostřednictvím těžkých kovů (např. rtuť, kadmium a olovo), chemických polutantů (např. polychlorované bifenyly, pesticidy) a farmak (např. steroidní léčiva jako jsou antidepresiva nebo antikoncepce) (Randák, 2013).

Většina přehradních nádrží v České republice má také problém s nadměrnými koncentracemi fosforu. Vysoké koncentrace tohoto jinak limitujícího prvku způsobují eutrofizaci, která je spojena s mnoha problémy jako jsou razantní změny ve společenstvech organismů, které často vedou ke snížení biodiverzity a také dominanci planktonožravých ryb. Jiným důsledkem může být ztráta makrofyt a problémy s vodními květy (Hejzlar, 2006), protože početné populace planktonního fytoplanktonu razantně ovlivňují denní a noční kyslíkový režim. Ve dne může být míra fotosyntézy natolik velká, že dochází k přesycení vody kyslíkem. Naopak v noci dochází vlivem respirace takto velké fytoplanktonové biomasy až k anoxii, která často vede k zvýšené rybí úmrtnosti. Nadměrné odebírání oxidu uhličitého z vody při fotosyntéze také razantně zvyšuje pH a může vést k různým komplikacím jako je například zvyšování toxicity rozpuštěného amoniaku a nekróze žaber ryb (Kalff, 2002). Další problém může představovat diurnální hloubková migrace některých druhů fytoplanktonu, které se následně mohou dostat do odebírané surové vody a tím komplikovat její úpravu (Howard, 1994). Planktonní sinice také často produkují sekundární metabolity, které jsou toxické pro řadu různých organismů (Welker et al., 2004). U člověka tyto toxiny mohou způsobovat řadu zdravotních problémů jako jsou alergické reakce, které zasahují respirační systém, poruchy trávicího traktu, zánět kůže a spojivek a onemocnění jater (Oppeltová et al., 2012).

Nadbytečný fosfor pochází z různých zdrojů jako jsou komunální odpadní vody, erozní materiál ze zemědělských půd, ale i odtok znečištěné vody z vysoce eutrofních, přerybněných a hnojených rybníků. K zabránění nadměrné eutrofizace českých vodárenských nádrží by se emise fosforu musely snížit přibližně o 50 %, což například znamená udržet koncentrace celkového fosforu ve vyčištěné odpadní vodě pod 0,5 mg/l. Navíc by se také musel regulovat odtok znečištěné vody z rybníků nejen během výlovů, ale celého roku (Ministerstvo zemědělství & Ministerstvo životního prostředí, 2022).

Omezení přítoku živin do nádrže je jeden z nejzásadnějších zásahů za účelem omezení eutrofizace. Snížení míry eutrofizace se může zpozdit kvůli zatížení fosforem uvnitř nádrže (Khan & Mohammad, 2014). K vyřešení tohoto problému se nabízí mnoho různých způsobů jako je například srážení pomocí hliníku nebo železa, provzdušňování spodních vrstev vody nebo odstraňování sedimentů odbahňováním dna během snížení hladiny či sacími bagry (Aulenbach et al., 2010).

Jiné řešení se nabízí využit emersních či submersních makrofyt v litorálu nebo některých řas jako jsou například parožnatky nebo ruduchy, které spotřebovávají živiny ve vodě i v sedimentech. Částečně tedy zabraňují akumulaci a pomáhají ostatním organismům zpřístupněním anorganických živin přeměnou na organické. Navíc během světelné části produkují kyslík a spotřebovávají oxid uhličitý, čímž ovlivňují pH a redoxní potenciál ve vodním prostředí, také zásadně ovlivňují strukturu břehů a zároveň zabraňují erozi (Čtvrtlíková et al., 2020). Je rovněž známo, že makrofyta úspěšně akumulují toxické látky ve vodě (Ansari et al., 2015). Čistící efekt makrofyt lze využít například na umělých plovoucích ostrovech (Balayla et al., 2017; Čtvrtlíková et al., 2020) nebo v menších nádržích na přítoku do nádrže (Czamara et al., 2008; Wiatkowski, 2011).

Jiná řešení eutrofizace jsou realizovaná ne skrz živiny, ale skrz manipulaci početnosti a složení fytoplanktonu. Někteří autoři zmiňují například kultivaci populací filtrující slávičky mnohotvaré (*Dreissena polymorpha*) (McLaughlan & Aldridge, 2013) nebo omezení průniku světla na vodní hladinu (Chen et al., 2009). Jiným způsobem omezení problematických vodních květů je biomanipulace pomocí dravých druhů ryb.

3.1.2 Biomanipulace

Zvýšená obsádka planktonožravých ryb neovlivňuje ani tak biomasu zooplanktonu, ale spíše mění jeho druhové složení, velikost jedinců a také ovlivňuje průhlednost vody (Hrbáček, 1962). V roce 1975 Shapiro et al. definovali pojem biomanipulace, která spočívá ve snížení početnosti planktonožravých ryb a tím zvýšení zastoupení velkého filtrujícího zooplanktonu, který následně zesílí predační tlak na fytoplankton tvořící vodní květy. Tato metoda využívá takzvaný „top-down“ efekt, kdy vyšší trofická úroveň v potravním řetězci ovlivňuje nižší pomocí predace. „Bottom-up“ efekt, kdy nižší trofická úroveň ovlivňuje vyšší vlivem koncentrace živin (Li et al., 2020), ale také působí na účinnost biomanipulace a zde je reprezentovaný nadměrnou koncentrací živin v nádrži (Mehner et al., 2002). Celý proces

biomanipulace je vysvětlen kaskádovitým efektem, který představili Carpenter et al. v roce 1985, kdy jakékoliv změny v nejvyšší trofické úrovni budou působit skrz celý potravní řetězec až na úroveň fytoplanktonu.

Při biomanipulaci dochází k redukci počtu planktonožravých, ale také bentivorních ryb, které ryjí ve dně, což způsobuje zakalení vody, víření sedimentů a další uvolňování živin do vody. Navíc tímto stylem získávání potravy ničí přítomná vodní makrofyta a znemožňují uchycení nových (Mehner et al., 2002). Hlavními nežádoucími druhy ryb v eutrofních vodách Evropy jsou plotice obecná (*Rutilus rutilus*), cejn velký (*Abramis brama*), cejnek malý (*Blicca bjoerkna*), perlín ostrobřichý (*Scardinius erythrophthalmus*), karas stříbřitý (*Carassius gibelio*) (Adámek et al., 2019) a mladí jedinci okouna říčního (*Perca fluviatilis*) (Jurajda et al., 2016).

Biomanipulace se může provádět několika způsoby. Může se jednat o přímé odstraňování planktonožravých ryb pomocí vězenců, elektrolovu, vlečných nebo zátahových sítí (Jůza et al., 2022). Lovit se mohou dospělí jedinci, larvy, ale také je možné sbírat jikry po vytření (např. jikerné pásy okounů) (Jurajda et al., 2016) nebo se jikry mohou vysušit umělým snížením hladiny nádrže (Bartoň et al., 2021). Dále se nežádoucí ryby mohou odstraňovat nepřímo pomocí vysazování dravých druhů ryb (Vašek et al., 2013). Aby byl predační tlak dostatečný a biomanipulace úspěšná, do nádrže by měly být vysazované různé druhy dravých ryb o různých velikostech, které využívají odlišná prostředí (Perrow et al., 1997). Predační tlak vyvíjený predátory na malé planktonožravé ryby mění vnitřní dynamiku jejich populací ve prospěch větších jedinců a snižuje celkovou početnost nežádoucích druhů. Navíc je kořist nucena změnit typ stanoviště a potencionálně se změní i podmínky získávání potravy na méně optimální (Skov et al., 2002b).

Výsledkem úspěšné biomanipulace by měla být nižší koncentrace celkového fosforu ve vodě, zvýšená početnost velkého zooplanktonu, vyšší průhlednost vlivem snížené biomasy řas a sinic a také rozvoj vodních makrofyt (Pedusaar et al., 2008). Makrofyta by ideálně měla pokrývat alespoň 15-20 % plochy dna, aby správně fungovala jako úkryt pro zooplankton, ryby a ostatní vodní organismy (Schriver et al., 1995) a dále napomáhala ke snižování nadměrné koncentrace živin. Odstranění bentivorních ryb také přispívá k lepší průhlednosti vody a sníženému uvolňování živin ze sedimentů. Výsledný poměr dravých ryb by měl ideálně být více než 25 %, aby zvládaly potlačit populace planktonožravých a bentivorních ryb. Tam,

kde lov dravých ryb není zakázaný, by se měl alespoň na dva roky v zájmu podpory vysazených dravých druhů zakázat (Mehner et al., 2004).

V některých případech se může stát, že biomanipulace úspěšná nebude. To může být způsobeno velkým množstvím faktorům, které jsou unikátní pro každou vodní nádrž. Proto je před začátkem biomanipulace důležité získat informace o nádrži i o organismech, které v ní žijí (Seďa et al., 2000). V mělkých a vysoce produktivních nádržích je biomanipulace mnohem snazší a je pravděpodobnější, že bude úspěšná (Triest et al., 2016). V hlubokých nádržích jsou odlovy komplikovanější, protože vlivem morfologie nádrže se některé efektivní metody nedají použít nebo se dají aplikovat jen omezeně (Seďa & Kubečka, 1997). Důvodem selhání může být například nízká intenzita odlovů nežádoucích ryb (Mehner et al., 2004). V mělkých nádržích může být vysoká koncentrace živin udržována vlivem víření sedimentů, které je způsobováno mícháním vody větrem (Closs et al., 2004). Právě kvůli tomu se nádrže po dokončení biomanipulace často vrací do svého původního stavu. Jiný problém nastane, když filtrační tlak zooplanktonu není dostatečný a vyselektuje vláknitý a koloniální fytoplankton, který bude dále vytvářet vodní květ (Ha et al., 2013). Častá komplikace, která nastane po dokončení biomanipulace je razantní zvýšení početnosti čerstvě vylíhlých rybích larev. Jelikož se většina larev různých druhů ryb živí do určité velikosti planktonem, může se početnost zooplanktonu znovu začít snižovat (Romare & Bergman, 1999). Tomuto problému se dá předejít, pokud je v nádrži dostatečný počet dravých druhů ryb (Hansson et al., 1998).

3.2 Dravé druhy ryb

3.2.1 Bolen dravý

Bolen dravý patří do čeledi kaprovitých ryb (Cyprinidae). Tento druh průměrně dosahuje délky 50-75 cm (maximálně 120 cm) a může vážit až 12 kg (Maitland, 1977). Bolen má protáhlé bočně zploštělé tělo s jasně viditelnými šupinami a ostrým břišním kýlem. Koncová ústa jsou poměrně veliká a sahají až pod oči. Na delší spodní čelisti se nachází bradový hrbolek, který zapadá do prohlubně na kratší čelisti horní. Hřbet je tmavě zelený až šedomodrý, břicho je bílé a zbytek těla stříbřitý (Miller & Loates, 1997). Bolen dravý je zahrnut ve Směrnici o stanovištích Evropské unie (Směrnice Rady č. 92/43/EHS z 21. května 1992 o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin) a kvůli tomuto druhu je v Evropě zřízeno celkem 529 chráněných území. Navíc je také druhem

Bernské úmluvy (Úmluva o ochraně evropských planě rostoucích rostlin, volně žijících živočichů a přírodních stanovišť) a podle kritérií IUCN (Mezinárodní svaz ochrany přírody, anglicky International Union for Conservation of Nature) se jedná o málo dotčený druh (European Environment Agency, 2013a).

Bolen se dožívá věku i přes 10 let a poprvé se rozmnožuje ve věku 3-5 let. Rozmnožování probíhá na jaře obvykle od března do dubna. Na některých lokalitách může tření probíhat až do června (Kottelat & Freyhof, 2007). Boleni žijící v nádržích migrují do přítoku (Hladík & Kubečka, 2003). Samci mají v období tření třecí vyrážku. Jedna samice může vyprodukovat 27 000 až 58 000 jiker na 1 kg váhy (Gerstmeier & Romig, 2003). Samice jikry postupně vypouští do vodního sloupce, kde je odnese proud. Jikry jsou oplozeny a následně se přichytí na substrát (Šmejkal et al., 2018), kterým mohou být štěrkové nánosy nebo makrofyta. V průběhu tření boleni nevyhledávají potravu a až po ukončení třecího období začínají znovu lovit (Šmejkal et al., 2017). Larvy se z jiker líhnou za 10-17 dnů (Gerstmeier & Romig, 2003).

Bolen dravý se přirozeně vyskytuje ve většině Evropy, kromě Velké Británie, Dánska, Švýcarska a Pyrenejského poloostrova (Holčík & Mihálik, 1971). V některých státech byl navíc uměle vysazen (Francie, Itálie a Nizozemí) (Hanel & Lusk, 2005). Nachází se ve středně velkých a velkých řekách i ve velkých jezerech a nádržích (Kottelat & Freyhof, 2007). Mladí boleni obývají hlavně prostředí litorálu (Grift et al., 2003). Dospělci se vyskytují dále od břehu v otevřených vodách. Mohou se držet i v blízkosti příkrých štěrkových svahů, protože se z velké části podobají otevřeným vodám, a navíc se v příbřežních oblastech vyskytuje více kořisti (Šmejkal et al., 2014). V zimě se stahují do hluboké vody. K břehu se přiblíží jen pokud loví (Dungel & Řehák, 2011). Mladí boleni se nejdříve drží v hejnech, starší žijí samotářským způsobem života (Hanel & Andreska, 2013). Bolen dravý je jediná ryba z čeledi kaprovitých, která se živí dravým způsobem života (Holčík & Mihálik, 1971).

Do desátého dne po vylíhnutí larvu bolena vyživuje žloutkový váček. Poté pohltí zbytek žloutkového váčku a živí se potravou z vnějšího prostředí (Kujawa et al., 2007). Začne se živit zooplanktonem, a to hlavně zástupci skupiny perlooček (Cladocera) a klanonožců (Copepoda) (Kujawa et al., 1998). Od dvacátého dne života se v potravě postupně začne zvyšovat množství larev vodního hmyzu (Śliwiński, 2009). Po dosažení velikosti 9-15 cm přechází bolen na dravý způsob života (Baruš & Oliva, 1995b). Živí se nejčastěji hojnými druhy ryb jako je například ouklej obecná (*Alburnus alburnus*) a plotice obecná (Krpo-Ćetković et al., 2010). Příležitostně

se v jeho potravě může vyskytnout například větší hmyz, který spadne na hladinu nebo larvy brouků (Coleoptera), chrostíků (Trichoptera) a pakomárů (Chironomidae). Vzácně se může zmocnit i jiných obratlovců jako jsou myši nebo žáby (Baruš & Oliva, 1995b). Bolen loví především pomocí zraku, kdy sleduje kořist a jakmile se přiblíží, prudce zaútočí (van Wassenbergh & de Rechter, 2011).

Díky velkému podílu rybí kořisti v potravě je bolen vhodný pro účely biomanipulace ve vodárenských nádržích. Ryby mohou totiž tvořit až 80 % jeho potravy. Navíc bolen nemá významný negativní vliv (mimo jiné predace nebo kompetice) na populace ostatních vysazovaných dravých ryb (Vašek et al., 2018).

3.2.2 Candát obecný

Candát obecný patří do čeledi okounovitých ryb (Percidae) (Collette et al., 1977). Obvykle dosahuje délky 30-70 cm (maximálně 130 cm) a může vážit až 18 kg (Maitland, 1977). Candát má podlouhlé, protáhlé tělo a špičatou hlavu s širokými koncovými ústy. V ústech se nacházejí výrazné špičaté zuby sloužící k uchvácení kořisti. Hřbet candáta je tmavě zelený až šedivý, břicho je bílé a boky jsou světlejší až stříbřité. U mladších candátů jsou na bocích zřetelné pruhy, které se během života postupně vytrácejí (Terofal, 1984). Tento druh není nijak chráněný a podle kritérií IUCN se jedná o málo dotčený druh (European Environment Agency, 2014c).

Candát se může dožít až 17 let a poprvé se obvykle rozmnožuje ve 4 letech. Rozmnožování probíhá zpravidla od dubna do května. V závislosti na zeměpisné šířce a nadmořské výšce může probíhat i od konce února až do června. Optimální teplota pro rozmnožování candáta je 10-14 °C (Kottelat & Freyhof, 2007). Samice mohou vyprodukovat až 150 000-200 000 jiker na 1 kg váhy a jsou velmi přizpůsobivé s volbou podkladu pro jejich nakladení. Pokud mají možnost, kladou jikry na obnažené kořeny makrofyt, ale v nouzi mohou klást i na ploché skály nebo na štěrkové dno (Sedlár & Amena, 1989). Samec před třením buduje hnízdo. Potom, co samice naklade jikry, ji samec vyžene a hnízdo hlídá. Samec brání jikry před predátory a ovívá je ploutvemi, aby byly dostatečně okysličené. Při obraně je velice agresivní a dokáže napadnout i potápěče, pokud se přiblíží příliš blízko. Po vylíhnutí larev samec hnízdo přestává bránit (Lappalainen et al., 2003).

Candát je přirozeně rozšířen ve střední a východní Evropě, kde západní hranici výskytu tvoří řeky Labe a Dunaj (Holčík & Mihálik, 1971). Navíc byl v některých státech (Dánsko,

Francie, Chorvatsko, Itálie, Nizozemí, Portugalsko, Slovinsko, Švýcarsko a Velká Británie) uměle vysazen (Hanel & Lusk, 2005). Candát se vyskytuje ve velkých řekách, jezerech a údolních nádržích. Je náročný na koncentraci kyslíku. Nemá v oblibě zabahněné dno, a naopak mu vyhovují prohřáté vody s kamenitým dnem (Hanel & Andreska, 2013). Candát dokáže tolerovat salinitu vody až do 12 g/l (Ložys et al., 2017) a byla pozorována migrace candátů mezi brakickými a sladkými vodami (Saulamo et al., 2005). Mladí jedinci se pohybují v hejnech, starší žijí samotářským způsobem života (Miller & Loates, 1997). Candáti se obvykle pohybují v otevřených vodách a v zimě se stahují do větších hloubek (Vehanen & Lahti, 2003). Jedná se o ostražitou, světloplachou rybu a většinou až s příchodem soumraku začíná lovit (Terofal, 1984).

Candát prochází v průběhu svého života třemi potravními fázemi. Po vylíhnutí jsou larvy nejdříve endogenně vyživovány žloutkovým váčkem. Časem se k tomu začnou živit i potravou z vnějšího prostředí. Nakonec dojde k resorpci váčku a larvy se živí pouze potravou z vnějšího prostředí (Xu et al., 2017). Larvy do velikosti 4-10 cm se živí hlavně zooplanktonem (perloočkami a klanonožci) (Popova & Sytina, 1977). Množství dostupného zooplanktonu určuje, jak rychle je candát této velikosti schopen dosáhnout a poté se začít živit dravým způsobem života (Persson & Brönmark, 2002). Candát se nejčastěji živí drobnějšími rybami jako jsou ouklej obecná, plotice obecná nebo cejn velký (Baruš & Oliva, 1995b). Navíc se v potravě mohou objevit vodní mlži, například slávička mnohotvará, v ojedinělých případech i části makrofyt jako je třeba kotvice plovoucí (*Trapa natans*) (Didenko & Gurbyk, 2016). Candát loví hlavně ve vodním sloupci. Svou kořist přepadává a následně pronásleduje (Dörner et al., 2007). Při lovu se spoléhá na svůj vynikající zrak, kdy se zvládne orientovat při nízké intenzitě světla díky *tapetum lucidum* (vrstva buněk v oku, která odráží a zesiluje dopadající světlo) (Ali et al., 1977).

Candát je také vhodný druh pro účely biomanipulace, kdy většinu jeho potravy tvoří malé planktonožravé druhy ryb. Při vysazování se musí brát na vědomí i nebezpečí kanibalismu u vysazených ryb (Adámek et al., 2019), ke kterému se candáti mohou uchýlit při nedostatku vhodné kořisti (Vinni et al., 2009). Kanibalismus se může objevit už dva týdny po vylíhnutí larev (Colchen et al., 2019) a dochází k němu jak v jedné věkové kohortě, tak i mezi různými věkovými kohortami (Frankiewicz et al., 1999).

3.2.3 Štika obecná

Štika obecná patří do čeledi štikovitých (Esociadae) ryb (Grande et al., 2004). Dosahuje velikosti obvykle od 30 do 120 cm. Maximálně může mít 150 cm a vážit 34 kg (Maitland, 1977). Štika má protáhlé tělo, které je v průřezu téměř kulaté. Hlava je podlouhlá s velkými koncovým ústy, ve kterých jsou zuby jak na dolní čelisti, tak i na patře, a to pro znemožnění útěku kořisti. Hřbetní ploutev štiky je posunuta dozadu až do polohy řitní ploutve. Hřbet je tmavohnědý až tmavě zelený. Boky jsou světlejší s nepravidelnými skvrnami, které přecházejí ve světlé pásy. Břicho je světle žluté až bílé. Prsní a břišní ploutve jsou načervenalé (Gerstmeier & Romig, 2003). Štika obecná není nijak chráněná a IUCN ji považuje za málo dotčený druh (European Environment Agency, 2014d).

Většina štik se dožívá 3-10 let, ve výjimečných případech se mohou dožívat až 25 let (Baruš & Oliva, 1995a). Poprvé se štika rozmnožuje ve věku 1-6 let. Tření probíhá na přelomu zimy a jara, kdy teplota stoupne nad 5 °C (Kottelat & Freyhof, 2007). Samice obvykle vyprodukuje okolo 40 000-45 000 jiker na 1 kg váhy (Miller & Loates, 1997). Jikry klade nejraději do mělkých zarostlých okrajů břehu nebo na čerstvě zatopené louky (Holčík & Mihálik, 1971).

Štika obecná je přirozeně rozšířena v Rusku, Severní Americe a na většině území Evropy, kromě Pyrenejského poloostrova a jižní Itálie (Holčík & Mihálik, 1971). Navíc je uměle vysazena v Irsku, Portugalsku a Španělsku (Hanel & Lusk, 2005). Vyskytuje se od větších potoků po velké řeky a v malých tůních i ve velkých jezerech (Jepsen et al., 2001). Nemá problém s oligotrofními ani s eutrofními podmínkami (Forsman et al., 2015) a bez problému zvládne žít i v brakických vodách (např. v Baltském moři) (Craig, 1996). Optimální teplota pro výskyt štiky se pohybuje mezi 10 a 24 °C (Westrelin et al., 2022) s horní letální teplotou 29 °C (Casselman, 1996). Štika se nejraději zdržuje ve stanovištích, kde je členité dno s dostatkem makrofyt a potopených zbytků stromů a keřů, které poskytují vhodný úkryt (Baruš & Oliva, 1995a). I když se spíše drží v litorální zóně, pokud je nízká viditelnost ve vodě, mohou štiky vyplouvat dále od břehu do větších hloubek (Vøllestad et al., 1986). Štika je aktivní ve dne a žije samotářským způsobem života (Chapman & Mackay, 1984).

Vylíhlé larvy štiky obecné (8,3 mm) jsou vyživovány žloutkovým váčkem, který se postupnou resorpcí zmenšuje. Ještě, než dojde k úplné resorpci žloutkového váčku (11-12 mm), larva začíná aktivně vyhledávat potravu z vnějšího prostředí. K úplné resorpci dochází, když larva dosáhne přibližné velikosti 15 mm (Pospíšilová et al., 2019). Larva se nejdříve živí zooplanktonem (perloočkami a klanonožci), později hmyzem a jeho larvami

(Raat, 1989). Larvy se začnou živit dravým způsobem, když dosáhnou velikosti přibližně 5 cm (Amundsen et al., 2003). Mezi nejčastější kořist štiky patří okoun říční a plotice obecná, ale složení potravy se v jednotlivých stanovištích může lišit a záleží na početnosti a druhovém složení potencionální kořisti (Hanel & Lusk, 2005). Navíc se v potravě štiky mohou objevit i jiní obratlovci jako například žáby (Didenko & Gurbyk, 2016) nebo bezobratlí jako je hmyz, raci (Astacidae) a pijavice (Hirudinea) (Adams, 1991). Štika na svou kořist číhá nejčastěji ukrytá mezi příbřežními makrofyty a následně ji uchvátí rychlým výpadem (Eklov & VanKooten, 2001). Při lovu se orientuje především zrakem (Skov et al., 2018). Navíc dokáže lovit i za nízké intenzity světla (Dobler, 1977).

Jak už bylo zmíněno, život štiky je úzce spojen makrofyty ve vodě obecně, ať už jde o zaplavené rostliny nebo jejich zbytky. Podle Grimma (1989) by prostředí, ve kterém se štiky nacházejí, mělo mít alespoň 25 % dna pokryto makrofyty. Úkryt mezi makrofyty je zásadní hlavně v prvním roce života (Casselman & Lewis, 1996), ale i nadále u starších jedinců, kdy úkryt slouží jako ochrana před ostatními štikami a jinými predátory i jako prostředí k získávání potravy (Skov et al., 2002a).

Štika je díky své potravní přizpůsobivosti považována za jeden z nejlepších dravých druhů ryb pro účely biomanipulace (Craig, 2008). Ryby mohou totiž tvořit až 99 % její potravy (Mikl et al., 2017). Při vysazování se nesmí opomenout, že u štiky obecné je častý i kanibalismus, který se děje jak v larválním stádiu, tak i u dospělých štik. Ke kanibalismu dochází uvnitř jedné štičí kohorty i mezi různými věkovými kohortami (Bry et al., 1992). K požírání larev mezi sebou může dojít už při velikosti 21-23 mm v okolí trdliště (Hunt & Carbine, 1951) i v intenzivním chovu (Ivanova et al., 1982). Štiky nejčastěji požírají jiné štiky o velikosti 50-75 % jejich vlastní velikosti (Hawkins et al., 2005). Kanibalismus mezi larvami je především ovlivňován rozdílnou velikostí jedinců, která je závislá na mnoha faktorech, včetně růstové rychlosti, množství dostupné kořisti, teploty a množství světla pronikajícího do vody. (Smith & Reay, 1991).

3.2.4 Sumec velký

Sumec velký patří mezi sumcovité (Siluridae) ryby (Teugels, 1996). Je jednou z 20 největších sladkovodních ryb na světě a je to největší ryba Evropy (Boulêtreau & Santoul, 2016). Sumec obvykle dosahuje délky 1 až 2 m (maximálně 5 m) a může vážit až 306 kg (Maitland, 1977). Má protáhlé tělo, které je z boku zploštělé. Hřbetní ploutev je krátká, a naopak řitní ploutev je

protažená až k ploutvi ocasní. Hlava je velká a zploštělá s širokými koncovými ústy, ve kterých jsou drobné kartáčovité zuby. U úst se nachází šest vousů – 2 dlouhé na horní čelisti a 4 kratší na spodu (Sedlár & Amena, 1989). Kůže je holá, bez šupin, je pokryta slizem a přispívá k výměně plynů (Davies et al., 2004). Hřbet je šedomodrý až modročerný. Světlejší boky jsou často do žluta a je na nich výrazná mramorovaná kresba. Břicho je světlé a někdy jsou na něm patrné šedé skvrny. Vzácně se může vyskytnout i sumec s albinismem, který je kompletně bílý (Dungel & Řehák, 2011). Sumec velký je druhem Bernské úmluvy a podle kritérií IUCN je považován za málo dotčený druh (European Environment Agency, 2014b).

Sumec velký se dožívá až 80 let. Poprvé se rozmnožuje v 2-3 letech a tření probíhá od dubna do června (severních oblastech až do srpna), když teplota dosáhne 20 °C (Kottelat & Freyhof, 2007). Samice dokáže vyprodukovat kolem 8 000 až 25 000 jiker na 1 kg váhy (Terofal, 1984). V době rozmnožování samci hloubí jámy ve dně nebo budují hnízda z rostlinného materiálu, kam samice poté naklade jikry (Lenhardt et al., 2021). Následně samec jikry hlídá až do vylíhnutí a může být velice agresivní, pokud je vyprovokován (Slavík et al., 2012). Samec o jikry také pečuje. Ovívá je ploutvemi, aby k nim nahnal okysličenou vodu a odstranil usazeniny (Sedlár & Amena, 1989).

Sumec je rozšířen na většině území Evropy a původně se nevyskytoval jen ve Skandinávii, Velké Británii a na Pyrenejském a Apeninském poloostrově (Hanel & Andreska, 2013). Dnes je navíc uměle vysazen v Chorvatsku, Itálii, Nizozemsko, Španělsku a Velké Británii (Elvira & Almodóvar, 2001). Žije ve velkých řekách a jezerech (Wolter & Freyhof, 2004), ale preferuje stojaté vody (Copp et al., 2009). Přestože se nejedná o druh, který zvládne tolerovat vysokou salinitu (Stolyarov & Abusheva, 1997), zvládne žít i v brakických vodách nebo v příbřežních oblastech (Cucherousset et al., 2018), které mají salinitu méně jak 0,015 g/l (Wolter & Vilcinskas, 1996). Ve dne se sumec nachází v litorální zóně (Alp et al., 2011) a ukrývá se ve vodní vegetaci, pod kořeny nebo v zatopeném porostu rákosí (Carol et al., 2006). Při lovu vyplouvá do volné vody a shání potravu (Alp et al., 2011). Noční aktivitu vykazuje hlavně na podzim, v průběhu roku se jeho aktivita výrazně mění. V létě je sumec aktivní ve dne i v noci a na jaře a v zimě je aktivní pouze ve dne (Slavík & Horký, 2012). Sumčí fyziologické optimum se pohybuje od teploty 25 do 27 °C (Cucherousset et al., 2018). V závislosti na teplotě je sumec schopen přežít i delší dobu ve vodě s nízkým obsahem kyslíku (Massabuau & Forgue, 1995), protože využívá dostupný kyslík velice efektivně díky vysokému obsahu hemoglobinu v krvi (35-38 %) (Mihálik, 1995). Tento druh vykazuje komplexní sociální chování, které se projevuje například masivním shromažďování jedinců

nebo už výše zmíněné obrany hnízda a jiker (Vejřík et al., 2019b). Sumec dokáže plavat i pozadu i když s nižší účinností, než když plave dopředu (Lehmann et al., 2022).

Larvy sumce velkého jsou až do pátého dne po vylíhnutí vyživovány žloutkovým váčkem. Poté dojde k resorpci váčku a larvy se začnou živit potravou z vnějšího prostředí. Při velikosti 11-20 mm se živí zooplanktonem (perloočkami, klanonožci) a zástupci skupiny máloštětinatci (Oligochaeta). Při dosáhnutí velikosti 21-34 mm se v potravě zvýší podíl zástupců různonožců (Amphipoda). Potrava plůdku velikosti kolem 40 mm může být velice různorodá. Plůdek může konzumovat různé bezobratlé (hmyz a jeho larvy), ale v potravě se navíc mohou objevovat i larvy jiných druhů ryb. Od 50-120 mm se v potravě zvyšuje podíl ryb velikosti od 30 až po 33 mm. V potravě se můžou objevit i rostlinné zbytky (Copp et al., 2009). Pokud je potravy nedostatek, plůdek se může uchýlit i ke kanibalismu (Zaikov et al., 2008). V dospělosti se menší jedinci (méně než 5 kg) živí převážně malými rybami, raky a příležitostně i žábami. Větší jedinci (5-30 kg) konzumují zejména hejnové kaprovité ryby. Velcí sumci (nad 30 kg) mohou lovit i velkou kořist jako je candát obecný, velké cejny obecné nebo kapra obecného (*Cyprinus carpio*) (Kuzishchin et al., 2018). Dominantní kořist sumce je z velké části ovlivněna dostupností, velikostí a výskytem v prostředí, kde se sumec pohybuje (Omarov & Popova, 1985). Obecně je nejčastější kořistí sumce okoun říční, plotice obecná a ouklej obecná (Pavlović et al., 2015). Dále se v potravě sumce mohu objevit vrubozobí (Anseriformes) a jiní ptáci, ondatra pižmová (*Ondatra zibethicus*), mihule (Petromyzontidae), jikry jiných druhů ryb, hadi (Vagnon et al., 2022) a mlži jako je například slávička mnohotvará (Didenko & Gurbyk, 2016). Vzácně se v trávicím ústrojí sumce dají nalézt dokonce i lidské ostatky (Gudger, 1945).

Sumec dokáže lovit v noci i ve vodě s nízkou viditelností, protože neloví pomocí zraku. Kořist detekuje pomocí chemických sloučenin, které po sobě zanechává. Sumčí chuťové buňky se kromě úst nacházejí i v okolí tlamy, na vousech, ploutvích a na kůži na hlavě a jinde po těle (Malyukina & Martem'yanov, 1981). Navíc je sumec schopen detekovat kořist i díky vnímání jejího elektrického pole (Bretschneider, 1974).

Jak už bylo výše uvedeno, sumec dramaticky zvětšil svůj areál rozšíření v západní a jižní Evropě. Na některá místa se dostal činností člověka, kdy byl vysazován za účelem intenzivního chovu nebo rybaření. Dále se rozšířil i svou vlastní činností, kdy sám aktivně osidloval nová stanoviště (Cucherousset et al., 2018). Sumec je vrcholový predátor a oproti ostatním dravým rybám je složení jeho potravy mnohem bohatší. Vzhledem k širokému

potravnímu spektru tohoto druhu je v místech, kde sumec není původním druhem, těžko předvídatelné, z čeho se strava bude skládat (de Santis & Volta, 2021). Navíc na některých místech není ekologický dopad přítomnosti tohoto druhu ještě zcela znám (Carol et al., 2009).

Copp et al. (2009) dále tvrdí, že sumec v nepůvodních stanovištích nepředstavuje nějak zvlášť velké riziko pro původní organismy. Naopak byl pozorován negativní dopad na nepůvodní organismy. Kořistí se často stávají nepůvodní druhy ryb kupříkladu sumeček černý (*Ameiurus melas*) a slunečnice pestrá (*Lepomis gibbosus*) nebo nepůvodní druhy bezobratlých jako rak pruhovaný (*Faxonius limosus*), rak červený (*Procambarus clarkii*) a rak signální (*Pacifastacus leniusculus*).

Jiní autoři tvrdí, že jeho dopad je zásadní (Bacchetta et al., 2021) a sumec je považován za invazní druh s negativním dopadem na původní druhy (Daněk et al., 2014). Například bylo zjištěno zavlečení různých nemocí (European sheatfish virus – ESV) (Blanc, 1997) a parazitů (*Trichodina siluri*, *Pseudotracheliastes stellifer*, *Myxobolus miyarii*) vlivem umělého vysazování sumce (Bauer et al., 2002). V Řecku byla pozorována hybridizace sumce velkého se sumcem Aristotelovým (*Silurus aristotelis*), který je v této oblasti původním druhem (Paschos et al., 2004). Wysujack & Mehner (2005) zkoumali potravu sumců v jezeře Feldberger Haussee v Německu a v potravě pravidelně nacházeli jedince ohroženého úhoře říčního (*Anguilla Anguilla*). Ve Francii bylo pozorováno shlukování sumců pod nádržemi a jezy a následná predace migrujících ryb jako je placka pomořanská (*Alosa alosa*) (Syväranta et al., 2009).

Názory autorů na efektivitu sumce použitého k účelům biomanipulace se v některých případech liší. Vejřík et al. (2019a) tvrdí, že díky nízkým nárokům na jakost vody, dlouhověkosti, schopnosti vytvářet početné populace, dobré přizpůsobivosti, co se týče potravy a vyšší odolnosti při zacházení s jedinci je sumec velký jedním z ideálních druhů pro účely biomanipulace. Navíc se sumec často živí i herbivorními druhy jako je například perlín ostrobřichý, které mají negativní vliv na vodní vegetaci (Vejřík et al., 2017). Jiní autoři se také přiklání k tomu, že je sumec velký vhodným biomanipulačním druhem (Raat, 1990; Adámek et al., 1999). Naopak Hickley & Chare (2004) tvrdí, že sumec nedokáže vyvinout dostatečný predátorský tlak na planktonožravé ryby a tím je při biomanipulaci neefektivní. Wysujack & Mehner (2005) také tvrdí, že sumec nedokáže vyvinout dostatečný predační tlak, ale Vejřík et al., 2019 poukazuje na fakt, že jejich studie byla založena na sumcích menší

velikost (většinou méně než 80 cm). Jiný problém při biomanipulaci může být fakt, že sumec může navíc lovit i ostatní biomanipulační druhy jako je bolen a štika (Vejřík et al., 2017).

3.2.5 Jiné druhy dravých ryb

3.2.5.1 Okoun říční

Dalším dravým druhem, který může být využit pro účely biomanipulace, je okoun říční. V prvním roce života okouna je obvykle nejdůležitější potravou zooplankton a jiní bezobratlí, a právě díky tomu se okoun často stává nežádoucí rybou, kterou je třeba potlačit. Bylo ale pozorováno, že v podmínkách, kdy byl nedostatek zooplanktonu, a naopak velké množství rybích larev, se okouni mladší než 1 rok začali živit dravým způsobem života (Beeck et al., 2002).

K účelům biomanipulace se běžně vyžívá predační efekt ročních okounů, kteří mají výrazný dopad na plůdek jiných druhů ryb jako je plotice obecná, cejn velký nebo ježdík obecný (*Gymnocephalus cernua*), ale také ostatní okouní plůdek (Scharf, 2007). Důsledkem kanibalismu v populacích okouna bývá střídání silných a slabých ročníků (Claessen et al., 2004). Když okouni vytvoří silný ročník a rozmnoží se, mohou se poté uchýlit ke kanibalismu a pozřít svůj vlastní vylíhlý plůdek. Tím pádem aktivně snižují svou vlastní populaci, vytvářejí slabší ročníky a stabilizují populaci okounů. Po postupném úbytku výrazné části silného ročníku se cyklus opakuje a silné a slabé ročníky se střídají (Persson et al., 2000).

3.2.5.2 Pstruh duhový

Jiné dravé ryby, které mohou být použité pro účely biomanipulace, jsou pstruh duhový (*Oncorhynchus mykiss*) a pstruh obecný (*Salmo trutta*). Oba tyto druhy patří do čeledi Salmonidae (Stearley & Smith, 1993). Pstruh duhový je původně ze Severní Ameriky a nejvýchodnější části Ruska (Behnke & Tomelleri, 2002). Vlivem vysazování se jedná o jeden z nejvíce rozšiřovaných druhů na světě (Lowe et al., 2000). Podobně jako několik jeho příbuzných druhů i pstruh duhový se dokáže adaptovat do dvou forem. Anadromní forma se vyvíjí ve slaných vodách a poté migruje do sladkých a sladkovodní forma tráví celý život ve sladké vodě (Thibault et al., 2010).

Sladkovodní pstruzi žijící v nádržích nebo v jezerech vyžadují přístup k potokům nebo řekám pro účely rozmnožování. Rozmnožování totiž probíhá od února do května převážně

v potocích až středně velkých řekách, které jsou mělké, mají štěrkové dno, a hlavně jsou dobře prokysličené (Talbot & Hardy, 2022). Samice vyprodukují jen 2 000 až 3 000 jiker na kilogram váhy (Tyler, 1996). Reprodukce pstruhů ve volné přírodě neprobíhá, pokud jsou v době rozmnožování vysoké průtoky, kdy rychle tekoucí voda rozvíří štěrk na dně a způsobuje vysokou mortalitu jiker. Další faktor, který často zabraňuje přirozené reprodukci je teplota, protože je důležité, aby v době rozmnožování byla teplota vody pod 13 °C (optimum 6-13 °C) (Kottelat & Freyhof, 2007). Při líhnutí jiker je důležité i pH, kdy při snížení pH na 4,3 a méně pstruží embrya i vylíhlé jikry vykazují skoro absolutní úmrtnost (Thomsen et al., 1988). Starší a dospělí jedinci tolerují nízké pH lépe a dokážou přežít od pH 3,83 (Ikuta et al., 1992) až po letální hranici pH 9 (Edwards, 1978).

Kromě náročných podmínek na rozmnožování, má pstruh duhový i poměrně náročné podmínky na život v nádržích samotný. Jeden z nejdůležitějších faktorů pro jeho přežití je koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě, která je závislé na teplotě. Při teplotě 5 °C by koncentrace kyslíku neměla klesnout pod 2,6 mg/l, při teplotě 10 °C by neměla klesnout pod 2,9 mg/l a například při teplotě 15 °C by neměla klesnout pod 3,2 mg/l (Molony, 2001). Jeho optimální teplota pro život je 10-22 °C s dolní letální hranicí 1 °C a horní 26,5 °C (Pankhurst & King, 2010). Vylíhlí pstruzi se živí zooplanktonem (Rowe & Schallenberg, 2004). Dospělí jedinci obvykle loví ryby (di Prinzio et al., 2013) a suchozemské a vodní bezobratlé jako jsou plži (Gastropoda), hmyz a jeho larvy nebo raci (Rodger et al., 2021).

I když se pstruh duhový používá jako biomanipulační druh (Dawidowicz et al., 2002; Scharf, 2007; Eilers et al., 2011; Ha et al., 2013), jeho přežívání v nádržích může být omezené vlivem zvýšených letních teplot a nedostatku rozpuštěného kyslíku ve vodě. V mnoha případech je potřeba pstruha opakovaně vysazovat pro udržení početnosti populace a predačního tlaku na nechtěné druhy ryb, protože se v konkrétních podmínkách nemusí přirozeně rozmnožovat (Swales, 2006). Navíc jsou pstruzi atraktivní rybou pro rybáře a snadno může dojít k přelovení, pokud nejsou odchyty regulovány (Ngugi & Green, 2007).

3.2.5.3 Pstruh obecný

Pstruh obecný se také dokáže adaptovat do různých životních forem podle toho, kde se vyskytuje: například pstruh obecný potoční (*Salmo trutta* morpha *fario*), který se celý život vyskytuje ve sladké vodě v potocích a řekách, pstruh obecný jezerní (*Salmo trutta* morpha *lacustris*), který obývá stojaté vody, a pstruh obecný severomořský (*Salmo trutta* morpha *trutta*), který žije v moři a kvůli rozmnožování migruje do sladkých vod (Baruš & Oliva,

1995a). Jednotlivé formy se liší ve velikosti, vzhledu, rychlosti růstu, potravě a ve využívání stanoviště, ve kterém žijí (Pakkasmaa & Piironen, 2001). Dohromady bylo popsáno přibližně padesát forem pstruha obecného (Klemetsen et al., 2003). Stejně jako pstruh duhový je i pstruh obecný jedním z nejvíce rozšiřovaných druhů na světě (Lowe et al., 2000).

Pstruh obecný se rozmnožuje od podzimu až do jara. Podobně jako pstruh duhový se i obecný tře v řekách a potocích se štěrkovým dnem. Jezerní formy obvykle migrují do přítoku (Kottelat & Freyhof, 2007), ale vzácněji bylo pozorováno rozmnožování i přímo ve stojatých vodách (Brabrand et al., 2002). Samice vyprodukují jen 1 000 až 2 000 jiker na 1 kg váhy. Optimální teplota pro inkubaci jiker je od 4 do 12 °C (Vandeputte & Labbé, 2012).

Pstruh dokáže tolerovat teploty od 1 až po 27 °C (Vandeputte & Labbé, 2012), ale optimální teplota pro jeho život je mezi 8 a 17 °C (Barton, 1996). Pstruh obecný dokáže zvládat nižší pH 3,63 než pstruh duhový (pH 3,83) (Ikuta et al., 1992) a jeho horní letální hranice je podobně jako u duhového pH 9 (Edwards, 1978).

Vylíhlé larvy pstruha obecného se živí zooplanktonem a malým hmyzem, který je unášen proudem (Hubert et al., 1993). Mladí pstruzi konzumují většinou vodní i suchozemské bezobratlé, jako je hmyz a jeho larvy (Radke et al., 2003). Od velikosti 156 mm už se pstruzi mohou začít živit i ostatními druhy ryb (Jonsson et al., 1999), kdy je dravý způsob života ovlivněn hlavně poměrem velikosti dravého pstruha a jeho kořisti (Kahl et al., 2008). Dále se v jejich potravě mohou objevit i větší korýši jako jsou raci a krabi (Brachyura) (Arismendi et al., 2012) nebo plži (Becer Ozvarol et al., 2009). Potrava pstruhů větších než 30 cm je už často tvořena výhradně ulovenými rybami (Jensen et al., 2012). V populacích žijících ve stojatých vodách může docházet i ke kanibalismu (Musseau et al., 2017).

Pstruh obecný se také využívá jako biomanipulační druh, zvláště jeho jezerní forma (Langeland et al., 1997; Radke et al., 2003; Jacobsen et al., 2004; Scharf, 2007), ale podobně jako u pstruha duhového se i zde vyskytuje hned několik problémů s přežíváním vysazených populací. Přežívání pstruha může být negativně ovlivněno například vysokým tlakem rybářů na místní populace, protože pstruh je pro rybáře velice atraktivní ryba. Další nebezpečí může představovat znečištění přítoku do jezera nebo do nádrže, ve které se pstruzi rozmnožují (Schulz, 1999). Jiný problém, který je důležitý zejména v nádržích, je kolísání vodní hladiny kvůli výrobě elektřiny ve vodních elektrárnách. Při kolísání hladiny v nádrži hlavně v době tření může docházet k úhynu jiker, pstružího plůdku (Vehanen & Aspi, 1996). Přežívání pstružích populací je negativně ovlivněno i mírou vodního květu v eutrofních vodách, kdy

v těchto podmínkách mají pstruzi jen minimální šanci na přežití (Moss, 1992). Langeland et al., 1997 navíc poukazují na problémy se samotným vysazováním, kdy dlouhotrvající a stresující převoz pstruhů k místu vysazení může zanechat pstruhy náchylnější různým onemocněním jako jsou kupříkladu plísňové infekce, které často končí úhynem celé populace. Jinou překážku úspěšnosti biomanipulace může představovat skutečnost, že ne ve všech podmínkách vykazují pstruzi dostatečně silný predační tlak na ostatní druhy ryb, protože ryby mohou tvořit jen malou část jejich potravy (L'Abee-Lund et al., 1992).

3.2.5.4 Úhoř říční

Jiný druh, který se v některých případech používá k biomanipulaci je úhoř říční, který patří mezi úhořovité (Anguillidae) ryby (Jellyman, 2022). Jeho životní cyklus je velice komplikovaný a zahrnuje dvě dalekosáhlé migrace více než 10 000 km mezi mořem a vnitrozemskými sladkými vodami (Tesch, 2003). Po vylíhnutí v Sargasovém moři se zploštělé a průhledné úhoří larvy nazývané *Leptocephalus* nechají unášet Golfským proudem až dorazí ke kontinentálnímu srázu v oblasti Evropy a Afriky. Zde se metamorfují do dalšího stádia „skleněných" úhořů a migrují až k pobřežním oblastem. V brakických vodách podstupují další metamorfózu a mění se na mladé úhoře, tzv. monté. Po delším pobytu ve sladkých vodách se úhořům začne měnit kožní i zraková pigmentace, zvětšují se jim čelisti a jejich fyziologie se adaptuje na sladkovodní prostředí (Cresci, 2020). Po třech ale i třeba dvaceti letech růstu ve sladkých vodách se dospívající úhoři znovu vrací do Sargasového moře za účelem rozmnožování (Acou et al., 2008). Před migrací úhoři musí znovu metamorfovat tentokrát na „stříbrné" úhoře, kdy se mění postavení očí, mění se pigmentace z nažlouté na stříbrnou barvu a dochází také k fyziologickým změnám, které úhoře připravují na pobyt ve slaných vodách a k rozmnožování (Durif et al., 2005).

Populace úhoře říčního od 70. let 20. století rychle klesají (Cucherousset et al., 2007) a i přes všechnu vynaloženou snahu je jeho početnost asi jen 1-5 % z toho, co byla v 70. letech (Åström & Dekker, 2007). Populace tohoto druhu jsou charakterizovány jako „mimo bezpečné biologické hranice" (ICES, 1999). Pokles početnosti je pravděpodobně způsoben kombinací různých faktorů, které ovlivňují teplotu oceánské vody a hydrologii (Miller et al., 2016), kdy například změny v oceánských proudech mohou zásadně ovlivnit cestování larev do vnitrozemských vod (Arai, 2020). Za další důležitý faktor je považována zvýšená mortalita ve vnitrozemských vodách, která je často vyvolána organickým a chemickým znečištěním (Feunteun, 2002). Jiná příčina této vyšší mortality je také přerušování říčního kontinua

umělými migračními bariérami jako jsou jezy a hráze nádrží (Besson et al., 2016). Jeden z vlivů migračních bariér je zpomalování migrace do Sargasového moře, kdy úhoři musí vynaložit mnohem větší množství energie ze svých tukových zásob, a to je činí náchylnější k různým onemocněním nebo predaci (Acou et al., 2008). I když mají úhoři úctyhodnou schopnost překonávat překážky, bohužel jen malá část se dokáže dostat přes vysoké hráze a jezy (White & Knights, 1997). I když se úhořům povede se dostat skrz turbínami nebo odtokovým potrubím, v mnoha případech dochází minimálně ke zranění nebo až k úhynu ryb (Watene & Boubée, 2005). V Nizozemsku bylo odhadnuto, že až třetina z 91 tun ryb, které byly poraněny při proplouvání umělými vodními strukturami, byly úhoři (Keeken et al., 2021). Další příčinou ohrožení populací úhořů může být také predace vodním ptactvem jako je kormorán velký (*Phalacrocorax carbo*) (Carpentier et al., 2009) nebo napadání nepůvodním parazitem krevnatkou úhoří (*Anguillicoloides crassus*), která byla do Evropy neúmyslně zavlečena z Taiwanu v 80. letech 20. století (Fazio et al., 2012).

Vlivem relativně rychlého snižování početnosti je úhoř říční zařazen do Červeného seznamu České republiky (AOPK ČR, 2014) a podle IUCN se od roku 2008 jedná o kriticky ohrožený organismus (Pike et al., 2020). Kvůli tomu je tento druh chráněn hned na několika vyhlášených Natura 2000 stanovištích a Evropská unie vydala v roce 2007 nařízení pro zavedení opatření na obnovu úhořích populací. Úhoř je také zahrnut v CITES (Úmluva o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin, anglicky Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora) a obchod s úhoři je od roku 2009 regulován přímo Evropskou unií (European Environment Agency, 2013b). I přes všechny zákazy obchodování s úhořím monté je v některých asijských státech jako je Japonsko a Čína vysoká poptávka (Harrison et al., 2014) a důsledkem toho probíhá ve velké míře ilegální obchod se všemi úhořími vývojovými stádii (přibližně 100 t úhoře ročně) (Kaifu et al., 2019).

I přes celkové ohrožení a nulovou šanci na rozmnožení v nádrži se úhoř v některých případech k bimanipulaci používá (Gołdyn et al., 1997; Dörner et al., 1999; Dörner & Benndorf, 2003; Schulze et al., 2004). Úhoř je považován za dravou rybu, ale v porovnání s ostatními predátory jako je štika nebo candát je jeho predační tlak na nechtěné druhy ryb nižší (Tesch, 2003). Hlavní složkou potravy úhoře jsou totiž bezobratlí žijící na dně jako jsou velcí korýši a larvy vodního hmyzu. Velcí úhoři (>350 mm) se začnou živit výhradně rybami hlavně v případě, že dojde k náhlým změnám ve složení a početnosti zoobentosu (Dörner et al., 2009). I když úhoř nevyvíjí dostatečný predační tlak na samotné ryby, může naopak

vytvářet obrovský predační tlak na jejich jikry, kdy v určitém časovém období mohou jikry tvořit až 100 % jeho potravy (Schulze et al., 2004). Kromě ryb může být úhoř použit za účelem biomanipulace invazivního raka červeného (Aquiloni et al., 2010), raka pruhovaného (Schulze et al., 2004) a raka signálního (Blake & Hart, 1995).

3.2.5.5 Mník jednovousý

Dalším možným biomanipulačním druhem je mník jednovousý (*Lota lota*). Mník dříve patřil do čeledi treskovitých (Gadidae) (Stapanian & Madenjian, 2013), ale nyní se zařazuje do mníkovitých (Lotidae) (Froese & Pauly, 2015a) a je to jediný sladkovodní zástupce této čeledi (Wydoski & Whitney, 2003).

Jedná se o druh žijící v Severní Americe, Evropě i v Asii a vyskytuje se jak v tekoucích, tak ve stojatých vodách, mezi kterými může migrovat (Lelek, 1987). Jeho migrace je nicméně omezená, protože mník není vytrvalým plavcem (Jones et al., 1974) a raději se drží při dně (Lelek, 1987). Preferuje dobře okysličenou vodu (Kottelat & Freyhof, 2007). Důležitá je i teplota vody, kdy optimum je 14-18 °C (Pääkkönen & Marjomäki, 2000) a horní letální hranice je 25 °C (Hofmann & Fischer, 2003). Rozmnožování obvykle probíhá při teplotě od 0 °C do 6 °C od listopadu do března (Becker, 1983) ve stojatých i v tekoucích vodách (McPhail & Paragamian, 2000). Jedna samice dokáže vyprodukovat až 400 000-700 000 jiker na 1 kg váhy (Pokorný & Adámek, 1997).

Po vylíhnutí se larvy mníka jednovousého typicky pohybují ve volných vodách (Fischer, 1999) a živí se naupliovými larvami i dospělci klanonožců (George et al., 2013), hlavně buchankami (Cyclopoida) (Probst & Eckmann, 2009). Mladí mníci zůstávají převážně v litorální zóně (Hofmann & Fischer, 2001) a konzumují hmyz a jeho larvy (Fratt et al., 1997). Jiná důležitá složka potravy dospívajících mníků mohou být větší korýši jako například raci, kteří v některých případech mohou tvořit až 69,9 % potravy (Jacobs et al., 2010). V potravě se dále mohou objevit i pijavice (Polacek et al., 2006) nebo mlži jako je slávička mnohotvará (Hares et al., 2015). Dospělí mníci se pohybují v chladnějších vodách u dna (Fischer & Eckmann, 1997). Do 450 mm délky mohou bezobratlí stále tvořit dominantní složku potravy dospělých mníků (Cutting et al., 2016) i přesto, že se mník začíná živit rybami už při velikosti 221 mm (Kahilainen & Lehtonen, 2003). Van Densen (1994) tvrdí, že mník jednovousý je méně dravým druhem než okoun říční. Naopak jiní autoři (Rudstam, 1995; Fratt et al., 1997; Tolonen et al., 1999) se přiklání k faktu, že mník je velice dravá ryba a jedná se

o efektivního predátora ostatních druhů ryb. Tím by mník mohl být potencionálně využit jako biomanipulační druh.

Nicméně i u tohoto druhu se vyskytují zásadní problémy s jeho přežíváním a možnými negativními vlivy na ostatní vodní organismy. Mník se vlivem značného poklesu početnosti na mnoha místech jeho rozšíření stal ohroženým a byl zařazen na seznamy druhů, které je potřeba chránit (Dixon & Vokoun, 2009). V České republice se jedná o ohrožený druh (AOPK ČR, 2019), ale IUCN ho považuje za málo dotčený druh (European Environment Agency, 2014a). Jedny z nejdůležitějších faktorů, které pravděpodobně poklesy populací mníka zapříčinily, je znečišťování prostředí a stavění hrází. Nadměrný lov je také považován za negativní vliv, ale spíše lokálně než ve světovém měřítku. Dalším problémem jsou invazivní druhy organismů a také globální změny klimatu (Stapanian et al., 2010), kdy byly zaznamenány poklesy některých populací mníka pravděpodobně způsobené rostoucími letními teplotami (Jackson et al., 2008).

Při vysazování do nádrží je třeba dbát na kvalitu a kvantitu vysazovaných ryb, nebezpečí migrace mimo nádrž, vhodné typy stanovišť, dostatečnou hloubku, nebezpečí vysokých teplot v období tření, nebezpečí predace a potencionální kompetice s ostatními druhy. Mník se může v některých podmínkách stávat častou kořistí štiky (Blabolil et al., 2018b) nebo naopak může on sám požírat jiné biomanipuační druhy jako je candát (Shakirova et al., 2021) nebo ostatní mníky, pokud mají vysazované ryby různé velikosti (Baumgärtner & Rothhaupt, 2005). Další negativní vliv na ostatní organismy může představovat predace některých ohrožených druhů jako je například rak říční (*Astacus astacus*) (Blabolil et al., 2018a).

4. Hypotézy

1) Na základě značení ryb lze odhadnout celkovou velikost populací cílových druhů.
2) Velikostní a druhová selektivita jednotlivých metod stoupá v řadě: tenatové sítě, vězenec, kontinuální elektrolov, adultní vlečné sítě, plůdkové vlečné sítě.
3) Vysazené ryby z rybničního chovu do vodárenské nádrže významně přispívají k populaci daného druhu.

5. Materiál a metodika

5.1 Lokalita

Odlovy ryb byly provedeny na vodním díle Římov. Nádrž se nachází jižně od Českých Budějovic na okraji obce Římov a vznikla přehrazením řeky Malše na říčním kilometru 21,85. Budování začalo v lednu 1974 a nádrž byla napuštěna v červnu 1978. Plocha celého povodí je 488,4 km^2. Samotná zatopená plocha nádrže má rozlohu 211,04 ha, celkový objem 33,80 $mil.m^3$ a délku vzdutí 13 km (Povodí Vltavy 2010). Kóta hladiny zásobního prostoru je v 470,65 m n. m. (Dolejší, 1994). Hráz je přímá, kamenitá a uvnitř je umístěno těsnící jádro. Výška hráze v koruně je 47,50 m a délka hráze je 290 m (Povodí Vltavy 2010). Maximální hloubka nádrže je 42 m a průměrná hloubka je 16 m (Long-Term Ecosystem Research in the Czech Republic, 2018).

Vodní dílo slouží jako hlavní zdroj pitné vody pro jižní Čechy a z hlediska odebíraného množství vody se jedná o největší vodárenskou nádrž jižních Čech. Úpravna vody se nachází na území obce Plav. Ochranu jakosti pitné vody zajišťují hygienická opatření a omezení hospodaření v ochranných pásmech v blízkosti nádrže (Povodí Vltavy 2010). Ochranné pásmo I. stupně se nachází 100 m od napuštěné plochy nádrže a zaujímá plochu 440 ha. Do tohoto pásma je zakázán vstup a vjezd s výjimkou povolení odebírat vodu z nádrže. Vstup je povolen také pro vlastníky vodního díla nebo po rozhodnutí udělení výjimky vodoprávním úřadem. Ochranné pásmo II. stupně těsně přiléhá k pásmu I. V ochranném pásmu I. a II. stupně je zakázáno provozovat činnosti, které by negativně ovlivnily jakost vody v nádrži. Ochranné pásmo III. stupně je rozprostřeno po celém povodí nádrže Římov kromě plochy, kterou zaujímají pásma I. a II. stupně (Ministerstvo zemědělství, 2012).

Teoretická retence vody v nádrži Římov je přibližně 90 dní. Nádrž je dimiktického typu a letní teplotní stratifikace vodního sloupce trvá od dubna do října. Trofická úroveň nádrže je mezotrofní až eutrofní, kdy se koncentrace fosforu a chlorofylu-*a* směrem od přítoku snižují (Seďa & Devetter, 2000). Vlivem kolísající hladiny vody jsou v litorální zóně silně potlačena vodní makrofyta. V nádrži jsou dominantou kaprovité ryby. Nejpočetnějšími druhy jsou plotice obecná, cejn velký a ouklej obecná. Podle dřívějších průzkumů jsou nejpočetnějšími dravými druhy nádrže bolen dravý a candát obecný (Vašek et al., 2004).

Populační dynamiku rybí obsádky v nádrži každoročně monitoruje Hydrobiologický ústav Biologeckého centra Akademie věd České republiky, v. v. i. Monitoring započal již záhy po napuštění nádrže v roce 1979. Odlovy se v různých letech prováděly nejčastěji pomocí hydroakustického průzkumu, kontinuálního elektrolovu, příbřežních zátahových, tenatových a vlečných sítí (Kubečka et al. 2010) a dále také přítokového vězence (Jůza et al., 2022).

V souladu se zarybňovacím plánem se do nádrže každoročně vysazují desítky až desítky tisíc jedinců dravých druhů ryb. Dříve se vysazovalo více druhů jako je mník jednovousý, okounek pstruhový, pstruh duhový, pstruh obecný, síh maréna, nebo úhoř říční (Stach et al., 1990), ale v současnosti se vysazuje hlavně bolen dravý, candát obecný, štika obecná a sumec velký (Tesfaye et al., 2022).

5.2 Značení ryb

Tab. 1. Údaje o vysazování značených i neznačených dravých druhů ryb do nádrže Římov v letech 2017 až 2021. Velikost je uvedena jako minimum-maximum.

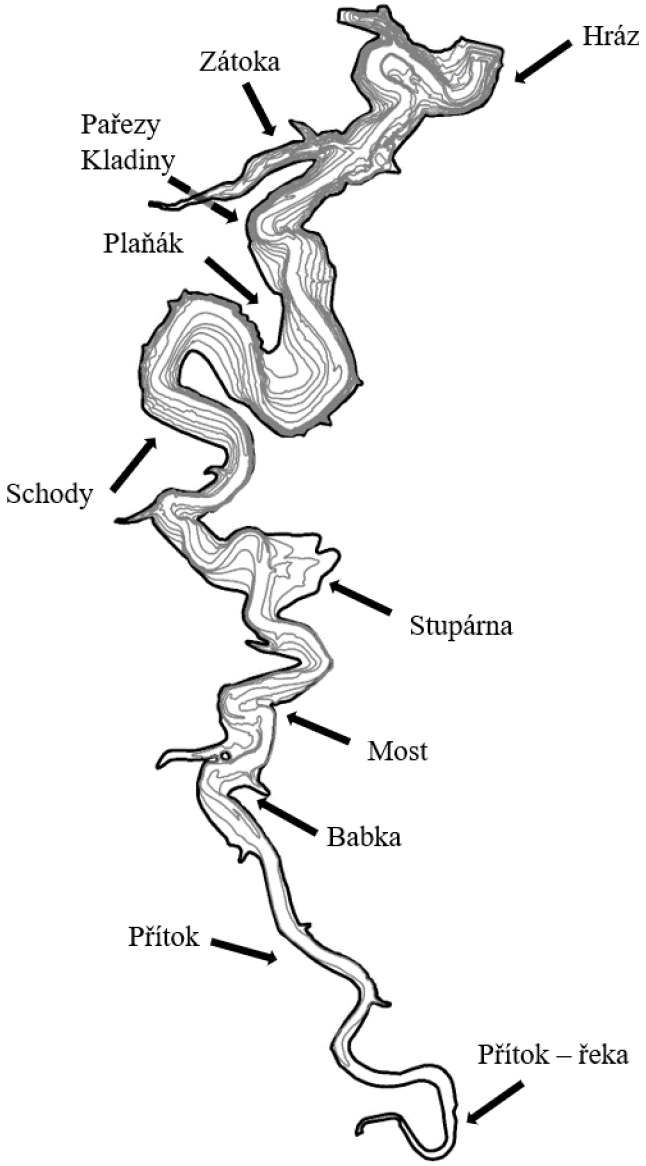
Druh	Datum vysazování	Počet	Celková hmotnost (kg)	Velikost (mm)	Velikostní kategorie	PIT Tag
Bolen dravý	23. 08. 2017	6 000	88	110-115	Roček	Ne
Candát obecný	28. 09. 2017	14 000	245	120-130	Roček	Ne
Sumec velký	10. 10. 2017	104	98	320-710	Násada	Ano
Štika obecná	27. 04. 2018	15 000	5	30-50	Rychlený plůdek	Ne
Bolen dravý	30. 08. 2018	8 100	120	110-115	Roček	Ne
Candát obecný	04. 10. 2018	12 000	210	120-130	Roček	Ne
Sumec velký	31. 10. 2018	24	100	620-910	Násada	Ano
Bolen dravý	29. 08. 2019	12 000	40	70-100	Roček	Ne
Candát obecný	20. 09. 2019	15 000	263	120-130	Roček	Ne
Štika obecná	12. 11. 2019	406	200	350-550	Násada	Ne
Štika obecná	22. 11. 2019	214	106	245-535	Násada	Ano
Candát obecný	30. 09. 2020	461	109	160-450	Násada	Ano
Candát obecný	30. 09. 2020	218	253	120-305	Násada	Ne
Sumec velký	12. 10. 2020	39	71	510-770	Násada	Ano
Bolen dravý	14. 10. 2020	37	5	190-265	Násada	Ano
Bolen dravý	14. 10. 2020	380	26	110-150	Roček	Ne
Bolen dravý	29. 10. 2020	1 559	104	150-175	Násada	Ne
Sumec velký	19. 04. 2021	102	151	455-715	Násada	Ano

Pro účely této práce byly ryby byly značeny PIT tagy (**P**assive **I**ntegrated **T**ransponder tag) vyrobenými firmou Loligo Systems. Každý čip v PIT tagu měl svůj unikátní kód a po načtení elektronickou čtečkou umožňoval opakovaně identifikovat označené jedince. Jeden PIT tag byl dlouhý 12 mm, průměr byl 2,12 mm a vážil 95 mg (Loligo Systems, 2021). Při značení se sterilní PIT tag implantoval speciální stříkačkou do hřbetní svaloviny ryby v blízkosti hlavy.

Od podzimu 2017 do jara 2021 několikrát proběhlo vysazování značených i neznačených dravých druhů ryb o různých velikostech. Údaje o jednotlivých vysazováních značených ryb jsou uvedeny v tabulce (Tab. 1). Ostatní ryby s PIT tagy v nádrži byly označeny již dříve při odlovech za účelem biomanipulace a monitoringu rybí obsádky.

5.3 Metodika odlovů

Lovení ryb na nádrži Římov se konalo od 30. 3. 2021 do 6. 8. 2021 a bylo prováděno pracovníky Hydrobiologického ústavu Biologického centra AV ČR, v. v. i. a na většině odlovů jsem se osobně podílela. Ryby byly loveny pomocí různých metod: vězencem v přítokové zóně, tenatovými sítěmi, adultními a plůdkovými vlečnými sítěmi a kontinuálním elektrolovem. Všechny vzorkované lokality jsou vyznačeny na mapě nádrže Římov na Obr. 1. Ulovené ryby byly určeny do druhu a byla změřena standardní délka. Dravé druhy ryb byly navíc oskenovány elektronickou čtečkou, případně byl zjištěn unikátní kód PIT tagu



Obr. 1. Batymetrická mapa nádrže Římov s vyznačenými lokalitami, ve kterých byly v roce 2021 prováděny odlovy. Každá linie zobrazuje hloubku 5 m.

nebo byly nově označeny. Přestože by bylo korektnější použít relativní hodnoty jako je například počet ulovených ryb na plochu nebo na objem, výsledky odlovů budou diskutovány jako absolutní hodnoty (počet ulovených ryb), protože byly použity jak aktivní, tak i pasivní odlovné metody.

5.3.1 Vězenec

Vězenec je využíván jako statický lovný prostředek. Ryby jsou po proudu navedeny systémem křídel a úvršků do akumulační části a poté nemohou najít cestu ven (Kubečka et al., 2020). Vstupní otvor vězence použitého pro odlovy měl velikost 3x3 m, tělo bylo dlouhé 13,5 m a uvnitř se nacházely tři úvršky (Hladík et al., 2002). Na vězenec byla umístěna dvě boční křídla o délce 25 m a výšce 3 m. Kostru těla v přední části tvořilo šest různě velkých a také různě vzdálených čtverců (velikost strany prvních dvou byla 3 metry a vzdálenost byla 2 m, u třetího a čtvrtého čtverce byla velikost 2,5 m a vzdálenost 1,5 m, pátý a šestý čtverec měly velikost 2 m a vzdálené byly 1 m). Sběrný válec vězence byl tvořen pěti kruhy o průměru 1,5 m, které byly od sebe vzdálené 0,8 m. Vnitřní kostra z čtverců a kruhů sloužila jako nosný a kotvící rám. Síťovina, která tvoří křídla i tělo vězence, byla vyrobena z polyamidové bezuzlové síťoviny s okem na koso, které bylo velké 15 mm. Na křídlech byly navíc nainstalovány plováky a zátěže vzdálené zhruba 1 m (Jůza et al., 2022).

Obr. 2. Vězenec v přítoku nádrže Římov upevněný na vnější konstrukci z lešenářských trubek (Foto: https://eu.zonerama.com/fishecu/).

Vězenec byl instalován do lokality Přítok – řeka (Obr. 1) a zabezpečil kompletní přehrazení příčného profilu toku. Nejdříve se boční křídla umístila tak, aby byla rozevřena do tvaru písmene V. Dále se celé tělo vězence natáhlo a na konci se zajistilo kotvou, aby natažené zůstalo i po instalaci. Navíc byla k samotnému vězenci přidána i vnější konstrukce z lešenářských trubek (Obr. 2), která zjednodušovala manipulaci, čištění a vybírání ulovených ryb (Kubečka et al., 2020). Vězenec byl v přítoku nádrže umístěn od 30. 3. do 5. 5. 2021. Kontroly byly prováděny za dva až sedm dní, ale průměrně byla kontrola stavu vězence a vybírání úlovku jednou za čtyři dny.

5.3.2 Tenatové sítě

Tenatové sítě jsou pasivní lovný prostředek, kdy celkový úlovek v síti záleží na rybí aktivitě. Ryby se do sítí chytají několika způsoby: zachytí se do síťoviny za trup za hlavou, za zuby nebo za jiné tělní výběžky (Prchalová et al. 2008).

Tenatové sítě jsou tvořeny síťovinou, spodní vodící žíní, horní plovákovou žíní a žíněmi po stranách sítě. Žíně jsou vyváženy tak, aby zaručily vertikální pozici síťoviny ve vodním sloupci. Nejčastěji jsou využívány bentické a pelagické tenatové sítě s různou velikostí ok síťoviny. Standardních (evropská norma CEN EN14757, 2015) je 12 různých velikostí: 5; 6,25; 8; 10; 12,5; 15,5; 19,5; 24; 29; 35; 43 a 55 mm od uzlíku k uzlíku. Pořadí, v jakém jdou panely s různými velikostmi ok za sebou, je náhodné, ale stejné pro všechny sítě. Navíc se k sítím se standardními velikostmi mohou připojit i sítě s větší velikostí ok (70, 90, 110, 135 mm), aby se zvýšila šance na ulovení ryb větších velikostí (více než 30 cm standardní délky) (Kubečka et al., 2022).

Bentické tenatové sítě jsou využívány k vzorkování vody u dna. Jsou vyrobeny tak, aby byla spodní žíně rozprostřena podle profilu dna a horní žíně zajišťovala, že síť bude ve vertikální pozici. Pelagickými sítěmi se vzorkuje volná voda a sítě se dále dělí na několik typů podle toho, jakou vrstvu vodního sloupce vzorkují. Epipelagické tenatové sítě vzorkují vrstvu vody přímo u hladiny (0-3 m). Mesopelagické sítě se používají k vzorkování vody mezi hladinou a dnem (3-6, 6-9 atd). Batypelagické tenatní sítě jsou vyrobené podobně jako epipelagické sítě a instalují se nade dnem. Na svém místě drží pomocí závaží, která jsou na síť připevněna provázky (Kubečka et al., 2010).

Tab. 2. Údaje o odlovech bentickými a pelagickými tenatovými sítěmi na nádrži Římov v roce 2021 (*instalace sítí pouze do půlnoci).

Typ sítě	Počet instalovaných sítí	Výška sítě (m)	Lokalita odlovu	Vzorkovaná hloubka (m)	Datum instalace
Bentická	3	1,5	Hráz	0-3	02. 08. 2021
Bentická	3	1,5	Hráz	3-6	02. 08. 2021
Bentická	3	1,5	Hráz	6-9	02. 08. 2021
Bentická	3	1,5	Hráz	9-12	02. 08. 2021
Bentická	3	1,5	Hráz	12-20	02. 08. 2021
Bentická	1	1,5	Hráz	20-35	02. 08. 2021
Bentická	1	1,5	Hráz	35-50	02. 08. 2021
Pelagická	3	3	Hráz	0-3	02. 08. 2021
Pelagická	3	3	Hráz	3-6	02. 08. 2021
Pelagická	3	3	Hráz	6-9	02. 08. 2021
Pelagická	3	4,5	Hráz	20-35	02. 08. 2021
Bentická	5	1,5	Schody	0-3	01. 08. 2021
Bentická	5	1,5	Schody	3-6	01. 08. 2021
Bentická	3	1,5	Schody	6-9	01. 08. 2021
Bentická*	2	1,5	Schody	9-12	01. 08. 2021
Bentická*	1	1,5	Schody	12-20	01. 08. 2021
Bentická*	1	1,5	Schody	20-35	01. 08. 2021
Pelagická	3	3	Schody	0-3	01. 08. 2021
Pelagická	3	3	Schody	3-6	01. 08. 2021
Pelagická	3	3	Schody	6-9	01. 08. 2021
Pelagická	3	4,5	Schody	12-20	01. 08. 2021
Bentická	5	1,5	Babka	0-3	01. 08. 2021
Bentická	5	1,5	Babka	3-6	01. 08. 2021
Bentická	3	1,5	Babka	6-9	01. 08. 2021
Pelagická	3	3	Babka	0-3	01. 08. 2021
Bentická	3	1,5	Přítok	0-3	01. 08. 2021
Bentická	3	1,5	Přítok	3-6	01. 08. 2021
Pelagická	3	3	Přítok	0-3	01. 08. 2021
Bentická	3	1,5	Přítok – řeka	0-3	01. 08. 2021

Odlovy tenatovými sítěmi probíhaly od 1. 8. do 4. 8. 2021 a byly prováděny v pěti různých lokalitách nádrže (Tab. 2 a Obr. 1). Při odlovech byly použity standardní tenatové sítě s různou velikostí ok. K sítím se standardní velikostí byly navíc přidány sítě s větší velikostí ok. Bentické sítě vzorkovaly hloubky 0-3, 3-6, 6-9, 9-12, 12-20, 20-35 a 35-50 m. Výška bentických sítí byla 1,5 m. Délka panelů síťoviny standardních ok byla 2,5 m a plocha tedy

12 × 2,5 × 1,5 = 45 m^2. V případě velkookých tenatových sítí byly délky panelů 10 m a jejich plocha tak 12 × 10 × 1,5 = 180 m^2. Dále byly použity pelagické sítě. Epipelagické sítě vzorkovaly vodu u hladiny (0-3 m), byly vysoké 3 m. Mesopelagické sítě měly stejné parametry jako epipelagické, ale byly využity pro vzorkování hloubek 3-6 a 6-9 m. Batypelagické sítě měly výšku 4,5 m a vzorkovaly se s nimi hloubky 12-20 a 20-35 m. Bližší údaje o instalaci jednotlivých sítí do vybraný lokalit jsou uvedeny v Tab. 2. Rozdávání sítí na nádrži probíhalo z lodi, obvykle ve večerních hodinách před západem slunce (Tab. 2). Sítě byly z vody vytahovány další den po východu slunce (v jednom případě kolem půlnoci) a následně odváženy na břeh ke zpracování (Obr. 3). Jelikož byly standardní i velkooké tenatové sítě instalovány vždy na stejné lokalitě, ve stejné hloubce a stejném prostředí, byly úlovky do obou typů sítí sloučeny a sítě byly dále rozděleny jen na pelagické a bentické.

Obr. 3. Ranní vytahování tenatových sítí na nádrži (Foto: https://eu.zonerama.com/fishecu/).

5.3.3 Adultní a plůdkové vlečné sítě

Lovení pomocí vlečných sítí neboli tralování je aktivní lovnou metodou, kde spíše záleží na tom, jak je síť vlečena a na velikosti oček sítě než na rybí aktivitě. Samozřejmě je rybí aktivita při odlovech stále důležitým faktorem, protože ryby mohou být sítí nebo lodí vyplašeny (Winger et al., 2010). Vlečné sítě se využívají pro lovení ve volné vodě nebo při dně. V podmínkách většiny českých nádrží je lovení při dně prakticky nemožné, protože by došlo k poškození vybavení vlivem nepravidelné morfologie dna a různých překážek jako jsou zatopené pařezy, skály a větve (Kubečka et al., 2010). K odlovům byly použity dva typy

vlečných sítí – adultní a plůdkové. Tyto sítě se liší ve velikostech ryb, které jsou do nich chytány, konstrukcí, rozměry a velikostí ok.

Odlovy adultními vlečnými sítěmi se konaly na jaře (21. 4. - 11. 5. 2021) a v létě (3. 8. - 4. 8. 2021) a byly prováděny podle metodiky Jůzy et al. (2022). Jarní odlovy (duben, květen) probíhaly převážně ve dne a částečně v noci. Letní odlovy (srpen) byly jen noční. Vzhledem k nevyváženému lovnému úsilí byly úlovky denních a nočních odlovů sloučeny dohromady. K lovu byly použity dvě různé pelagické adultní vlečné sítě. Většinou byly odlovy prováděny sítí vyrobenou firmou Åkrehamn Trålbøteri AS. Síť měla velikost horní a spodní žíně 18 m a bočních žíní 10 m. Celková délka sítě od vstupu po koncovou část byla 45 m. Kvůli odporu při vlečení měla síť různé velikosti ok, které se od vstupu po konec zmenšovaly. U vstupu byla velikost ok 80 mm a oka se postupně zmenšovala na 40, 20 až 10 mm ve sběrné části sítě. Samotná síťovina byla vyrobena z nylonových vláken, která jsou pevná, ale mají tendenci se pomalu potápět ke dnu. Druhá, méně využívaná síť, byla od firmy Engel-Netze GmbH. Parametry sítě byly až na poloviční velikost ok (40, 20 a 10 mm) stejné jako u první sítě.

Při odlovech byla síť tažena pomocí dvou lodí průměrnou rychlostí 5 km/h (Obr. 4). Vzorkovaná hloubka byla 0-6 m a odlovy probíhaly v jednotlivých tazích napříč šesti lokalitami nádrže. Celkem proběhlo 114 tahů a průměrná dráha jednoho tahu byla 1 271 m.

Obr. 4. Adultní vlečná síť tažena pomocí dvou lodí na nádrži (Foto: https://eu.zonerama.com/fishecu/).

Tab. 3. Údaje o jarních a letních odlovech pomocí adultních vlečných sítí na nádrži Římov v roce 2021.

Datum odlovu	Část dne	Lokality	Počet tahů	Průměrná dráha tahu (m)	Typ sítě (podle výrobce)
21. 04. 2021	den	Hráz-Stupárna-Hráz	8	1 236	Åkrehamn
26. 04. 2021	den	Zátoka-Hráz-Stupárna-Hráz	9	1 348	Åkrehamn
27. 04. 2021	den	Hráz-Most-Hráz	10	1 218	Åkrehamn
28. 04. 2021	den	Hráz-Most-Hráz	10	1 182	Åkrehamn
30. 04. 2021	den	Zátoka-Hráz-Stupárna-Hráz	9	1 378	Åkrehamn
03. 05. 2021	den	Zátoka-Hráz-Stupárna-Hráz	9	1 384	Åkrehamn
04. 05. 2021	den	Zátoka-Hráz-Stupárna-Hráz	9	1 304	Åkrehamn
06. 05. 2021	den	Zátoka-Hráz-Most-Stupárna	8	1 237	Åkrehamn
10. 05. 2021	den	Zátoka-Hráz-Most-Stupárna	8	1 244	Åkrehamn
10. 05. 2021	noc	Zátoka-Hráz-Most-Hráz	11	1 196	Åkrehamn
11. 05. 2021	den	Zátoka-Hráz-Most-Stupárna	8	1 279	Åkrehamn
03. 08. 2021	noc	Zátoka-Hráz-Stupárna-Hráz	9	1 318	Åkrehamn
04. 08. 2021	noc	Zátoka-Hráz-Stupárna	5	1 344	Engel

Údaje o jednotlivých odlovech jsou uvedeny v Tab. 3 a rozmístění lokalit v nádrži je zobrazeno na Obr. 1.

K odlovům rybího plůdku byla použita plůdková vlečná síť s pevným rámovým čtvercovým tvarem vstupu, který měl rozměry 3x3 m. Celková délka sítě byla 10,5 m. Síťovina v přední části sítě měla velikost ok 6,5 mm a v zadní sběrné části 4 mm. Ve střední části sítě,

Obr. 5. Plůdková vlečná síť (Foto: https://eu.zonerama.com/fishecu/).

Tab. 4. Údaje o odlovech pomocí plůdkové vlečné sítě na nádrži Římov v roce 2021.

Datum odlovu	Lokalita	Vzorkovaná hloubka (m)	Dráha tahu (m)
02. 08. 2021	Hráz	0-3	429
02. 08. 2021	Hráz	3-6	345
02. 08. 2021	Plaňák	0-3	433
02. 08. 2021	Plaňák	3-6	429
02. 08. 2021	Schody	0-3	480
02. 08. 2021	Schody	3-6	443
02. 08. 2021	Schody	0-3	458
02. 08. 2021	Stupárna	0-3	450
02. 08. 2021	Babka	0-3	410
02. 08. 2021	Babka	0-3	410
03. 08. 2021	Plaňák	6-9	466
03. 08. 2021	Plaňák	9-12	437

kde se nacházel přechod mezi větší a menší velikostí ok, byl navíc úvršek, který rybám zamezoval únik. Při odlovech byla síť tažena za jednou lodí průměrnou rychlostí 1 m/s (Jůza & Kubečka, 2007). Odlovy se konaly od 2. 8. do 3. 8. 2021 a lov probíhal jen v noci. Vzorkované hloubky vodního sloupce byly 0-3, 3-6, 6-9 a 9-12 m. Odlovy probíhaly na pěti lokalitách nádrže. Celkem proběhlo 12 tahů a průměrná dráha jednoho tahu byla 433 m. Bližší údaje o jednotlivých odlovech plůdkovou vlečnou sítí jsou uvedeny v Tab. 4. Rozmístění lokalit na nádrži je zobrazeno na Obr.1.

5.3.4 Kontinuální elektrolov

Při kontinuálním elektrolovu se využívá elektrické pole, které je vytvořeno mezi dvěma ponořenými elektrodami elektrického agregátu. Elektrický proud je přenášen mezi kladnou anodou a zápornou katodou pomocí iontů rozpuštěných ve vodě. Elektrické pole působí na nervovou soustavu ryb a stimuluje ji různým způsobem. Pokud se ryba nachází na okraji elektrického pole, po stimulaci elektrickým proudem je excitována a snaží se uniknout. Pokud je ale ryba uvnitř pole, nasměruje hlavu k záporné anodě a plave k ní. Tento jev se nazývá galvanotaxe. Ryby mohou být vlivem pole znehybněny nebo na krátkou dobu omráčeny a začít klesat ke dnu (Kubečka et al., 2022). Pokud je elektrický agregát nevhodně používán nebo jsou ryby elektrickému proudu vystaveny příliš dlouho, může dojít až k fyzickému vyčerpání nebo k úplnému strnutí ryb. Za těchto okolností vzniká nebezpečí rybám trvale

Tab. 5. Údaje o odlovech elektrickým agregátem na nádrži Římov v roce 2021.

Datum odlovu	Část dne	Lokalita (levý i pravý břeh)
02. 08. 2021 - 03. 08. 2021	den/noc	Hráz
02. 08. 2021 - 03. 08. 2021	den/noc	Pařezy Kladiny
02. 08. 2021 - 03. 08. 2021	den/noc	Zátoka
02. 08. 2021 - 03. 08. 2021	den/noc	Plaňák
02. 08. 2021 - 03. 08. 2021	den/noc	Schody
02. 08. 2021 - 03. 08. 2021	den/noc	Stupárna
02. 08. 2021 - 03. 08. 2021	den/noc	Most
02. 08. 2021 - 03. 08. 2021	den/noc	Babka
02. 08. 2021 - 03. 08. 2021	den/noc	Přítok
02. 08. 2021 - 03. 08. 2021	den/noc	Přítok – Řeka

ublížit. Proto je vždy nutné se před lovem ujistit, že je agregát správně nastavený, a tím je lov pro ryby bezpečný (Jůza et al., 2022).

Odlovy elektrickým agregátem se konaly od 2. 8. do 3. 8. 2021. Elektrolov probíhal ve dne i v noci a na každé lokalitě byl proloven pravý i levý břeh. Na každé lokalitě bylo loveno na pravém i levém břehu a také ve dne i v noci. Všechny odlovy na jedné byly následně sloučeny a rozlišovala se jen lokalita. Elektrolov probíhal z lodi za využití systému podle Mirandy & Kratochvíla (2008), kdy jsou využívány dvě anody a jedna katoda. Anody z vodivých drátů ve tvaru hvězdice byly připevněné na loď nevodivými tyčemi a podle potřeby

Obr. 6. Kontinuální elektrolov z lodi s využitím systému dvou anod a jedné katody (Foto: https://eu.zonerama.com/fishecu/)

byly ponořovány do vody a jako katoda byl použit hliníkový trup lodi (Obr. 6). Výstupní napětí z agregátu bylo 550 V a proud 10 A. Dráha jednoho odlovu agregátem byla vždy 100 m a loď jela rychlostí přibližně 2 km/h. Informace o jednotlivých odlovech jsou uvedeny v Tab. 5 a rozmístění jednotlivých lokalit, ve kterých byly odlovy provedeny, je zobrazeno na Obr. 1.

5.4 Stanovení velikosti populace

Velikosti populací bolena dravého, candáta obecného, štiky obecné a sumce velkého v nádrži Římov byly odhadnuty pomocí značení ryb a jejich zpětného odchytu (Mark-Recapture). Odhady byly vypočteny pomocí metody podle Schnabel (1938). Bylo provedeno více odhadů na základě zpětných odchytů různými metodami. Protože nebyla známa mortalita vysazovaných ryb, odhady velikostí populace byly dále rozděleny na základě zahrnutí všech značených ryb z vysazování nebo jen značených ryb, které byly zpětně uloveny a prokazatelně přežily v nádrži. Použitý vzorec k výpočtu je uveden jako vzorec 1:

$$N = \frac{C \cdot M}{R} \tag{1}$$

Kde: $\boldsymbol{N}$ je celková odhadovaná velikost populace daného druhu

$\boldsymbol{C}$ je celkový počet ryb daného druhu, který byl chycen (počítáno od minimální velikosti zpětně chycených ryb)

$\boldsymbol{M}$ je celkový počet ryb daného druhu, které byly označené před odlovy

$\boldsymbol{R}$ je celkový počet znovu odchycených značených ryb daného druhu

5.5 Grafické zobrazení dat

Na batymetrické mapě vodárenské nádrže Římov (poskytnuté školitelem) bylo v programu Microsoft PowerPoint 2019 vyznačeno umístění lokalit, kde v roce 2021 probíhaly odlovy. Dále byly v programu Microsoft Excel 2019 s doplňkem „Analytické nástroje“ vytvořeny velikostní histogramy pro všechny druhy dravých ryb. V histogramech byly rozlišeny ryby chycené jednotlivými metodami, a navíc byly šipkou vyznačeny přibližné hranice pohlavní velikosti jednotlivých druhů ryb vždy pro obě pohlaví zároveň. V histogramech byl zohledněn i počet a rozptyl velikostí chycených ryb, proto jsou pro přehlednost u některých histogramů rozdílné velikostní kategorie (bolen 20 mm, candát a štika 30 mm, sumec 50 mm).

6. Výsledky

Tab. 6. Celkový počet ryb, které byly chycené použitými odlovnými metodami od 30. 3 do 4. 8. 2021 na nádrži Římov.

Odlovná metoda	Počet chycených ryb
Vězenec	167
Adultní vlečná síť – jaro	18 956
Tenatové sítě	4 572
Plůdková vlečná síť	2 871
Adultní vlečné sítě – léto	26 473
Kontinuální elektrolov	2 288
Celkem	**55 327**

V roce 2021 bylo při odlovech na nádrži Římov chyceno celkem 55 327 kusů ryb. Počty ryb ulovené jednotlivými metodami jsou uvedeny v Tab. 6. Nejvíce ryb bylo uloveno letním odlovu pomocí adultních vlečných sítí a nejméně ryb bylo chyceno do vězence v přítokové části nádrže.

V úlovku byly nejpočetnější plotice obecná (22 955 jedinců), cejn velký (15 402 jedinců) a ouklej obecná (13 506 jedinců). Dravých druhů ryb bylo chyceno celkem 920 jedinců, což představuje 1,66 % z celkového úlovku. Nevysazených ryb, označených až při odlovech 2021, bylo zpětně chyceno 10 jedinců (tyto ryby nebyly použity k výpočtu velikosti populace pomocí zpětných odchytů, neboť značení mohlo mít vliv na jejich následnou ulovitelnost). Všech 26 druhů ulovených ryb a počty jedinců daného druhu jsou uvedené v Tab. 7.

Nejvíce lovného úsilí bylo vynaloženo na lokalitě Hráz (Tab. 8), druhou nejvíce prolovenou lokalitou byly Schody, a naopak nejméně prolovenou lokalitou byly Pařezy Kladiny, kde byl použit jen kontinuální elektrolov. Přítok – řeka byla druhá nejméně prolovená lokalita a byla to také jediná lokalita, kde byl instalován vězenec. U lokality Most se jednalo o poslední lokalitu směrem od hráze, kde bylo vlivem morfologie nádrže možné lovit pomocí adultních vlečných sítí. Plůdkovou vlečnou sítí bylo loveno i krátce za Mostem na lokalitě Babka. Od Hráze po Přítok – řeku s postupně se snižující hloubkou se postupně snižoval i počet instalovaných tenatových sítí. Při odlovech se vyskytl problém s instalací vězence. Proud v přítoku nadzvedával jedno z křídel (instalace byla provedena v těsné blízkosti meandru), a tím došlo ke snížení efektivity této odlovné metody (Blabolil, 2023; ústní sdělení).

Tab. 7. Seznam ulovených druhů ryb na nádrži Římov v roce 2021 a počet ulovených kusů daného druhu (hybrid CVxPL – hybrid cejna velkého a plotice obecné, síh sp. – blíže neurčený druh síha).

Druh	**Počet chycených ryb**
Amur bílý	1
Bolen dravý	425
Candát obecný	340
Cejn velký	15 402
Cejnek malý	68
Hrouzek obecný	15
Hybrid CVxPL	15
Jelec proudník	3
Jelec tloušť	18
Jeseter ruský	1
Ježdík obecný	510
Kapr obecný	71
Karas stříbřitý	1
Okoun říční	1 813
Ostroretka stěhovavá	1
Ouklej obecná	13 506
Perlín ostrobřichý	4
Plotice obecná	22 955
Podoustev říční	1
Pstruh duhový	7
Pstruh obecný potoční	1
Síh sp.	7
Siven americký	1
Slunečnice pestrá	5
Štika obecná	43
Sumec velký	112
Úhoř říční	1
Celkem	**55 327**

Tab. 8. Celkové lovné úsilí různými metodami v jednotlivých lokalitách na nádrži Římov v roce 2021.

Lokalita	**Odlovná metoda**	**Počet odlovů, zátahů, instalovaných sítí**
Hráz	Vězenec	0
Hráz	Adultní vlečné sítě	22
Hráz	Tenatové sítě	30
Hráz	Plůdková vlečná síť	2
Hráz	Elektrolov	4
Zátoka	Vězenec	0
Zátoka	Adultní vlečné sítě	10
Zátoka	Tenatové sítě	0
Zátoka	Plůdková vlečná síť	0
Zátoka	Elektrolov	4
Pařezy Kladiny	Vězenec	0
Pařezy Kladiny	Adultní vlečné sítě	0
Pařezy Kladiny	Tenatové sítě	0
Pařezy Kladiny	Plůdková vlečná síť	0
Pařezy Kladiny	Elektrolov	4
Plaňák	Vězenec	0
Plaňák	Adultní vlečné sítě	22
Plaňák	Tenatové sítě	0
Plaňák	Plůdková vlečná síť	4
Plaňák	Elektrolov	4
Schody	Vězenec	0
Schody	Adultní vlečné sítě	22
Schody	Tenatové sítě	24
Schody	Plůdková vlečná síť	3
Schody	Elektrolov	4
Stupárna	Vězenec	0
Stupárna	Adultní vlečné sítě	25
Stupárna	Tenatové sítě	0
Stupárna	Plůdková vlečná síť	1
Stupárna	Elektrolov	4
Most	Vězenec	0
Most	Adultní vlečné sítě	12
Most	Tenatové sítě	0
Most	Plůdková vlečná síť	0
Most	Elektrolov	4
Babka	Vězenec	0

Babka	Adultní vlečné sítě	0
Babka	Tenatové sítě	16
Babka	Plůdková vlečná síť	2
Babka	Elektrolov	4
Přítok	Vězenec	0
Přítok	Adultní vlečné sítě	0
Přítok	Tenatové sítě	9
Přítok	Plůdková vlečná síť	0
Přítok	Elektrolov	4
Přítok řeka	Vězenec	1
Přítok řeka	Adultní vlečné sítě	0
Přítok řeka	Tenatové sítě	3
Přítok řeka	Plůdková vlečná síť	0
Přítok řeka	Elektrolov	4

6.1 Výsledky odlovů bolena dravého

Tab. 9. Celkový počet bolenů dravých, kteří byli uloveni konkrétními odlovnými metodami na nádrži Římov v roce 2021.

Odlovná metoda	**Počet chycených bolenů**
Vězenec	0
Adultní vlečná síť – jaro	171
Tenatové sítě	83
Plůdková vlečná síť	0
Adultní vlečné sítě – léto	144
Kontinuální elektrolov	27
Celkem	**425**

Celkem bylo uloveno 425 jedinců bolena dravého. Boleny se podařilo ulovit všemi odlovnými metodami kromě vězence v přítokové zóně a plůdkové vlečné sítě. Nejvíce bolenů bylo uloveno při jarním odlovu adultní vlečnou sítí. Celkové množství bolenů ulovených konkrétními metodami je uvedeno v Tab. 9.

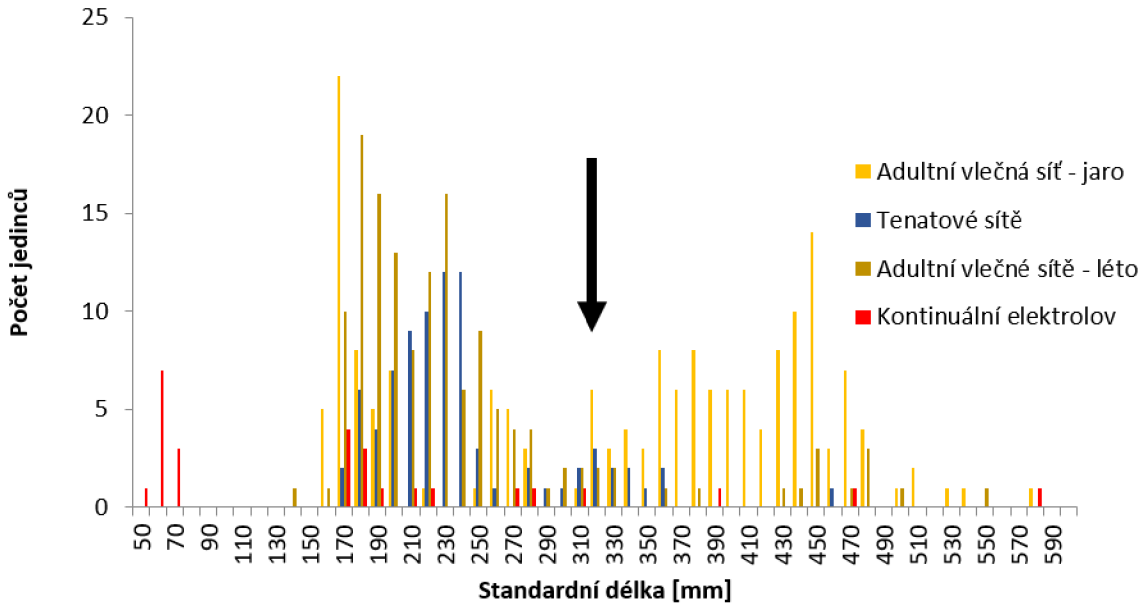
Na lokalitě Schody bylo uloveno 124 bolenů, což bylo nejvíce ze všech lokalit. Druhý největší úlovek byl na lokalitě Plaňák. Zde bylo uloveno celkem 69 jedinců. Naopak na lokalitě Přítok – řeka nebyl uloven ani jeden bolen. Celkové úlovky bolena na jednotlivých lokalitách jsou uvedeny v Tab. 10.

Tab. 10. Celkový počet bolenů dravých, kteří byli uloveni na jednotlivých lokalitách při odlovech na nádrži Římov v roce 2021.

Lokalita	Počet chycených ryb
Hráz	32
Zátoka	18
Pařezy Kladiny	1
Plaňák	69
Schody	124
Stupárna	86
Most	45
Babka	34
Přítok	16
Přítok – řeka	0

Nejmenší ulovený bolen měřil 50 mm a největší měl velikost 580 mm standardní délky. Většina chycených ryb se pohybovala v rozmezí mezi přibližně 160 a 480 mm. Velikosti bolenů ulovených různými metodami jsou graficky znázorněny na Obr. 7.

Velikostní složení odlovených bolenů se mezi metodami výrazně lišilo. Adultními vlečnými sítěmi byli chytáni boleni od 140 do 580 mm standardní délky. Při jarních odlovech byly chytány převážně velikosti 160-200 a 320-480 mm. Při letních odlovech byli chytáni převážně



Obr. 7. Velikostní histogram bolenů dravých ulovených různými metodami (kromě vězence a plůdkové vlečné sítě) na nádrži Římov v roce 2021. Svislá šipka označuje zhruba hranici dospělosti bolenů (312 mm standardní délky).

Tab. 11. Odhady velikosti populace bolena dravého v nádrži Římov vypočítané pomocí metody zpětných odchytů provedených v roce 2021. Počet chycených ryb je omezen minimální velikostí zpětně odchycených bolenů – 253 mm standardní délky.

Odlovná metoda	Počet zpětných odchytů	Počet chycených ryb	Odhad velikosti populace s vysazováním	Odhad velikosti populace s jistým přežíváním
Vězenec	0	0	0	0
Adultní vlečná síť – jaro	26	122	1 821	1 661
Tenatové sítě	2	18	3 492	3 186
Plůdková vlečná síť	0	0	0	0
Adultní vlečné sítě – léto	5	33	2 561	2 336
Kontinuální elektrolov	1	6	2 328	2 124
Spojení odlovných prostředků	**34**	**179**	**2 043**	**1 864**

menší boleni od 170 až po 250 mm. Úlovek tenatových sítí měl velikost 168-460 mm. Sítěmi ale byly z velké části loveny spíše menší velkosti bolenů, které se pohybovaly od 170 do 250 mm. Kontinuální elektrolov měl největší velikostní rozpětí, kde nejmenší ulovený bolen měřil 50 a největší 580 mm. Touto metodou byly loveni hlavně menší boleni, 60-70 a 170-180 mm velcí. Boleni velikostí od 70 do 130 mm nebyli při odlovech chytáni vůbec.

Na histogramu na Obr. 7 je také zvýrazněna hraniční velikost 312 mm standardní délky, což je přibližná velikost bolena dravého při dosažení pohlavní dospělosti (Baruš & Oliva, 1995b). Počet chycených bolenů pod hranicí byl 289 kusů (68 % z celkového počtu). Bolenů, kteří dosahovali větších rozměrů než 311 mm, bylo 136 (32 %). Přibližně třetina odlovených bolenů se tedy teoreticky mohla rozmnožovat.

Celkem bylo zpětně chyceno 34 značených bolenů. Při odlovech bylo navíc chyceno a označeno 5 bolenů, kteří poté byli zpětně odchyceni, ale nebyli použiti k výpočtu odhadů velikosti populace. Ze značených vysazovaných bolenů (37 jedinců) v roce 2020 (Tab. 1), byli znovu chyceni 3 jedinci (návratnost 8,11 %). Výsledky odhadů velikosti populace bolena dravého pomocí metody mark-recapture jsou uvedeny v Tab. 11.

Nejvyšší odhad velikosti populace bolena dravého se započítanými vysazenými rybami byl 3 492 jedinců. Tento odhad byl vypočítán z výsledků odlovů pomocí tenatových sítí. Naopak nejmenší odhad velikosti populace (pokud se nepočítají odlovy, kde se nechytli žádní boleni) byl 1 940 z odlovů adultní vlečnou sítí. Celkovému odhadu, vypočítaného ze všech odchytů dohromady, který činil 2 043 jedinců, se nejvíce blížil odhad z odlovů adultními vlečnými

sítěmi (jaro i léto dohromady). Odhady velikosti populace jen na základě značených ryb, které byly zpětně uloveny, byly u odlovných metod průměrně nižší o 149 jedinců a celkový odhad bez vysazených ryb byl o 179 jedinců nižší než ten se započítaným vysazováním.

6.2 Výsledky odlovů candáta obecného

Tab. 12. Celkový počet candátů obecných, kteří byli uloveni konkrétními odlovnými metodami na nádrži Římov v roce 2021.

Odlovná metoda	Počet chycených ryb
Vězenec	1
Adultní vlečná síť – jaro	19
Tenatové sítě	120
Plůdková vlečná síť	142
Adultní vlečné sítě – léto	36
Kontinuální elektrolov	22
Celkem	**340**

Tab. 13. Celkový počet candátů obecných, kteří byli uloveni na jednotlivých lokalitách při odlovech na nádrži Římov v roce 2021.

Lokalita	Počet chycených ryb
Hráz	25
Zátoka	5
Pařezy Kladiny	2
Plaňák	100
Schody	121
Stupárna	22
Most	4
Babka	44
Přítok	13
Přítok – řeka	4

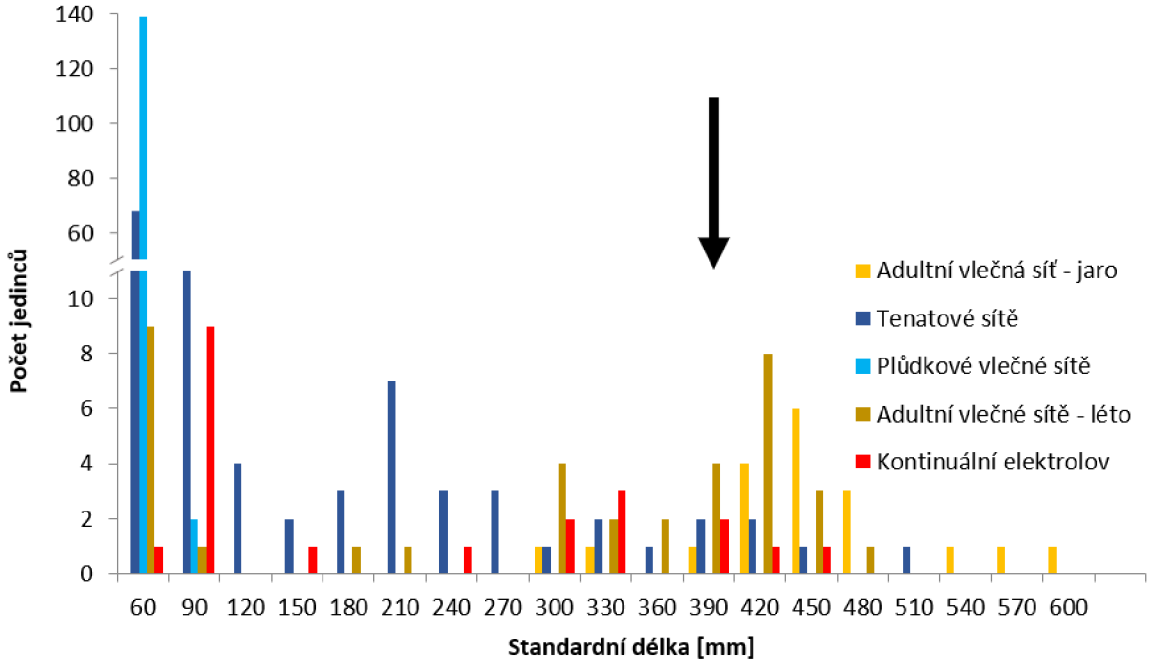
Celkový počet ulovených candátů obecných byl 340 jedinců. Všemi použitými metodami byl uloven alespoň jeden candát, kdy v případě odlovem pomocí vězence byl uloven právě jeden. Celkové úlovky candáta rozdělené mezi jednotlivými metodami jsou uvedeny v Tab. 12.

Podobně jako u bolena bylo i u candáta nejvíce jedinců chyceno na lokalitě Schody. Celkem jich zde bylo uloveno 121. Druhý největší úlovek byl na lokalitě Plaňák, kde bylo chyceno

100 candátů. Naopak nejméně candátů bylo uloveno na lokalitě Pařezy Kladiny, kde se chytili jen dva candáti. Celkové úlovky candáta na jednotlivých lokalitách jsou uvedeny v Tab. 13.

Chycení candáti měli velikosti od 30 do 590 mm standardní délky. Velikost většiny chycených ryb byla od 30 do 110 mm. Velikosti candátů chycených pomocí různých metod jsou graficky znázorněny na Obr. 8.

U candáta se velikosti ryb chycené různými metodami také výrazně lišily. Vězencem byl uloven jen jeden candát velikosti 460 mm standardní délky. Při odlovech adultními vlečnými sítěmi byli chyceni candáti od 47 až 590 mm. Většina úlovku z jarních odlovů měřila 390-470 mm. Při letních odlovech adultními vlečnými sítěmi byli uloveni zejména candáti, kteří měli délku 290-430 mm. Nejpočetnější úlovek byl pomocí plůdkové vlečné sítě, kdy byli chyceni candáti od 33 do 63 mm. Druhý nejpočetnější úlovek pochází z tenatových sítí, který má také největší velikostní rozpětí. Tenatovými sítěmi byli loveni candáti velikosti 42-500 mm, nejvíce velikosti 40-90 mm. Pomocí kontinuálního elektrolovu byli uloveni candáti od 53 do 430 mm, přičemž většina ryb měla 70-90 mm.



Obr. 8. Velikostní histogram candátů obecných ulovených různými metodami (kromě vězence) na nádrži Římov v roce 2021. Svislá šipka označuje zhruba hranici dospělosti candátů (361 mm standardní délky).

Tab. 14. Odhady velikosti populace candáta obecného v nádrži Římov vypočítané pomocí metody zpětných odchytů provedených v roce 2021. Počet chycených ryb je omezen minimální velikostí zpětně odchycených candátů – 280 mm standardní délky.

Odlovná metoda	Počet zpětných odchytů	Počet chycených ryb	Odhad velikosti populace s vysazováním	Odhad velikosti populace s jistým přežíváním
Vězenec	1	1	588	130
Adultní vlečná síť – jaro	5	19	2 234	494
Tenatové sítě	1	10	5 880	1 300
Plůdkové vlečné sítě	0	0	0	0
Adultní vlečná síť – léto	6	22	2 156	477
Kontinuální elektrolov	1	8	4 704	1 040
Spojení odlovných prostředků	**14**	**60**	**2 520**	**557**

Na histogramu na Obr. 8 je vyznačena hodnota 361 mm standardní délky, které candát přibližně dosahuje při pohlavní dospělosti (Froese & Pauly, 2015b). Při odlovech bylo chyceno 298 (88 % z celkového počtu) candátů, kteří měřili méně, a jen 42 (12 %) candátů, kteří tuto hodnotu přesahovali, a tudíž se teoreticky mohli rozmnožovat.

Zpětně bylo odchyceno celkem 14 značných candátů. Dva candáti byli navíc v průběhu odlovů označeni a poté znovu chyceni – nejsou tedy zahrnuti ve výpočtech odhadů populace. Ze 461 značných candátů, kteří se vysazovali a označili na podzim roku 2020 (Tab. 1), byli zpětně chyceni 3 (návratnost 0,65 %). Výsledky odhadů velikosti populace candáta obecného na základě metody mark-recapture jsou uvedeny v Tab. 14.

Odhad velikosti populace candáta obecného se započtením vysazených ryb byl nejvyšší v případě tenatových sítí, kdy odhad činil 5 880 jedinců. Nejnižší odhad (pokud se počítají metody, kde se chytil alespoň jeden candát) byl 2 156 jedinců, který byl vypočten pomocí dat z letních odlovů adultními vlečnými sítěmi. Celkovému odhadu 2 520 jedinců, vypočítaném ze všech chycených candátů, se nejvíce blížil odhad z úlovků jarních odlovů adultní vlečnou sítí, který byl 2 234 jedinců. Odhady velikosti populace candáta jen na základě značených ryb, které byly zpětně uloveny, se průměrně zmenšily o 2 020 jedinců. Celkový odhad se při nezahrnutí vysazování snížil o 1 963 jedinců.

6.3 Výsledky odlovů štiky obecné

Tab. 15. Celkový počet štik obecných, které byly uloveny konkrétními odlovnými metodami na nádrži Římov v roce 2021.

Odlovná metoda	Počet chycených ryb
Vězenec	4
Adultní vlečná síť – jaro	12
Tenatové sítě	5
Plůdkové vlečné sítě	0
Adultní vlečná síť – léto	0
Kontinuální elektrolov	22
Celkem	**43**

Tab. 16. Celkový počet štik obecných, které byli uloveny na jednotlivých lokalitách při odlovech na nádrži Římov v roce 2021.

Lokalita	Počet chycených ryb
Hráz	2
Zátoka	3
Pařezy Kladiny	2
Plaňák	8
Schody	4
Stupárna	4
Most	3
Babka	3
Přítok	14
Přítok – řeka	0

Při odlovech bylo uloveno celkem 43 štik obecných. Pomocí plůdkové vlečné sítě a adultní vlečné sítě nebyla chycena žádná štika. Při chytání ryb ostatními metodami byla vždy chycena alespoň jedna štika. Nejvíce štik se chytilo při kontinuálním elektrolovu. Celkový počet štik ulovených pomocí jednotlivých metod je uveden v Tab. 15.

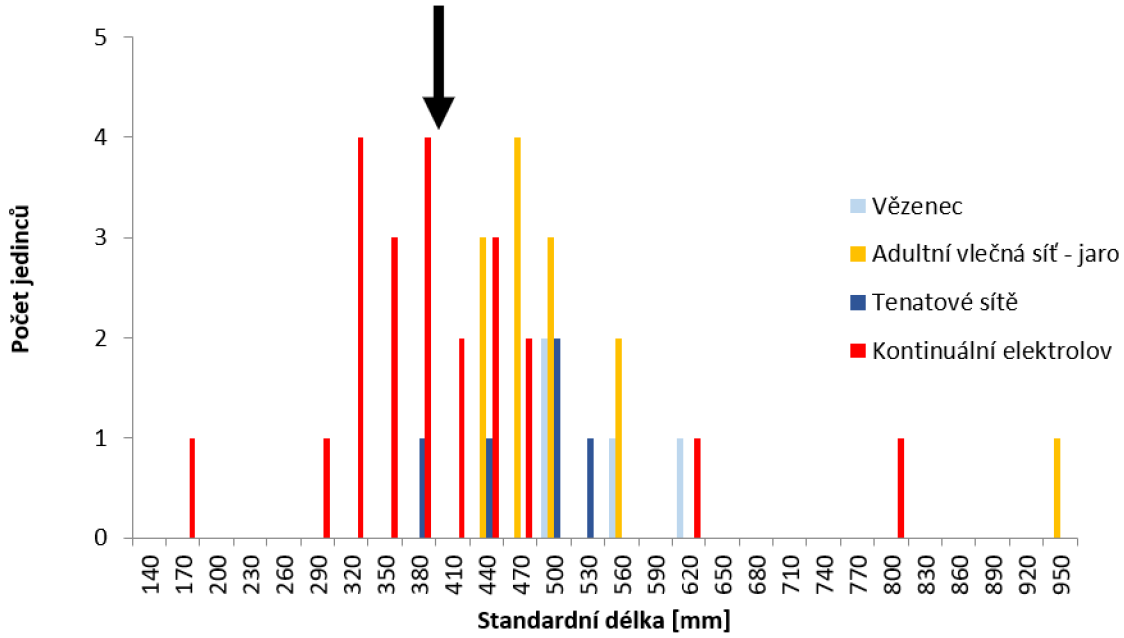
Na lokalitě Přítok bylo uloveno 14 štik, což byl největší úlovek ze všech lokalit. Druhý největší úlovek byl na lokalitě Plaňák, kde bylo chyceno 8 jedinců. Naopak na lokalitě Přítok – řeka nebyla ulovena ani jedna štika. Celkové úlovky štiky na jednotlivých lokalitách jsou uvedeny v Tab. 16.

Nejmenší ulovená štika měřila 150 a největší 940 mm standardní délky. Většina ulovených štik měla velikost mezi 320 a 560 mm. Velikosti štik chycených pomocí různých metod jsou graficky znázorněny na Obr. 9.

Do vězence byly uloveny štiky velké od 480 do 620 mm standardní délky. Při jarních odlovech adultní vlečnou sítí byly loveny štiky velikosti 420-940 mm. Úlovek tenatových sítí měl velikosti od 380 až po 530 mm. Metodou s největším velikostním úlovku rozpětím byl kontinuální elektrolov, kde byly chyceny štiky velikosti 53-430 mm.

Na histogramu na Obr. 9 je vyznačena velikost 383 mm standardní délky, což je přibližně velikost, které štika obecná dosahuje při pohlavní dospělosti (Froese & Pauly, 2017a). Celkem bylo při odlovech chyceno 14 (33 % z celkového počtu) štik, které byly pod velikostní hranicí, a 29 (67 %), které velikostní hranici přesahovaly, a tudíž se teoreticky mohly rozmnožovat.

Při odlovech bylo zpětně chyceno 7 značených štik. Jedna štika byla navíc chycena a označena až při odlovech a poté zpětně chycena. Tento zpětný odchyt tedy není zahrnut ve výpočtech odhadů velikosti populace. Z vysazování 214 značených štik v roce 2019 (Tab. 1) byly zpětně odchyceny 2 ryby (návratnost 0,93 %). Výsledky odhadů velikosti populace štiky obecné provedené na základě metody mark-recapture jsou uvedeny v Tab. 17.



Obr. 9. Velikostní histogram štik obecných ulovených různými metodami (kromě letních odlovů pomocí plůdkové vlečné sítě a adultních vlečných sítí) na nádrži Římov v roce 2021. Svislá šipka označuje zhruba hranici dospělosti štik (383 mm standardní délky).

Tab. 17. Odhady velikosti populace štiky obecné v nádrži Římov vypočítané pomocí metody zpětných odchytů provedených v roce 2021. Počet chycených ryb je omezen minimální velikostí zpětně odchycených štik – 370 mm standardní délky.

Odlovná metoda	Počet zpětných odchytů	Počet chycených ryb	Odhad velikosti populace s vysazováním	Odhad velikosti populace s jistým přežíváním
Vězenec	1	4	1 048	208
Adultní vlečná síť – jaro	5	12	629	125
Tenatové sítě	0	5	0	0
Plůdkové vlečné sítě	0	0	0	0
Adultní vlečná síť – léto	0	0	0	0
Kontinuální elektrolov	1	12	3 144	624
Spojení odlovných prostředků	**7**	**33**	**1 235**	**245**

Nejvyšší odhad velikosti populace štiky obecné se započtením vysazených ryb byl 3 144 jedinců. Tento odhad byl vypočten z dat získaných z úlovků kontinuálního elektrolovu. Naopak nejnižší odhad z odlovů, kde byla chycena alespoň jedna štika, byl 629 jedinců, a to u jarních odlovů adultní vlečnou sítí. Celkovému odhadu 1 235 jedinců, vypočtenému ze všech metod, se nejvíce blížil odhad vězence, který byl 1 048 jedinců. Odhady velikosti populace jen na základě značených ryb, které byly zpětně uloveny, se průměrně snížily o 644 jedinců. Celkový odhad se snížil o 990 jedinců.

6.4 Výsledky odlovů sumce velkého

Při odlovech na nádrži bylo uloveno celkem 112 sumců velkých. Žádný sumec nebyl uloven vězencem a lovem pomocí plůdkové vlečné sítě. Nejvíce bylo chyceno při jarních odlovech adultní vlečnou sítí. Celkové počty sumců ulovených jednotlivými metodami jsou uvedeny v Tab. 18.

Lokalita s největším úlovkem sumců byla Stupárna, kde bylo chyceno 38 jedinců. Druhý největší úlovek, který byl 17 sumců, sdílejí dvě lokality – Plaňák a Schody. Naopak nejmenší úlovek byl jeden sumec, který také sdílejí dvě lokality, a to Pařezy Kladiny a Přítok – Řeka. Celkové úlovky sumce na jednotlivých lokalitách jsou uvedeny v Tab. 19.

Tab. 18. Celkový počet sumců velkých, kteří byli uloveni konkrétními odlovnými metodami na nádrži Římov v roce 2021.

Odlovná metoda	Počet chycených ryb
Vězenec	0
Adultní vlečná síť – jaro	79
Tenatové sítě	4
Plůdkové vlečné sítě	0
Adultní vlečná síť – léto	20
Kontinuální elektrolov	9
Celkem	**112**

Tab. 19. Celkový počet sumců velkých, kteří byli uloveni na jednotlivých lokalitách při odlovech na nádrži Římov v roce 2021.

Lokalita	Počet chycených ryb
Hráz	15
Zátoka	3
Pařezy Kladiny	1
Plaňák	17
Schody	17
Stupárna	38
Most	16
Babka	2
Přítok	2
Přítok – řeka	1

Nejmenší ulovený sumec měl velikost 65 mm a největší sumec měřil 1 350 mm standardní délky. Většina ulovených sumců měřila 160-760 mm. Velikosti sumců ulovených různými metodami jsou graficky znázorněny na Obr. 10.

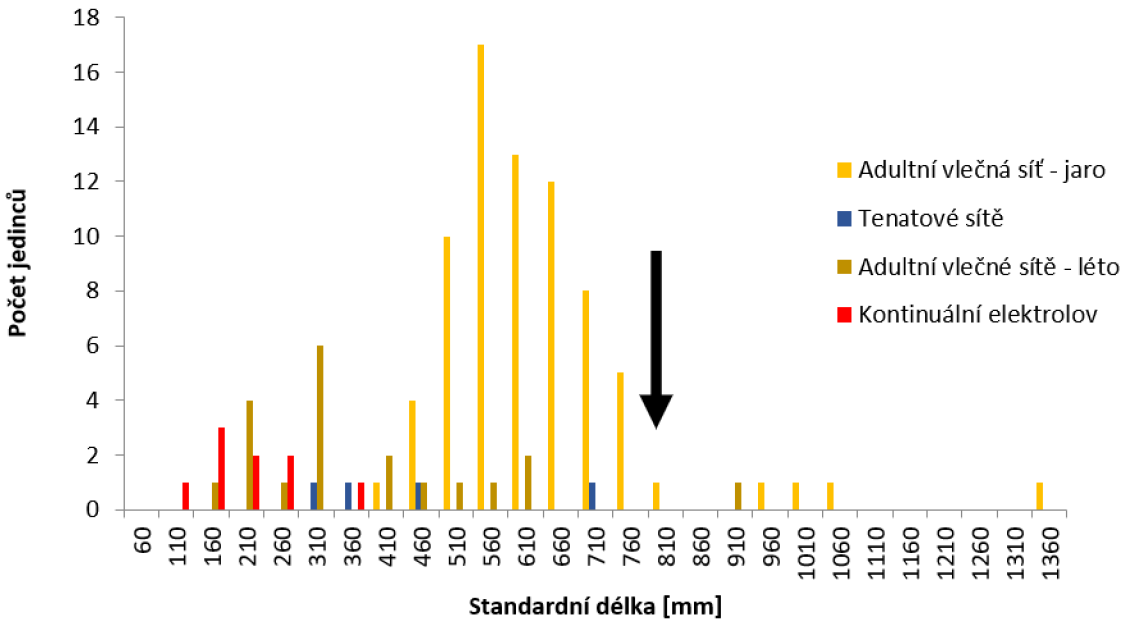
Velikosti chycených sumců se mezi metodami lišily. Při odlovech adultními vlečnými sítěmi byli chyceni sumci od 155 do 1 350 mm standardní délky. Jarní úlovek měl největší velikostní rozpětí – od 380 do 1 350 mm. Převážně byli chyceni sumci velikosti 460-760 mm. Při letních odlovech adultními vlečnými sítiěmi byli chyceni hlavně sumci velcí od 210 do 310 mm. Tenatovými sítěmi byli uloveni sumci od 310 do 680 mm. Úlovek kontinuálního elektrolovu měl velikosti od 65 až 330 mm.

Vyznačená hodnota 770 mm standardní délky na histogramu na Obr. 10 je velikost, kolik sumec velký přibližně měří při dosažení pohlavní dospělosti (Froese & Pauly, 2017b).

Z celkového úlovku bylo 106 (95 % z celkového počtu) sumců pod velikostní hranicí a 6 (5 %) sumců přesahovalo velikostní hranici pohlavní dospělostí, a tudíž se teoreticky mohlo rozmnožovat.

Celkem bylo zpětně chyceno 38 značených sumců. Tři sumci byli navíc značeni až při odlovech, poté znovu chyceni a tím se tyto zpětné odchyty nepočítají do výpočtu odhadu populace. Z nejstaršího vysazování 104 sumců v roce 2017 bylo zpětně chyceno 6 (návratnost 5,77 %). Z vysazování 24 značených sumců v roce 2018 byl zpětně chycen jeden (návratnost 4,17 %). Z 39 značených sumců, kteří byli vysazeni v roce 2020 bylo zpětně uloveno 6 jedinců (návratnost 15,38 %). Z posledního vysazování před odlovy v roce 2021 bylo ze 102 vysazených jedinců zpětně chyceno 16 sumců (návratnost 15, 69 %). Výsledky odhadů velikosti populace sumce velkého provedené pomocí metody mark-recapture jsou uvedeny v Tab. 20.

Největší odhad velikosti populace sumce velkého se zahrnutím všech vysazených ryb byl 1 183 jedinců, byl vypočten z výsledků letní odlovů pomocí adultních vlečných sítí. Celkový odhad vypočítaný ze všech metod byl 747 a nejvíce se mu přiblížil odhad vypočtený z odlovů adultními vlečnými sítěmi (jaro i léto dohromady), který činil 749 jedinců. Pokud se



Obr. 10. Velikostní histogram sumců velkých ulovených různými metodami (kromě vězence a odlovů pomocí plůdkové vlečné sítě) na nádrži Římov v roce 2021. Svislá šipka označuje zhruba hranici dospělosti sumců (770 mm standardní délky).

Tab. 20. Odhady velikosti populace sumce velkého v nádrži Římov vypočítané pomocí metody zpětných odchytů provedených v roce 2021. Počet chycených ryb je omezen minimální velikostí zpětně odchycených sumců – 400 mm standardní délky.

Odlovná metoda	**Počet zpětných odchytů**	**Počet chycených ryb**	**Odhad velikosti populace s vysazováním**	**Odhad velikosti populace s jistým přežíváním**
Vězenec	0	0	0	0
Adultní vlečná síť – jaro	35	75	724	204
Tenatové sítě	1	2	676	190
Plůdkové vlečné sítě	0	0	0	0
Adultní vlečná síť – léto	2	7	1 183	333
Kontinuální elektrolov	0	0	0	0
Spojení odlovných prostředků	**38**	**84**	**1 014**	**210**

nepočítají metody, kdy nebyl chycen ani jeden sumec, nejnižší odhad byl 676 jedinců, a to z odlovů tenatovými sítěmi. Odhady velikostí populace se započítanými sumci ze zpětného odchytu se průměrně snížily o 309 jedinců a celkový odhad se snížil o 537 jedinců.

7. Diskuse

7.1 Odlovy

Při odlovech na nádrži Římov v roce 2021 dominovaly v úlovku tři druhy ryb: plotice obecná, cejn velký a ouklej obecná. Tyto tři druhy tvořily 93,7 % celkového úlovku 55 327. K podobnému výsledku na stejné nádrži došli i Vašek et al. (2004) při pětiletých (1999-2003) odlovech pomocí tenatových sítí, kdy i během této studie v úlovku převažovaly právě tyto tři druhy. Částečně odlišný poměr dominantních druhů zjistili Říha et al. (2009) při analýze výsledků každoročních odlovů zátahovými sítěmi, které byly na nádrži Římov prováděny v období 1985-2006 (kromě let 1990 a 2003). Při této studii bylo zjištěno, že dominantními druhy byly plotice, cejn a okoun.

Sledované dravé druhy ryb tvořily jen 1,66 % úlovku. Mehner et al. (2004) pro úspěšnou biomanipulaci doporučují, aby bylo alespoň 25 % biomasy ryb tvořeno dravými druhy druhů, čemuž se poměr v této nádrži nepřibližuje. Vzhledem k vysokému procentu planktonožravých ryb v úlovku sledovaní predátoři nestačí potlačovat tyto nechtěné druhy a napomáhat tak zvýšení početnosti velkého zooplanktonu. Problémy spojené s eutrofizací na vodárenské nádrži Římov, jako jsou vodní květy, snižování jakosti surové vody a zvyšování nákladů na zpracování, se kvůli nadměrným emisím fosforu pravidelně zhoršují (Ministerstvo zemědělství & Ministerstvo životního prostředí, 2022). Problémem není navíc jen nadbytek živin, ale i úbytek dravých ryb vlivem nekontrolovaného pytláctví. Pokud tedy predační efekt, který je při biomanipulaci využíván, nestačí, měl by se přístup k řešení eutrofizace nádrže přehodnotit.

Při odlovech byly využity různé odlovné prostředky včetně tenatových sítí. Pro odlovy byly použity tenatové sítě se standardními velikostmi ok i velkooké nestandardní, které se ale v rámci jednotlivých sítí nerozlišovaly. Při detailním pohledu byl pomocí velkookých panelů chycen zanedbatelný počet sledovaných druhů ryb. Pro získání relativních informací o druhovém složení rybí obsádky v nádrži stačily pouze standardní tenatové sítě.

7.1.1 Úlovky sledovaných dravých druhů ryb

7.1.2.1 Bolen dravý

Odlovná metoda, kterou bylo uloveno nejvíce bolenů byly adultní vlečné sítě (Tab. 9). Největší úlovek této metody se shoduje s popisem výskytu bolena v otevřených vodách podle Kärgenberg et al. (2020). Pomocí adultních vlečných sítí byly chyceny všechny velikosti bolenů kromě plůdku (Obr. 7), který se vyskytuje spíše v zóně litorálu (Jurajda et al., 1997). I když jsou oka těchto vlečných sítí poměrně velká, bylo jimi chyceno také velké množství menších bolenů, což je pravděpodobně způsobené tím, že se oka při tahu mírně zploští. Dalším vysvětlením by mohlo být, že tato velikostní skupina patří do silné věkové kohorty, a proto se hojně vyskytuje i v úlovku této metody, kde by normálně v takové početnosti nebyla očekávána. Blabolil et al. (2021b) také potvrzují efektivitu adultních vlečných sítí při monitorování bolena. Tenatové sítě byly při lovu bolena druhou nejefektivnější metodou. Touto metodou byli chyceni převážně menší jedinci, což odpovídá jejich preferenci příbřeží. Bentickými tenatovými sítěmi bylo uloveno více bolenů než pelagickými. Tento výsledek ale odporuje tvrzení Blabolila et al. (2021b), kdy jsou boleni častěji chytáni do pelagických sítí a méně do bentických. Jediná další metoda, kterou byl uloven alespoň jeden bolen, byl kontinuální elektrolov. Tento relativně nízký úlovek byl pravděpodobně způsoben tím, že se lovilo podél břehu, a ne na otevřené vodě. Pomocí agregátu byly loveny převážně menší ryby, protože se lovilo podél břehů. Do vězence nebyl uloven žádný bolen i přesto, že v době instalace kulminovalo období tření bolenů v přítoku (obvykle trvá od března do dubna) a byla tak předpokládána jejich větší početnost v této části (Hladík & Kubečka, 2003; Kottelat & Freyhof, 2007). Absence bolenů byla patrně způsobena nevhodnou instalací vězenece. Dále, žádný bolen nebyl uloven do plůdkové vlečné sítě, což odpovídá závěru, Blabolila et al. (2021b), kdy při jejich studii plůdek bolena téměř chyběl v úlovku této metody.

Nejvíce bolenů bylo uloveno na lokalitě Schody (Tab. 10). Jedná se o úzkou mezotrofní část nádrže, kde je bahnito-hlinité dno a velmi strmé břehy, což odpovídá obvyklému výskytu bolena dravého v nádrži podle Šmejkal et al. (2014). Druhá nejvíce zastoupená lokalita byla Stupárna, což je také mezotrofní část nádrže, ale mnohem mělčí. Velký úlovek zde mohl být způsoben tím, že je tato lokalita vhodným místem pro shánění potravy. Naopak nejméně zastoupená lokalita, kde nebyl chycen žádný bolen, byla Přítok – řeka. Tato lokalita se nachází před bodem zanořením řeky Malše do nádrže, voda je zde studenější než v nádrži, a také je zde větší proud. Preferenci výskytu v nádrži by mohl vysvětlit vyšší výdej energie pro

překonání proudu (Enders et al., 2003) a s nižší teplotou vody se snižuje i rychlost metabolismu (Gillooly et al., 2001). Jinou příčinou menšího úlovku v této lokalitě by mohlo být relativně méně provedených odlovů oproti ostatním lokalitám, kdy se v této lokalitě instalovaly jen tři tenatové bentické sítě a byly zde provedeny čtyři odlovy pomocí agregátu.

Při odlovech bylo chyceno relativně málo bolenů, kteří byli menší než 140 mm (Obr. 7). Ryby velikosti od 66 do 140 mm nebyly navíc chyceny vůbec. Byl uloven také malý počet bolenů větších než 500 mm, což by mohlo naznačovat přelovení populace. I přes malé počty velkých ryb byla přibližně třetina nad velikostní hranicí pohlavní dospělosti 312 mm. I když je takto velká část chycených ryb teoreticky schopná reprodukce, v úlovku je velmi málo plůdku relativně k ostatním velikostem. To je ale pravděpodobně způsobeno tím, že odlovné metody nejsou dostatečně efektivní pro lov plůdku tohoto druhu. Rozmnožování totiž v nádrži probíhá, protože byly chyceny ryby, které byly menší než 150 mm, což je menší velikost než naposledy vysazených bolenů (Tab. 1).

7.1.2.2 Candát obecný

Nejvíce candátů bylo uloveno pomocí plůdkové vlečné sítě (Tab.12). Candát byl navíc jediným sledovaným druhem, který byl plůdkovou vlečnou sítí uloven. To také odpovídá výsledkům Blabolila et al. (2021b), kdy candát při odlovech pomocí plůdkové vlečné sítě jasně převažoval nad ostatními sledovanými dravými druhy. Candátí plůdek se po vylíhnutí přesouvá do pelagické zóny (Specziár, 2005), kde v epilimniu během noci shání potravu (Gliwicz & Jachner, 1992), což byla pravděpodobně příčina tak početného úlovku (Obr. 8). Druhou nejefektivnější metodou, co se týče uloveného počtu candátů, byly tenatové sítě. Candát se do sítí snáze zamotává, protože má po těle ostré výstupky, konkrétně tvrdé paprsky první hřbetní ploutve, ostny na skřelích a hrubé ktenoidní šupiny (Godard & Copp, 2022). Velká část úlovku tenatových sítí byly hlavně menší ryby, což je pravděpodobně způsobeno noční migrací menších jedinců do mělčin či epipelagické zóny za účelem shánění potravy (Blabolil et al., 2023). Blabolil et al. (2021b) došli ke stejnému výsledku, kdy se candát častěji chytá do bentických sítí a méně do pelagických. Menezes et al. (2013), kteří odlovy prováděli na 56 dánských eutrofních jezerech, došli k výsledku opačnému, což bylo ale dost možná způsobeno anoxickými podmínkami u dna. Adultními vlečnými sítěmi bylo chyceno výrazně méně candátů. Vzhledem k tomu, že se candát obvykle pohybuje ve volné vodě (Vehanen & Lahti, 2003), byl úlovek candáta pomocí této metody relativně malý, protože se lovilo ve dne a byli chytáni hlavně větší jedinci. To mohlo být způsobeno tím, že vlečnými

sítěmi se lovilo jen po lokalitu Most, neboť dále k přítoku je relativně malá hloubka a struktury na dně (potopené kmeny a výběžky skal) neumožňují bezpečné použití této metody. Kontinuálním elektrolovem bylo chyceno mnohem méně candátů. Tento relativně nízký výsledek byl pravděpodobně jako u bolena způsoben stylem odlovu, kdy se lovilo jen těsně podél břehu, a ne na otevřené vodě. Stejnou příčinu má pravděpodobně i velikostní složení úlovku, protože pomocí agregátu byli loveni hlavně menší jedinci. Všichni jedinci chyceni pomocí agregátu byli uloveni jen při nočních odlovech, což odpovídá noční aktivitě tohoto druhu díky zvýšené schopnosti orientace i za nízkých světelných podmínek (Ali et al., 1977). Do vězence byl chycen pouze jeden candát, což bylo patrně způsobeno stejně jako u bolena podmínkami lokality Přítok – řeka a chybnou instalací vězence.

Podobně jako u bolena bylo i u candáta chyceno nejvíce ryb na lokalitě Schody (Tab. 13). Sice na lokalitě chybělo kamenité dno, které candát preferuje (Hanel & Andreska, 2013), ale podmínky odpovídaly otevřeným vodám, kde se candát obvykle vyskytuje (Vehanen & Lahti, 2003). Druhá lokalita, kde bylo uloveno nejvíce candátů byla Plaňák. Jedná se o slabě mezotrofní část nádrže, kde jsou písčité mělčiny, které v určité vzdálenosti od břehu prudce klesají do hloubky. Právě taková lokalita je optimální místo pro lov kořisti. Nejméně zastoupená lokalita v úlovku byly Pařezy Kladiny. Jak už název napovídá, dno této lokality je pokryto zaplavenými pařezy. Břehy jsou zde relativně strmé a pokud je nádrž dostatečně napuštěná, může dojít i k zaplavení příbřežních vrbin. Tato lokalita je oproti ostatním relativně malá a obecně menší úlovek zde byl patrně zapříčiněn tím, že zde probíhalo mnohem méně odlovů než na ostatních lokalitách (jen čtyři odlovy pomocí agregátu).

U candáta obecného bylo na rozdíl od ostatních sledovaných druhů uloveno velké množství plůdku relativně k větším candátům (Obr. 8). Candátů větších než 500 mm bylo chyceno jen několik, což by také jako u bolena mohlo naznačovat přelovení populace. Tento nepoměr velikostí způsobuje malé procento ryb dosahující velikostní hranice pohlavní dospělosti 361 mm a jen 12 % by se tedy teoreticky mohlo rozmnožovat. Velká početnost plůdku ale naznačuje, že populace candáta v nádrži nemá v těchto podmínkách problém s rozmnožováním a je otázka, jestli je tedy potřeba přispívat do početnosti vysazovanými ročními rybami nebo vysazovat ryby větších velikostí.

7.1.2.3 Štika obecná

Metoda s největším úlovkem štik byl kontinuální elektrolov (Tab. 15), kterým byly loveny hlavně relativně menší štiky (Obr. 9). Vyšší úlovek této metody a jeho velikostní složení byly

patrně způsobeny tím, že se mladé štiky spíše drží v litorální zóně (Walton-Rabideau et al., 2020), kde bylo pomocí agregátu loveno. Druhou nejefektivnější metodou byl lov pomocí adultní vlečné sítě, kterými byly chyceny spíše relativně větší štiky. Dospělé štiky totiž preferují spíše pelagickou zónu (Vøllestad et al., 1986), což by vysvětlovalo, proč bylo relativně velké množství štik chyceno i adultní vlečnou sítí. Pomocí tenatových sítí bylo chyceno mnohem méně jedinců, kteří byli převážně středních velikostí. Pravděpodobná příčina menšího úlovku by mohla být absence vodní vegetace v litorálu nádrže, kdy vegetace je pro štiky důležitým úkrytem, ochranou před ostatními predátory i prostředím k získávání potravy (Skov et al., 2002a). Do tenatových sítí se navíc chytají hlavně aktivně se pohybující se ryby a tím mohou být teritoriální štiky podhodnoceny (Kubečka et al., 2010). Velikost domovského okrsku štiky roste s její velikostí, proto jsou větší štiky aktivnější na větším území (Rosten et al., 2016) a mají větší šanci být chyceny do tenatových sítí, což vysvětluje velikostní složení ulovených štik. Větší úlovek bentickými sítěmi odpovídá výsledkům Blabolila et al. (2021b), kde se štika také častěji vyskytuje v úlovku bentickými tenatovými sítěmi. Pomocí vězence v přítoku bylo uloveno jen několik štik. Příčinou mohly být podmínky samotné lokality Přítok – řeka, ale také špatná instalace vězence. Žádná štika nebyla ulovena při odlovech pomocí plůdkové vlečné sítě, což mohlo být způsobeno tím, že odlovy byly prováděny na volné vodě a štičí plůdek se vyskytuje zejména v zóně litorálu (Lehtiniemi et al., 2007).

Nejvíce štik bylo uloveno v lokalitě Přítok (Tab. 16). Tato lokalita se nachází pod bodem zanoření vlévající se řeky Malše do nádrže. Jsou zde vysoce úživné podmínky, relativně malá hloubka, řeka zde zpomaluje a je zde vysoký poměr litorálu k volné vodě. To odpovídá podmínkám obvyklého výskytu štiky, jako je klidná voda a dostatek úkrytů (Baruš & Oliva, 1995a; Pauwels et al., 2017). Vzhledem k vysoce úživným podmínkám je zde také velice rozvinutý fytoplankton, což naopak štiku omezuje, jelikož se při lovu orientuje pomocí zraku (Skov et al., 2018). Lokalitou s druhou nejvyšší početností štik byl podobně jako u candáta Plaňák a vyšší výskyt štiky zde lze pravděpodobně také vysvětlit optimálními podmínkami pro lov kořisti. Naopak žádná štika nebyla chycena na lokalitě Přítok – řeka, což bylo pravděpodobně zapříčiněno podobně jako u bolena větším proudem a nižší teplotou vody.

S tím také souvisí celkově relativně nízký počet menších jedinců, kdy kromě jedné štiky, která měla velikost 150 mm, nebyly uloveny žádné ryby menší než 270 mm (Obr. 9). Velké štiky, větší než 560 mm, byly také loveny jen ojediněle, což může jako u předchozích dvou druhů naznačovat přelovení populace v nádrž vlivem pytlačení. Je také možné, že použité

metody nejsou při lovu takto velkých štik dostatečně efektivní. Kvůli absenci malých štik v úlovku byla tudíž většina nad hranicí velikosti pohlavní dospělosti 383 mm. Vzhledem k relativně nízkému úlovku a pro tento druh nevhodným podmínkám by se vysazování štiky do Římovské nádrže mělo přehodnotit.

7.1.2.4 Sumec velký

Nejvíce sumců bylo uloveno pomocí adultních vlečných sítí (Tab.18), kterými byli uloveni hlavně větší sumci (Obr. 10). Tento výsledek byl pravděpodobně způsoben tím, že právě větší sumci se často vyskytují v pelagické zóně (de Santis & Volta, 2021), kde také shánějí potravu (Alp et al., 2011). Druhá nejefektivnější metoda byl kontinuální elektrolov. Pomocí této metody byli loveni převážně menší jedinci, což odpovídá jejich výskytu v litorální zóně (de Santis & Volta, 2021; Antognazza et al., 2022). Je zajímavé, že touto metodou bylo uloveno relativně málo sumců i když je elektrolov jednou z nejefektivnějších a nejpoužívanějších metod při odlovech tohoto druhu (Vejřík et al., 2020). Pomocí tenatových sítí byly bylo chyceno jen několik jedinců. Vyšší výskyt sumců v úlovku bentických sítí se shoduje s výsledky Blabolila et al. (2021b). Relativně menší úlovek tenatovými sítěmi byl patrně způsoben tím, že sumec se vlivem tvaru těla, absencí šupin a schopnosti plavat pozadu do sítí hůře zachytí. Žádní sumci nebyli uloveni pomocí vězence ani plůdkové vlečné sítě. Absence sumců v úlovku plůdkovou vlečnou sítí je pravděpodobně zapříčiněna tím, že sumčí plůdek se spíše zdržuje v litorální zóně, a ne v otevřených vodách (de Santis & Volta, 2021), kde odlovy probíhaly. Žádný sumec nebyl chycen vězencem, pravděpodobně protože byl instalován na lokalitě Přítok – řeka, kde se sumci tolik nevyskytují, a navíc byl vězenec instalován chybně.

Nejvíce sumců bylo uloveno na lokalitě Stupárna (Tab. 19). Sumec podle Carol et al. (2006) při odpočinku preferuje členité dno. Tyto podmínky Stupárna splňuje, a navíc je tato lokalita dobrým lovištěm. Na druhém místě, co se týče ulovených sumců, jsou dvě početně rovnocenné lokality – Plaňák a Schody. Velký úlovek v lokalitě Plaňák je pravděpodobně způsoben jako u ostatních druhů dobrými podmínkami pro lov a velký úlovek v lokalitě Schody je patrně zapříčiněn tím, že tato lokalita se nachází mezi Plaňákem a Stupárnou. Nejmenší úlovek byl zaznamenán na lokalitách Přítok – řeka a Pařezy Kladiny. Příčinou nízkého počtu ulovených sumců v lokalitě Přítok – řeka byly pravděpodobně podobné faktory jako u bolena a štiky. U lokality Pařezy Kladiny byl malý úlovek patrně způsoben podobně jako u candáta tím, že lokalita je relativně malá a proběhly zde jen čtyři odlovy.

V úlovku se vyskytovalo relativně málo malých sumců (<115 mm) a také relativně málo velkých (>800 mm) (Obr. 10). To také způsobilo malé procento ryb, které překračovaly velikostní hranici pohlavní dospělosti. Malý počet relativně velkých sumců by mohl být způsoben pytlačením nebo tím, že použité metody nejsou dostatečně efektivní pro lov takto velkých jedinců. V úlovku však byly přítomny ryby, které byly menší než poslední vysazované (vysazování v roce 2020 – 510 mm, vysazování v roce 2021 – 455 mm, Tab. 1), což dokládá přirozenou reprodukci v nádrži. Vzhledem k tomu, že takto velkých ryb bylo relativně málo, mělo by se vysazování provádět i v budoucnu. Velký počet středně velkých sumců v úlovku naznačuje, že ryby dosahující této velikosti pravděpodobně v nádrži dobře přežívají. Právě takto velcí jedinci se do nádrže vysazují a úspěšně přežívají, protože zpětné odchyty tvoří relativně větší část úlovku oproti ostatním druhům (Tab. 20). Sumec je navíc dlouhověká ryba (Kottelat & Freyhof, 2007) a dalo by se tedy předpokládat, že s postupem času díky vysazovaným rybám relativně přibudou velcí sumci.

7.2 Stanovení velikosti populace

7.2.1 Vysazování

Rozdíly odhadů velikosti populace se započtenými vysazenými rybami a s jistým přežíváním do značné míry ukazují, jak by vysazované ryby mohly přispívat do volně žijících populací. Výpočty částečně závisí na efektivitě odlovných metod, protože odlovy nejsou absolutní. Vzhledem k rozdílům mezi odhady má vlastní přežívání vysazených ryb v nádrži patrně důležitější vliv.

Vysazování je pro ryby obvykle drastická změna a adaptace na nové prostředí zásadně ovlivňuje jejich přežívání. Ryby odchovávané v rybnících vyrůstají v podmínkách bez predace (kromě kanibalismu), tudíž nejsou zvyklé na přítomnost a potkávání predátorů a mají větší šanci stát se kořistí (Diana, 2009). Další problém může představovat získávání potravy, protože vysazené ryby musí vynaložit mnohem více energie na vyhledávání potravy, než když byly ještě v rybnících (Stunz et al., 2001). Vysazované ryby navíc hůře mění potravní zdroje a obecně jich také využívají méně než divocí jedinci (Sosiak et al., 1979). Grausgruber & Weber (2021) také zmiňují zásadní roli teploty na čerstvě vysazené ryby, kdy náhlé změny teploty vyvolávají stresové reakce i když tyto hodnoty normálně tolerují. Dalším důležitým faktorem, který ovlivňuje přežívání vysazených ryb, je náhlá změna chemického

složení vody. Pro zvýšení úspěšnosti vysazování by se tedy ryby měly před vypuštěním nechat přizpůsobit podmínkám nového prostředí (Brown & Day, 2002). Na přežívání vysazených ryb má vliv také jejich velikost. Menší ryby vykazují vyšší úmrtnost, ale lépe se adaptují na nové podmínky (Li, 1999). Fonken et al. (2023) poukazují na lepší přežívání větších jedinců, kterých se může vysadit méně, a tudíž se také sníží finanční náročnost samotného vysazování.

Samotné vysazování často probíhá v nejpřístupnějším místě, které nemusí být pro ryby nejoptimálnější (Brown & Day, 2002), což je případ i v této nádrži. Ryby jsou zde vysazovány u hráze, a ne na přítoku, kde je koncentrace živin a produkce nejvyšší (Seďa & Devetter, 2000). Vhodnější by bylo vysazovat ryby právě tam, ale vzhledem k nedostupnosti tohoto úseků je zde v současnosti vysazování neproveditelné a nejdříve by se musela vybudovat dopravní komunikace. Reálné velikosti populací se tedy pravděpodobně pohybují někde mezi odhady s vysazováním a s jistým přežíváním a u každého druhu záleží, jak dobře vysazení jedinci přežívají.

7.2.2 Odhady velikosti populací sledovaných druhů

7.2.2.1 Bolen dravý

Rozdíl mezi celkovým odhadem se započtenými vysazovanými rybami a s jistým přežíváním nebyl tak velký jakou ostatních druhů (Tab. 11), protože se v roce 2020 vysadilo jen 37 označených bolenů. Sice bylo ve stejném roce vysazeno mnohem více bolenů (Tab.1), ale tito jednici nebyli kvůli malé velikosti označeni, a tudíž je do odhadu nelze zahrnout. Celkovému odhadu se nejvíce blížil odhad z odlovů adultními vlečnými sítěmi, což může naznačovat efektivitu této metody vzhledem k největšímu úlovku ze všech použitých odlovných metod. Naopak nejvíc se lišil odhad z tenatových sítí. Tento rozdíl byl pravděpodobně způsoben tím, že do tenatových sítí byli chytáni spíše menší boleni než zpětně chycení označení jedinci (Obr. 7). Návratnost vysazených značených ryb byla 8,1 %, což v tomto případě není mnoho, vzhledem k tomu, že byly zpětně odchyceny jen tři vysazené ryby z 37. V průběhu odlovů bylo dohromady chyceno 20,8 % bolenů z celkového odhadu se započtenými vysazovanými značenými rybami a 22,8 % s jistým přežíváním ryb, což je relativně nízké procento vzhledem k tomu, kolik různých metod a lovného úsilí bylo k odlovům použito.

7.2.2.2 Candát obecný

Celkový odhad početnosti candáta v nádrži byl nejvyšší ze všech sledovaných druhů. Razantní rozdíl mezi odhadem se započteným vysazováním a s jistým přežíváním (Tab. 14) je způsoben největším množstvím vysazených značených jedinců ze všech sledovaných druhů a je tedy otázka, kolik z těchto vysazených ryb přežije a přispěje svou početností k velikosti původní populaci. Celkovému odhadu se nejvíce přiblížil odhad z odlovů adultní vlečnou sítí. To bylo pravděpodobně způsobeno tím, že tato metoda měla největší úlovek candátů ze všech, a proto byl odhad nejpřesnější. Od celkového odhadu se nejvíce lišil odhad z tenatových sítí. I když měla tato metoda druhý největší úlovek po plůdkových vlečných sítích, do sítí byli chytáni spíše menší jedinci, než zpětně odchycení značení candáti (Obr. 8). Návratnost vysazených značených candátů byla pouhých 0,7 %, což byla nejnižší návratnost ze všech sledovaných druhů. Celkem bylo chyceno 13,5 % candátů z odhadované početnosti se započteným vysazováním a 61 % z odhadu s jistým přežíváním. Efektivitu odlovů v tomto případě tedy velmi ovlivňuje přežívaní vysazených ryb.

7.2.2.3 Štika obecná

Velký rozdíl celkových odhadů s vysazováním a s jistým přežíváním (Tab. 17) je jako u candáta způsoben velkým množstvím vysazených označených ryb a reálná početnost štik v nádrži závisí na tom, jak tyto vysazené ryby přežívají. Celkový odhad byl vypočítán jen ze tří metod, protože jinde se nechytila žádná značená štika. Jednou z těchto tří metod byl vězenec, který byl nesprávně instalován. Navíc bylo chyceno mnohem méně štik relativně k ostatním druhům, takže je otázka, jak moc se tyto výsledky přibližují reálné početnosti štičí populace v nádrži a jestli lze z těchto odhadů usuzovat robustní závěry. Návratnost vysazených značených štik byla 0,9 %, což je lepší výsledek než u candáta, protože poslední vysazování štik proběhlo v roce 2019. Při odlovech bylo chyceno jen 3,5 % jedinců z celkového odhadu s vysazováním a 17,6 % s jistým přežíváním, což by naznačovalo, že použité odlovné metody opravdu nejsou pro lov štik dostatečně efektivní a pro cílený odlov tohoto druhu by se měla metodika přehodnotit.

7.2.2.4 Sumec velký

Stejně jako u candáta a štiky byl výrazný rozdíl mezi odhadem s vysazováním a s jistým přežíváním (Tab. 20) způsoben velkým počtem vysazených ryb. Současně byl tento odhad nejnižší ze všech sledovaných druhů, protože se zpětně chytilo nejvíce značených ryb. To bylo

pravděpodobně zapříčiněno tím, že poslední vysazování značených ryb proběhlo ve stejný rok, kdy byly provedeny odlovy. I bez zpětně odchycených ryb z tohoto vysazování bylo zpětně chyceno nejvíce sumců z vysazování ze všech sledovaných druhů, což mohlo naznačovat, že vysazení sumci v nádrži také lépe přežívají. Celkovému odhadu se nejvíce přibližuje odhad z letních odlovů adultními vlečnými sítěmi. Při těchto odlovech bylo uloveno jen sedm sumců, kteří splňovali minimální velikost zpětně odchycených ryb a tím mohli být zahrnuti do výpočtu odhadu, a zpětně odchyceni byli jen dva sumci. Je tedy otázka, jak moc realistický tento odhad ve skutečnosti je, vzhledem k tak nízkému počtu započítaných ryb. Podobný případ byl u odhadu z tenatových sítí, kdy se zpětně chytil jen jeden jedinec a dva sumci byli dostatečně velcí. Tento odhad byl naopak nejvíce odlišný od celkového, což ještě více těmto výsledkům ubírá na váze. I kdyby se celkový odhad podobal reálné početnosti populace v nádrži, při odlovech bylo chyceno jen 11 % z celkového odhadu se započteným vysazováním a 53,3 % s jistým přežíváním.

V roce 2018 a 2019 provedli Vejřík et al. (2020) odlovy sumců pomocí návazcových šňůr a také stanovili početnost populace sumců v nádrži Římov metodou mark-recapture podle Schnabel (1938). Během 4 odlovných termínů (celkem 16 dní) bylo uloveno 66 sumců. Do výpočtu (vzorec 1) nebyly zahrnuty žádné vysazované značené ryby, ale jen ulovené a nově označené. Ze zpětných odchytů byla poté početnost populace sumců v nádrži stanovena na 432 jedinců, což je přibližně dvojnásobek odhadu z odlovů v roce 2021 s jistým přežíváním. I když bylo v roce 2021 uloveno dvojnásobně více sumců, při odlovech v roce 2018 a 2019 byla použita jen jedna metoda a odlovy byly prováděny mnohem kratš dobu než v roce 2021. Už jen to poukazuje na mnohem vyšší efektivitu metody návazcových šňůr při cílených odlovech sumců.

7.3 Ochrana ryb

Ryby v této vodárenské nádrži si zasluhují více ochrany proti pytláctví. Problém nepředstavuje jen přímé odcizení dravých druhů ryb z nádrže, ale také sekundární mortalita teoreticky puštěných ryb, které byly při manipulaci zraněny. Oba tyto případy snižují predační tlak dravců, zhoršují cílený efekt biomanipulace a způsobují zvýšené finanční náklady na vysazování většího počtu ryb (Vejřík, 2021). U všech sledovaných druhů ryb můžeme vidět, že relativně velké ryby se při odlovech chytaly zřídka. Nelegálním rybolovem navíc populace

přichází o úspěšné jedince, kteří by mohli přispět do reprodukčního hejna v konkrétní populaci.

Je potřeba chránit nejen ryby samotné, ale i jejich prostředí, bez kterého nemohou přežít. Prostředky pro ochranu samotných ryb se liší jejich proveditelností, potřebnými finančními prostředky a úsilím na instalaci. Může se jednat o oplocení celé nádrže, což by nebyl ojedinělý případ v České republice, protože například nádrž Klíčava je z velké části kromě hráze nepřístupná veřejnosti (Povodí Vltavy, 2011a). Dále by se mohlo jednat o fotopasti v bezprostřední blízkosti nádrže nebo různé struktury instalované ve dně za účelem zamotávání rybářských vlasců. Možné by byly také častější náhodné kontroly z lodě nebo lépe pěší pochůzkou (Vejřík, 2021).

Co se týče ochrany prostředí pro ryby, lze zkonstruovat plovoucí ostrovy, které by fungovaly jako umělá útočiště. Jiná možnost by byla zřízení chráněných území (de Moraes et al., 2023), ale je otázka, jak účinný by tento krok byl, vzhledem k tomu, že pytláci nerespektují zákaz vstupu a chytání ryb ani při současných opatřeních. Důležité je také zlepšit podmínky pro reprodukci. Druhy, jako je například bolen dravý, jsou nedostatkem vhodných trdlišť v nádrži méně znevýhodněny, protože v období tření migrují z nádrže do přítoku
(Hladík & Kubečka, 2003), ale vegetace je důležitou součástí reprodukce pro ostatní druhy jako je štika obecná (Craig, 1996), candát obecný (Lappalainen et al., 2003) a sumec velký (Lenhardt et al., 2021). V nádrži Římov vodní vegetace není téměř vyvinutá vlivem častého kolísání hladiny. Proto je důležité zlepšit současná známá i potencionální trdliště. Jako řešení se nabízí kupříkladu instalace umělých hnízd nebo stromů pro zlepšení členitosti dna.

7.4 Možnosti zlepšení

Při odlovech ve sledovaném období byly použity další tři metody: zátahové sítě, bodový elektrolov a návazcové šňůry. K těmto metodám nebyly v době zpracování údajů pro tuto práci poskytnuty informace o úlovcích, a tudíž nebyly v této bakalářské práci zahrnuty. Pro budoucí odhady početnosti populací dravých druhů ryb v nádrži by bylo vhodné pro přesnější výsledky zahrnout i data z těchto metod. Vzhledem k rozloze nádrže a heterogenitě prostředí je zahrnutí širokého spektra metod, které vzorkují dílčí prostředí, velmi žádoucí. Zejména pro odhad velikosti populace sumce velkého by informace o rybách, které byly chyceny pomocí návazcových šňůr, byly velmi přínosné (Vejřík et al., 2020). Také by se měl přehodnotit

způsob a místo instalace vězence, aby se v budoucnu problém s nadzvedáváním křídel neopakoval.

Při odhadech početnosti a rozmístění dravých druhů ryb by se vzhledem k heterogenitě prostředí nádrže mělo použít více různých metod. Každá metoda má své nevýhody, jako je druhová a velikostní selektivita, a navíc efektivita metody je zásadně ovlivněna ročním obdobím, vlastnostmi lokality a chováním ryb (Fischer & Quist, 2014). Bylo by užitečné přidat další vězence nejenom v přítoku, i různé typy rybích pastí, které jsou efektivní zejména v litorální zóně. Dále by mohlo být využito pozorování ryb, konkrétně dlouhodobé nahrávání nebo přímé pozorování potápěči (British Standards Institution, 2006). Další metodou, která by se mohla v budoucnu využít, jsou třístěnné tenatové sítě. Tyto sítě jsou sestaveny ze tří panelů, které jsou upevněny v jedné vrstvě za sebou. Tyto panely mají ve většině případech různé velikosti ok a díky tomuto designu je tato metoda méně velikostně selektivní než normální tenatové sítě (Erzini et al., 2006).

Kromě zpětného odhadu z odchytů by mohly být pro účely monitoringu použity i jiné metody jako je například enviromentální DNA (eDNA) nebo využít hydroakustického průzkumu pomocí echolotů. Analýza environmentální DNA sice neposkytuje informace o velikosti, početnosti, věku a pohlaví, ale jedná se o neinvazivní a velmi citlivou metodu pomocí které lze zjistit druhové složení rybí obsádky a také zmapovat rozmístění jednotlivých druhů ve vodním prostředí (Blabolil et al., 2021a). Hydroakustický průzkum poskytuje informace o početnosti, biomase, velikosti a rozmístěni ryb a také se jedná o neinvazivní a relativně rychlou metodu. Nevýhodou je, že ryby není možné snadno zařadit do druhu a také nelze detekovat ryby, které jsou blízko břehu, dna nebo v úkrytech (Kubečka et al., 2022). Obě tyto metody jsou relativně rychlé, také navíc neinvazivní a sledované ryby se nemusí přímo odchytávat. Tím se eliminuje nechtěná úmrtnost důležitých dravých druhů a jejich plůdku jako je tomu kupříkladu u tenatových sítí (Halačka et al., 2018).

Dalším zlepšením práce by mohlo být přidáním odlovů z dalších let a získat tak informace pro porovnání a vývoj rybí obsádky v nádrži Římov. Jiná forma zkvalitnění by mohl být výpočet odhadu ze zpětně chycených ryb pomocí sofistikovanějších metod. Různé modely zohledňují přežívání vysazovaných ryb a pravděpodobnost jejich detekce při odlovech (Skalski et al., 2009) nebo také berou v potaz úmrtnost ryb vlivem značení, ztrátu PIT tagu a nezaznamenání zpětného odchytu značených ryb (Sparre & Siebren, 1998). Další možnost zlepšení by mohlo být sloučení dat z jednotlivých metod pro celonádržový odhad. V případě

těchto odlovů by bylo možné alespoň do jisté míry sjednotit data u aktivních lovných metod prostřednictvím vážených ploch či objemů vzorkovaného prostředí. Slučování pasivních lovných metod by bylo výrazně komplikovanější, protože záleží na celkové době instalace lovných prostředků a také na aktivitě ryb. Achleitner et al., 2012 se zabývali problematikou slučování výsledků ze standardizovaných metod z odlovů na 14 jezerech (maximální hloubka 22 až 171 m). V tomto případě se jednalo o tenatové sítě, elektrolov a hydroakustický průzkum, ale autoři dospěli k názoru, že jejich výsledky slučování biomasy byly pro sjednocení neadekvátní. Naopak Emmrich et al. (2012) úspěšně sjednotili výsledky biomasy z odlovů na 18 evropských jezerech (maximální hloubka 7,8 až 35 m) pomocí tenatových sítí a hydroakustického průzkumu. Ve své publikaci také poukazují na nedostatky ostatních pokusů sjednocovat výsledky těchto dvou metod. Například v hlubokých jezerech jsou výsledky obecně slabší než v mělčích a je také vhodnější při vyhodnocování počítat jezera jako celek, než je dělit na jednotlivé části, jako tomu bylo ve výš zmíněné studii Achleitnera et al. (2012).

8. Závěr

Na základě úlovků jednotlivých metod byly u všech cílových druh stanoveny jejich velikosti populací. Všechny použité odlovné metody jsou velikostně a druhově selektivní a záleží i na podmínkách prostředí, kde jsou použity. Selektivita stoupá v řadě: tenatové sítě, kontinuální elektrolov, adultní vlečné sítě, plůdkové vlečné sítě. Selektivita vězence nemohla být věrohodně vyhodnocena kvůli chybné instalaci v přítoku.

Z vybraných dravých druhů bylo při odlovech nejvíce chyceno bolena dravého. U tohoto druhu byl pozorován relativně malý počet velkých ryb, i když se nejedná o rybu, která je pro velkou část pytláků atraktivní. Nádrž má přístupný přítok s vhodnými podmínkami na to, aby se zde bolen rozmnožoval, a jedná se o dravce, který se v dospělosti živí malými planktonožravými rybami. Navíc má tento druh relativně velkou návratnost z vysazených značených ryb a je tedy vhodné ho do nádrže nadále vysazovat. Bylo by ale vhodné vysazovat větší jedince, kteří se už živí převážně dravým způsobem.

Candát obecný je podle vypočtených odhadů velikosti populace nejpočetnějším dravým druhem v nádrži. Také u tohoto druhu byl zaznamenán relativně nižší počet velkých ryb, ale na rozdíl od ostatních druhů byl zjištěn silný populační doplněk z přirozeného výtěru. Tento druh měl nejnižší návratnost ze všech vybraných druhů. Měl by se tedy přehodnotit dosavadní

systém vysazování candáta, protože se v nádrži úspěšně přirozeně rozmnožuje. Pokud by ve vysazováni candáta pokračovalo, měly by se vysazovat spíše větší velikosti ryb, aby došlo ke zvýšení jejich šance na přežití.

Štika obecná je podle úlovků nejméně početným sledovaným druhem v nádrži. Stejně jako u ostatních druhů i zde bylo uloveno relativně málo velkých ryb. Vzhledem k druhé nejnižší návratnosti ze všech sledovaných druhů a nevhodným podmínkám pro výskyt a rozmnožování není vysazování štiky do nádrže vhodné a jeho nutnost by se měla přehodnotit.

Úlovky sumce velkého nemohly být řádně vyhodnoceny, jelikož použité metody nebyly dostatečně efektivní pro vzorkování různých velikostních kategorií tohoto druhu. Na druhou stranu měli vysazení značení sumci nejvyšší návratnost ze všech sledovaných druhů, a tudíž relativně významně přispívají k populaci v nádrži.

Z nízkého relativního počtu velkých jedinců dravých druhů je patrné, že je na nádrži pravděpodobně vysoký pytlácký tlak. Pro zlepšení účelového rybího hospodaření na této nádrži je tedy důležité zvýšit ochranu dravých druhů. Je také třeba porozumět biogeochemickým dějům a vztahům mezi organismy v nádrži proto, aby byl management cílený a efektivní, udržovala se co nejvyšší jakost vody a úprava vody byla co nejméně nákladná. Toto porozumění je v dnešní době zvláště důležité, jelikož stále dochází ke změnám podmínek prostředí vlivem činnosti člověka a globálních změn klimatu.

Seznam použité literatury

Achleitner, D., Gassner, H., & Luger, M. (2012). Comparison of three standardised fish sampling methods in 14 alpine lakes in Austria. Fisheries Management and Ecology, 19(4), 352–361. https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2012.00851.x

Acou, A., Laffaille, P., Legault, A., & Feunteun, E. (2008). Migration pattern of silver eel (*Anguilla anguilla*, L.) in an obstructed river system. Ecology of Freshwater Fish, 17(3), 432–442. https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2008.00295.x

Adámek, Z., Fašaić, K., & Siddiqui, M. (1999). Prey selectivity in wels (*Silurus glanis*) and African catfish (*Clarias gariepinus*). Ribarstvo, 57(2), 47–60. ISSN 1330-061X

Adámek, Z., Mikl, L., Šlapanský, L., Jurajda, P., & Halačka, K. (2019). The diet of predatory fish in drinking water reservoirs – how can they contribute to biomanipulation efforts? Folia Zoologica, 68(4), 215. https://doi.org/10.25225/fozo.014.2019

Adams, C. E. (1991). Shift in pike, *Esox lucius* L., predation pressure following the introduction of ruffe, *Gymnocephalus cernuus* (L.) to Loch Lomond. Journal of Fish Biology, 38(5), 663–667. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1991.tb03155.x

Ali, M. A., Ryder, R. A., & Anctil, M. (1977). Photoreceptors and Visual Pigments as Related to Behavioral Responses and Preferred Habitats of Perches (*Perca* spp.) and Pikeperches (*Stizostedion* spp.). Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 34(10), 1475–1480. https://doi.org/10.1139/f77-212

Alp, A., Kara, C., Üçkardeş, F., Carol, J., & García-Berthou, E. (2011). Age and growth of the European catfish (*Silurus glanis*) in a Turkish Reservoir and comparison with introduced populations. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 21(2), 283–294. https://doi.org/10.1007/s11160-010-9168-4

Amundsen, P.-A., Bøhn, T., Popova, O. A., Staldvik, F. J., Reshetnikov, Y. S., Kashulin, N. A., & Lukin, A. A. (2003). Ontogenetic niche shifts and resource partitioning in a subarctic piscivore fish guild. Hydrobiologia, 497, 109–119. https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1023/A:1025465705717

Ansari, A. A., Trivedi, S., Khan, F. A., Gill, S. S., Perveen, R., Dar, M. I., Abbas, Z. K., & Rehman, H. (2015). Phytoremediation of Eutrophic Waters. In A. A. Ansari, S. S. Gill, R.

Gill, G. R. Lanza, & L. Newman (Eds.), Phytoremediation (Vol. 2, pp. 41–50). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-10969-5_4

Antognazza, C. M., Costantini, T., Campagnolo, M., & Zaccara, S. (2022). One Year Monitoring of Ecological Interaction of Silurus glanis in a Novel Invaded Oligotrophic Deep Lake (Lake Maggiore). Water, 14(1), 105. https://doi.org/10.3390/w14010105

AOPK ČR. (2014). *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758) – úhoř říční. [online]. [cit. 2022-12-02]. Dostupné na: https://portal.nature.cz/publik_syst/nd_nalez-public.php?idTaxon=34977

AOPK ČR. (2019). *Lota lota* (Linnaeus, 1758) – mník jednovousý. [online]. [cit. 2022-12-13]. Dostupné na: https://portal.nature.cz/publik_syst/nd_nalez-public.php?idTaxon=35022

Aquiloni, L., Brusconi, S., Cecchinelli, E., Tricarico, E., Mazza, G., Paglianti, A., & Gherardi, F. (2010). Biological control of invasive populations of crayfish: the European eel (*Anguilla anguilla*) as a predator of *Procambarus clarkii*. Biological Invasions, 12(11), 3817–3824. https://doi.org/10.1007/s10530-010-9774-z

Arai, T. (2020). Ecology and evolution of migration in the freshwater eels of the genus *Anguilla* Schrank, 1798. Heliyon, 6(10), e05176. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e05176

Arismendi, I., González, J., Soto, D., & Penaluna, B. (2012). Piscivory and diet overlap between two non-native fishes in southern Chilean streams. Austral Ecology, 37(3), 346–354. https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2011.02282.x

Åström, M., & Dekker, W. (2007). When will the eel recover? A full life-cycle model. ICES Journal of Marine Science, 64(7), 1491–1498. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsm122

Aulenbach, D. B., Shammas, N. K., Wang, L. K., & Kittler, R. D. I. (2010). Lake Restoration Using Dissolved Air Flotation. In L. K. Wang, N. K. Shammas, W. A. Selke, & D. B. Aulenbach (Eds.), Flotation Technology (Vol. 12, pp. 429–456). Humana Press. https://doi.org/10.1007/978-1-60327-133-2_13

Bacchetta, R., Marotta, A., Nessi, A., & Tremolada, P. (2021). Back-Calculation of Fish Size in Diet Analysis of Piscivorous Predators: A New Index for the Alien *Silurus glanis*. Sustainability, 13(8), 4322. https://doi.org/10.3390/su13084322

Balayla, D., Boll, T., Trochine, C., & Jeppesen, E. (2017). Could artificial plant beds favour microcrustaceans during biomanipulation of eutrophic shallow lakes? Hydrobiologia, 802(1), 221–233. https://doi.org/10.1007/s10750-017-3270-8

Barton, B. (1996). General biology of salmonids. In W. Pennel & B. Barton (Eds.), Principles of Salmonid Culture (pp. 29–96). Elsevier. ISBN 978-0-444-82152-2

Bartoň, D., Bretón, F., Blabolil, P., Souza, A. T., Vejřík, L., Sajdlová, Z., Kolařík, T., Kubečka, J., & Šmejkal, M. (2021). Effects of hydropeaking on the attached eggs of a rheophilic cyprinid species. Ecohydrology, 14(4), e2280. https://doi.org/10.1002/eco.2280

Baruš, V., & Oliva, O. (1995a). Mihulovci (Petromyzontes) a ryby (Osteichthyes), díl 1. Academia. ISBN 80-200-0500-5

Baruš, V., & Oliva, O. (1995b). Mihulovci (Petromyzontes) a ryby (Osteichthyes), díl 2. Academia. ISBN 80-200-0218-9

Bauer, O. N., Pugachev, O. N., & Voronin, V. N. (2002). Study of parasites and diseases of sturgeons in Russia: a review. Journal of Applied Ichthyology, 18(4–6), 420–429. https://doi.org/10.1046/j.1439-0426.2002.00422.x

Baumgärtner, D., & Rothhaupt, K.-O. (2005). The impact of predation by burbot (*Lota lota* L.) on the macroinvertebrate community in the littoral zone of a large lake. Aquatic Ecology, 39(1), 79–92. https://doi.org/10.1007/s10452-004-1907-y

Becer Ozvarol, Z. A., Yildirim, A., & Ozvarol, Y. (2009). Feeding Ecology of Various Length-Classes of Brown Trout (*Salmo trutta*) in Different Streams of Coruh River, Turkey. Kafkas Universitesi Veteriner Fakultesi Dergisi, 17(3), 377–382. https://doi.org/10.9775/kvfd.2010.3530

Becker, G. (1983). Fishes of Wisconsin. The University of Wisconsin Press. ISBN 978-0-299-08790-6

Beeck, P., Tauber, S., Kiel, S., & Borcherding, J. (2002). 0+ perch predation on 0+ bream: a case study in a eutrophic gravel pit lake. Freshwater Biology, 47(12), 2359–2369. https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.01004.x

Behnke, R., & Tomelleri, J. (2002). Trout and Salmon of North America. Free Press. ISBN 978-0-743-22220-4

Besson, M. L., Trancart, T., Acou, A., Charrier, F., Mazel, V., Legault, A., & Feunteun, E. (2016). Disrupted downstream migration behaviour of European silver eels (*Anguilla anguilla*, L.) in an obstructed river. Environmental Biology of Fishes, 99(10), 779–791. https://doi.org/10.1007/s10641-016-0522-9

Blabolil, P. (2023). Instalace vězence [ústní sdělení]. České Budějovice, 2.2.2023.

Blabolil, P., Čech, M., Jůza, T., Kočvara, L., Matěna, J., Říha, M., Vejřík, L., & Peterka, J. (2018a). Condition and feeding behaviour of subadult burbot (*Lota lota*) in riverine and lacustrine environments. Biologia, 73(1), 83–91. https://doi.org/10.2478/s11756-018-0008-7

Blabolil, P., Duras, J., Jůza, T., Kočvara, L., Matěna, J., Muška, M., Říha, M., Vejřík, L., Holubová, M., & Peterka, J. (2018b). Assessment of burbot *Lota lota* (L. 1758) population sustainability in central European reservoirs. Journal of Fish Biology, 92(5), 1545–1559. https://doi.org/10.1111/jfb.13610

Blabolil, P., Hänfling, B., Harper, L. R., Sellers, G., di Muri, C., Griffiths, N. P., dos Santos, R. A., Knežević-Jarić, J., Jůza, T., Vašek, M., Čech, M., Muška, M., Fiala, I., Lisnerová, M., & Peterka, J. (2021+). Vzorkování volné genetické informace (eDNA) z vody. Biologické centrum AV ČR, v.v.i. ISBN 978-80-86668-89-5

Blabolil, P., Jůza, T., Vašek, M., & Peterka, J. (2021b). Metodika kvantifikace dravých druhů ryb nádrží a jezer. Biologické centrum AV ČR, v.v.i. ISBN 978-80-86668-86-4

Blabolil, P., Peterka, J., Čech, M., & Jůza, T. (2023). Influence of habitat on abundance, size and growth rate of pikeperch (*Sander lucioperca*) 0+ juveniles in a canyon-shaped reservoir. Ecology of Freshwater Fish, 00, 1–9. https://doi.org/10.1111/eff.12709

Blake, M., & Hart, P. (1995). The vulnerability of juvenile signal crayfish to perch and eel predation. Freshwater Biology, 33(2), 233–244. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1995.tb01164.x

Blanc, G. (1997). L'introduction des agents pathogènes dans les écosystèmes aquatiques: aspects théoriques et réalités. Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture, 1997(344–345), 489–513. https://doi.org/10.1051/kmae:1997043

Boulêtreau, S., & Santoul, F. (2016). The end of the mythical giant catfish. Ecosphere, 7(11), e01606. https://doi.org/10.1002/ecs2.1606

Brabrand, A., Koestler, A., & Borgstrøm, R. (2002). Lake spawning of brown trout related to groundwater influx. Journal of Fish Biology, 60(3), 751–763. https://doi.org/10.1006/jfbi.2002.1901

Bretschneider, F. (1974). Electroreceptive properties of *Silurus glanis* (L.). Experientia, 30(9), 1035–1035. https://doi.org/10.1007/BF01938994

British Standards Institution. (2006). BS EN 14962:2006, BS 6068-5.40:2006: Water quality. Guidance on the scope and selection of fish sampling methods.

Brown, C., & Day, R. L. (2002). The future of stock enhancements: lessons for hatchery practice from conservation biology. Fish and Fisheries, 3(2), 79–94. https://doi.org/10.1046/j.1467-2979.2002.00077.x

Broža, V. (2005). Přehrady Čech, Moravy a Slezska. Knihy 555. ISBN 80-86660-11-7

Bry, C., Basset, E., Rognon, X., & Bonamy, F. (1992). Analysis of sibling cannibalism among pike, *Esox lucius*, juveniles reared under semi-natural conditions. Environmental Biology of Fishes, 35(1), 75–84. https://doi.org/10.1007/BF00001160

Carol, J., Benejam, L., Alcaraz, C., Vila-Gispert, A., Zamora, L., Navarro, E., Armengol, J., & Garcia-Berthou, E. (2006). The effects of limnological features on fish assemblages of 14 Spanish reservoirs. Ecology of Freshwater Fish, 15(1), 66–77. https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2005.00123.x

Carol, J., Benejam, L. B., & García-Berthou, E. (2009). Growth and diet of European catfish (*Silurus glanis*) in early and late invasion stages. Fundamental and Applied Limnology, 174(4), 317–328. https://doi.org/10.1127/1863-9135/2009/0174-0317

Carpenter, S. R., Kitchell, J. F., & Hodgson, J. R. (1985). Cascading Trophic Interactions and Lake Productivity. BioScience, 35(10), 634–639. https://doi.org/10.2307/1309989

Carpentier, A., Marion, L., Paillisson, J.-M., Acou, A., & Feunteun, E. (2009). Effects of commercial fishing and predation by cormorants on the *Anguilla anguilla* stock of a shallow eutrophic lake. Journal of Fish Biology, 74(9), 2132–2138. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2009.02286.x

Casselman, J. M. (1996). Age, growth and environmental requirements of pike. In G. Carvalho, R. Arlinghaus, B. Gillanders, & A. Kuparinen (Eds.), Pike (Vol. 19, pp. 69–101). Springer. https://doi.org/10.1007/978-94-015-8775-4_4

Casselman, J. M., & Lewis, C. A. (1996). Habitat requirements of northern pike (*Essox lucius*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 53(S1), 161–174. https://doi.org/10.1139/f96-019

Chapman, C. A., & Mackay, W. C. (1984). Versatility in habitat use by a top aquatic predator, *Esox lucius* L. Journal of Fish Biology, 25(1), 109–115. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1984.tb04855.x

Chen, X.-C., Kong, H.-N., He, S.-B., Wu, D.-Y., Li, C.-J., & Huang, X.-C. (2009). Reducing harmful algae in raw water by light-shading. Process Biochemistry, 44(3), 357–360. https://doi.org/10.1016/j.procbio.2008.11.002

Claessen, D., de Roos, A. M., & Persson, L. (2004). Population dynamic theory of size–dependent cannibalism. Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences, 271(1537), 333–340. https://doi.org/10.1098/rspb.2003.2555

Closs, G., Downes, B., & Boulton, A. (2004). Freshwater ecology: a scientific introduction. Blackwell Publishing. ISBN 978-0-632-05266-0

Colchen, T., Fontaine, P., Ledoré, Y., Teletchea, F., & Pasquet, A. (2019). Intra-cohort cannibalism in early life stages of pikeperch. Aquaculture Research, 50(3), 915–924. https://doi.org/10.1111/are.13966

Collette, B. B., Ali, M. A., Hokanson, K. E. F., Nagięć, M., Smirnov, S. A., Thorpe, J. E., Weatherley, A. H., & Willemsen, J. (1977). Biology of the Percids. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 34(10), 1890–1899. https://doi.org/10.1139/f77-255

Copp, G. H., Robert Britton, J., Cucherousset, J., García-Berthou, E., Kirk, R., Peeler, E., & Stakėnas, S. (2009). Voracious invader or benign feline? A review of the environmental biology of European catfish *Silurus glanis* in its native and introduced ranges. Fish and Fisheries, 10(3), 252–282. https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2008.00321.x

Craig, J. (1996). Pike: Biology and Exploitation. Chapman & Hall. ISBN 978-90-481-4006-0

Craig, J. F. (2008). A short review of pike ecology. Hydrobiologia, 601(1), 5–16. https://doi.org/10.1007/s10750-007-9262-3

Cresci, A. (2020). A comprehensive hypothesis on the migration of European glass eels (*Anguilla anguilla*). Biological Reviews, 95(5), 1273–1286. https://doi.org/10.1111/brv.12609

Čtvrtlíková, M., Kučerová, A., Krolová, M., Znachor, P., Hejzlar, J., Matěna, J., Muška, M., Kubečka, J., & Hladík, M. (2020). Vodní makrofyta umělých plovoucích ostrovů v nádržích České republiky. Biologické centrum AV ČR, v.v.i. ve spolupráci se společností Vodohospodářský rozvoj a výstavba a.s. ISBN 978-80-86668-80-2

Cucherousset, J., Horky, P., Slavík, O., Ovidio, M., Arlinghaus, R., Boulêtreau, S., Britton, R., García-Berthou, E., & Santoul, F. (2018). Ecology, behaviour and management of the European catfish. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 28(1), 177–190. https://doi.org/10.1007/s11160-017-9507-9

Cucherousset, J., Paillisson, J.-M., Carpentier, A., Thoby, V., Damien, J.-P., Eybert, M.-C., Feunteun, E., & Robinet, T. (2007). Freshwater protected areas: an effective measure to reconcile conservation and exploitation of the threatened European eels (*Anguilla anguilla*)? Ecology of Freshwater Fish, 16(4), 528–538. https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2007.00247.x

Cutting, K. A., Cross, W. F., Anderson, M. L., & Reese, E. G. (2016). Seasonal Change in Trophic Niche of Adfluvial Arctic Grayling (*Thymallus arcticus*) and Coexisting Fishes in a High-Elevation Lake System. PLOS ONE, 11(5), e0156187. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0156187

Czamara, W., Czamara, A., & Wiatkowskf, M. (2008). The use of pre-dams with plant filters to improve water quality in storage reservoirs. Archives of Environmental Protection, 34(SI), 79–89. ISSN 2083-4772

Daněk, T., Kalous, L., Petrtýl, M., & Horký, P. (2014). Move or die: change in European catfish (*Silurus glanis* L.) behaviour caused by oxygen deficiency. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 414(08), 1–11. https://doi.org/10.1051/kmae/2014020

Davies, C., Shelley, J., Harding, P., McLean, I., Gardiner, R., & Peirson, G. (2004). Freshwater Fishes in Britain: The Species and their Distribution. Harley Books. ISBN 978-0946589760

Dawidowicz, P., Prejs, A., Engelmayer, A., Martyniak, A., Kozłowski, J., Kufel, L., & Paradowska, M. (2002). Hypolimnetic anoxia hampers top-down food-web manipulation in a eutrophic lake. Freshwater Biology, 47(12), 2401–2409. https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.01007.x

de Moraes, K. R., Souza, A. T., Bartoň, D., Blabolil, P., Muška, M., Prchalová, M., Randák, T., Říha, M., Vašek, M., Turek, J., Tušer, M., Žlábek, V., & Kubečka, J. (2023). Can a Protected Area Help Improve Fish Populations under Heavy Recreation Fishing? Water, 15(4), 632. https://doi.org/10.3390/w15040632

de Santis, V., & Volta, P. (2021). Spoiled for Choice during Cold Season? Habitat Use and Potential Impacts of the Invasive *Silurus glanis* L. in a Deep, Large, and Oligotrophic Lake (Lake Maggiore, North Italy). Water, 13(18), 2549. https://doi.org/10.3390/w13182549

di Prinzio, C. Y., Miserendino, M. L., & Casaux, R. (2013). Feeding strategy of the non-native rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*, in low-order Patagonian streams. Fisheries Management and Ecology, 20(5), 414–425. https://doi.org/10.1111/fme.12028

Diana, J. S. (2009). Aquaculture Production and Biodiversity Conservation. BioScience, 59(1), 27–38. https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.1.7

Didenko, A. v., & Gurbyk, A. B. (2016). Spring diet and trophic relationships between piscivorous fishes in Kaniv Reservoir (Ukraine). Folia Zoologica, 65(1), 15–26. https://doi.org/10.25225/fozo.v65.i1.a4.2016

Dixon, C. J., & Vokoun, J. C. (2009). Burbot resource selection in small streams near the southern extent of the species range. Ecology of Freshwater Fish, 18(2), 234–246. https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2008.00341.x

Dobler, E. (1977). Correlation between the feeding time of the pike (*Esox lucius*) and the dispersion of a school of *Leucaspius delineatus*. Oecologia, 27(1), 93–96. https://doi.org/10.1007/BF00345687

Dolejší, Z. (1994). Manipulační řád pro vodní dílo Římov na Malši.

Dörner, H., & Benndorf, J. (2003). Piscivory by large eels on young-of-the-year fishes: its potential as a biomanipulation tool. Journal of Fish Biology, 62(2), 491–494. https://doi.org/10.1046/j.0022-1112.2003.00035.x

Dörner, H., Hülsmann, S., Hölker, F., Skov, C., & Wagner, A. (2007). Size-dependent predator–prey relationships between pikeperch and their prey fish. Ecology of Freshwater Fish, 16(3), 307–314. https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2006.00223.x

Dörner, H., Skov, C., Berg, S., Schulze, T., Beare, D. J., & van der Velde, G. (2009). Piscivory and trophic position of *Anguilla anguilla* in two lakes: importance of macrozoobenthos

density. Journal of Fish Biology, 74(9), 2115–2131. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2009.02289.x

Dörner, H., Wagner, A., & Benndorf, J. (1999). Predation by piscivorous fish on age-0 fish: spatial and temporal variability in a biomanipulated lake (Bautzen reservoir, Germany). In Shallow Lakes '98 (pp. 39–46). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-017-2986-4_4

Dungel, J., & Řehák, Z. (2011). Atlas ryb, obojživelníků a plazů České a Slovenské republiky. Academia. ISBN 80-200-1282-6

Durif, C., Dufour, S., & Elie, P. (2005). The silvering process of *Anguilla anguilla*: a new classification from the yellow resident to the silver migrating stage. Journal of Fish Biology, 66(4), 1025–1043. https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2005.00662.x

Dyches, P., & Chou, F. (2015). The Solar System and Beyond is Awash in Water. [online]. [cit. 2022-11-16]. Dostupné na: https://www.nasa.gov/jpl/the-solar-system-and-beyond-is-awash-in-water

Edwards, D. (1978). Salmon and Trout Farming In Norway. Fishing News Books. ISBN 978-0852380932

Eilers, J. M., Truemper, H. A., Jackson, L. S., Eilers, B. J., & Loomis, D. W. (2011). Eradication of an invasive cyprinid (*Gila bicolor*) to achieve water quality goals in Diamond Lake, Oregon (USA). Lake and Reservoir Management, 27(3), 194–204. https://doi.org/10.1080/07438141.2011.590269

Eklov, P., & VanKooten, T. (2001). Facilitation among Piscivorous Predators: Effects of Prey Habitat Use. Ecology, 82(9), 2486. https://doi.org/10.2307/2679930

Elvira, B., & Almodóvar, A. (2001). Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21st century. Journal of Fish Biology, 59(SUPPL. A), 323–331. https://doi.org/10.1006/jfbi.2001.1753

Emmrich, M., Winfield, I. J., Guillard, J., Rustadbakken, A., Vergès, C., Volta, P., Jeppesen, E., Lauridsen, T. L., Brucet, S., Holmgren, K., Argillier, C., & Mehner, T. (2012). Strong correspondence between gillnet catch per unit effort and hydroacoustically derived fish biomass in stratified lakes. Freshwater Biology, 57(12), 2436–2448. https://doi.org/10.1111/fwb.12022

Enders, E. C., Boisclair, D., & Roy, A. G. (2003). The effect of turbulence on the cost of swimming for juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 60(9), 1149–1160. https://doi.org/10.1139/f03-101

Erzini, K., Gonçalves, J. M. S., Bentes, L., Moutopoulos, D. K., Casal, J. A. H., Soriguer, M. C., Puente, E., Errazkin, L. A., & Stergiou, K. I. (2006). Size selectivity of trammel nets in southern European small-scale fisheries. Fisheries Research, 79(1–2), 183–201. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2006.03.004

European Environment Agency. (2013a). Aral asp – *Aspius aspius* (Linnaeus, 1758). [online]. [cit. 2022-11-25]. Dostupné na: https://eunis.eea.europa.eu/species/432#legal_status

European Environment Agency. (2013b). Common eel – *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758). [online]. [cit. 2022-12-03]. Dostupné na:

European Environment Agency. (2014a). Burbot – *Lota lota* (Linnaeus, 1758). [online]. [cit. 2022-12-13]. Dostupné na: https://eunis.eea.europa.eu/species/10055

European Environment Agency. (2014b). European catfish – *Silurus glanis* Linnaeus, 1758. [online]. [cit. 2022-11-25]. Dostupné na: https://eunis.eea.europa.eu/species/10053

European Environment Agency. (2014c). European pike-perch – *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758). [online]. [cit. 2022-11-25]. Dostupné na: https://eunis.eea.europa.eu/species/10458

European Environment Agency. (2014d). Northern pike – *Esox lucius* Linnaeus, 1758. [online]. [cit. 2022-11-25]. Dostupné na: https://eunis.eea.europa.eu/species/9959

European Environment Agency. (2018). Reservoirs and dams. [online]. [cit. 2022-12-20]. Dostupné na: https://www.eea.europa.eu/archived/archived-content-water-topic/reservoirs-and-dams

Fazio, G., Sasal, P., Mouahid, G., Lecomte-Finiger, R., & Moné, H. (2012). Swim Bladder Nematodes (*Anguillicoloides crassus*) Disturb Silvering In European Eels (*Anguilla anguilla*). Journal of Parasitology, 98(4), 695–705. https://doi.org/10.1645/GE-2700.1

Feunteun, E. (2002). Management and restoration of European eel population (*Anguilla anguilla*): An impossible bargain. Ecological Engineering, 18(5), 575–591. https://doi.org/10.1016/S0925-8574(02)00021-6

Fischer, J. R., & Quist, M. C. (2014). Gear and Seasonal Bias Associated with Abundance and Size Structure Estimates for Lentic Freshwater Fishes. Journal of Fish and Wildlife Management, 5(2), 394–412. https://doi.org/10.3996/082013-JFWM-054

Fischer, P. (1999). Otolith microstructure during the pelagic, settlement and benthic phases in burbot. Journal of Fish Biology, 54(6), 1231–1243. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1999.tb02051.x

Fischer, P., & Eckmann, R. (1997). Seasonal changes in fish abundance, biomass and species richness in the littoral zone of a large European lake, Lake Constance, Germany. Archiv Für Hydrobiologie, 139(4), 433–448. https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/139/1997/433

Fonken, D. R., Conner, M. M., Walsworth, T. E., & Thompson, P. D. (2023). Benefits of stocking fewer but larger individuals with implications for native fish recovery. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 80(3), 439–450. https://doi.org/10.1139/cjfas-2022-0071

Forsman, A., Tibblin, P., Berggren, H., Nordahl, O., Koch-Schmidt, P., & Larsson, P. (2015). Pike *Esox lucius* as an emerging model organism for studies in ecology and evolutionary biology: a review. Journal of Fish Biology, 87(2), 472–479. https://doi.org/10.1111/jfb.12712

Frankiewicz, P., Dabrowski, K., Martyniak, A., & Zalewski, M. (1999). Shallow Lakes '98 (N. Walz & B. Nixdorf, Eds.; Vol. 143). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-017-2986-4

Fratt, T. W., Coble, D. W., Copes, F., & Bruesewitz, R. E. (1997). Diet of Burbot in Green Bay and Western Lake Michigan With Comparison to Other Waters. Journal of Great Lakes Research, 23(1), 1–10. https://doi.org/10.1016/S0380-1330(97)70880-3

Froese, R., & Pauly, D. (2015a). FishBase: *Lota lota* (Linnaeus, 1758). [online]. [cit. 2022-12-11]. Dostupné na: https://www.fishbase.se/summary/lota-lota.html

Froese, R., & Pauly, D. (2015b). FishBase: *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758). [online]. [cit. 2022-08-21]. Dostupné na: https://www.fishbase.se/summary/Sander-lucioperca.html

Froese, R., & Pauly, D. (2017a). FishBase: *Esox lucius* (Linnaeus, 1758). [online]. [cit. 2022-08-21]. Dostupné na: https://www.fishbase.se/summary/Esox-lucius.html

Froese, R., & Pauly, D. (2017b). FishBase: *Silurus glanis* (Linnaeus, 1758). [online]. [cit. 2022-08-21]. Dostupné na: https://www.fishbase.se/summary/Silurus-glanis.html

Fu, F., & Wang, Q. (2011). Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. Journal of Environmental Management, 92(3), 407–418. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.011

Geere, J.-A., & Cortobius, M. (2017). Who Carries the Weight of Water? Fetching Water in Rural and Urban Areas and the Implications for Water Security. Water Alternatives, 10(2), 513–540.

George, E. M., Roseman, E. F., Davis, B. M., & O'Brien, T. P. (2013). Feeding Ecology of Pelagic Larval Burbot in Northern Lake Huron, Michigan. Transactions of the American Fisheries Society, 142(6), 1716–1723. https://doi.org/10.1080/00028487.2013.788561

Gerstmeier, R., & Romig, T. (2003). Die Süsswasserfische Europas für Naturfreunde und Angler. Kosmos. ISBN 978-3440094839

Gillooly, J. F., Brown, J. H., West, G. B., Savage, V. M., & Charnov, E. L. (2001). Effects of Size and Temperature on Metabolic Rate. Science, 293(5538), 2248–2251. https://doi.org/10.1126/science.1061967

Gliwicz, Z. M., & Jachner, A. (1992). Diel migrations of juvenile fish: a ghost of predation past or present? Archiv Für Hydrobiologie, 124(4), 385–410. https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/124/1992/385

Godard, M., & Copp, G. (2022). *Sander lucioperca* (pike-perch). CABI Compendium, CABI Compendium. https://doi.org/10.1079/cabicompendium.65338

Gołdyn, R., Kozak, A., & Romanowicz, W. (1997). Food-web manipulation in the Maltański Reservoir. Hydrobiologia, 342, 327–333. https://doi.org/https://doi.org/10.1023/A:1017036717550

Grande, T., Laten, H., & López, J. A. (2004). Phylogenetic Relationships of Extant Esocid Species (Teleostei: Salmoniformes) Based on Morphological and Molecular Characters. Copeia, 2004(4), 743–757. https://doi.org/10.1643/CG-04-007R1

Grausgruber, E. E., & Weber, M. J. (2021). Using mark-recapture techniques to assess factors affecting survival of fall stocked walleye *Sander vitreus* in two Iowa lakes. Fisheries Research, 242, 106029. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.106029

Grift, R. E., Buijse, A. D., van Densen, W. L. T., Machiels, M. A. M., Kranenbarg, J., Klein Breteler, J. G. P., & Backx, J. J. G. M. (2003). Suitable habitats for 0-group fish in rehabilitated floodplains along the lower River Rhine. River Research and Applications, 19(4), 353–374. https://doi.org/10.1002/rra.711

Grimm, M. P. (1989). Northern pike (*Esox lucius* L.) and aquatic vegetation, tools in the management of fisheries and water quality in shallow waters. Hydrobiological Bulletin, 23(1), 59–65. https://doi.org/10.1007/BF02286427

Gudger, E. (1945). Is the giant catfish, *Silurus glanis*, a predator on man? The Scientific Monthly, 61, 451–454.

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. https://doi.org/10.1007/s10201-012-0381-9

Halačka, K., Adámek, Z., Jurajda, P., Mareš, J., Kopp, R., & Grmela, Jan. (2018). Plán hospodaření na malých vodárenských nádržích typu Bojkovice a Ludkovice: metodika R20/2018. Mendelova univerzita v Brně. ISBN 978-80-7509-623-4

Hanel, L., & Andreska, J. (2013). Ryby evropských vod v ilustracích Květoslava Híska. Aventium. ISBN 978-80-7442-038-2

Hanel, L., & Lusk, S. (2005). Ryby a mihule České republiky. Český svaz ochránců přírody (Vlašim). ISBN 80-86327-49-3

Hansson, L.-A., Annadotter, H., Bergman, E., Hamrin, S. F., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Luokkanen, E., Nilsson, P.-Å., Søndergaard, M., & Strand, J. (1998). Minireview: Biomanipulation as an Application of Food-Chain Theory: Constraints, Synthesis, and Recommendations for Temperate Lakes. Ecosystems, 1(6), 558–574. https://doi.org/10.1007/s100219900051

Hares, C. J., Jonas, J. L., & Leonard, J. B. K. (2015). Diet analysis of burbot (*Lota lota*) from eastern Lake Michigan: 1996-2012. Hydrobiologia, 757(1), 89–99. https://doi.org/10.1007/s10750-015-2297-y

Harrison, A. J., Walker, A. M., Pinder, A. C., Briand, C., & Aprahamian, M. W. (2014). A review of glass eel migratory behaviour, sampling techniques and abundance estimates in

estuaries: implications for assessing recruitment, local production and exploitation. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 24(4), 967–983. https://doi.org/10.1007/s11160-014-9356-8

Hartman, P., Přikryl, I., & Štědronský, E. (2005). Hydrobiologie. Informatorium. ISBN 80-7333-046-6

Hawkins, L. A., Armstrong, J. D., & Magurran, A. E. (2005). Aggregation in juvenile pike (*Esox lucius*): interactions between habitat and density in early winter. Functional Ecology, 19(5), 794–799. https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2005.01039.x

Hejzlar, J. (2006). Management options to control ecological potential of reservoirs. The 5th International Conference on Reservoir Limnology and Water Quality: Reservoirs – Establishing the Balance between Human Use and Biotic Integrity, 23.

Hickley, P., & Chare, S. (2004). Fisheries for non-native species in England and Wales: angling or the environment? Fisheries Management and Ecology, 11(3–4), 203–212. https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2004.00395.x

Hladík, M., & Kubečka, J. (2003). Fish migration between a temperate reservoir and its main tributary. Hydrobiologia, 504, 251–266. https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008525.46939.42

Hladík, M., Kubečka, J., Pokorný, P., Čech, M., Draštík, V., Kratochvíl, M., Peterka, J., Prchalová, M., & Mojmír, V. (2002). Zkušenosti s odlovem ryb do vězenců v přítokové části nádrže Římov. V: Spurný, P. (Ed.), Sborník Referátů V. České Ichtyologické Konference., 126–131.

Hofmann, N., & Fischer, P. (2001). Seasonal changes in abundance and age structure of burbot *Lota lota* (L.) and stone loach *Barbatula barbatula* (L.) in the littoral zone of a large pre-alpine lake. Ecology of Freshwater Fish, 10(1), 21–25. https://doi.org/10.1034/j.1600-0633.2001.100103.x

Hofmann, N., & Fischer, P. (2003). Impact of temperature on food intake and growth in juvenile burbot. Journal of Fish Biology, 63(5), 1295–1305. https://doi.org/10.1046/j.1095-8649.2003.00252.x

Holčík, J., & Mihálik, J. (1971). Sladkovodní ryby. Artia. ISBN 37-013-71

Howard, A. (1994). Problem Cyanobacterial Blooms: Explanation and Simulation Modelling. In Transactions of the Institute of British Geographers (Vol. 19, Issue 2, pp. 213–224). https://doi.org/10.2307/622755

Hrbáček, J. (1962). Species composition and the amount of the zooplankton in relation to the fish stock. Rozpravy Československé Akademie Věd, 72(10), 116.

Hubert, W. A., Harris, D. D., & Rhodes, H. A. (1993). Variation in the summer diet of age-0 brown trout in a regulated mountain stream. Hydrobiologia, 259(3), 179–185. https://doi.org/10.1007/BF00006597

Hunt, B. P., & Carbine, W. F. (1951). Food of Young Pike, *Esox Lucius* L., and Associated Fishes in Peterson's Ditches, Houghton Lake, Michigan. Transactions of the American Fisheries Society, 80(1), 67–83. https://doi.org/10.1577/1548-8659(1950)80[67:FOYPEL]2.0.CO;2

ICES. (1999). Report of the ICES Advisory Committee on Fisheries Management. ISBN 978-87-7482-431-2

ICOLD. (2011). General Synthesis. [online]. [cit. 2022-12-20]. Dostupné na: https://www.icold-cigb.org/GB/world_register/general_synthesis.asp

Ikuta, K., Shikama, T., Oda, S., & Okumoto, N. (1992). Acid tolerance of eyed embryos and larvae in salmonid fishes. Bulletin of National Research Institute of Aquaculture, 21, 39–45. ISSN 0389-5858

Ivanova, M., Lopatko, A., & Maltseva, L. (1982). Rations and food coefficients of young pike *Esox lucius* L. in the Rybinsk Reservoir. Voprosy Ikhtiologii, 22, 233–239. ISSN 0042-8752

Jackson, J. R., Vandevalk, A. J., Forney, J. L., Lantry, B. F., Brooking, T. E., & Rudstam, L. G. (2008). Long-Term Trends in Burbot Abundance in Oneida Lake, New York: Life at the Southern Edge of the Range in an Era of Climate Change. American Fisheries Society Symposium, 59, 131–152. ISSN 0892-2284

Jacobs, G. R., Madenjian, C. P., Bunnell, D. B., & Holuszko, J. D. (2010). Diet of lake trout and burbot in Northern Lake Michigan during spring: Evidence of ecological interaction. Journal of Great Lakes Research, 36(2), 312–317. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2010.02.007

Jacobsen, L., Berg, S., & Skov, C. (2004). Management of lake fish populations and lake fisheries in Denmark: history and current status. Fisheries Management and Ecology, 11(3–4), 219–224. https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2004.00397.x

Jellyman, D. J. (2022). An enigma: how can freshwater eels (*Anguilla* spp.) be such a successful genus yet be universally threatened? Reviews in Fish Biology and Fisheries, 32(2), 701–718. https://doi.org/10.1007/s11160-021-09658-8

Jensen, H., Kiljunen, M., & Amundsen, P.-A. (2012). Dietary ontogeny and niche shift to piscivory in lacustrine brown trout *Salmo trutta* revealed by stomach content and stable isotope analyses. Journal of Fish Biology, 80(7), 2448–2462. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2012.03294.x

Jepsen, N., Beck, S., Skov, C., & Koed, A. (2001). Behavior of pike (*Esox lucius* L.) >50 cm in a turbid reservoir and in a clearwater lake. Ecology of Freshwater Fish, 10(1), 26–34. https://doi.org/10.1034/j.1600-0633.2001.100104.x

Jones, D. R., Kiceniuk, J. W., & Bamford, O. S. (1974). Evaluation of the Swimming Performance of Several Fish Species from the Mackenzie River. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 31(10), 1641–1647. https://doi.org/10.1139/f74-206

Jonsson, N., Naesje, T. F., Jonsson, B., Saksgård, R., & Sandlund, O. T. (1999). The influence of piscivory on life history traits of brown trout. Journal of Fish Biology, 55(6), 1129–1141. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1999.tb02064.x

Jorde, K., Burke, M., Scheidt, N., Welcker, C., King, S., & Borden, C. (2007). 23 Reservoir operations, physical processes, and ecosystem losses. In H. Habersack, H. Piégay, & M. Rinaldi (Eds.), Developments in Earth Surface Processes (Vol. 11, pp. 607–636). Elsevier. https://doi.org/10.1016/S0928-2025(07)11151-2

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(1), 101–108. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.012

Jurajda, P., Reichard, M., & Hohausová, E. (1997). A survey of inshore 0+ juvenile fish community in the Nove Mlyny lowland reservoir, Czech Republic. Folia Zoologica, 46(3), 279–285. ISSN 0139-7893

Jůza, T., & Kubečka, J. (2007). The efficiency of three fry trawls for sampling the freshwater pelagic fry community. Fisheries Research, 85(3), 285–290. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2007.03.001

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. Biologické centrum AV ČR, v. v. i. ISBN 978-80-86668-98-7

Kahilainen, K., & Lehtonen, H. (2003). Piscivory and prey selection of four predator species in a whitefish dominated subarctic lake. Journal of Fish Biology, 63(3), 659–672. https://doi.org/10.1046/j.1095-8649.2003.00179.x

Kahl, U., Hülsmann, S., Radke, R. J., & Benndorf, J. (2008). The impact of water level fluctuations on the year class strength of roach: Implications for fish stock management. Limnologica, 38(3–4), 258–268. https://doi.org/10.1016/j.limno.2008.06.006

Kaifu, K., Stein, F., Dekker, W., Walker, N., Dolloff, C., Steele, K., Aguirre, A., Nijman, V., Siriwat, P., & Sasal, P. (2019). Global exploitation of freshwater eels (genus *Anguilla*): fisheries, stock status and illegal trade. In A. Don & P. Coulson (Eds.), Eels. Biology, monitoring, management, culture and exploitation (pp. 377–422). 5m Books Ltd. ISBN 978-1789180695

Kalff, J. (2002). Limnology: Inland Water Ecosystems. Prentice Hall. ISBN 978-0130337757

Kärgenberg, E., Økland, F., Thalfeldt, M., Thorstad, E. B., Sandlund, O. T., & Tambets, M. (2020). Migration patterns of a potamodromous piscivore, asp (*Leuciscus aspius*), in a river–lake system. Journal of Fish Biology, 97(4), 996–1008. https://doi.org/10.1111/jfb.14454

Keeken, O. A., Hal, R., Winter, H. V., Wilkes, T., & Griffioen, A. B. (2021). Migration of silver eel, *Anguilla anguilla*, through three water pumping stations in The Netherlands. Fisheries Management and Ecology, 28(1), 76–90. https://doi.org/10.1111/fme.12457

Khan, M. N., & Mohammad, F. (2014). Eutrophication: Challenges and Solutions. In Eutrophication: Causes, Consequences and Control (pp. 1–15). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7814-6_1

Klemetsen, A., Amundsen, P. A., Dempson, J. B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M. F., & Mortensen, E. (2003). Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and

Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): A review of aspects of their life histories. Ecology of Freshwater Fish, 12(1), 1–59. https://doi.org/10.1034/j.1600-0633.2003.00010.x

Kopáček, J., Hejzlar, J., & Rulík, M. (2020). Voda na Zemi. Nakladatelství Jihočeské univerzity. ISBN 978-80-7394-834-4

Kottelat, M., & Freyhof, J. (2007). Handbook of European Freshwater Fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof. ISBN 978-2-8399-0298-4

Kratochvíl, M., Mrkvička, T., Vašek, M., Peterka, J., Čech, M., Draštík, V., Jůza, T., Matěna, J., Muška, M., Sed'a, J., Znachor, P., & Kubečka, J. (2012). Littoral age 0+ fish distribution in relation to multi-scale spatial heterogeneity of a deep-valley reservoir. Hydrobiologia, 696(1), 185–198. https://doi.org/10.1007/s10750-012-1207-9

Krpo-Ćetković, J., Hegediš, A., & Lenhardt, M. (2010). Diet and growth of asp, *Aspius aspius* (Linnaeus, 1758), in the Danube River near the confluence with the Sava River (Serbia). Journal of Applied Ichthyology, 26(4), 513–521. https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2010.01456.x

Kubečka, J., Balk, H., Blabolil, P., Frouzová, J., Kolařík, T., Kratochvíl, M., Muška, M., Prchalová, M., Říha, M., Sajdlová, Z., Soukalová, K., Souza, A. T., Tušer, M., Vejřík, L., & Vejříková, I. (2022). Methodology of monitoring fish communities in reservoirs and lakes. Biologické centrum AV ČR, v. v. i. ISBN 978-80-86668-08-6

Kubečka, J., Blabolil, P., Jůza, T., & Peterka, J. (2020). Pevná vnější konstrukce pro zjednodušení čištění, opravy a vybírání úlovku z velkých vězenců při dlouhodobé instalaci. 8974_PrototypQK1920011V005.

Kubečka, J., Frouzová, J., & Prchalová, M. (2010). Metodika monitorování rybích společenstev nádrží a jezer / Monitoring methods of fish assemblages in reservoirs and lakes. Biologické centrum AV ČR, v. v. i. ISBN 978-80-86668-08-6

Kujawa, R., Mamcarz, A., & Kucharczyk, D. (2007). Postembryonic developmental stages of asp *Aspius aspius* (L.). Polish Journal of Natural Science, 22(2), 239–245. https://doi.org/10.2478/v10020-007-0023-6

Kujawa, R., Mamcarz, A., Skrzypczak, A., & Kucharczyk, D. (1998). Feeding habits of asp *Aspius aspius* larvae (Cyprinidae) in Lake Maroz, Poland. Italian Journal of Zoology, 65(sup1), 235–236. https://doi.org/10.1080/11250009809386822

Kuzishchin, K. V., Gruzdeva, M. A., & Pavlov, D. S. (2018). Traits of Biology of European Wels Catfish *Silurus glanis* from the Volga-Ahtuba Water System, the Lower Volga. Journal of Ichthyology, 58(6), 833–844. https://doi.org/10.1134/S0032945218060103

L'Abee-Lund, J. H., Langeland, A., & Saegrov, H. (1992). Piscivory by brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) in Norwegian lakes. Journal of Fish Biology, 41(1), 91–101. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1992.tb03172.x

Langeland, A., Schartau, A. K. L., & Nøst, T. (1997). Biomanipulation experiments in three temperate lakes. SIL Proceedings, 1922-2010, 26(2), 715–718. https://doi.org/10.1080/03680770.1995.11900810

Lappalainen, J., Dörner, H., & Wysujack, K. (2003). Reproduction biology of pikeperch (*Sander lucioperca* (L.)) – a review. Ecology of Freshwater Fish, 12(2), 95–106. https://doi.org/10.1034/j.1600-0633.2003.00005.x

Lehmann, B., Bensing, K., Adam, B., Schwevers, U., & Tuhtan, J. A. (2022). Examples from Practice. In Ethohydraulics: A Method for Nature-Compatible Hydraulic Engineering (pp. 23–41). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-658-35416-9_3

Lehtiniemi, M., Hakala, T., Saesmaa, S., & Viitasalo, M. (2007). Prey selection by the larvae of three species of littoral fishes on natural zooplankton assemblages. Aquatic Ecology, 41(1), 85–94. https://doi.org/10.1007/s10452-006-9042-6

Lelek, A. (1987). The Freshwater Fishes of Europe: Threatened Fishes of Europe. AULA-Verlog Wiesbaden. ISBN 3-89104-048-2

Lenhardt, M. B., Smederevac-Lalić, M. M., Spasić, S. Z., Honţ, Ş., Paraschiv, M., Iani, M. I., Nikčević, M. V., Klimley, P. A., & Suciu, R. (2021). Seasonal changes in depth position and temperature of European catfish (*Silurus glanis*) tracked by acoustic telemetry in the Danube River. International Review of Hydrobiology, 106(3–4), 191–201. https://doi.org/10.1002/iroh.202002049

Li, J. (1999). An appraisal of factors constraining the success of fish stock enhancement programmes. Fisheries Management and Ecology, 6(2), 161–169. https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.1999.00145.x

Li, Y., Meng, J., Zhang, C., Ji, S., Kong, Q., Wang, R., & Liu, J. (2020). Bottom-up and top-down effects on phytoplankton communities in two freshwater lakes. PLOS One, 15(4). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0231357

Liška, M. (2012). Největší zdroj pitné vody v České republice – vodárenská nádrž Švihov na Želivce. Vodní Hospodářství, 62(3), 78–82.

Loligo Systems. (2021). PIT tags (100 pcs). [online]. [cit. 2022-10-18]. Dostupné na: https://www.loligosystems.com/pit-tags

Long-Term Ecosystem Research in the Czech Republic. (2018). Římov – údolní nádrž. [online]. [cit. 2022-10-08]. Dostupné na: https://lter.cz/rimov-udolni-nadrz

Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., & de Poorter, M. (2000). 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. The Invasive Species Specialist Group (ISSG): specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN).

Ložys, L., Shiao, J.-C., Iizuka, Y., Minde, A., Pūtys, Ž., Jakubavičiūtė, E., Dainys, J., Gorfine, H., & Tzeng, W.-N. (2017). Habitat use and migratory behaviour of pikeperch *Sander lucioperca* in Lithuanian and Latvian waters as inferred from otolith Sr:Ca ratios. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 198(part A), 43–52. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.08.020

Maavara, T., Chen, Q., van Meter, K., Brown, L. E., Zhang, J., Ni, J., & Zarfl, C. (2020). River dam impacts on biogeochemical cycling. Nature Reviews Earth & Environment, 1(2), 103–116. https://doi.org/10.1038/s43017-019-0019-0

Maitland, P. S. (1977). The Hamlyn guide to freshwater fishes of Britain and Europe. Hamlyn. ISBN 978-0600339861

Makanda, K., Nzama, S., & Kanyerere, T. (2022). Assessing the Role of Water Resources Protection Practice for Sustainable Water Resources Management: A Review. Water, 14(19), 3153. https://doi.org/10.3390/w14193153

Malyukina, G., & Martem'yanov, V. (1981). An electrocardiographic study of chemical sensitivity in some freshwater fishes. Journal of Ichthyology, 21, 77–84. ISSN 1555-6425

Massabuau, J.-C., & Forgue, J. (1995). Les capacités d'adaptation du silure glane en hypoxie: un cas exemplaire d'homéostasie du milieu intérieur. Aquatic Living Resources, 8(4), 423–430. https://doi.org/10.1051/alr:1995050

McLaughlan, C., & Aldridge, D. C. (2013). Cultivation of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) within their invaded range to improve water quality in reservoirs. Water Research, 47(13), 4357–4369. https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.04.043

McPhail, J., & Paragamian, V. (2000). Burbot Biology and Life History. In V. Paragamian & D. Willis (Eds.), Burbot Biology, Ecology, and Management (pp. 11–23). American Fisheries Society, Fisheries Management Section. ISBN 978-1-888569-98-8

Mehner, T., Arlinghaus, R., Berg, S., Dorner, 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. https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2004.00401.x

Mehner, T., Benndorf, J., Kasprzak, P., & Koschel, R. (2002). Biomanipulation of lake ecosystems: successful applications and expanding complexity in the underlying science. Freshwater Biology, 47(12), 2453–2465. https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.01003.x

Menezes, R. F., Borchsenius, F., Svenning, J. C., Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Landkildehus, F., & Jeppesen, E. (2013). Variation in fish community structure, richness, and diversity in 56 Danish lakes with contrasting depth, size, and trophic state: Does the method matter? Hydrobiologia, 710(1), 47–59. https://doi.org/10.1007/s10750-012-1025-0

Mihálik, J. (1995). Der Wels (2nd ed.). Westarp Wissenschaften. ISBN 978-3894326555

Mikl, L., Adámek, Z., Roche, K., Všetičková, L., Šlapanský, L., & Jurajda, P. (2017). Invasive Ponto-Caspian gobies in the diet of piscivorous fish in a European lowland river. Fundamental and Applied Limnology, 190(2), 157–171. https://doi.org/10.1127/fal/2017/1024

Miller, M. J., Feunteun, E., & Tsukamoto, K. (2016). Did a "perfect storm" of oceanic changes and continental anthropogenic impacts cause northern hemisphere anguillid recruitment reductions? ICES Journal of Marine Science, 73(1), 43–56. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv063

Miller, P., & Loates, J. (1997). Collins Pocket Guide: Fish of Britain & Europe. Harper Collins. ISBN 978-0002199452

Ministerstvo zemědělství. (2012). Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon) § 30 – Ochranná pásma vodních zdrojů. [online]. [cit. 2022-11-6]. Dostupné na: https://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/pravni-predpisy-mze/tematicky-prehled/100053086.html

Ministerstvo zemědělství, & Ministerstvo životního prostředí. (2022). Zpráva o stavu vodního hospodářství České republiky v roce 2021. ISBN 978-80-7434-668-2

Miranda, L. E., & Kratochvíl, M. (2008). Boat Electrofishing Relative to Anode Arrangement. Transactions of the American Fisheries Society, 137(5), 1358–1362. https://doi.org/10.1577/T07-243.1

Molony, B. (2001). Environmental requirements and tolerances of Rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and Brown trout (*Salmo trutta*) with special reference to Western Australia: a review. Fisheries Research Report (Western Australia).

Moss, B. (1988). Ecology of Fresh Waters: Man and Medium. Blackwell Science. ISBN 978-0632016426

Moss, B. (1992). Eutrophication: research and application to water supply. Freshwater Biological Association, 3, 73–81. ISBN 0-900386-52-5

Musseau, C., Vincenzi, S., Jesenšek, D., & Crivelli, A. J. (2017). Cannibalism in non-native brown trout *Salmo trutta* and rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* stream-dwelling populations. Journal of Fish Biology, 91(6), 1737–1744. https://doi.org/10.1111/jfb.13477

Nazari-Sharabian, M., Ahmad, S., & Karakouzian, M. (2018). Climate Change and Eutrophication: A Short Review. Engineering. Technology and Applied Science Research, 8(6), 3668–3672. https://doi.org/https://doi.org/10.48084/etasr.2392

Ngugi, C. C., & Green, J. M. (2007). Anthropogenic influences on population sizes, age and growth of naturalized rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*, in Kenya. African Journal of Ecology, 45(1), 86–93. https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.2006.00684.x

Nilsson, C. (2009). Reservoirs. In G. E. Likens (Ed.), Encyclopedia of Inland Waters (pp. 625–633). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00039-9

Omarov, O., & Popova, O. (1985). Feeding behavior of pike, *Esox lucius* and catfish, *Silurus glanis*, in the Arakum Reservoirs of Dagestan. Journal of Ichthyology, 25(1), 25–36. ISSN 1555-6425

Oppeltová, P., Novák, J., & Kotovicová, J. (2012). Vzdělávací modul – Ochrana životního prostředí: voda. ZERA – Zemědělská a ekologická regionální agentura. ISBN 978-80-87226-12-4

Ortúzar, M., Esterhuizen, M., Olicón-Hernández, D. R., González-López, J., & Aranda, E. (2022). Pharmaceutical Pollution in Aquatic Environments: A Concise Review of Environmental Impacts and Bioremediation Systems. Frontiers in Microbiology, 13. https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.869332

Pääkkönen, J.-P. J., & Marjomäki, T. J. (2000). Feeding of Burbot, *Lota lota*, at Different Temperatures. Environmental Biology of Fishes, 58(1), 109–112. https://doi.org/10.1023/A:1007611606545

Pakkasmaa, S., & Piironen, J. (2001). Morphological differentiation among local trout (*Salmo trutta*) populations. Biological Journal of the Linnean Society, 72(2), 231–239. https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2001.tb01313.x

Pankhurst, N. W., & King, H. R. (2010). Temperature and salmonid reproduction: implications for aquaculture. Journal of Fish Biology, 76(1), 69–85. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2009.02484.x

Paschos, I., Nathanailides, C., Perdikaris, C., & Tsoumani, M. (2004). Comparison of morphology, growth and survival between *Silurus glanis*, *S. aristotelis* and their hybrid during larval and juvenile stages. Aquaculture Research, 35(1), 97–99. https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2004.00983.x

Pauwels, I. S., Goethals, P. L. M., Coeck, J., & Mouton, A. M. (2017). Habitat use and preference of adult pike (*Esox lucius* L.) in an anthropogenically impacted lowland river. Limnologica, 62, 151–160. https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.10.001

Pavlović, M., Simonović, P., Stojkovic, M., & Simic, V. (2015). Analysis of diet of piscivorous fishes in Bovan, Gruza and Sumarice Reservoir, Serbia. Serbia Article in Iranian Journal of Fisheries Sciences, 14(4), 908–923. https://doi.org/10.22092/IJFS.2018.114492

Pedusaar, T., Sammalkorpi, I., Hautala, A., & Järvalt, A. (2008). Biomanipulating the drinking water reservoir of Estonia's capital city: Prospects for success. Lakes & Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use, 13(4), 289–300. https://doi.org/10.1111/j.1440-1770.2008.00380.x

Perrow, M. R., Meijer, M.-L., Dawidowicz, P., & Coops, H. (1997). Biomanipulation in shallow lakes: state of the art. Hydrobiologia, 342, 355–365. https://doi.org/10.1023/A:1017092802529

Persson, A., & Brönmark, C. (2002). Foraging capacity and resource synchronization in an ontogenetic diet switcher, pikeperch (*Stizostedion lucioperca*). Ecology, 83(11), 3014–3022. https://doi.org/https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[3014:FCARSI]2.0.CO;2

Persson, L., Byström, P., & Wahlström, E. (2000). Cannibalism and competition in Eurasian perch: Population dynamics of an ontogenetic omnivore. Ecology, 81(4), 1058–1071. https://doi.org/https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[1058:CACIEP]2.0.CO;2

Pike, C., Crook, V., & Gollock, M. (2020). *Anguilla anguilla*, European Eel. The IUCN Red List of Threatened Species. ISSN 2307-8235

Podda, C., Palmas, F., Pusceddu, A., & Sabatini, A. (2022). When the Eel Meets Dams: Larger Dams' Long-Term Impacts on *Anguilla anguilla* (L., 1758). Frontiers in Environmental Science, 10. https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.876369

Pokorný, J., & Adámek, Z. (1997). Edice metodik: Umělý výtěr mníka jednovousého a odchov jeho plůdku (Vol. 53). Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický. ISBN 80-85887-15-0

Polacek, M. C., Baldwin, C. M., Knuttgen, K., & Roosevelt, L. (2006). Status, Distribution, Diet, and Growth of Burbot in Lake Roosevelt, Washington. Northwest Science, 80(3), 153–164. ISSN 2161-9859

Popova, O. A., & Sytina, L. A. (1977). Food and Feeding Relations of Eurasian Perch (*Perca fluviatilis*) and Pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) in Various Waters of the USSR. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 34(10), 1559–1570. https://doi.org/10.1139/f77-219

Pospíšilová, A., Brejcha, J., Miller, V., Holcman, R., Šanda, R., & Štundl, J. (2019). Embryonic and larval development of the northern pike: An emerging fish model system for evo-devo research. Journal of Morphology, 280(8), 1118–1140. https://doi.org/10.1002/jmor.21005

Povodí Moravy. (2019). VD Dalešice. [online]. [cit. 2023-01-12]. Dostupné na: http://www.pmo.cz/cz/o-podniku/vodni-dila/dalesice/

Povodí Vltavy. (2010). VD Římov. [online]. [cit. 2022-09-28]. Dostupné na: https://www.pvl.cz/files/download/vodohospodarske-informace/vodni-dila-a-nadrze/rimov.pdf

Povodí Vltavy. (2011a). VD Klíčava. [online]. [cit. 2022-01-27]. Dostupné na: https://www.pvl.cz/files/download/vodohospodarske-informace/vodni-dila-a-nadrze/klicava.pdf

Povodí Vltavy. (2011b). VD Lipno I. [online]. [cit. 2022-12-20]. Dostupné na: https://www.pvl.cz/files/download/vodohospodarske-informace/vodni-dila-a-nadrze/lipno-i.pdf

Povodí Vltavy. (2011c). VD Želivka – Švihov. [online]. [cit. 2022-12-23]. Dostupné na: https://www.pvl.cz/files/download/vodohospodarske-informace/vodni-dila-a-nadrze/rimov.pdf

Povodí Vltavy. (2011d). Vodní dílo Orlík. [online]. [cit. 2022-12-20]. Dostupné na: https://www.pvl.cz/files/download/vodohospodarske-informace/vodni-dila-a-nadrze/orlik.pdf

Prchalová, M., Kubečka, J., Říha, M., Litvín, R., Čech, M., Frouzová, J., Hladík, M., Hohausová, E., Peterka, J., & Vašek, M. (2008). Overestimation of percid fishes (Percidae) in gillnet sampling. Fisheries Research, 91(1), 79–87. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2007.11.009

Price, J. I., & Heberling, M. T. (2018). The Effects of Source Water Quality on Drinking Water Treatment Costs: A Review and Synthesis of Empirical Literature. Ecological Economics, 151, 195–209. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.04.014

Probst, W. N., & Eckmann, R. (2009). Diet overlap between young-of-the-year perch, *Perca fluviatilis* L., and burbot, *Lota lota* (L.), during early life-history stages. Ecology of Freshwater Fish, 18(4), 527–536. https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2009.00367.x

Raat, A. (1989). Synopsis of biological data on the Northern pike, *Esox lucius* Linnaeus, 1758. Copeia. ISBN 92-5-102656-4

Raat, A. (1990). Production, consumption and prey availability of northern pike (*Esox lucius*), pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) and European catfish (*Silurus glanis*): a bioenergetics

approach. Hydrobiologia, 200, 497–509. https://doi.org/https://doi.org/10.1007/BF02530367

Radke, R. J., Kahl, U., & Benndorf, J. (2003). Food-web manipulation of drinking water reservoirs with salmonids: vertical distribution of prey and predator. Limnologica, 33(2), 92–98. https://doi.org/10.1016/S0075-9511(03)80038-5

Randák, T. (2013). Cizorodé látky ve vodním prostředí a jejich vliv na ryby. Živa, 6, 275. ISSN 0044-4812

Reichholf, J. (1998). Pevninské vody a mokřady. Ikar. ISSN 80-7202-185-0

Říha, M., Kubečka, J., Vašek, M., Seďa, J., Mrkvička, T., Prchalová, M., Matena, J., Hladík, M., Čech, M., Draštík, V., Frouzová, J., Hohausová, E., Jarolím, O., Jůza, T., Kratochvíl, M., Peterka, J., & Tušer, M. (2009). Long-term development of fish populations in the Římov Reservoir. Fisheries Management and Ecology, 16(2), 121–129. https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2008.00650.x

Rodger, A. W., Wolf, S. L., Starks, T. A., Burroughs, J. P., & Brewer, S. K. (2021). Seasonal Diet and Habitat Use of Large, Introduced Rainbow Trout in an Ozark Highland Stream. North American Journal of Fisheries Management, 41(6), 1764–1780. https://doi.org/10.1002/nafm.10694

Romare, P., & Bergman, E. (1999). Juvenile fish expansion following biomanipulation and its effect on zooplankton. In Nutrient Reduction and Biomanipulation as Tools to Improve Water Quality: The Lake Ringsjön Story (pp. 89–97). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-017-2462-3_10

Rosten, C. M., Gozlan, R. E., & Lucas, M. C. (2016). Allometric scaling of intraspecific space use. Biology Letters, 12(3), 20150673. https://doi.org/10.1098/rsbl.2015.0673

Rowe, D., & Schallenberg, M. (2004). Food webs in lakes. In J. Harding, M. Mosley, C. Pearson, & B. Sorrell (Eds.), Freshwaters of New Zealand (p. 23). Hydrological Society and New Zealand Limnological Society. ISBN 978-0476007086

Rudstam, L. G., Peppard, P. E., Fratt, T. W., Bruesewitz, R. E., Coble, D. W., Copes, F. A., & Kitchell, J. F. (1995). Prey consumption by the burbot (*Lota lota*) population in Green Bay, Lake Michigan, based on a bioenergetics model. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 52(5), 1074–1082. https://doi.org/10.1139/f95-105

Saulamo, K., Lappalainen, J., & Lehtonen, H. (2005). Biological characteristics of pikeperch, *Sander lucioperca*, during spawning migration in a Baltic Bay. Fisheries Management and Ecology, 12(2), 131–136. https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2004.00434.x

Scharf, W. (2007). Biomanipulation as a useful water quality management tool in deep stratifying reservoirs. Hydrobiologia, 583(1), 21–42. https://doi.org/10.1007/s10750-006-0471-y

Schmidt, S. I., Kodeš, V., Svátková, M., & Blabolil, P. (2021). Ekologie podzemních vod, po stopách Františka Vejdovského. [online]. [cit. 2023-01-12]. Dostupné na: https://vodnihospodarstvi.cz/ekologie-podzemnich-vod-po-stopach-frantiska-vejdovskeho/

Schnabel, Z. E. (1938). The Estimation of the Total Fish Population of a Lake. The American Mathematical Monthly, 45(6), 348–352. https://doi.org/10.1080/00029890.1938.11990818

Schriver, P., Bøgestrand, J., Jeppesen, E., & Søndergaard, M. (1995). Impact of submerged macrophytes on fish-zooplanl phytoplankton interactions: large-scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake. Freshwater Biology, 33(2), 255–270. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1995.tb01166.x

Schulz, U. H. (1999). Downstream migration of European lake trout, *Salmo trutta* f. *lacustris* L., and resident brown trout, *Salmo trutta* f. *fario* L., progeny in a Lake Constance affluent river. Fisheries Management and Ecology, 6(3), 187–194. https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.1999.00151.x

Schulze, T., Kahl, U., Radke, R. J., & Benndorf, J. (2004). Consumption, abundance and habitat use of *Anguilla anguilla* in a mesotrophic reservoir. Journal of Fish Biology, 65(6), 1543–1562. https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2004.00565.x

Seďa, J., & Devetter, M. (2000). Zooplankton community structure along a trophic gradient in a canyon-shaped dam reservoir. Journal of Plankton Research, 22(10), 1829–1840. https://doi.org/10.1093/plankt/22.10.1829

Seďa, J., Hejzlar, J., & Kubečka, J. (2000). Trophic structure of nine Czech reservoirs regularly stocked with piscivorous fish. Hydrobiologia, 429, 141–149. https://doi.org/https://doi.org/10.1023/A:1004048415779

Seďa, J., & Kubečka, J. (1997). Long-term biomanipulation of Římov Reservoir (Czech Republic). Hydrobiologia, 345, 95–108. https://doi.org/https://doi.org/10.1023/A:1002911103252

Sedlár, J., & Amena, P. (1989). Atlas rýb. Obzor. ISBN 80-215-0004-2

Shakirova, F. M., Severov, Yu. A., & Latypova, V. Z. (2021). Feeding of Burbot *Lota lota* in Modern Conditions of the Kuybyshev Reservoir. Journal of Ichthyology, 61(1), 161–165. https://doi.org/10.1134/S003294522101015X

Shapiro, J., Lamarra, V., & Lynch, M. (1975). Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. Proceedings of a Symposium on Water Quality Management Through Biological Control, 85–96.

Skalski, J. R., Buchanan, R. A., & Griswold, J. (2009). Review of marking methods and release-recapture designs for estimating the survival of very small fish: Examples from the assessment of salmonid fry survival. Reviews in Fisheries Science, 17(3), 391–401. https://doi.org/10.1080/10641260902752199

Skov, C., Berg, S., Jacobsen, L., & Jepsen, N. (2002a). Habitat use and foraging success of 0+ pike (*Esox lucius* L.) in experimental ponds related to prey fish, water transparency and light intensity. Ecology of Freshwater Fish, 11(2), 65–73. https://doi.org/10.1034/j.1600-0633.2002.00008.x

Skov, C., Lucas, M., & Jacobsen, L. (2018). Spatial ecology. In C. Skov & P. Nilsson (Eds.), Biology and Ecology of Pike (pp. 83–120). Taylor and Francis.

Skov, C., Perrow, M. R., Berg, S., & Skovgaard, H. (2002b). Changes in the fish community and water quality during seven years of stocking piscivorous fish in a shallow lake. Freshwater Biology, 47(12), 2388–2400. https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.01012.x

Slavík, I., Uhl, W., Skibinski, B., Rolinski, S., Petzoldt, T., Benndorf, J., Scheifhacken, N., Paul, L., Funke, M., Lohr, H., Völker, J., & Borchardt, D. (2013). A decision support procedure for integrative management of dammed raw water reservoirs. Water Supply, 13(2), 349–357. https://doi.org/10.2166/ws.2013.032

Slavík, O., & Horký, P. (2012). Diel dualism in the energy consumption of the European catfish *Silurus glanis*. Journal of Fish Biology, 81(7), 2223–2234. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2012.03436.x

Slavík, O., Maciak, M., & Horký, P. (2012). Shelter use of familiar and unfamiliar groups of juvenile European catfish *Silurus glanis*. Applied Animal Behaviour Science, 142(1–2), 116–123. https://doi.org/10.1016/j.applanim.2012.09.005

Śliwiński, J. (2009). Charakterystyka diety oraz wzrostu larw bolenia *Aspius aspius* (L.) w warunkach stawów kappiowych. Roczniki Naukowe PZW, 22, 163–176.

Šmejkal, M., Baran, R., Blabolil, P., Vejřík, L., Prchalová, M., Bartoň, D., Mrkvička, T., & Kubečka, J. (2017). Early life-history predator-prey reversal in two cyprinid fishes. Scientific Reports, 7(1), 6924. https://doi.org/10.1038/s41598-017-07339-w

Šmejkal, M., Prchalová, M., Čech, M., Vašek, M., Říha, M., Jůza, T., Blabolil, P., & Kubečka, J. (2014). Associations of fish with various types of littoral habitats in reservoirs. Ecology of Freshwater Fish, 23(3), 405–413. https://doi.org/10.1111/eff.12094

Šmejkal, M., Souza, A. T., Blabolil, P., Bartoň, D., Sajdlová, Z., Vejřík, L., & Kubečka, J. (2018). Nocturnal spawning as a way to avoid egg exposure to diurnal predators. Scientific Reports, 8(1), 15377. https://doi.org/10.1038/s41598-018-33615-4

Smith, C., & Reay, P. (1991). Cannibalism in teleost fish. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 1(1), 41–64. https://doi.org/10.1007/BF00042661

Smith, V. H. (2003). Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. Environmental Science and Pollution Research, 10(2), 126–139. https://doi.org/10.1065/espr2002.12.142

Šobr, M. (2022). Vodní zdroje na našem území. Živa, 5, 206.

Šobr, M., Pécs, T., & Hartvich, F. (2004). Lakes and water reservoirs in the Czech Republic. Geografie, 109(2), 189–196. https://doi.org/10.37040/geografie2004109020189

Sosiak, A. J., Randall, R. G., & McKenzie, J. A. (1979). Feeding by Hatchery-Reared and Wild Atlantic Salmon (*Salmo salar*) Parr in Streams. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 36(11), 1408–1412. https://doi.org/10.1139/f79-202

Sparre, P., & Siebren, V. C. (1998). Introduction to tropical fish stock assessment – Part 1: Manual. Food and Agriculture Organization of the United Nations. ISBN 92-5-103996-8

Specziár, A. (2005). First Year Ontogenetic Diet Patterns in Two Coexisting *Sander* Species, *S. lucioperca* and *S. volgensis* in Lake Balaton. Hydrobiologia, 549(1), 115–130. https://doi.org/10.1007/s10750-005-5766-x

Stach, K., Vostradovský, J., & Kubečka, J. (1990). Účelové rybářské hospodaření na vodárenské nádrži Římov. In J. Kubečka (Ed.), Ichtyofauna řeky Malše a nádrže Římov. Jihočeské muzeum v Českých Budějovicích. ISBN 80-900045-1-2

Stapanian, M. A., & Madenjian, C. P. (2013). Introduction to a Special Section: Ecology, Culture, and Management of Burbot. Transactions of the American Fisheries Society, 142(6), 1659–1661. https://doi.org/10.1080/00028487.2013.837097

Stapanian, M. A., Paragamian, V. L., Madenjian, C. P., Jackson, J. R., Lappalainen, J., Evenson, M. J., & Neufeld, M. D. (2010). Worldwide status of burbot and conservation measures. Fish and Fisheries, 11(1), 34–56. https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2009.00340.x

Stearley, R. F., & Smith, G. R. (1993). Phylogeny of the Pacific Trouts and Salmons (*Oncorhynchus*) and Genera of the Family Salmonidae. Transactions of the American Fisheries Society, 122(1), 1–33. https://doi.org/10.1577/1548-8659(1993)122<0001:POTPTA>2.3.CO;2

Stolyarov, I., & Abusheva, K. (1997). Pike *Esox lucius* of Kizlyar Bay of the northern Caspian Sea. Journal of Ichthyology, 37, 268–271. ISSN 1555-6425

Stunz, G. W., Levin, P. S., & Minello, T. J. (2001). Selection of Estuarine Nursery Habitats by Wild-caught and Hatchery-reared Juvenile Red Drum in Laboratory Mesocosms. Environmental Biology of Fishes, 61(3), 305–313. https://doi.org/10.1023/A:1010874629788

Swales, S. (2006). A Review of Factors Affecting the Distribution and Abundance of Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum) in Lake and Reservoir Systems. Lake and Reservoir Management, 22(2), 167–178. https://doi.org/10.1080/07438140609353894

Syväranta, J., Cucherousset, J., Kopp, D., Martino, A., Céréghino, R., & Santoul, F. (2009). Contribution of anadromous fish to the diet of European catfish in a large river system. Naturwissenschaften, 96(5), 631–635. https://doi.org/10.1007/s00114-009-0511-3

Talbot, C., & Hardy, R. (2022). *Oncorhynchus mykiss* (rainbow trout). CABI Compendium. https://doi.org/10.1079/cabicompendium.71813

Terofal, F. (1984). Süßwasserfische in europäischen Gewässern. Die Farbigen Naturführer. ISBN 978-3570012741

Tesch, F. (2003). The Eel (F. -W. Tesch & J. E. Thorpe, Eds.). Wiley. https://doi.org/10.1002/9780470995389

Tesfaye, G. C., Souza, A. T., Bartoň, D., Blabolil, P., Čech, M., Draštík, V., Frouzová, J., Holubová, M., Kočvara, L., Kolařík, T., Martinez, C., Moraes, K. R., Muška, M., Prchalová, M., Říha, M., Sajdlová, Z., Soukalová, K., Šmejkal, M., Tušer, M., … Kubečka, J. (2022). Long-term monitoring of fish in a freshwater reservoir: Different ways of weighting complex spatial samples. Frontiers in Environmental Science, 10. https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.1000087

Teugels, G. G. (1996). Taxonomy, phylogeny and biogeography of catfishes (Ostariophysi, Siluroidei): an overview. Aquatic Living Resources, 9, 9–34. https://doi.org/10.1051/alr:1996039

Thibault, I., Hedger, R. D., Dodson, J. J., Shiao, J.-C., Iizuka, Y., & Tzeng, W.-N. (2010). Anadromy and the dispersal of an invasive fish species (*Oncorhynchus mykiss*) in Eastern Quebec, as revealed by otolith microchemistry. Ecology of Freshwater Fish, 19(3), 348–360. https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2010.00417.x

Thomsen, A., Korsgaard, B., & Joensen, J. (1988). Effect of aluminium and calcium ions on survival and physiology of rainbow trout *Salmo gairdneri* (Richardson) eggs and larvae exposed to acid stress. Aquatic Toxicology, 12(4), 291–300. https://doi.org/10.1016/0166-445X(88)90057-4

Tolonen, A., Kjellman, J., & Lappalainen, J. (1999). Diet overlap between burbot (*Lota lota* (L.)) and whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) in a subarctic lake. Annales Zoologici Fennici, 36, 205–214. ISSN 0003-455X

Triest, L., Stiers, I., & van Onsem, S. (2016). Biomanipulation as a nature-based solution to reduce cyanobacterial blooms. Aquatic Ecology, 50(3), 461–483. https://doi.org/10.1007/s10452-015-9548-x

Tyler, C. R. (1996). Mechanisms controlling egg size and number in the rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. Biology of Reproduction, 54(1), 8–15. https://doi.org/10.1095/biolreprod54.1.8

United Nations. (2010). Resolution adopted by the General Assembly 64/292: The human right to water and sanitation. Treaty Series. [online]. [cit. 2022-11-04]. Dostupné na: https://www.europarl.europa.eu/meetdocs/2009_2014/documents/droi/dv/201/201101/20110124_302garesolution64-292_en.pdf

Vagnon, C., Bazin, S., Cattanéo, F., Goulon, C., Guillard, J., & Frossard, V. (2022). The opportunistic trophic behaviour of the European catfish (*Silurus glanis*) in a recently colonised large peri-alpine lake. Ecology of Freshwater Fish, 31(4), 650–661. https://doi.org/10.1111/eff.12659

van Densen, W. (1994). Predator enhancement in the freshwater fish community. In I. Cowx (Ed.), Rehabilitation of freshwater fisheries (pp. 102–119). Blackwell. ISBN 978-0852381953

van Wassenbergh, S., & de Rechter, D. (2011). Piscivorous cyprinid fish modulates suction feeding kinematics to capture elusive prey. Zoology, 114(1), 46–52. https://doi.org/10.1016/j.zool.2010.10.001

Vandeputte, M., & Labbé, L. (2012). *Salmo trutta* Berg 1908. [online]. [cit. 2022-11-30]. Dostupné na: https://www.fao.org/fishery/en/culturedspecies/salmo_trutta/en

Vašek, M., Eloranta, A. P., Vejříková, I., Blabolil, P., Říha, M., Jůza, T., Šmejkal, M., Matěna, J., Kubečka, J., & Peterka, J. (2018). Stable isotopes and gut contents indicate differential resource use by coexisting asp (*Leuciscus aspius*) and pikeperch (*Sander lucioperca*). Ecology of Freshwater Fish, 27(4), 1054–1065. https://doi.org/10.1111/eff.12414

Vašek, M., Kubečka, J., Peterka, J., Čech, M., Draštík, V., Hladík, M., Prchalová, M., & Frouzová, J. (2004). Longitudinal and Vertical Spatial Gradients in the Distribution of Fish within a Canyon-shaped Reservoir. International Review of Hydrobiology, 89(4), 352–362. https://doi.org/10.1002/iroh.200410734

Vašek, M., Prchalová, M., Peterka, J., Ketelaars, H. A. M., Wagenvoort, A. J., Čech, M., Draštík, V., Říha, M., Jůza, T., Kratochvíl, M., Mrkvička, T., Blabolil, P., Boukal, D. S., Duras, J., & Kubečka, J. (2013). The utility of predatory fish in biomanipulation of deep reservoirs. Ecological Engineering, 52, 104–111. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.100

Vehanen, T., & Aspi, J. (1996). Classification of northern Finnish lakes and the suitability for the stocking for brown trout (*Salmo trutta* (L.) m. *lacustris*). Fisheries Research, 27, 37–49. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0165-7836(96)00472-9

Vehanen, T., & Lahti, M. (2003). Movements and habitat use by pikeperch (*Stizostedion lucioperca* (L.)) in a hydropeaking reservoir. Ecology of Freshwater Fish, 12(3), 203–215. https://doi.org/10.1034/j.1600-0633.2003.00026.x

Vejřík, L. (2021). Vyhodnocení intenzity pytláckého tlaku na vodárenské nádrži: modelový případ ÚN Žlutice. Biologické centrum AV ČR, v.v.i. ISBN 978-80-86668-68-0

Vejřík, L., Vejříková, I., Blabolil, P., Eloranta, A. P., Kočvara, L., Peterka, J., Sajdlová, Z., Chung, S. H. T., Šmejkal, M., Kiljunen, M., & Čech, M. (2017). European catfish (*Silurus glanis*) as a freshwater apex predator drives ecosystem via its diet adaptability. Scientific Reports, 7(1), 15970. https://doi.org/10.1038/s41598-017-16169-9

Vejřík, L., Vejříková, I., Blabolil, P. (2020). Využití návazcových šňůr ke zjištění populační struktury sumce velkého: ověření technologie. Biologické centrum AV ČR, v.v.i.

Vejřík, L., Vejříková, I., Blabolil, P., Peterka, J., & Čech, M. (2019a). Catfish as a potential key species for biomanipulation purposes. In O. Jenkins (Ed.), Advances in Animal Science and Zoology (Vol. 13, pp. 127–134). Nova Science Publishers, Inc. ISBN 978-1-53616-048-2

Vejřík, L., Vejříková, I., Kočvara, L., Blabolil, P., Peterka, J., Sajdlová, Z., Jůza, T., Šmejkal, M., Kolařík, T., Bartoň, D., Kubečka, J., & Čech, M. (2019b). The pros and cons of the invasive freshwater apex predator, European catfish *Silurus glanis*, and powerful angling technique for its population control. Journal of Environmental Management, 241, 374–382. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.005

Vinni, M., Lappalainen, J., Malinen, T., & Lehtonen, H. (2009). Stunted growth of pikeperch *Sander lucioperca* in Lake Sahajärvi, Finland. Journal of Fish Biology, 74(4), 967–972. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2009.02181.x

Vlček, V., Kříž, H., Novotný, S., & Píše, J. (1984). Vodní toky a nádrže. Academia. ISBN 21-107-84

Vøllestad, L. A., Skurdal, J., & Qvenild, T. (1986). Habitat use, growth, and feeding of pike (*Esox lucius* L.) in four Norwegian lakes. Archiv Für Hydrobiologie, 108(1), 107–117. https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/108/1986/107

Walton-Rabideau, S. E., Lédée, E. J. I., Leblanc, J. P., Szekeres, P., Midwood, J. D., Gallagher, A. J., Farrell, J. M., & Cooke, S. J. (2020). Spatiotemporal ecology of juvenile Muskellunge (*Esox masquinongy*) and Northern Pike (*Esox lucius*) in upper St. Lawrence River nursery bays during their inaugural fall and winter. Ecology of Freshwater Fish, 29(2), 346–363. https://doi.org/10.1111/eff.12519

Wang, L., & Li, J. (2015). Strategies of Water Resources Management for Response to Climate Change in Pollution Induced Water Shortage Areas. Proceedings Of The 5th International Yellow River Forum on Ensuring Water Right Of The River's Demand And Healthy River Basin Maintenance, 135–142.

Watene, E. M., & Boubée, J. A. T. (2005). Selective opening of hydroelectric dam spillway gates for downstream migrant eels in New Zealand. Fisheries Management and Ecology, 12(1), 69–75. https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2004.00422.x

Welker, M., Brunke, M., Preussel, K., Lippert, I., & von Döhren, H. (2004). Diversity and distribution of *Microcystis* (Cyanobacteria) oligopeptide chemotypes from natural communities studied by single-colony mass spectrometry. Microbiology, 150(6), 1785–1796. https://doi.org/10.1099/mic.0.26947-0

Westrelin, S., Cucherousset, J., Roy, R., Tissot, L., Santoul, F., & Argillier, C. (2022). Habitat partitioning among three predatory fish in a temperate reservoir. Ecology of Freshwater Fish, 31(1), 129–142. https://doi.org/10.1111/eff.12619

White, E. M., & Knights, B. (1997). Environmental factors affecting migration of the European eel in the Rivers Severn and Avon, England. Journal of Fish Biology, 50(5), 1104–1116. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1997.tb01634.x

WHO, & UNICEF. (2021). Progress on household drinking water, sanitation, and hygiene 2000–2020: Five years into the SDGs. World Health Organization & United Nations Children's Fund.

Wiatkowski, M. (2011). Influence of Msciwojow Pre-Dam Reservoir on Water Quality in the Water Reservoir Dam and Below the Reservoir. Ecological Chemistry and Engineering A, 18(2), 289–300. ISSN 1898-6188

Winger, P. D., Eayrs, S., & Glass, C. W. (2010). Fish Behavior near Bottom Trawls. In P. He (Ed.), Behavior of Marine Fishes (pp. 65–103). Wiley-Blackwell. https://doi.org/10.1002/9780813810966.ch4

Wolter, C., & Freyhof, J. (2004). Diel distribution patterns of fishes in a temperate large lowland river. Journal of Fish Biology, 64(3), 632–642. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2004.00327.x

Wolter, G., & Vilcinskas, A. (1996). Fish fauna of the Berlinean waters – their vulnerability and protection. Limnologica, 26(2), 207–213. ISSN 0075-9511

Wydoski, R., & Whitney, R. (2003). Inland Fishes of Washington (second). American Fisheries Society. ISBN 978-0295983387

Wysujack, K., & Mehner, T. (2005). Can feeding of European catfish prevent cyprinids from reaching a size refuge? Ecology of Freshwater Fish, 14(1), 87–95. https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2004.00081.x

Xu, Z., Li, C., Ling, Q., Gaughan, S., Wang, G., & Han, X. (2017). Early development and the point of no return in pikeperch (*Sander lucioperca* L.) larvae. Chinese Journal of Oceanology and Limnology, 35(6), 1493–1500. https://doi.org/10.1007/s00343-017-6042-4

Zaikov, A., Hubenova, T., Iliev, I., & Vasileva, P. (2008). Body length and body weight rate characteristics of one-summer-old wels (*Silurus glanis* L.). Bulgarian Journal of Agricultural Science, 14(2), 176–181. ISSN 1310-0351

Znachor, P., Hejzlar, J., Vrba, J., Nedoma, J., Seďa, J., Šimek, K., Komárková, J., Kopáček, J., Šorf, M., Kubečka, J., Matěna, J., Říha, M., Peterka, J., Čech, M., & Vašek, M. (2016). Brief history of long-term ecological research into aquatic ecosystems and their catchments in the Czech Republic Part I: Manmade reservoirs. Biology Centre CAS, v.v.i. ISBN 978-80-86668-38-3

Zolkefli, N., Sharuddin, S. S., Yusoff, M. Z. M., Hassan, M. A., Maeda, T., & Ramli, N. (2020). A Review of Current and Emerging Approaches for Water Pollution Monitoring. Water, 12(12), 3417. https://doi.org/10.3390/w12123417

Zonerama. (2019). FishEcU. [online]. [cit. 2023-03-28]. Dostupné na: https://eu.zonerama.com/fishecu/978684