Univerzita Karlova

Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí

Studijní obor: Ochrana životního prostředí

Bc. Karolína Jeníšová

Vliv eutrofizace a zákalu na ryby v říčním prostředí

The impact of eutrophication and turbidity on riverine fishes

Diplomová práce

Vedoucí práce:

RNDr. Petra Horká, Ph.D.

Praha, 2022

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 9.1. 2022

Bc. Karolína Jenišová

Poděkování

Na prvním místě chci poděkovat své školitelce RNDr. Petře Horké, Ph.D. za čas, osobní přístup, trpělivost a pomoc při psaní této práce a statistickém zpracování dat. Dále bych chtěla poděkovat všem, kteří byli ochotní a našli si čas poskytnout mi data, bez kterých by tato práce nemohla vzniknout. Především paní Ing. Jitce Vejvodové z ČHMU, která mi po písemném souhlasu povodí, poskytla data faktorů prostředí na jednotlivých lokalitách. Za rybářská data děkuji Územním svazům ČSR a panu Novotnému. Všem hospodářům jednotlivých revírů, kteří mi poskytnuli data o počtech vysazovaných ryb. Panu Ing. Pavlovi Vránovi, Ph.D., který byl ochotný mi z archivních zpráv ručně vytahat počty všech rybářských povolenek v jednotlivých letech. Za odbornou konzultaci chci poděkovat RNDr. Janě Načeradské, Ph.D. Patří sem také poděkování mým kamarádům, Filipovi a Nikole, za korekturu práce a mému Danovi, za pomoc s formátováním. Největší díky patří mé rodině za podporu, nejen po celou dobu mého studia.

Abstrakt

V současné době dochází k rapidnímu úbytku a vymírání sladkovodních druhů. Riziko vymírání sladkovodních organismů je mnohem větší, než suchozemských a téměř 40 % sladkovodních druhů ryb hrozí v současné době vyhynutí. Kromě nadměrného využívání sladkovodních ekosystémů a jejich degradace, je eutrofizace jednou z nejvýznamnějších hrozeb pro říční ekosystémy, která vede k významným změnám v biodiverzitě. Eutrofizace způsobuje závažné změny v říčních ekosystémech, které mají na některé druhy ryb pozitivní vliv, ale na některé naopak negativní. Vlivem eutrofizace dochází k zakalení vody v důsledku rozvoje sinic a řas, změnám v koncentraci kyslíku ve vodě, výkyvům pH, výskytu toxických látek a zanášení dna jemným sedimentem. Cílem diplomové práce bylo popsat vliv faktorů prostředí souvisejících s eutrofizací na množství rybářských úlovků vybraných druhů ryb v Čechách, na povodích řek Vltava a Ohře, a to na celkem 47 lokalitách. Jednotlivé faktory prostředí (14), které popisují změny v ekosystému způsobené eutrofizací, byly vůči úlovkům testovány pomocí smíšeného regresního modelu s náhodnými efekty (GLMM). Výsledky mé práce naznačují statisticky významný klesající trend úlovků (vyjádřených jako CPUE) všech vybraných druhů ryb v průběhu let 2000–2018. Zároveň jsou patrné rozdíly vlivu eutrofizace na jednotlivé druhy ryb. Cejn velký reaguje pozitivně na chemickou spotřebu kyslíku a jelec tloušť na fosforečnany, naopak negativně reagují oba na rozpuštěný organický uhlík a jelec tloušť navíc na chlorofyl-a. Okoun říční, štika obecná a candát obecný reagují negativně na rozpuštěný organický uhlík a dusičnany, naopak všechny tyto druhy reagují pozitivně na celkový dusík. Klesající trend je u okouna patrný navíc u rozpuštěných látek a u štiky s chlorofylem-a. Parmu negativně ovlivňuje amoniakální dusík zároveň s rozpuštěnými látkami.

Klíčová slova: eutrofizace, řeky, ryby, CPUE, environmentální faktory

Abstract

There is currently a rapid decline in the amount in freshwater species and they face extinction. The risk of extinction of freshwater organisms is much greater than that of terrestrial ones, and almost 40 % of freshwater fish are currently facing extinction. In addition to the overexploitation of freshwater ecosystems and their degradation, eutrophication is one of the most significant threats to river ecosystems, leading to significant changes in biodiversity. Eutrophication causes severe changes in river ecosystems, which have a positive effect on some fish species but an adverse effect on other fish species. Due to eutrophication, water becomes turbid due to the development of cyanobacteria and algae, changes in the oxygen concentration in the water, pH level fluctuation, the presence of toxic substances and clogging of the bottom with fine sediment. The aim of this master thesis was to describe the influence of environmental factors related to eutrophication on the number of selected fish species caught in the Czech Republic, in the Vltava and Ohře river basins, in a total of 47 locations. Individual environmental factors (14), which describe changes in the ecosystem caused by eutrophication, were tested for the caught fish using generalised linear mixed models (GLMM). The results of my work indicate a statistically significant declining trend (expressed as CPUE) of all selected fish species that were caught during the years 2000–2018. At the same time, there are obvious differences in the impact of eutrophication on individual fish species. Common bream reacts positively to the chemical oxygen demand and European chub to phosphates, on the contrary, both react negatively to dissolved organic carbon and European chub to chlorophyll-a. The European perch, the northern pike and pikeperch react negatively to dissolved organic carbon and nitrates, while all these species react positively to total nitrogen. In addition, the declining trend in perch is evident in solutes and in pike with chlorophyll-a. Common barbel is negatively affected by ammonia nitrogen at the same time with solutes.

Key word: eutrophication, river, fishes, CPUE, environmental factors

Obsah

1. ÚVOD 8

1.1. EUTROFIZACE ŘEK 8
1.2. VLIV EUTROFIZACE NA RYBY 9
1.3. VLIV EUTROFIZACE A NÁROKY JEDNOTLIVÝCH VYBRANÝCH DRUHŮ RYB NA PROSTŘEDÍ 11
1.4. VYBRANÉ FAKTORY PROSTŘEDÍ 15
1.5. CÍL PRÁCE A HYPOTÉZY 20

2. METODIKA 24

2.1. STUDOVANÁ OBLAST 24
2.2. DATA 27

3. VÝSLEDKY 30

3.1. ČASOVÉ TRENDY 30
3.2. VLIV VYBRANÝCH FAKTORŮ NA JEDNOTLIVÉ DRUHY RYB 37
3.3. ZHODNOCENÍ HYPOTÉZ 43
3.4. VLIV JEDNOTLIVÝCH FAKTORŮ NA VYBRANÉ DRUHY RYB – PŘEHLED 45

4. DISKUZE 46

4.1. ČASOVÉ TRENDY 46
4.2. VLIV JEDNOTLIVÝCH FAKTORŮ NA VYBRANÉ DRUHY RYB 46
4.3. MOŽNOSTI NEPŘESNOSTÍ V DATECH 49

5. ZÁVĚR 62

6. SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK 65

7. SEZNAM GRAFŮ A TABULEK 66

8. SEZNAM LITERATURY 67

1. Úvod

1.1. Eutrofizace řek

Eutrofizace je jev, při kterém dochází k obohacování ekosystémů o živiny, především dusík a fosfor. V průběhu minulého století došlo k zásadnímu zintenzivnění lidské činnosti v odvětvích, které mají vliv na množství živin v ekosystémech. Největší přísun dusíku a fosforu pochází především z difuzních zdrojů, jako jsou například splachy ze zemědělské půdy, ale také z bodových zdrojů, jako jsou výpustě čistíren odpadních vod a průmyslové výroby (Beusen a Bouwman et al. 2016). Značný význam mají také nádrže nacházející se na toku, kde dochází ke zdržení vody a rozvoji vodního květu. Eutrofizovaná voda je následně vypouštěna do toku pod nádrží (Borovec et al. 2010). Hlavním důsledkem eutrofizace je masivní nárůst fytoplanktonu, jeho následné odumírání, sedimentace a dekompozice. Tyto mechanismy způsobují řadu změn, které mají vliv na celý ekosystém (Vollenweider 1992).

Eutrofizace je ve valné většině případů popisována ve stojatých vodách, jelikož jsou však hlavním předmětem diplomové práce řeky, považuji za nutné zde uvést hlavní rozdíly v průběhu eutrofizace v tekoucích a stojatých vodách. Nejzásadnějším rozdílem mezi tekoucí a stojatou vodou je doba zdržení vody, která souvisí s rychlostí proudění. Doba zdržení je hlavním kritériem, které určuje, jak efektivně dokáží řasy a sinice využít živiny. V jezerech je doba zdržení vody delší než rychlost růstu fytoplanktonu, tudíž dochází k efektivnímu využití živin k růstu sinic a řas. Naopak v rychle tekoucích řekách je doba zdržení vody velmi krátká a k vyplavení živin dochází rychleji, než stačí fytoplankton vytvořit významné populace vodního květu (Reynolds et al. 1998).

Průběh eutrofizace se zároveň liší v různých částech řeky. Z konceptu říčního kontinua vychází, že se řeka mění od pramene k ústí, a zároveň je rozdělena na tři základní části: horní, střední a dolní tok. Jednotlivé části řeky se od sebe liší spádem, rychlostí proudění, množstvím živin a rozpuštěných látek v toku, druhovým složením a také množstvím dostupného světla (Vannote a Minshall 1980). Trofie řeky se zvyšuje s rostoucí vzdáleností od pramene. V horním úseku řeky bývá ekosystém oligotrofní, jelikož je energie proudu vysoká, a tedy krátká doba zdržení, zároveň je tok zastíněný a v horských oblastech se obvykle nevyskytují významnější zdroje živin. Naopak spodní úseky řek mohou být velmi významně eutrofizovány, a to především příčinou pomalého proudu, a tudíž také dlouhé doby zdržení vody, dostatečného množství světla, které využívají autotrofní řasy a sinice

k fotosyntéze, a také proto, že řeky v této fázi vývoje často protékají významnými zemědělskými, průmyslovými či obytnými oblastmi (Reynolds et al. 1998). Tento koncept je obecný a je třeba předpokládat, že každá řeka je individuální.

1.2. Vliv eutrofizace na ryby

Odlišnosti v morfologii, stupni trofie a množství rozpuštěného kyslíku ve vodě v podélném profilu řeky odráží druhové složení společenstev. Změny druhového složení ryb v jednotlivých úsecích řeky popsal jako první Antonín Frič (1872). Ten rozdělil řeku na čtyři základní pásma, která pojmenoval dle dominantních druhů ryb vyskytujících se v daném úseku, a jejichž nároky na život nejlépe odrážejí charakter konkrétního úseku. Pstruhové pásmo odráží charakter horských toků, kde je voda chladná, dobře prokysličená, dno je tvořeno velkými kameny a převažuje hloubková eroze, tudíž tok nemeandruje. Dalšími charakteristickými druhy tohoto pásma jsou například vranka obecná *(Cottus gobio),* střevle potoční *(Phoxinu phoxinus)* či mřenka mramorovaná *(Barbatula barbatula).* V pořadí druhé pásmo od pramene je lipanové pásmo. Voda má stále velkou energii, tok se však zahlubuje. Rybí populaci zde tvoří například mník jednovousý *(Lota lota)* a lipan podhorní *(Tyhmallus thymallus)*. Následuje parmové pásmo, charakteristické pro podhorské oblasti. Proud se zpomaluje a tok meandruje. Typické je písčité dno a výkyvy v koncentraci kyslíku v průběhu sezóny a dne. V parmovém pásmu jsou ideální podmínky pro mnoho druhů ryb, například pro parmu obecnou *(Barbus barbus)*, jelce proudníka *(Leuciscus leuciscus),* jelce tlouště *(Squalius cephalus),* podoustev říční *(Vimba vimba).* Posledním pásmem, které se nachází v nížinných oblastech, je cejnové pásmo. Tok vody je velmi pomalý, dno tvoří velké množství sedimentu a v letních měsících často dochází vlivem vysoké teploty vody a dekompozice organických látek i k úplnému vyčerpání rozpuštěného kyslíku. Ryby, které nejčastěji obývají biotopy nížinných toků, jsou druhy méně náročné na obsah kyslíku ve vodě, především kapr obecný *(Caprinus carpio),* cejn velký *(Abramis brama)* nebo sumec velký *(Silurus glanis;* Frič 1872). Právě parmové a cejnové pásmo jsou nejcitlivějšími úseky řek, kde se eutrofizace může projevovat a také projevuje (Reynolds et al. 1998).

Jak vyplývá z předchozího odstavce, různé druhy ryb mají výrazně odlišné nároky na habitat. Faktory určující druhové složení ryb ve společenstvu jsou zejména rychlost proudu, množství rozpuštěného kyslíku ve vodě, úživnost prostředí, zákal vody, a tedy

i množství světla ve vodním sloupci a množství toxických forem některých látek, například amoniaku. Snížení koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě, zvýšení zákalu či vyšší množství toxické formy amoniaku ve vodě jsou často přímými důsledky eutrofizace (Sweka a Hartman 2001; Hanel a Lusk 2005; Svobodová 2008; Kemp et al. 2011). Nepřímým důsledkem eutrofizace, ovlivňujícím druhové složení ryb v řece, může být šíření nepůvodních druhů. Nepůvodní druhy jsou schopny se přizpůsobit většímu spektru životních podmínek než druhy původní, a tak efektivně konkurovat a vytlačovat původní druhy (Mack et al. 2000).

Právě podle ekologických a reprodukčních nároků ryb na prostředí Schiemer a Waidbacher (1992) rozdělili druhy na reofilní, limnofilní a eurytopní. Reofilní druhy se vyskytují ve vyšších úsecích řek s rychlým proudem a po proudu řeky se jejich početnost snižuje (Aarts a Nienhuis 2003). Mají specifické nároky na prostředí a úzkou ekologickou valenci. Většinou migrují na dlouhé vzdálenosti (Lucas a Baras 2001) a vytírají se na písčitý nebo štěrkový substrát (Balon 1975). Patří mezi ně druhy: pstruh obecný forma potoční, střevle potoční, mník jednovousý, lipan podhorní, parma obecná. Limnofilní druhy preferují stojatou nebo pomaleji proudící vodu. Mají specifické nároky na třecí substrát, vytírají se na rostliny, ale často si také staví hnízdo či využívají pro vývoj jiker mezihostitele (Balon 1975). Jsou to například druhy: karas obecný (*Carassius carassius)*, perlín ostrobřichý (*Scardinius erythrophthalmus),* hořavka duhová (*Rhodeus sericeus*)*,* lín obecný (*Tinca tinca*). Eurytopní druhy nemají specifické nároky na prostředí a třecí substrát. Jsou to například: plotice obecná (*Rutilus rutilus*), okoun říční (*Perca fluviatilis*), ouklej obecná (*Alburnus alburnus*), cejn velký (*Abramis brama*). Eurytopní a limnofilní druhy oproti reofilním druhům naopak po proudu řeky zvyšují svůj podíl v populaci ryb (Aarts a Nienhuis 2003). Eurytopní druhy se obecně mnohem lépe než reofilní či limnofilní druhy přizpůsobují změnám v ekosystému. Vzhledem ke složitosti životních strategií a požadavků na strukturu habitatu v řekách rychle ubývá reofilních a limnofilních druhů, kdežto početnost eurytopních druhů, není degradací vodního prostředí, jakým je např. stavba příčných překážek na toku a s tím související změny v ekosystému či znečištění, tolik zasažena. V degradovaných ekosystémech tak často pozorujeme dominanci eurytopních druhů, které se dokáží přizpůsobit většímu spektru životních podmínek (Musil et al. 2012). Jelikož jsou reofilní a limnofilní druhy obecně citlivé na změnu prostředí, lze je také nazývat specialisty. Naopak díky tomu, že jsou eurytopní druhy tolerantnější k degradaci a nevyžadují specifický třecí substrát, často se můžeme setkat s označením generalisté (Grandmottet 1983).

1.3. Vliv eutrofizace a nároky jednotlivých vybraných druhů ryb na prostředí

Cejn velký (*Abramis brama*) se řadí do čeledi kaprovitých a je bentopelagickým, potamodromním druhem. Řadí se mezi eurytopní druhy (Horký et al. 2013). Bylo po něm pojmenováno poslední nížinné pásmo toků, jelikož se v České republice vyskytuje hojně především v nížinných tocích a stojatých vodách (Frič 1872), vhodné podmínky pro něj poskytují také slepá ramena či tůně (Baruš a Oliva 1995; Kottelat a Freyhof 2007). Cejn velký je odolnou rybou, která se dokáže přizpůsobit širokému spektru podmínek. Hojně se vyskytuje i ve významně antropogenně zatížených tocích, je schopný se rychle adaptovat na hydromorfologické změny toku a tolerovat teplotní i trofické výkyvy v průběhu sezóny (Treer et al. 2003; Shatunovskii et al. 2009). Jak jsou cejni schopní adaptace na antropogenně znečištěné prostředí ukazuje studie, prováděná v Srbsku na řece Dunaj (Tenji et al. 2020). Studie porovnává dvě populace, první populace pocházela z antropogenně neovlivněné oblasti, z horní části Dunaje. Druhá populace pocházela z antropogenně významně znečištěné části řeky. Jako ukazatel stresu byla použita hladina kortizolu v krvi. U obou populací byla naměřena podobná hladina kortizolu v krvi, což dokazuje, že populace žijící ve znečistěné části řeky je těmto podmínkám velmi dobře přizpůsobená. To, že je cejn velký rybou, která je schopna se adaptovat i na velmi významně znečištěné prostředí, je způsobeno především jeho vysokou biotransformační kapacitou jater, antioxidačními ochrannými mechanismy mozku a jater, a mechanismy, které kompenzují energetické ztráty vzniklé reakcí na znečištění (Tenji et al. 2020). Je nenáročný na koncentraci kyslíku ve vodě, toleruje koncentrace nižší než 4 $mg \cdot l^{-1}$ (Hanel a Lusk 2005). Cejn dokáže využívat velké spektrum různé potravy a přizpůsobit se nabídce v konkrétním ekosystému (Zapletal et al. 2012). V prvním roce života konzumuje především zooplankton, v dospělosti tvoří velkou část jeho potravy drobní živočichové žijící v bahnitém dně, zejména nitěnky, larvy pakomárů, měkkýši, také makrofyta, případně plankton v letních měsících (Hanel a Lusk 2005; Zapletal et al. 2012). Podle Diehl (1988) je cejn rybou, která dokáže se stejnou úspěšností vyhledat potravu jak při dobré viditelnosti ve vodě, tak i v zakalené vodě. Dle Wunder (1930) to je způsobeno přítomností speciální vrstvy tvořené krystalky guaninu pod sítnicí oka, čímž je umožněno lepší vidění v zakalené vodě, avšak cejn získává potravu především rytím a nasáváním potravy společně s detritem a pískem ze dna, při čemž nejsou příliš důležité vizuální vjemy (Hanel a Lusk 2005). Díky způsobu přijímání potravy jsou často početnější

populace cejna příčinou vyššího zákalu vody v ekosystému a resuspendace dusíku a fosforu ve vodním sloupci (Hansen et al. 2019). Především v mělkých jezerech a mělkých nížinných a pomalu tekoucích řekách může rytí bentivorních druhů ryb ve dně vést ke zhoršení průběhu eutrofizace díky vyššímu množství dostupných živin ve vodním sloupci (Fisher et al. 2013; Gu et al. 2016). Pledger et al. (2016, 2017) ale naopak uvádí, že bentické druhy rytím ve dně zmírňují některé důsledky eutrofizace. Při hledání potravy se zvyšuje mobilita sedimentu, a to umožňuje výměnu vody a zpřístupnění živin mezi pelagiálem a bentálem, přičemž je sediment okysličován.

Parma obecná (*Barbus barbus*) je bentopelagický potamodromní druh, patřící do čeledi kaprovitých ryb, a je podle ní pojmenováno v pořadí druhé říční pásmo směrem od ústí k prameni (Frič 1872). Žije zejména ve středně velkých až velkých neznečištěných řekách se štěrkovým dnem, rychlým proudem a dobře prokysličenou vodou, vyskytuje se však i ve stojatých vodách. Patří mezi reofilní druhy, se specifickými nároky na prostředí (Horký et al. 2013). Vyhýbá se úsekům s bahnitým dnem, což bývají mnohdy výrazně eutrofizované úseky (Holčík 1976). Na některých lokalitách se však dobře přizpůsobuje některým druhům znečištění a změnám způsobených s výstavbou přehrad. V České republice se vyskytuje v povodí Labe, Odry a Moravy (Hanel a Lusk 2005). Dospělci jsou aktivní a přijímají potravu primárně za soumraku a za úsvitu, zatímco juvenilní ryby vyhledávají potravu jak v noci, tak i během dne (Kottelat a Freyhof 2007). Parma se živí převážně bentickými živočichy, a to zejména bezobratlými, jako jsou larvy hmyzu a měkkýši, méně často také drobnými rybami a řasami (Maitland a Campbell 1992; Kottelat a Freyhof 2007). Potravu získává rytím ve dně a obracením kamenů, tímto způsobem se dostává ke zdroji potravy, nedostupném pro většinu druhů ryb (Baruš et al. 1995). K výraznému ubývání parmy obecné došlo po roce 1950. Je uváděno, že oproti stavu před rokem 1950 došlo k poklesu počtu populace o 30–40 %. Hlavním důvodem ubývání parmy obecné v Evropě je decimace parmových pásem, což bylo způsobeno budováním přehrad, kanalizací toků, znečištěním vod a s tím spojenou eutrofizací (Lusk 1996).

Jelec tloušť (*Leuciscus cephalus*) je bentopelagický, potamodromní druh, který patří do čeledi kaprovitých. Žije v tekoucích, méně často i ve stojatých vodách a patří mezi eurytopní druhy. Vyskytuje se v téměř všech typech vodních ekosystémů od pstruhového až po cejnové pásmo, početnější je v ekosystémech se štěrkovým či kamenitým dnem (Kottelat a Freyhof 2007). Jelikož je poměrně plachou rybou, nalézá se především v ekosystémech s členitým dnem a břehy, kde hledá úkryt. Podle Hanel a Lusk (2005) je naší nejrozšířenější

rybou. Poměrně dobře snáší znečištění vody (Baruš a Oliva 1995). Vyšší množství sedimentu, které je produkováno při projevech eutrofizace, by podle Kemp et al. (2011) na dospělého jedince neměl mít výrazný vliv, avšak může docházek k udušení jiker vlivem zanesení štěrkových sedimentů, kam jsou jikry kladeny, sedimentem, a následnému zamezení výměny okysličené vody v místě uložení jiker. Tloušť je všežravý, jeho potrava se skládá z rostlinného materiálu, larev hmyzu, planktonu, dospělci mohou lovit i ryby (Kottelat a Freyhof 2007).

Štika obecná (*Esox lucius)* je demerzální, podamodromní rybou, patřící do čeledi štikovitých. Žije v nižších úsecích řek u pobřeží a v mělkých vodách, kde není příliš silný proud a kde se vyskytuje řada míst k úkrytu, jako jsou vodní porosty, kameny či kořeny (Bry 1996; Page a Burr 2011). Řadí se k eurytopním druhům, které nemají specifické nároky na habitat (Horký et al. 2013). Štika je dravou rybou. Většinu dne neopouští svůj úkryt a domácí okrsek, ale v případě registrace kořisti prudce vyráží, pokud však neuchvátí kořist prudkým výpadem, nepronásleduje ji příliš daleko (Hanel a Lusk 2005). Štika není citlivá na projevy eutrofizace, což potvrzuje studie Perssona et al. (1991), ve které byl zkoumán vliv produktivity ekosystému na druhové složení rybích populací. Štika nevykazovala výrazné změny v početnosti v závislosti na trofii ekosystému. Ke stejnému závěru došli Jeppesen et al. (2000), kteří zjišťovali, jak se mění biodiverzita společenstva ryb v závislosti na množství celkového fosforu. Štika se vyskytovala v ekosystémech, které byly výrazně zatížené fosforem a tudíž eutrofizované. Z hlediska citlivosti na dostupnost rozpuštěného kyslíku ve vodě se řadí mezi středně náročné druhy, ideální koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě je pro ni 4 až 8 $mg \cdot l^{-1}$ (Hanel a Lusk 2005), vyhýbá se zónám s koncentrací kyslíku nižší než 3–4 $mg \cdot l^{-1}$ (Casselman.a Lewis 1996). Štika je však vizuální predátor a ač dle citovaných studií není citlivá na většinu projevů eutrofizace, limitující je pro ni zákal. Dle Jönssona et al. (2012) se se zvyšujícím zákalem snižuje frekvence útoků.

Další rybou, která je předmětem mé diplomové práce je candát obecný *(Sander lucioperca),* patří do čeledi okounovitých. Obývá dolní toky a velké vodní plochy s členitým, štěrkovým či kamenitým dnem bez nánosů bahna (Kottelat a Freyhof 2007). Řadí se mezi eurytopní druhy a obývá jak tekoucí, tak i stojaté vody (Horký et al. 2013). Vyžaduje poměrně vysokou koncentraci kyslíku ve vodě, je pro něj ideální 7 až 10 $mg \cdot l^{-1}$ (Hanel a Lusk, 2005). Candát obecný se dokáže dobře orientovat v zakalené vodě, jelikož má v sítnici reflexní vrstvu nazývanou *tapetum lucidum*, která umožňuje kvalitnější vidění za

šera (Ahlbert 1969; Ali et al., 1977). Candát se živí dravě, loví za soumraku v pelagiálu (Craig 2008).

Okoun říční *(Perca fluviatilis)* patří stejně jako candát obecný do čeledi okounovití, je diurálně vertikálně migrující, potamodromní rybou. Žije jak v tekoucích, tak stojatých vodách, hojně se nachází ve slepých říčních ramenech, tůních nebo přehradách. Patří mezi eurytopní druhy ryb. Vyhledává členitá stanoviště, ideálně s porosty ponořených makrofyt (Hanel a Lusk 2005), která využívá jako úkryt při lovu nebo v juvenilním stádiu jako úkryt před predátory, rostliny obvykle slouží také jako třecí substrát (Persson a Crowder 1998). V juvenilním stádiu se živí zooplanktonem, následně bentickými bezobratlými, a v dospělosti je okoun primárně piscivorní (Johansson a Persson 1986). Pokud však nejsou v ekosystému přítomni bentiční bezobratlí, což může být způsobeno eutrofizací, okoun se mnohem déle živí zooplanktonem a zpomaluje se rychlost jeho růstu (Sandstrom 2002). Okoun je vizuálním predátorem, který v dospělosti loví v pelagiálu během dne (Craig 2008), a při zakalení vody se rapidně zkracuje jeho reakční vzdálenost (Ali et al. 1977). Aby byl okoun schopen ulovit stejné množství potravy jako v nezakalené vodě, musí zvýšit svou aktivitu, čímž spotřebovává velké množství energie a zpomaluje se jeho rychlost růstu (Benfield a Minello 1996; Sweka a Hartman 2001). Okoun říční se řadí mezi středně náročné ryby na koncentraci rozpuštěného kyslíku ve vodě, nejlépe prospívá při koncentraci 4 až 8 $mg \cdot l^{-1}$ rozpuštěného kyslíku, je však schopen přežívat i v hypoxických podmínkách s koncentrací kyslíku 1 až 2 $mg \cdot l^{-1}$ (Hanel a Lusk 2005). Podle Persson et al. (1991) se okounům nejvíce daří v mezotrofních ekosystémech.

V eutrofizovaných ekosystémech dominují druhy, které nemají specifické nároky na prostředí, dokáží vyhledávat potravu pří nízké intenzitě světla a tolerují nízké koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě (Persson et al. 1991; Jeppesen et al. 2000). Z kaprovitých ryb dominují v eutrofizovaných vodách především kapr obecný, cejn velký a karas obecný a z dravých druhů například ježdík obecný (*Gymnocephalus cernuus*), štika obecná či sumec velký (Bruton 1996; Hanel a Lusk 2005). V mezotrofních ekosystémech se vyskytuje například okoun obecný, který je dobře přizpůsoben nízkým koncentracím kyslíku ve vodě (Hanel a Lusk, 2005), avšak je částečně závislý na přítomnosti makrofytní vegetace (Persson a Crowder 1998), která v eutrofizovaných ekosystémech vlivem malého množství světla ve vodě chybí. Zároveň je vizuálním predátorem, což jej v zakalené vodě znevýhodňuje oproti konkurenci (Ali et al. 1977; Craig 2008). Candát obecný je dobře přizpůsoben zhoršeným světelným podmínkám, avšak má poměrně vysoké nároky na koncentraci kyslíku ve vodě,

proto se bude také vyskytovat hojněji v mezotrofních ekosystémech (Ahlbert 1969; Ali et al. 1977; Janssen 1997; Hanel a Lusk 2005). Lososovité ryby jsou velmi citlivé na veškeré projevy eutrofizace, mají vysoké nároky na koncentraci kyslíku ve vodě, orientují se a loví pomocí zraku a snášejí jen velmi nízké koncentrace amoniaku ve vodě, který se vlivem kolísání pH v průběhu dne a nízké koncentrace kyslíku ve vodě vyskytuje v eutrofizovaných ekosystémech v toxické formě N-NH_3 (Ayles et al. 1976; Fraser 1997; Sweka a Hartman 2001; Hanel a Lusk 2005; Svobodová 2008).

1.4. Vybrané faktory prostředí

Ve své práci se zabývám vlivem působení jednotlivých faktorů prostředí na úlovky ryb. Zde uvádím konkrétní faktory, které byly v mé práci zohledněny, způsob stanovení a stručnou charakteristiku jejich možného působení.

1.4.1. Množství rozpuštěných látek

Množství rozpuštěných látek bylo stanoveno sušením při 105 °C gravimetricky. Za rozpuštěné se považují takové látky, které projdou filtrem o velikosti ok 0,1–1 μm. Nejčastěji uváděnou velikostí ok filtru pro rozdělení rozpuštěných a nerozpuštěných látek je 0,45 μm. Stanovení zahrnuje anorganické netěkavé organické látky a patří mezi základní ukazatele jakosti přírodních vod (ČSN 75 7221).

1.4.2. Množství nerozpuštěných látek – NL

Nerozpuštěné látky byly stanoveny filtrací přes filtr o velikosti ok 0,45 μm a vysušením filtru při 105 °C do konstantní hmotnosti. V přírodních vodách jsou nejčastěji nerozpuštěné látky hlinitokřemičitany, hydratované oxidy kovů, fytoplankton, zooplankton či organický detrit (Pitter 2015).

Zvýšené množství nerozpuštěných, ale také koloidně rozpuštěných látek ve vodě snižuje průhlednost vody, zamezuje průchodu světla do vodního sloupce a způsobuje zákal. Proto můžeme tyto dva parametry považovat za ukazatele intenzity zákalu vody (Malý 1996; Pitter 2015).

1.4.3. Biochemická spotřeba kyslíku – BSK_5

Biochemická spotřeba kyslíku vyjadřuje hmotnostní koncentraci rozpuštěného kyslíku [$mg \cdot l^{-1}$] ve vodě, jež byla spotřebována během biochemické oxidace organických látek za určitých podmínek, vyjadřuje tedy množství biologicky rozložitelných organických látek ve vodě. Stanovuje se rozdílem koncentrací rozpuštěného kyslíku ve vzorku před inkubací a po inkubaci. Úbytek kyslíku je úměrný množství biochemicky rozložitelných látek. V diplomové práci jsou použité hodnoty ze stanovení BSK_5, která vyjadřuje biochemickou spotřebu kyslíku zřeďovací metodou, po dobu inkubace 5 dnů. BSK vyjadřuje, jaké je organické znečištění vody, čím vyšší hodnota BSK_5, tím je ve vodě více biochemicky rozložitelných organických látek. Využívá se při hodnocení kvality vody (ČSN 75 7221) a je ukazatelem samočistící schopnost ekosystému (Pitter 2015). BSK je tak nepřímým ukazatelem kyslíkového režimu v ekosystému, jelikož vyjadřuje schopnost přítomných organických látek vyčerpávat rozpuštěný kyslík ve vodě (Horáková et al. 1989). Při chovu kaprovitých ryb jsou vyžadovány hodnoty BSK_5 8–15 $mg \cdot l^{-1}$ a u chovu lososovitých ryb do 5 $mg \cdot l^{-1}$ (Svobodová a Modrá 2017)

1.4.4. Chemická spotřeba kyslíku – $CHSK_{Cr,Mn}$

V diplomové práci využívám data chemické spotřeby kyslíku stanovená dichromanovou a manganistanovou metodou. Tato metoda funguje na principu oxidace organických látek ve vzorku oxidačním činidlem, dichromanem draselným nebo manganistanem draselným, v kyselém prostředí. Stejně jako u BSK, se vyjadřuje jako množství kyslíku [$mg \cdot l^{-1}$] spotřebované na oxidaci organických látek, avšak s tím rozdílem, že se do vzorku přidává silné oxidační činidlo, díky tomu jsou oxidovány jak biologicky, tak i chemicky rozložitelné organické látky. Stejně jako BSK je ukazatelem kyslíkového režimu povrchových vod, jelikož vyjadřuje schopnost organických látek odčerpávat z vody kyslík (Horáková et al. 1989; Pitter 2015).

1.4.5. Chlorofyl–a – Chlf-a

Data o množství chlorofylu–a pro mou diplomovou práci byla získána extrakcí pomocí organického rozpouštědla, v tomto případě se jedná o etanol a následným spektrofotometrickým stanovením. Tato metoda je využívána pro povrchové vody, jako ukazatel jejich kvality (ČSN 75 7221). Stanovením koncentrace chlorofylu–a ve vzorku se

nepřímo stanovuje celková biomasa přítomného fytoplanktonu. Chlorofyl–a je jedním z nejdůležitějších ukazatelů eutrofizace povrchových vod (Pitter 2015).

1.4.6. Celkový fosfor – TP

Celkový fosfor zahrnuje veškeré formy fosforu, tj. rozpuštěné, nerozpuštěné, organické a anorganické, a slouží k hodnocení kvality povrchových vod. V přirozených podmínkách bývají fosfor a dusík limitujícími prvky pro růst fytoplanktonu. Redfieldův poměr je: C:N:P 106:16:1, z něj vyplývá, že pokud je molární poměr TN k TP N:P > 16, limitujícím prvkem růstu fytoplanktonu je fosfor, pokud N:P <16, limitujícím prvkem je dusík (Redfield 1934; Hutchinson 1973). V České republice je nejčastěji limitujícím prvkem fosfor (Lellák a Kubíček 1992). Při nadměrném přísunu fosforu do ekosystému, především z antropogenních zdrojů, eutrofizaci přímo způsobuje tím, že stimuluje růst fytoplanktonu. Nadměrné množství fosforu může identifikovat fekální znečištění vody (Pitter 2015).

1.4.7. Fosforečnany – P–PO_4

Autotrofní organismy, jako jsou řasy a sinice, jsou schopny nejrychleji a nejúčinněji využít anorganický fosfor ve formě fosforečnanů, především pak ve formě jednoduchých orthofosforečnanů. Jelikož je pro sinice a řasy fosfor v této formě okamžitě dostupný, při jeho zvýšeném množství dochází k velmi rychlému rozvoji fytoplanktonního společenstva (Pitter 2015).

1.4.8. Celkový dusík – TN

Celkový dusík zahrnuje veškeré organické i anorganické formy dusíkatých látek. Stejně jako fosfor je dusík biogenním prvkem a je nezbytnou živinou pro rozvoj vodního květu. V nadměrném množství, dohromady s fosforem, způsobuje rychlou produkci sinic a řas a nastává eutrofizace (Pitter 2015). Dusík se ve vodách vyskytuje v mnoha formách, hlavním zdrojem jsou syntetická hnojiva, produkty zemědělské výroby a odpadní vody (Vitousek et al., 1997; Rabalais 2002). V druhé polovině 20. století se přísun dusíku do terestrických ekosystémů zdvojnásobil, což následně vedlo i k obohacení vodního prostředí (Green et al. 2004). Jednotlivé formy dusíku přecházejí jedna v druhou vlivem např. denitrifikace, což znesnadňuje popis vlivu jednotlivých zdrojů dusíku ve vodním prostředí.

1.4.9. Dusičnany – N–NO_3

Pro fytoplankton je nejvýhodnější dusík přijímat ve formě dusičnanových, případně dusitanových či amonných iontů. V těchto formách jsou řasy schopny dusík přímo využít. Pokud je však v ekosystému nedostatek dusíku v metabolicky dostupné formě, nastává při vhodných podmínkách dominance sinic (Wetzel 2001), které dokážou fixovat vzdušný dusík N_2, díky specializovaným buňkám heterocytům (Fogg 1974). Zda budou v ekosystému dominovat řasy či sinice tak záleží na formě výskytu dusíku. Dusičnany jsou pro ryby slabě toxické. U kapra se uvádí nejvyšší možná koncentrace dusičnanů 80 $mg \cdot l^{-1}$ a pro pstruha 20 $mg \cdot l^{-1}$ (Svobodová et al. 1987; Navrátil et al. 2000).

1.4.10. Amoniak – NH_4

Dle Svobodové et al. (2011) je amoniak jednou z nejčastějších příčin poškození ryb v ČR. Amoniakální dusík je primárním produktem rozkladu organické hmoty. Ve vodě se vyskytuje ve formě amonného iontu NH_4^+ a v nedisociované molekulární formě NH_3. Stanovován je vždy celkový amoniakální dusík, který se skládá ze součtu koncentrací amonného ionu NH_4^+ a molekulární formy NH_3 (Pitter 2015). Molekulární forma amoniaku je pro ryby silně toxická, naopak iontová forma pro ryby nepředstavuje závažná zdravotní rizika. Toxicita spočívá v tom, že stěna buněk je nepropustná pro iontovou formu NH_4^+, ale molekulární forma amoniaku NH_3 do buněk proniká poměrně snadno. Jelikož má amoniak zvláštní afinitu k mozkové tkáni, projevuje se otrava amoniakem nervovými poruchami (Svobodová a Modrá 2017). Forma výskytu amoniaku závisí především na teplotě vody, s ní související koncentrací kyslíku a hodnotě pH. Koncentrace toxické formy amoniaku roste při kombinaci zvyšující se teploty vody, nízké koncentrace kyslíku a vysokého pH, které je v eutrofizovaných systémech obvyklým důsledkem zvýšené fotosyntetické aktivity rostlin (Svobodová 2008; Pitter 2015). U ryb rozlišujeme otravu exogenním amoniakem a autointoxikaci endogenním amoniakem (Svobodová a Modrá 2017). Vnímavost vykazují všechny druhy ryb, ale stupeň vnímavosti může být různý (Navrátil et al. 2000).

1.4.11. Rozpuštěný kyslík – O_2 rozp.

Data o množství rozpuštěného kyslíku byla měřena kyslíkovou sondou přímo v terénu, jednotkou je $mg \cdot l^{-1}$. Výkyvy v kyslíkovém režimu jsou typickým projevem eutrofizovaných ekosystémů, které vykazují výrazné organické znečištění (Kennish 2002), ale souvisí také s dalšími abiotickými faktory, jako je teplota vody, atmosférický tlak a světlo

(Navrátil et al. 2000). Zdrojem kyslíku je difúze z plynné fáze z atmosféry a fotosyntéza fytoplanktonu a vodních rostlin, naopak je vyčerpáván při aerobním rozkladu organických látek, respiraci vodních živočichů, disimilaci fotoautotrofních organismů, a dále také při oxidaci některých anorganických látek (Pitter 2015). V průběhu jara, v ekosystémech dobře zásobených živinami, nastává výrazný rozvoj fytoplanktonu. Díky zvýšené koncentraci fotosyntetizujících sinic a řas může docházet až k přesycení kyslíkem. Avšak jakmile začíná biomasa fytoplanktonu odumírat, sedimentuje, a především v hypolimniu dochází k dekompozici organických látek (Diaz a Rosenberg 1995), přičemž je spotřebováván kyslík (Barica 1974). Nízké koncentrace kyslíku jsou často určujícím faktorem druhového složení organismů v ekosystému, vnímavé jsou všechny druhy, ale záleží na adaptaci konkrétních druhů na nedostatek kyslíku. Při anoxických podmínkách navíc dochází k uvolňování toxických forem látek, například amoniaku (NH_3), které mají na živočichy přímý vliv (Ayles et al. 1976). Nedostatek rozpuštěného kyslíku způsobuje u ryb poruchy metabolismu a dušení. Ryby jsou malátné, apatické a nepřijímají potravu, což v závislosti na koncentraci kyslíku a adaptace konkrétního druhu na nedostatek kyslíku může končit úhynem (Svobodová a Modrá 2017).

1.4.12. Celkový organický uhlík – TOC

TOC je celkový organický uhlík, který byl stanoven termickou oxidací organických látek na oxid uhličitý. Jednotkou je $mg \cdot l^{-1}$ celkového organického uhlíku. Množství organických látek se vyjadřuje také pomocí BSK či CHSK, které jsou spolu s TOC, velmi důležitými parametry při popisu organické zátěže ve vodě. Avšak TOC oproti BSK nebo CHSK, nevyjadřuje kyslíkový režim v ekosystému, jelikož se touto metodou stanoví koncentrace jak biologicky a chemicky rozložitelných, tak i nerozložitelných látek. Zahrnuje širší spektrum organických látek než CHSK. Přirozeným zdrojem TOC je především rozklad organické hmoty, huminové kyseliny či fulvokyseliny, antropogenním zdrojem jsou úniky organických látek z domácností, průmyslu či zemědělství. Zahrnuje především proteiny, cukry, tuky, alkaloidy atd. (Pitter 2015).

1.4.13. Rozpuštěný organický uhlík – DOC

DOC představuje rozpuštěný organický uhlík. Rozpuštěný se označuje proto, že nelze z vody odstranit určitým filtračním procesem, nejčastěji se uvádí filtrace membránovým filtrem s velikostí pórů 0,45 μm. U DOC přirozeného původu se jedná

především o krátké řetězce bílkovin a aminokyselin, sacharidy, aromatické kyseliny apod. Množství rozpuštěného organického uhlíku ve vodě se liší v závislosti na produktivitě ekosystému. V oligotrofním ekosystému není množství DOC vyšší než 3 $mg \cdot l^{-1}$, v nejproduktivnějších vodách naopak může přesahovat koncentraci až 25 $mg \cdot l^{-1}$ (Riemann 1986). Významným zdrojem jsou huminové látky, které mohou v povrchových vodách představovat zhruba 50 % DOC, ale u některých vod může koncentrace DOC z huminových látek přesahovat 90 %. Taková voda je charakteristická zbarvením vody do žlutohněda (Pitter 2015, Kronberg 1999). DOC však mohou také zahrnovat polutanty antropogenního původu, jako jsou například pesticidy a látky pocházející ze splaškových a průmyslových vod, ze splachů ze skládek a zemědělství. DOC mohou také ve větší míře než CHSK zobrazovat produkty sinic a řas.

1.5. Cíl práce a hypotézy

Celá řada zdrojů upozorňuje na rapidní snižování početnosti sladkovodních živočichů. Sladkovodní ekosystémy jsou patrně nejohroženějšími ekosystémy na Zemi a pokles biodiverzity je v nich mnohem větší, než v nejvíce zasažených terestrických ekosystémech, jako jsou například deštné pralesy (Sala et al. 2000; Dudgeon et al. 2006; Almond et al 2020; Hughes et al. 2021). Téměř 40 % evropským a severoamerickým sladkovodním druhům ryb hrozí vyhynutí (Kottelat a Freyhof 2007; Jelks et al. 2008). Kromě regulace toků (Musil et al. 2012) a nadměrného využívání, je eutrofizace a znečištění nejvýznamnější hrozbou pro říční ekosystémy, které vedou ke změnám v biodiverzitě ryb. Může způsobovat změny ve složení nebo zánik původních společenstev (Ward a Stanford 1995; Duncan a Lockwood 2001; Freeman et al. 2003).

V roce 2006 popsal Dudgeon et al. (2006) pět hlavních příčin degradace a snižování biodiverzity vodních ekosystémů: 1. nadměrné využívání vodních ekosystémů, 2. znečištění vody, 3. regulace toků, 4. degradace stanovišť a 5. nahrazení původních druhů invazními druhy. Tyto příčiny se navzájem ovlivňují a jsou umocňovány globální změnou klimatu (Vörösmarty et al. 2019). Na tento výzkum navázali v roce 2019 Reid et al. (2019), kteří popsali dalších dvanáct hrozeb, které se objevily v průběhu antropocénu nebo zvýšily svůj význam. Týkají se především změny klimatu, zvýšení koncentrace toxických látek ve vodě, masivnějších nárostů sinic a řas, vyššího množství vodních elektráren, mikroplastů či snižování koncentrace Ca ve vodě.

Jedním z významných zdrojů je i zpráva WWF o stavu planety (Almond et al. 2020), která hodnotí stav planety a vývojové trendy biodiverzity. Podle zprávy WWF je také riziko vymírání sladkovodních organismů vyšší než organismů suchozemských a vyhynutí hrozí každému třetímu sladkovodnímu druhu. Hlavní příčiny vymírání sladkovodních organismů jsou dle zprávy WWF degradace stanovišť, výstavba přehrad, vodních elektráren a dalších bariér narušujících říční kontinuum, změny tvaru toku a znečištění, které pochází především ze zemědělství či průmyslu. O tom, že biodiverzita ve sladkovodních ekosystémech klesá dokonce dvakrát rychleji než biodiverzita oceánů či lesů, informovala zpráva WWF Ztracené ryby světa (Hughes et al. 2021).

Klesající trend mají také data rybářských úlovků dostupná na stránkách Českého rybářského svazu. Dle celkové statistiky úlovků jednotlivých druhů ryb za rok na mimopstruhových rybářských revírech ČRS došlo v průběhu let 2000–2018 k poklesu početnosti úlovků candáta obecného z 60 144 ks na 48 407 ks, cejna velkého z 383 706 ks na 135 247 ks, jelce tlouště z 53 063 ks na 11 239 ks, okouna říčního z 119 625 ks na 32 123 ks, parmy obecné z 8 161 ks na 753 ks, štiky obecné z 79 162 ks na 50 401 ks (Český rybářský svaz). Dle výzkumu Lyacha a Čecha (2018), který je založený na datech, která byla získána z výročních rybářských zpráv, shromážděných Českým rybářským svazem, je však rekreační rybolov na vzestupu, avšak počet úlovků a výnosy ryb klesají. Klesající počet úlovků tak není způsoben klesajícím počtem rybářů, trend počtu rybářů je opačný.

Dle studie Horké et al. (2012), která probíhala na řece Labi, je také patrné, že od roku 1995 do 2006 výrazně ubylo druhů, které jsou schopny úspěšné reprodukce v přirozených podmínkách. Zatímco mezi lety 1995–2000 se v Labi přirozeně reprodukovalo okolo osmi druhů, v průběhu let 2001–2006 toto číslo kleslo zhruba na čtyři reprodukující se druhy.

V práci se zaměřuji konkrétně na šest druhů ryb:

- cejn velký (*Abramis brama)*
- jelec tloušť *(Squalius cephalus)*
- parma obecná *(Barbus barbus)*
- okoun říční *(Perca fluviatilis)*
- štika obecná *(Esox lucius)*
- candát obecný *(Sander lucioperca)*

1.5.1. Cíl práce

Eutrofizace je považována za jednu z příčin změn početnosti a biodiverzity ryb ve sladkovodních ekosystémech (Ward a Stanford 1995; Duncan and Lockwood 2001; Freeman et al. 2003; Dudgeon et al. 2006; Reid et al. 2019; Almond et al. 2020; Hughes et al. 2021). Na některé druhy ryb může mít pozitivní vliv, jelikož se zvyšuje úživnost prostředí, což vede k většímu rozvoji řasového společenstva, které představuje vyšší množství potravní nabídky například pro cejna velkého, a také plevelných ryb, představujících potravu pro dravé druhy. Ale na některé druhy ryb může mít výrazně negativní vliv, jelikož je habitat eutrofizací celkově přetvářen. Vlivem eutrofizace dochází ke zvýšenému ukládání sedimentu a zvýšení zákalu, který ovlivňuje především vizuální predátory, jako je okoun či štika, a na druhy citlivé na obsah kyslíku a larvální stádia může mít výrazný vliv např. rozkolísanost kyslíkového režimu (Kemp et al. 2011).

V dostupné literatuře je v současnosti dobře popsáno, jak se v eutrofizovaných ekosystémech mění druhové složení dominantních druhů. Cílem diplomové práce je popsat, které z faktorů souvisejících s eutrofizací ovlivňují konkrétní druhy ryb a jaký mají vliv na jejich výskyt v říčním prostředí, a to na základě údajů o úlovcích jednotlivých druhů ryb poskytnutých rybářským svazem.

Byly stanoveny následující cíle:

- Jsou úlovky jednotlivých vybraných druhů ryb ovlivněny vybranými faktory prostředí?
- Jakým způsobem ovlivňují vybrané faktory prostředí počet úlovků určených druhů. Dochází ke snižování či zvyšování početnosti v závislosti na vybraných parametrech?

1.5.2. Hypotézy

Hypotézy jsou rozděleny dle specifických nároků jednotlivých druhů ryb na prostředí.

a) Pro kaprovité ryby – cejn, tloušť, parma

H_{cejn}, $H_{tloušť}$:

$H_{1.1}$: Početnost bude vzrůstat se zvyšující se úživností prostředí, která poskytuje vyšší nabídku potravy (TN, TP, chlf–a, N-NO_3, P-PO_4), profitovat bude zejména omnivorní tloušť.

$H_{1.2.}$: Početnost se bude snižovat se zvýšeným množstvím rozpuštěných a nerozpuštěných látek, jelikož je cejn vizuální predátor.

$H_{1.3.}$: Početnost nebude ovlivněna množstvím rozpuštěného kyslíku, BSK, CHSK, jelikož cejn ani tloušť nemají vysoké nároky na množství kyslíku ve vodě.

H_{parma}:

$H_{2.1.}$: Početnost bude ovlivněna množstvím rozpuštěného kyslíku, BSK, CHSK, jelikož je parma citlivá na množství kyslíku ve vodě.

$H_{2.2.}$: Početnost nebude ovlivněna rozpuštěnými a nerozpuštěnými látkami, protože parma vyhledává svoji potravu na dně.

b) Pro dravé ryby – okoun, štika, candát

$H_{okoun, štika, candát}$:

$H_{3.1.}$: Početnost se bude snižovat s vyšším množstvím rozpuštěných a nerozpuštěných látek, jelikož jde o vizuální predátory, to nebude patrné u candáta, který je lépe přizpůsobený nízkým intenzitám světla (soumračný druh).

$H_{3.2.}$: Početnost se bude zvyšovat se zvýšením hodnot TN, TP, chlf–a, N-NO, P-PO4, které mohou zvýšit nabídku potravních druhů ryb (kaprovité).

$H_{3.3.}$: Početnost se bude snižovat s nižšími hodnotami koncentrace rozpuštěného kyslíku a vyššími hodnotami BSK, CHSK, jelikož jsou dravé druhy citlivé na množství kyslíku ve vodě.

2. Metodika

2.1. Studovaná oblast

Lokality vybrané pro diplomovou práci se nacházejí v Čechách na povodích řek Vltava a Ohře. Z povodí Vltavy se jedná o řeky Sázava, Berounka, Lužnice a Otava. Na povodí Ohře o řeku Chomutovku.

Vltava měří 430,2 km, plocha povodí činí 28 090 km^2. Velikostí povodí, délkou toku i množstvím odváděné vody je největší českou řekou. Hlavní pramenná větev, Teplá Vltava, pramení na Šumavě v nadmořské výšce 1 172 m. n. m. Vltava vzniká soutokem Teplé Vltavy a její druhé pramenné větve Studené Vltavy, poblíž obce Chlum v Mrtvém Luhu. Do Labe ústí v Mělníku severně od Prahy. Horní tok má charakter bystřiny s kamenitým dnem, peřejemi a prudkými zákruty (Kohoutek et al. 1970). Ve středním úseku řeky je říční kontinuum narušeno tzv. Vltavskou kaskádou, která je tvořena soustavou devíti vodních děl: Lipno I, Lipno II, Hněvkovice, Kořensko, Orlík, Kamýk, Slapy, Štěchovice a Vrané. Úsek od Vraného až k ústí do Labe má charakter mírné, nížinné řeky a můžeme jej považovat za dolní úsek. Dolní úsek řeky je značně poznamenán antropogenní činností, na toku se vyskytuje značné množství jezů a protéká jak průmyslovými, tak zemědělskými oblastmi. V nadmořské výšce 156 m.n.m. u města Mělník se Vltava vlévá do Labe. (Kohoutek et al. 1970).

Lužnice je pravostranný přítok Vltavy, soutok se nachází nedaleko Týna nad Vltavou. Její povodí měří 4 200 km^2. Pramení v Rakousku v Novohradských horách ve výšce 990 m.n.m. Na českém území převládá charakter nížinné řeky. Voda v Lužnici je nadržována velkým množstvím jezů. Protéká řadou rybníků, jedním z nich je největší český rybník Rožmberk (Kohoutek et al. 1970).

Otava vzniká soutokem horských bystřin Křemelné a Vydry u Čeňkovy pily na Šumavě a její délka je přibližně 113 km. Do Vltavy se vlévá jako levostranný přítok, který vtéká do vodního díla Orlík. Horní tok od Čeňkovy pily do Rejštejna je peřejnatý, s rychlým proudem a velkými kameny na dně. Za střední tok Otavy můžeme považovat úsek od Rejštejna, kde již proud nemá takovou energii. Od Sušice protéká Otava lučinatou krajinou a má charakter dolního toku, v tomto úseku řeky je voda nadržována řadou jezů, a nakonec vtéká do Orlické přehrady (Kohoutek et al. 1970).

Sázava pramení pod Žďárskými vrchy, její délka činí 226 km a plocha povodí měří 4 350 km^2. Horní úsek, který má kamenité dno a značný spád, protéká především lesnatým údolím, následně městem Přibyslav a Havlíčkovým Brodem. Před Ledčí nad Sázavou proud řeky slábne a přechází do středního toku. Poříčím nad Sázavou již řeka protéká jako dolní tok. Soutok s Vltavou se nachází v Davli na 78,2 říčním km (Kohoutek et al. 1970).

Na jihu Prahy se jako levostranný přítok vlévá do Vltavy řeka Berounka. Berounka vzniká v Plzni soutokem řek Mže a Radbuzy, její délka je 146 km a rozloha 8 860 km^2. Spád celého toku Berounky je 1,2 ‰ (Kohoutek et al. 1970).

Ohře pramení v Německu ve spolkové zemi Bavorsko v nadmořské výšce 752 m.n.m. Její délka činí 300,2 km a plocha povodí zaujímá 5 620 km^2. Horní tok od Chebu má spíše nížinný charakter, avšak za Kynšperkem nad Ohří se krajina mění, řeka zde má větší spád a kamenité dno. Dolní tok Ohře začíná pod Nechranickou přehradou. Do Labe se Ohře vlévá v Litoměřicích (Kohoutek et al. 1970).

Chomutovka je levostranným přítokem řeky Ohře. Řeky se stékají nedaleko za městem Postoloprty. Plocha povodí je 160 km^2. Pramení v Krušných horách, kde pokračuje skrz Bezručovo údolí jako horní tok. Za Chomutovem již protéká nížinatou zemědělskou krajinou (Kohoutek et al. 1970).

Na zmíněných řekách bylo vybráno celkem 47 lokalit, které jsou vyjmenovány v tabulce 1.

Řeka	**Lokalita**	**Říční km**	**CHMU**	**Revír**
Vltava	České Budějovice	240,6	CHMI_1211	421 075
	Hluboká nad Vltavou	228,9	CHMI_1042	421 075
	Libčice	27,2	CHMI_1046	401 015
	Štěchovice	82,8	CHMI_3216	401 021
	Vrané	70,8	CHMI_1044	401 030
	Vyšší Brod	318,7	CHMI_1040	421 080
	Zelčín	4,5	CHMI_0105	411 093
	Březí	259,0	CHMI_1041	421 069
	Nové Spolí	285,4	PVL_2518	421 079
	Pěkná	373,5	CHMI_3209	421 081
	Podolí	56,0	CHMI_1045	401 018
	Rájov	270,3	PVL_2523	421 079
Berounka	Plzeň	134,4	CHMI_3813	431 004
	Hýskov	39,7	CHMI_1088	411 001
	Nadryby	118,0	CHMI_3398	431 004
	Roztoky	63,0	CHMI_1087	411 003
	Srbsko	29,7	CHMI_1089	411 001
	Bukovec	128,8	CHMI_7052	431 025
	Lahovice	0,5	CHMI_7055	401 001
	Liblín	101,3	CHMI_1085	431 002
Sázava	Havlíčkův Brod	162,9	CHMI_3316	451 071
	Chlístov	157,5	CHMI_1210	451 071
	Nespeky	27,7	CHMI_3324	411 075
	Píkovice	3,5	CHMI_1064	401 009
	Zruč nad Sázavou	105,2	CHMI_1062	411 080
	Ledeč nad Sázavou	129,6	CHMI_3319	401 025
Otava	Katovice	60,8	CHMI_3288	421 056
	Topělec	20,0	CHMI_4005	421 053
Lužnice	Bechyně	10,9	CHMI_4004	421 033
	Klenovice	59,7	CHMI_3258	421 037
	Koloděje	4,2	CHMI_1050	421 012
	Nová Ves nad Lužnicí	146,2	CHMI_3251	421 043
	Suchdol nad Lužnicí	125,1	CHMI_3252	421 041
	Veselí nad Lužnicí	74,9	CHMI_1049	421 038
Ohře	Citice	206,8	CHMI_1212	431 037
	Černčice	49,7	CHMI_1107	441 040
	Doksany	10,3	CHMI_3456	441 038
	Terezín	2,5	CHMI_1109	441 038
	Hranice	255,5	CHMI_3970	431 040
	Hubertus	169,6	CHMI_1101	431 033
	Jindřichov	236,0	CHMI_1098	431 039
	Kadaň	124,5	CHMI_1103	441 044

	Louny	53,9	CHMI_4006	441 040
	Radošov	158,5	CHMI_3453	431 032
	Želina	122,7	CHMI_3454	441 043
Chomutovka	Nezabydlice	22,4	POH_15373	441 011
	Postoloprty	1,3	CHMI_1117	441 010

Tabulka 1 – Seznam vybraných lokalit

2.2. Data

2.2.1. Data faktorů prostředí

O data faktorů prostředí jsem žádala Český hydrometeorologický ústav. Jsou to kontinuálně měřená data na konkrétních lokalitách. Každá lokalita má přidělený identifikátor. Měření zprostředkovávají jednotlivé podniky povodí, v případě dat použitých pro diplomovou práci se jedná o podniky Povodí Vltavy a Povodí Ohře. Podniky povodí poskytují data faktorů prostředí Českému hydrometeorologickému ústavu. Pro získání dat bylo nutné požádat podniky povodí o písemný souhlas s vydáním dat Českým hydrometeorologických ústavem.

Jedná se o časovou řadu dat od roku 2000 do roku 2018 v měsíčních intervalech. Z měsíčních dat jsem vytvořila roční průměry. Využila jsem data z celkem 47 lokalit na sedmi řekách z povodí Vltavy a Ohře a 14 vybraných parametrů prostředí:

- Množství rozpuštěných látek
- Množství nerozpuštěných látek – NL
- Biochemická spotřeba kyslíku – BSK_5
- Chemická spotřeba kyslíku – $CHSK_{Cr}$, $CHSK_{Mn}$
- Chlorofyl–a – Chlf-a
- Celkový fosfor – TP
- Fosforečnany – $P–PO_4$
- Celkový dusík – TN
- Dusičnany – $N–NO_3$
- Amoniak – NH_4^+
- Rozpuštěný kyslík – O_2 rozp.
- Celkový organický uhlík – TOC
- Rozpuštěný organický dusík – DOC

2.2.2. Data o úlovcích ryb v jednotlivých revírech

Data o úlovcích jednotlivých druhů ryb na mimopstruhových revírech tekoucích vod byla poskytnuta Českým rybářským svazem. Datový soubor obsahuje roční data úlovků z let 2000–2018 na jednotlivých revírech. Pro účely diplomové práce jsem vybrala 47 lokalit a 6 druhů ryb. Vybrané druhy ryb jsou:

- cejn velký (*Abramis brama)*
- jelec tloušť *(Squalius cephalus)*
- parma obecná *(Barbus barbus)*
- okoun říční *(Perca fluviatilis)*
- štika obecná *(Esox lucius)*
- candát obecný *(Sander lucioperca)*

Tyto druhy byly vybrány záměrně, jelikož žijí většinou v ekosystémech, kde dochází k projevům eutrofizace, což jsou toky od lipanového pásma níže po proudu řeky. Do výběru jsem zahrnula ryby s různým stupněm citlivosti vůči podmínkám prostředí. Jako zástupce kaprovitých ryb jsem si zvolila: cejn velký, jelec tloušť, parma obecná, jako zástupce dravých druhů: okoun říční, štika obecná, candát obecný.

Počty úlovků ryb jsem vydělila docházkou rybářů na jednotlivých revírech, tím jsem získala tzv. **CPUE** catch per unit effort neboli **úlovek na jednotku rybářského úsilí**, díky čemuž lze porovnávat úlovky ryb na jednotlivých lokalitách mezi sebou.

Od Českého Rybářského Svazu jsem si vyžádala počty vydaných povolenek na mimopstruhových revírech v jednotlivých letech 2000–2018, abych vyloučila vliv vydaných povolenek, tedy zvyšující či snižující se počet rybářů, na časové trendy CPUE.

2.2.3. Kompletace a statistická analýza dat

Časové trendy

Pro statistické zpracování časových trendů jsem vytvořila průměr CPUE na všech lokalitách za konkrétní roky. Z dat jednotlivých druhů ryb jsem následně vytvořila grafy a proložila je regresní přímkou. Za závisle proměnnou veličinu jsem zvolila CPUE a nezávisle proměnnou rok. Analýzu dat jsem provedla lineární regresí, kde nulová hypotéza je H_0: Veličiny jsou nezávislé. Průkaznost regresního modelu jsem popsala pomocí koeficientu determinace (R^2), neboli hodnoty spolehlivosti R, který vyjadřuje, jaký podíl variability veličiny CPUE se dá vysvětlit pomocí regresního modelu a p-hodnoty na hladině spolehlivosti 0,05. Regresní přímku jsem popsala pomocí rovnice přímky. Výsledné křivky

jsem nakonec porovnala s množstvím vydaných povolenek v konkrétním roce, abych vyloučila, že klesající trend CPUE je způsobený vyšším množstvím vydaných povolenek. Výsledky jsem ještě ověřila statistickou analýzou smíšeným lineárním modelem se zohledněním náhodného efektu v programu R (www.r-project.com), v této analýze jsou roky označeny 1–19.

Vliv faktorů prostředí na CPUE

Na základě čísla revíru, čísla lokality ČHMU a map dostupných na portálu IS Arrow a na stránkách Českého rybářského svazu jsem k sobě přiřadila konkrétní lokality a revíry tak, aby bylo možné data vyhodnotit v programu R.

Statistická analýza

Pro statistické zpracování dat vlivu faktorů prostředí na CPUE jednotlivých ryb jsem zvolila lineární smíšený regresní model (GLMM – General Linear Mixed Model) s náhodnými efekty s logaritmickou transformací dat v programu pro statistickou analýzu R 4.0.5 (R Core Team, 2015). Faktorové proměnné jsou řeky, revíry a roky a kontinuální proměnné jsou jednotlivé ryby (6) a faktory prostředí (14). Vysvětlovaná proměnná je CPUE konkrétních druhů ryb a vysvětlující proměnná konkrétní faktory prostředí. Každý model se skládá z náhodného a fixního efektu. Pro každou rybu jsem vybrala nejvíce vypovídající model. Výběr finálního modelu probíhal tímto způsobem:

i) Výběr náhodného efektu

Sestavila jsem celkem šest různých náhodných efektů, které jsem porovnávala podle akaike (AIC) (Akaike 1974) a bayesian (BIC; Schwarz 1978) informačních kritérií, s jejichž pomocí jsem vybrala vhodný model pro má data. Výběr náhodného efektu jsem prováděla zvlášť pro každý rybí druh. Nejvhodnější náhodný efekt nakonec vyšel pro všechny druhy ryb stejný.

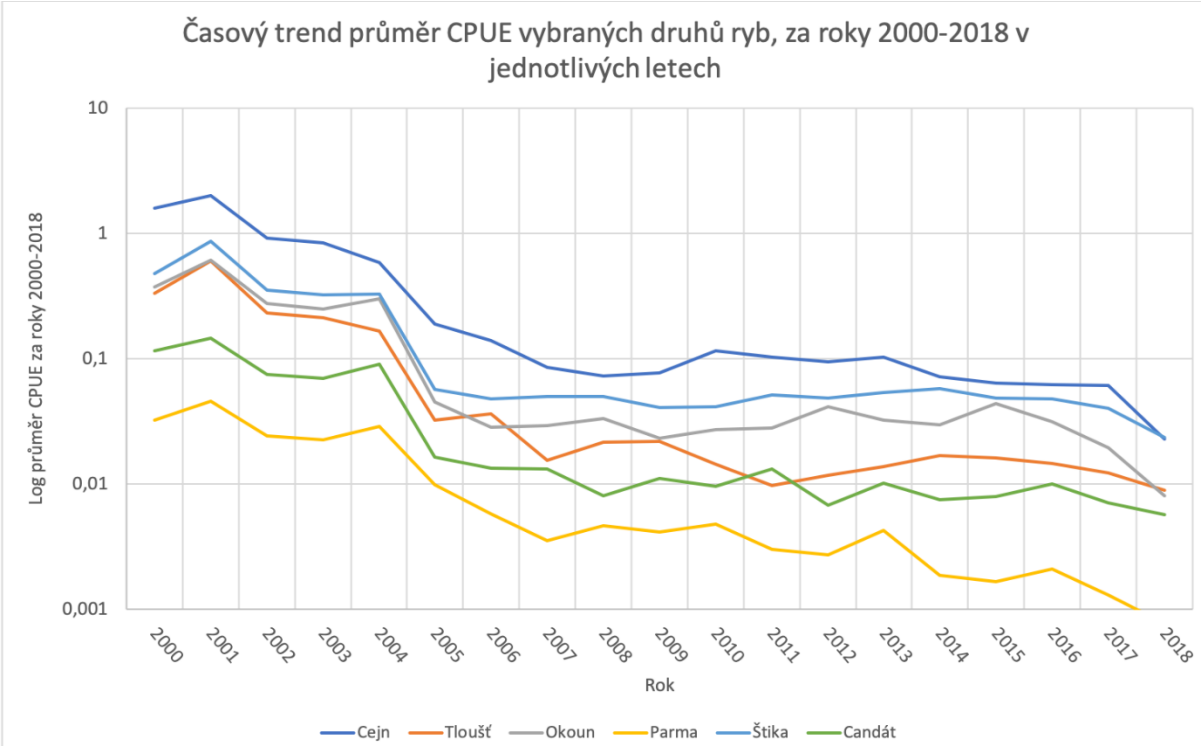
ii) Výběr fixních faktorů

Při výběru fixních faktorů jsem zjišťovala, které faktory prostředí budou statisticky průkazné, a tudíž je do konkrétního modelu pro danou rybu zahrnu. Vybírány byly pomocí best subset analýzy a následně porovnávány dle akaike (AIC) (Akaike 1974) a bayesian (BIC; Schwarz 1978) informačních kritérií. Výsledkem analýzy jsou efekty jednotlivých faktorů prostředí a jejich průkaznost. Hodnoceny byly pro jednotlivé druhy ryb. Z náhodného a fixního faktoru a redukcí full modelu byl pro každý druh vytvořen finální model.

3. Výsledky

3.1. Časové trendy

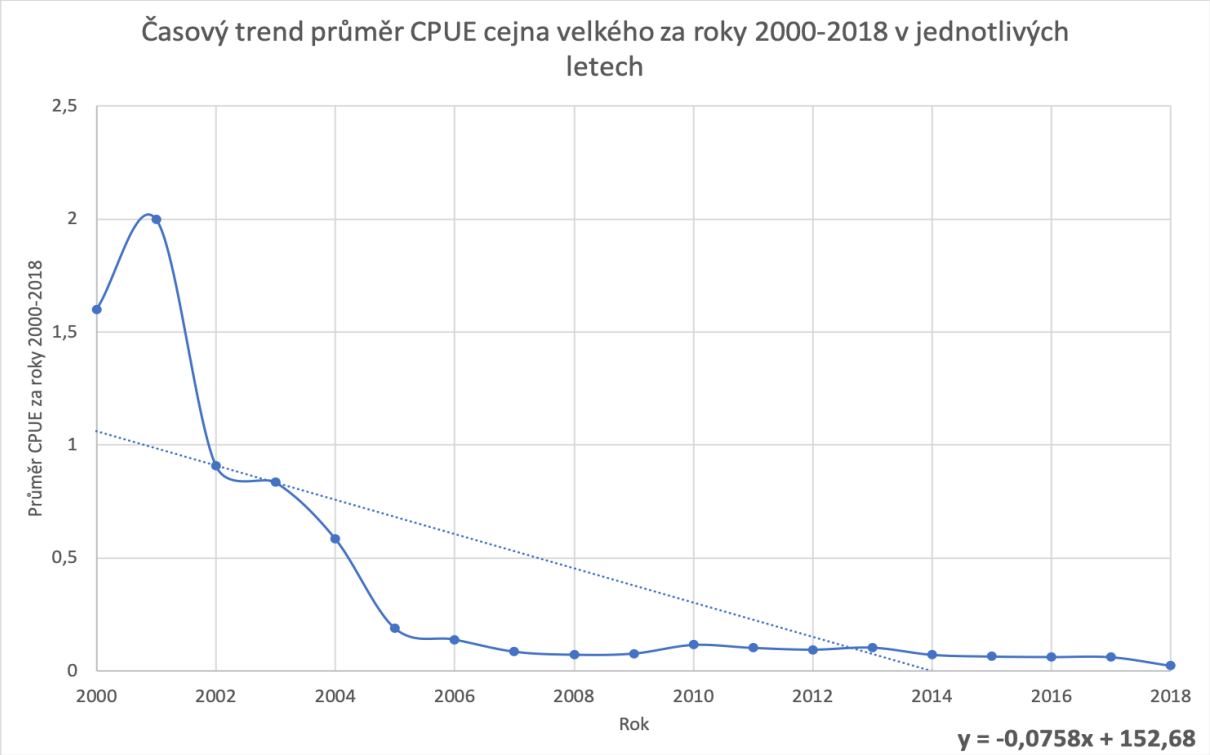
Časový trend úlovků jednotlivých druhů ryb vyjádřený jako CPUE ukazuje a potvrzuje údaje uvedené v rešeršní části mé práce, že početnost ryb, vyjádřená jako CPUE v řekách prokazatelně ubývá. U všech vybraných druhů jsem zaznamenala mezi lety 2000 – 2018 výrazný pokles. Nejvýznamnější pokles u všech ryb jsem zaznamenala mezi lety 2000 – 2006. Abych vyloučila, že klesající trend CPUE je způsobený vyšším množstvím vydaných povolenek, porovnala jsem výsledné křivky s počtem rybářských povolenek v jednotlivých letech. Jelikož je trend počtu vydaných povolenek v jednotlivých letech konstantní, mohu vyloučit, že má vliv na klesající trend CPUE.



Graf 1 – Porovnání průměru CPUE jednotlivých druhů ryb v logaritmickém měřítku v konkrétních letech

3.1.1. Cejn velký

Časový trend průměru CPUE cejna velkého za jednotlivé roky je klesající, což ukazuje rovnice přímky, která má tvar: **y = -0,076x + 152,680**. Hodnota spolehlivosti **R^2 = 0,562** ukazuje, že modelem je vysvětleno 56,16 % rozptylu vysvětlované proměnné. P–hodnotou **(p = < 0,001)** zamítám H_0, že jsou veličiny nezávislé.



Graf 2 – Průměr CPUE cejna velkého v letech 2000–2018

Klesající trend CPUE cejna velkého jsem také prověřila statistickou analýzou smíšeným modelem se zohledněním náhodného efektu:

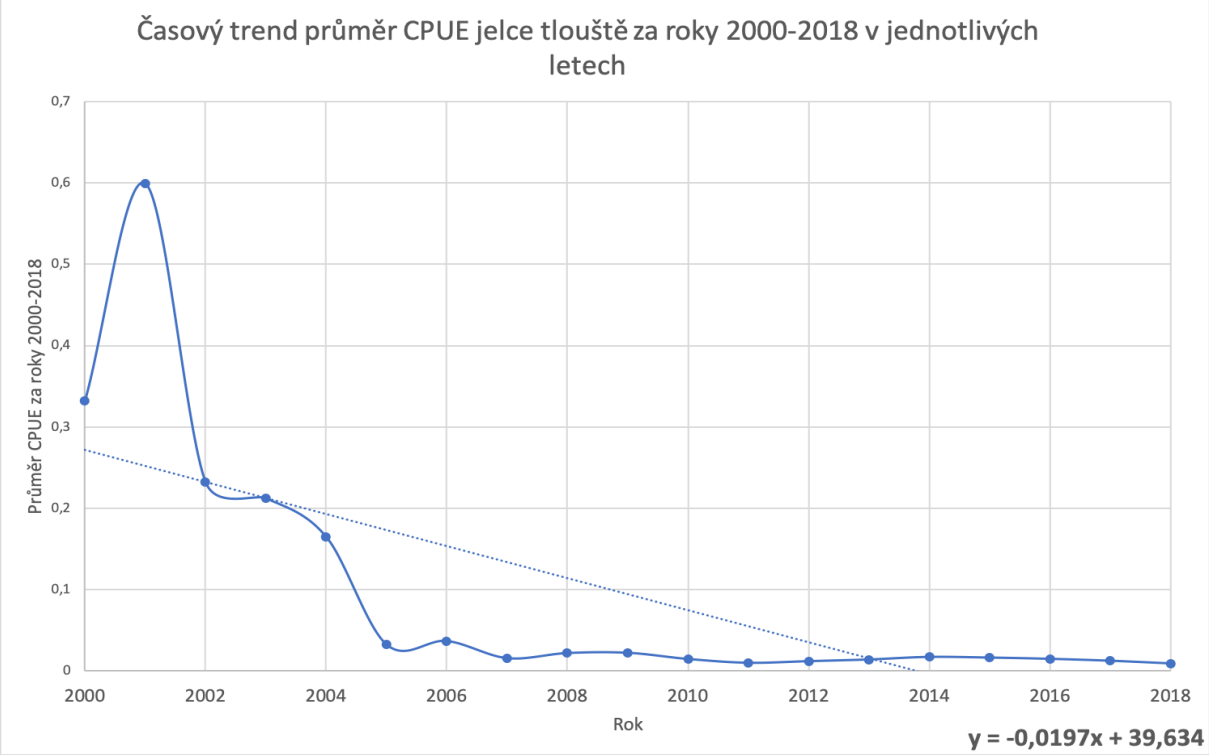
CPUEcejn ~ year + (1 | river/site)

Parametr	Estimate	Std. error	T value	P value
Intercept	1,137	0,131	8,699	<0,001
year	-0,076	0,008	-9,619	<0,001

Tabulka 2 – Výsledek smíšeného modelu časového trendu CPUE cejna velkého

3.1.2. Jelec tloušť

Časový trend průměru CPUE jelce tlouště za jednotlivé roky je klesající, což ukazuje rovnice přímky, která má tvar: **y = -0,020x + 39,634**. Hodnota spolehlivosti **R^2 = 0,510** ukazuje, že modelem je vysvětleno 51,0 % rozptylu vysvětlované proměnné. P–hodnotou **(p = < 0,001)** zamítám H_0, že jsou veličiny nezávislé.



Graf 3 – Průměr CPUE jelce tlouště v letech 2000–2018

Klesající trend CPUE jelce tlouště jsem také prověřila statistickou analýzou smíšeným modelem se zohledněním náhodného efektu:

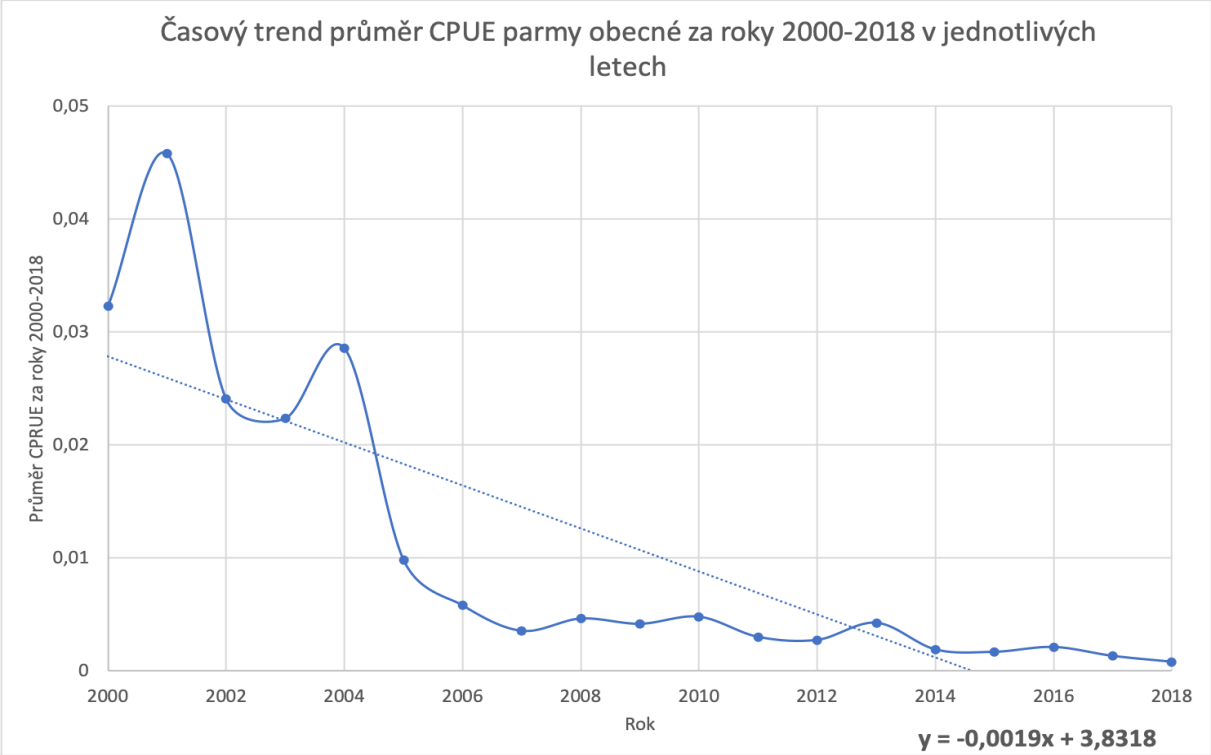
CPUEtloust ~ year + (1 | river/site)

Parametr	Estimate	Std. error	T value	P value
Intercept	0,291	0,022	13,380	<0,001
year	-0,020	0,002	-13,010	<0,001

Tabulka 3 – Výsledek smíšeného modelu časového trendu CPUE jelce tlouště

3.1.3. Parma obecná

Časový trend průměru CPUE parmy obecné za jednotlivé roky je klesající, což ukazuje rovnice přímky, která má tvar: **y = -0,002x + 3,832**. Hodnota spolehlivosti **R^2 = 0,662** ukazuje, že modelem je vysvětleno 66,2 % rozptylu vysvětlované proměnné. P–hodnotou **(p = < 0,001)** zamítám H_0, že jsou veličiny nezávislé.



Graf 4 – Průměr CPUE parmy obecné v letech 2000–2018

Výsledek vyhodnocení modelu časového trendu:

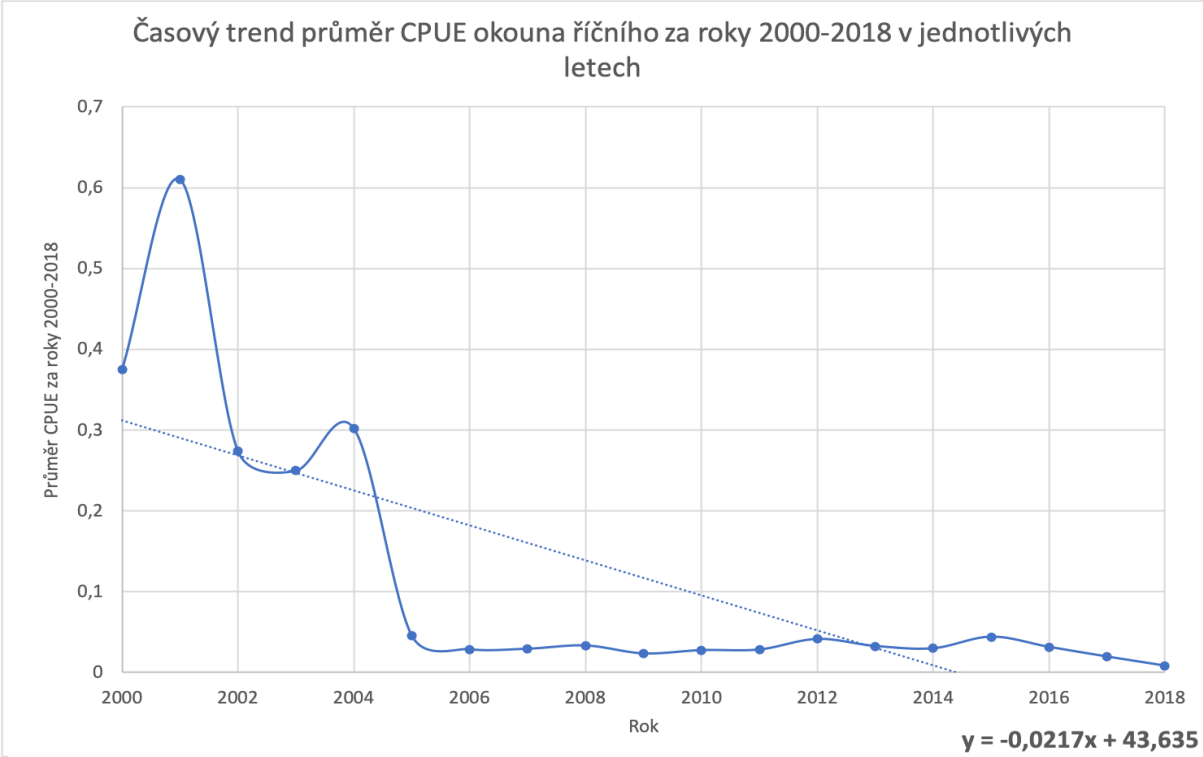
CPUEparma ~ year + (1 | river/site)

Parametr	Estimate	Std. error	T value	P value
Intercept	0,029	0,005	5,410	<0,001
year	-0,002	0,0002	-9,031	<0,001

Tabulka 4 – Výsledek smíšeného modelu časového trendu CPUE parmy obecné

3.1.4. Okoun říční

Časový trend průměru CPUE okouna říčního za jednotlivé roky je klesající, což ukazuje rovnice přímky, která má tvar: **y = -0,022x + 43,635**. Hodnota spolehlivosti **R^2 = 0,542** ukazuje, že modelem je vysvětleno 54,2 % rozptylu vysvětlované proměnné. P–hodnotou **(p = < 0,001)** zamítám H_0, že jsou veličiny nezávislé.



Graf 5 – Průměr CPUE okouna říčního v letech 2000–2018

Výsledek vyhodnocení modelu časového trendu:

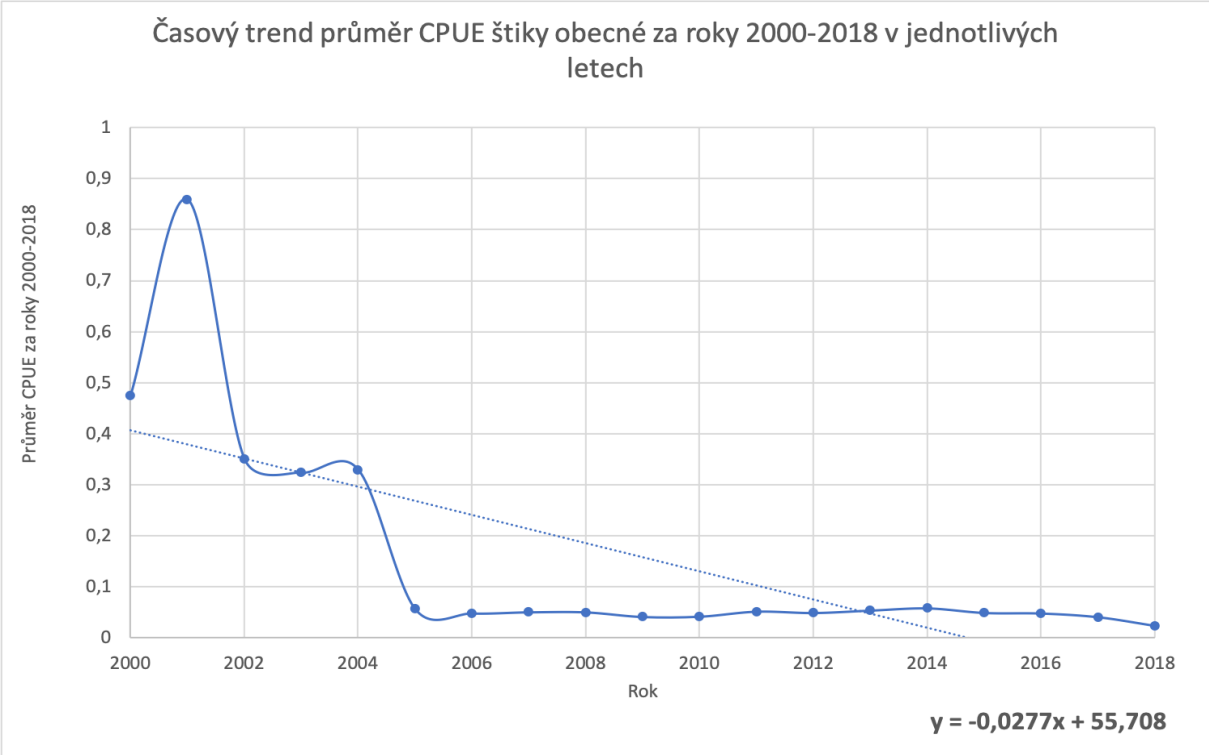
CPUEokoun ~ year + (1 | river/site)

Parametr	Estimate	Std. error	T value	P value
Intercept	0,329	0,032	10,450	<0,001
year	-0,022	0,002	-11,520	<0,001

Tabulka 5 – Výsledek smíšeného modelu časového trendu CPUE okouna říčního

3.1.5. Štika obecná

Časový trend průměru CPUE štiky obecné za jednotlivé roky je klesající, což ukazuje rovnice přímky, která má tvar: **y = -0,028x + 55,708**. Hodnota spolehlivosti **R^2 = 0,507** ukazuje, že modelem je vysvětleno 50,7 % rozptylu vysvětlované proměnné. P–hodnotou **(p = < 0,001)** zamítám H_0, že jsou veličiny nezávislé.



Graf 6 – Průměr CPUE štiky obecné v letech 2000–2018

Klesající trend CPUE štiky obecné jsem také prověřila statistickou analýzou smíšeným modelem se zohledněním náhodného efektu:

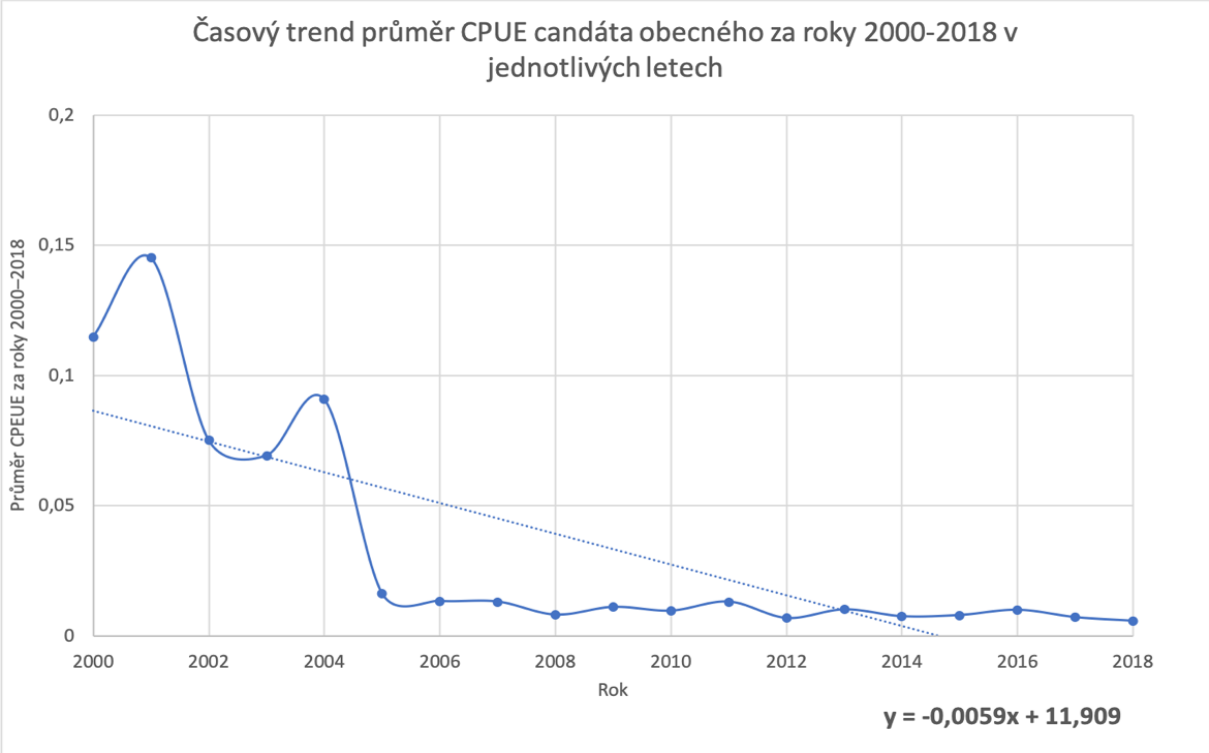
CPUEstika ~ year + (1 | river/site)

Parametr	Estimate	Std. error	T value	P value
Intercept	0,433	0,035	12,540	<0,001
year	-0,028	0,002	-12,940	<0,001

Tabulka 6 – Výsledek smíšeného modelu časového trendu CPUE štiky obecné

3.1.6. Candát obecný

Časový trend průměru CPUE candáta obecného za jednotlivé roky je klesající, což ukazuje rovnice přímky, která má tvar: **y = -0,006x + 11,909**. Hodnota spolehlivosti **R^2 = 0,599** ukazuje, že modelem je vysvětleno 59,9 % rozptylu vysvětlované proměnné. P–hodnotou **(p = < 0,001)** zamítám H_0, že jsou veličiny nezávislé.



Graf 7 – Průměr CPUE candáta obecného v letech 2000–2018

Výsledek vyhodnocení modelu časového trendu:

CPUEcandat ~ year + (1 | river/site)

Parametr	Estimate	Std. error	T value	P value
Intercept	0,093	0,009	9,930	<0,001
year	-0,006	0,001	-11,540	<0,001

Tabulka 7 – Výsledek smíšeného modelu časového trendu CPUE candáta obecného

3.2. Vliv vybraných faktorů na jednotlivé druhy ryb

3.2.1. Cejn velký

Na základě výběru podle AIC a BIC kritérií byl zvolen pro vyhodnocení dat tento finální model:

Logcejn ~ nerozp + chskcr + doc + nno3 + tn + chlfa + (1 | year) + (1 | river/site)

Pro cejna velkého vyšly statisticky významné parametry ovlivňující CPUE tyto: chemická spotřeba kyslíku ($CHSK_{Cr}$), rozpuštěný organický uhlík (DOC), celkový dusík (TN) a chlorofyl-a (chlf-a). Výsledek analýzy vysvětluje, že se zvyšující se hodnotou chemické spotřeby kyslíku se zvyšuje CPUE, se zvyšující se koncentrací rozpuštěného organického uhlíku se CPUE cejna snižuje, se zvyšující se koncentrací celkového dusíku se CPUE cejna zvyšuje a s vyšším množstvím chlorofylu–a dochází ke snižování CPUE cejna velkého. Na hranici statistické významnosti se pohybují dusičnany ($N\text{-}NO_3$), jejichž zvyšující se koncentrace snižuje CPUE cejna a statisticky nevýznamné vyšly nerozpuštěné látky.

Parametr prostředí	Estimate	Std. error	T value	P value
Intercept	0,052	0,058	0,954	0,344
Nerozp. l.	-0,001	0,001	-1,312	0,190
$CHSK_{Cr}$	**0,007**	0,003	2,807	**0,006**
DOC	**-0,017**	0,008	-2,217	**0,027**
$N\text{-}NO_3$	-0,024	0,012	-1,939	0,054
TN	**0,029**	0,009	3,236	**0,001**
Chlf-a	**-0,001**	0,0004	-2,494	**0,013**

Tabulka 8 – Výsledek finálního modelu pro cejna velkého

3.2.2. Jelec tloušť

Na základě výběru podle AIC a BIC kritérií byl zvolen pro vyhodnocení dat tento finální model:

Logtloušť ~ ppo4 + doc + nno3 + tn + (1 | year) + (1 | river/site)

Pro jelce tlouště vyšly statisticky významné parametry rozpuštěný organický uhlík (DOC) a fosforečnany (P-PO_4). Výsledkem analýzy je, že se zvyšující koncentrací fosforečnanů dochází ke zvyšování CPUE jelce tlouště a se zvyšující se koncentrací rozpuštěného organického uhlíku dochází ke snižování CPUE tlouště. CPUE jelce tlouště se mírně snižuje, ale statisticky neprůkazně, s nárůstem koncentrace dusičnanů (N-NO_3) a mírně zvyšuje, ale také statisticky neprůkazně, s celkovým dusíkem (TN).

Parametr prostředí	Estimate	Std. error	T value	P value
Intercept	0,040	0,023	1,779	0,077
P–PO_4	**0,348**	0,081	4,293	**<0,001**
DOC	**-0,005**	0,002	-2,119	**0,035**
N–NO_3	-0,007	0,005	-1,429	0,155
TN	0,006	0,004	1,673	0,095

Tabulka 9 – Výsledek finálního modelu pro jelce tlouště

3.2.3. Parma obecná

Na základě výběru podle AIC a BIC kritérií byl zvolen pro vyhodnocení dat tento finální model:

Logparma ~ rozp + bsk5 + nno3 + nnh4 + (1 | year) + (1 | river/site)

Pro parmu obecnou vyšly statisticky významné dva parametry, a to rozpuštěné látky (rozp. l.) a amoniakální dusík ($N\text{-}NH_4$). Jelikož zde vychází intercept záporný, je třeba brát vliv jednotlivých parametrů naopak, než u ostatních ryb. Model vysvětluje, že s přibývajícím množstvím rozpuštěných látek a amoniakálního dusíku se snižuje CPUE parmy obecné. V tomto modelu jsou statisticky nevýznamné parametry biochemická spotřeba kyslíku (BSK_5) a dusičnany (N-NO3). U těchto parametrů by naopak podle modelu docházelo k zvyšování CPUE parmy obecné.

Parametr prostředí	Estimate	Std. error	T value	P value
Intercept	-0,008	0,005	-1,796	0,075
Rozp. l.	**$6{,}930E^{-5}$**	$1{,}700E^{-5}$	4,077	**<0,001**
BSK_5	$-8{,}840E^{-4}$	$7{,}490E^{-4}$	-1,181	0,238
$N\text{-}NO_3$	$-9{,}850E^{-4}$	$9{,}240E^{-4}$	-1,067	0,287
$N\text{-}NH_4$	**0,026**	0,005	5,604	**<0,001**

Tabulka 10 – Výsledek finálního modelu pro parmu obecnou

3.2.4. Okoun říční

Na základě výběru podle AIC a BIC kritérií byl zvolen pro vyhodnocení dat tento finální model:

Logokoun ~ rozp + doc + nno3 + tn + (1 | year) + (1 | river/site)

Podle finálního modelu pro okouna říčního vycházejí statisticky významné všechny čtyři parametry zahrnuté v modelu a to jsou: rozpuštěné látky (rozp. l.), rozpuštěný organický uhlík (DOC), dusičnanový dusík ($N\text{-}NO_3$) a celkový dusík (TN). Dle modelu dochází se zvyšováním koncentrace rozpuštěných látek, rozpuštěného organického uhlíku a dusičnanů ke snižování CPUE okouna říčního. Naopak vlivem zvyšující se koncentrace celkového dusíku se CPUE okouna zvyšuje.

Parametr prostředí	Estimate	Std. error	T value	P value
Intercept	0,163	0,029	5,674	<0,001
Rozp. l.	**$-1{,}670E^{-4}$**	$7{,}010E^{-5}$	-2,382	**0,026**
DOC	**-0,012**	0,003	-4,062	**<0,001**
$N\text{-}NO_3$	**-0,031**	0,006	-4,833	**<0,001**
TN	**0,021**	0,005	4,331	**<0,001**

Tabulka 11 – Výsledek finálního modelu pro okouna říčního

3.2.5. Štika obecná

Na základě výběru podle AIC a BIC kritérií byl zvolen pro hodnocené údaje tento finální model:

Logstika ~ chskcr + doc + nno3 + tn + chlfa + (1 | year) + (1 | river/site)

Do finálního modelu pro štiku obecnou je zahrnuto celkem pět parametrů. Statisticky významně se projevují parametry rozpuštěný organický uhlík (DOC), dusičnany (N-NO3), celkový dusík (TN) a chlorofyl-a (chlf-a). CPUE štiky podle modelu snižují rozpuštěný organický uhlík, dusičnany a chlorofyl-a. Naopak CPUE štiky zvyšuje celkový dusík. Statisticky nevýznamně pro CPUE štiky vychází chemická spotřeba kyslíku ($CHSK_{Cr}$)

Parametr prostředí	Estimate	Std. error	T value	P value
Intercept	0,090	0,030	2,958	0,004
$CHSK_{Cr}$	0,002	0,001	1,811	0,071
DOC	**-0,010**	0,005	-2,290	**0,023**
$N\text{-}NO_3$	**-0,017**	0,007	-2,494	**0,013**
TN	**0,012**	0,005	2,269	**0,024**
Chlf-a	**$-5{,}680E^{-4}$**	$2{,}320E^{-4}$	-2,449	**0,015**

Tabulka 12 – Výsledek finálního modelu pro štiku obecnou

3.2.6. Candát obecný

Na základě výběru podle AIC a BIC kritérií byl zvolen pro hodnocené údaje tento finální model:

Logcandat ~ doc + nno3 + tn + (1 | river) + (1 | river/site)

Ve finálním modelu pro candáta obecného vyšly statisticky významné všechny tři parametry zahrnuté v modelu: rozpuštěný organický uhlík (DOC), dusičnany (N-NO3) a celkový dusík (TN). Dle modelu se CPUE candáta snižuje se zvyšující se koncentrací rozpuštěného organického uhlíku a dusičnanů, a naopak zvyšuje se zvyšující se koncentrací celkového dusíku.

Parametr prostředí	Estimate	Std. error	T value	P value
Intercept	0,048	0,012	4,049	<0,001
DOC	**-0,005**	0,001	-3,534	**<0,001**
N-NO_3	**-0,014**	0,003	-4,959	**<0,001**
TN	**0,011**	0,002	4,948	**<0,001**

Tabulka 13 – Výsledek finálního modelu pro candáta obecného

3.3. Zhodnocení hypotéz

$H_{cejn,tloušť}$:

Hypotéza (1.1.), že početnost (respektive CPUE) tlouště a cejna bude vzrůstat se zvyšující se úživností prostředí, které poskytuje vyšší nabídku potravy, se potvrdila. CPUE tlouště se zvyšuje s rostoucí koncentrací fosforečnanů a cejna s rostoucí koncentrací celkového dusíku. Avšak z modelu vychází, že CPUE cejna bude naopak klesat se zvyšujícím se množstvím chlorofylu-a.

Hypotéza (1.2.), že početnost cejna se bude snižovat se zvýšeným množstvím rozpuštěných a nerozpuštěných látek, jelikož je cejn vizuální predátor, se nepotvrdila. Z modelu vyšlo, že rozpuštěné látky nemají na CPUE cejna vliv.

Hypotéza (1.3.), že CPUE cejna a tlouště nebude ovlivněno množstvím rozpuštěného kyslíku, CHSK a BSK_5, jelikož cejn ani tloušť nemají vysoké nároky na množství kyslíku ve vodě, se potvrdila.

H_{Parma}:

Hypotéza (2.1.), že CPUE parmy bude ovlivněno množstvím rozpuštěného kyslíku, BSK a CHSK, jelikož je parma citlivá na množství rozpuštěného kyslíku ve vodě, se nepotvrdila. Z modelu vyšlo, že rozpuštěný kyslík, CHSK ani BSK nemají na parmu statisticky prokazatelný vliv. Avšak negativní efekt u parmy vykazují rozpuštěné látky a amoniakální dusík.

Hypotéza (2.2.), že početnost parmy nebude ovlivněna rozpuštěnými ani nerozpuštěnými látkami, protože parma vyhledává potravu na dně, se také nepotvrdila. Dle modelu mají rozpuštěné látky na CPUE parmy obecné negativní efekt.

Hokoun, štika, candát**:**

Hypotéza (3.1.), že se bude CPUE okouna a štiky snižovat s vyšším množstvím rozpuštěných a nerozpuštěných látek, jelikož jde o vizuální predátory, se částečně potvrdila. Podle modelu má na CPUE okouna negativní vliv koncentrace rozpuštěných látek. Pro štiku sice nevyšly statisticky průkazně rozpuštěné ani nerozpuštěné látky, avšak negativní efekt na CPUE štiky se jeví statisticky průkazně pro chlorofyl-a, který může mít vliv na vizuální vlastnosti vody.

Hypotéza (3.2.), že CPUE se bude zvyšovat se zvýšenými hodnotami TN, TP, chlf-a, $N\text{-}NO_3$ a $P\text{-}PO_4$, které mohou zvýšit potravní nabídku, se potvrdila jen částečně. Pozitivní efekt na CPUE okouna, štiky i candáta vykazuje dle modelu celkový dusík (TN). Naopak negativní efekt na CPUE těchto ryb mají dusičnany a na štiku také ještě chlorofyl-a.

Hypotéza (3.3.), že početnost dravých ryb se bude snižovat s nižšími hodnotami koncentrace rozpuštěného kyslíku a vyššími hodnotami BSK a CHSK, se nepotvrdila.

3.4. Vliv jednotlivých faktorů na vybrané druhy ryb – přehled

Druh ryby	Parametr prostředí	Účinek
Cejn velký	CHSK	Zvyšuje ⇑
	TN	Zvyšuje ⇑
	DOC	Snižuje ⇓
	Chlf-a	Snižuje ⇓
Jelec tloušť	PO_4	Zvyšuje ⇑
	DOC	Snižuje ⇓
Parma obecná	Rozp. L.	Snižuje ⇓
	NH_4	Snižuje ⇓
Okoun říční	Rozp. L.	Snižuje ⇓
	DOC	Snižuje ⇓
	NO_3	Snižuje ⇓
	TN	Zvyšuje ⇑
Štika obecná	DOC	Snižuje ⇓
	NO3	Snižuje ⇓
	TN	Zvyšuje ⇑
	Chlf-a	Snižuje ⇓
Candát obecný	DOC	Snižuje ⇓
	NO_3	Snižuje ⇓
	TN	Zvyšuje ⇑

Tabulka 14 – Statisticky významné faktory a vliv na jednotlivé druhy ryb

4. Diskuze

4.1. Časové trendy

Celá řada zdrojů upozorňuje na rapidní úbytek ryb ve sladkovodních ekosystémech po celém světě (Sala et al. 2000; Dudgeon et al. 2006; Lyach a Čech 2018; Almond et al. 2020; Hughes et al. 2021). Má práce potvrzuje klesající trend všech vybraných druhů ryb. Je patrný z dat získaných evidencí rybářských úlovků, které pocházejí z českých řek. To, že klesající trend není způsobený klesajícím počtem rybářů, je patrné z konstantních počtů vydaných povolenek v jednotlivých letech. Ke stejnému závěru došli Lyach a Čech (2018), kteří ve svém výzkumu uvádějí, že v průběhu let klesají výnosy a počty úlovků, přičemž je ale rekreační rybolov na vzestupu. Jednou z významných příčin úbytku ryb v řekách může být právě eutrofizace ekosystémů (Camargo and Alonso 2006). Výrazný úbytek úlovků mezi lety 2002–2006 mohl být také způsobený povodní ze srpna roku 2002. Ač může povodeň v krátkém čase výrazně snížit počty ryb na konkrétní lokalitě (Lusk et al. 1998), z dlouhodobého hlediska mají povodně spíše pozitivní efekt na biodiverzitu ryb především proto, že vytvářejí členité a různorodé habitaty, kam se ryby po povodni vracejí (Agostinho et al. 2004). Celkový pokles úlovků vlivem povodně je tedy spíše nepravděpodobný, což naznačuje časový trend CPUE, ze kterého je patrné, že k hlavnímu poklesu úlovků došlo až v letech 2005-2006.

4.2. Vliv jednotlivých faktorů na vybrané druhy ryb

Eutrofizace je jev, kdy dochází k obohacování ekosystému o živiny, dusík ale v našich podmínkách především fosfor (Jones et al. 2008). V důsledku nadměrného množství živin se zvyšuje produkce sinic a řas a vzniká tzv. vodní květ (Rabalais 2004). Sinice a řasy snižují propustnost světla do vodního sloupce a celkově vytvářejí zakalení vody. Vzhledem k fotosyntetické aktivitě velké biomasy fytoplanktonu v průběhu dne a respiraci přes noc jsou patrné výrazné výkyvy v koncentraci kyslíku a hodnotě pH. Důsledkem nepropustnosti světla do vodního sloupce je mimo jiné odumírání velkého množství řas a vodních rostlin, které následně sedimentují na dno, kde probíhá dekompozice. Dekompozice organického materiálu v podobě odumřelých řas a sinic způsobuje spotřebu kyslíku a na dně ekosystému vznikají anoxické zóny, které se mohou rozšířit do celého vodního sloupce a mají výrazný vliv na růst, vývoj a rozmnožování živočichů ve vodních

ekosystémech (Diaz a Rosenberg 1995; Wetzel 2001; Breitburg 2002; Claussen et al. 2009). Nízká koncentrace kyslíku až jeho úplné vyčerpání spolu s vysokou hodnotou pH a vysokou teplotou vody způsobuje výskyt pro většinu živočichů toxických forem některých látek. V eutrofizovaných ekosystémech to bývá nejčastěji toxická forma amoniaku NH_3 (Pitter 2015), která je zvláště pro ryby velmi toxická (Constable et al. 2003). Eutrofizace tedy způsobuje několik hlavních změn v ekosystému, které mají výrazný vliv nejen na živočichy, ale také na celkový charakter ekosystému. U populací ryb může docházet ke kompletní změně druhového složení (Persson et al. 1991; Jeppessen et al. 2000). Nejvýznamnějšími projevy eutrofizovaných ekosystémů je tedy zákal, způsobený rozvojem fytoplanktonu, ale také celkově vyšším množstvím rozpuštěných a nerozpuštěných látek ve vodním sloupci. Dále kolísání koncentrace kyslíku a pH nebo úplné vyčerpání kyslíku buď jen u dna nebo v celém vodním sloupci a s tím související výskyt toxické formy amoniaku. Vzhledem k proudění vody v řekách se dá předpokládat, že k vyčerpání kyslíku nebude docházet v celém vodním sloupci, ale pravděpodobně a většinou jen u dna, kde se hromadí velké množství organické hmoty, eventuálně tam, kde dochází k zadržování vody, např. v nadjezí. Hromadění organické hmoty na dně je další významný důsledek eutrofizace, jelikož je měněna struktura dna, na kterou jsou ryby často úzce vázány (Kemp et al. 2011). Tento důsledek však ve své diplomové práci přímo nezohledňuji, jelikož jsem neobjevila vhodný parametr, kterým by šlo množství sedimentu na dně pospat, částečně však jde odvodit od množství organických a anorganických látek ve vodě. Na míru projevů eutrofizace má vliv především struktura konkrétního habitatu, například hloubka řeky, rychlost proudění, struktura koryta nebo podoba ekosystému v okolí řeky (Hilton et al. 2006). Tyto vlastnosti řeky se mění se vzdáleností řeky od pramene. S tím také souvisí zvyšující se koncentrace celkového dusíku (TN) po proudu řeky (Meybeck 1982).

Jednotlivé druhy ryb mají odlišné nároky na prostředí, ve kterém žijí. Druhová struktura společenstva ryb v říčních ekosystémech tak bude záviset především na tom, jak jsou přizpůsobeny a jak dobře snášejí zhoršené vizuální vlastnosti vody, nízké koncentrace kyslíku, výskyt toxických forem látek a vyšší úživnost ekosystému.

Výsledky mé práce naznačují, že vybrané druhy mohu rozdělit na ty, které žijí a daří se jim ve výrazně úživném prostředí, to jsou cejn velký a jelec tloušť a ty, kterým výrazná úživnost prostředí neprospívá, to jsou parma obecná, okoun říční, štika obecná a candát obecný. Je však nutné říct, že všechny vybrané druhy žijí především ve středních a nižších úsecích řek s pomalým proudem a žádný z vybraných druhů neobývá primárně oligotrofní

vody, to může být důvod pozitivního trendu celkového dusíku u všech ryb, kromě parmy obecné a jelce tlouště. Ryby zahrnuté v mé práci mají původ v mimopstruhových revírech. Na každou z ryb působí kombinace jiných parametrů, právě podle konkrétních nároků ryby na prostředí.

Další možností, jak vybrané druhy dělit, je dle jejich způsobu přijímání potravy na všežravé a dravé. Početnost všežravých ryb cejna a tlouště je pozitivně ovlivňována parametry, které popisují míru úživnosti prostředí. Jejich početnost se zvyšuje s chemickou spotřebou kyslíku, celkovým dusíkem a fosforečnany. Naopak dravé druhy okouna, štiku a candáta, parametry popisující úživnost prostředí rozpuštěné látky a dusičnany, ovlivňují negativně. Odlišuje se parma, které je všežravá a parametry popisující úživnost prostředí její početnost ovlivňují negativně. To je pravděpodobně způsobeno odlišnými nároky na prostředí. Parametr, který působí pozitivně na početnost většiny vybraných druhů ryb, je celkový dusík. Naopak negativní efekt na početnost většiny vybraných druhů má rozpuštěný organický uhlík. Domnívám se, že důvodem by mohl být přísun velkého množství DOC, antropogenního původu, a s ním související zákal a zvýšená respirace a dekompozice, které následně vedou k vyčerpávání kyslíku či zvýšení produktivity řas a sinic. Pouze negativní vliv má také chlorofyl-a, především na početnost cejna a štiky.

Jednotlivé parametry lze rozdělit do skupin dle jejich účinku, navzájem se však ovlivňují a jejich efekt tak může být synergický, neutrální nebo antagonistický. Všechny vybrané parametry souvisí s úživností prostředí, avšak každý má navíc další specifika. Parametry jako je chemická spotřeba kyslíku, rozpuštěný organický uhlík, chlorofyl-a a rozpuštěné látky jsou ukazateli množství organických a anorganických látek ve vodě. Každý z těchto parametrů však představuje a charakterizuje jinou skupinu látek. Chemická spotřeba kyslíku vyjadřuje množství biologicky rozložitelných i nerozložitelných organických látek a je ukazatelem kyslíkového režimu povrchových vod. Rozpuštěný organický uhlík je ukazatelem jak přirozených organických látek, například bílkovin či huminových látek, které způsobují zabarvení vody, tak i polutantů antropogenního původu, například pesticidů, látek ze splaškových vod a čistíren odpadních vod nebo také toxických produktů sinic (Pitter 2015). Chlorofyl-a vyjadřuje množství fytoplanktonu ve vodě a je přímým ukazatelem množství fytoplanktonu ve vodě a míry eutrofizace ekosystému. Rozpuštěné látky ve vodě zahrnují jak organické, tak anorganické látky, ty vytvářejí koloidy, které snižují průhlednost vody a způsobují zákal (Malý 1996; Pitter 2015). Fosforečnany, dusičnany, celkový dusík a amoniakální dusík můžeme považovat za živiny. Především

fosforečnany a dusičnany působí ve vodním prostředí primárně jako živiny a zvyšují úživnost prostředí. Dusík také zvyšuje úživnost prostředí, ale některé jeho formy jsou pro ryby a další vodní živočichy toxické. Především pak amoniakální dusík v nedisociované molekulární formě NH_3, který je dle Svobodové et al. (2011) jednou z nejčastějších příčin poškození ryb v ČR.

4.3. Možnosti nepřesností v datech

Jednou z možností, kterou mohla být vnesena chyba do výsledků je to, že jsem do statistické analýzy nezahrnula počty vysazovaných ryb v jednotlivých letech. Výrazně klesající časový trend u všech druhů ryb by mohlo ovlivnit například omezení vysazování druhů. Výsledky také mohlo zkreslit výrazně odlišné vysazování v jednotlivých sezónách. Tato data jsem se pokusila získat od hospodářů jednotlivých revírů. Z oslovených 48 revírů se mi dostalo odpovědi pouze z osmi. I když jsem získala data pouze z osmi revírů, nebyl u nich patrný klesající trend počtu vysazovaných ryb v jednotlivých letech. Jelikož jsem nezískala dostatečné množství dat, abych mohla tuto proměnnou zahrnout do statistické analýzy, předpokládala jsem, že jsou počty vysazovaných ryb každoročně konstantní.

Nepřesnosti mohou pocházet také přímo ze zdrojových dat, jelikož se jedná o data rybářských úlovků. Tato data mohou být ovlivněna celou řadou proměnných, například tím, že se zapisují pouze odnesené kusy nebo chybným vyplněním evidence docházek a úlovků. Pro tuto práci by bylo vhodnější využít data utvořená na základě úlovků agregátem. V první fázi této práce jsem s takovými daty pracovala, ale bylo třeba je vytřídit a upravit do jednotného formátu. V průběhu práce se ukázalo, že data jsou sesbírána nekonzistentně, což znemožnilo jejich využití pro statistické analýzy.

4.3.1. Cejn velký

Cejn velký je eurytopní ryba s širokou ekologickou valencí, která obývá především stojaté vody a dolní úseky pomalu tekoucích řek (Baruš a Oliva 1995; Kotelat a Freyhof 2007). Je nenáročný na koncentraci rozpuštěného kyslíku, toleruje i koncentrace kyslíku nižší než 4 $mg \cdot l^{-1}$ (Hanel a Lusk 2005). To potvrzují také mé výsledky, podle kterých se početnost cejnů (vyjádřená jako CPUE) mírně zvyšuje se zvyšující se hodnotou chemické spotřeby kyslíku. Tento výsledek naznačuje, že cejn velký není citlivý vůči přítomnosti organických látek, které jsou rozkládány mikroorganismy a je díky jejich přítomnosti vyčerpáván kyslík. Naopak tento výsledek ukazuje, že početnost cejnů se s přítomností organických látek, jejichž množství bylo vyhodnoceno metodou CHSK, zvyšuje. Tyto organické látky jsou rozptýleny v pelagiálu nebo se ukládají na dno řeky a vytvářejí sediment. Jelikož je cejn velký v dospělosti bentofágem (Lammens 1985), větší množství organických látek může vést k většímu rozvoji bentického společenstva, a tím i přísunu vyššího množství potravy. Množství sedimentu slouží jako substrát, ve kterém žijí bezobratlí živočichové, jako jsou například nitěnky, larvy pakomárů a komárů, kteří pro cejny představují další významný zdroj potravy (Persson a Hansson 1999). V juvenilním stádiu se cejn živí filtrací organických částic, zooplanktonu a fytoplanktonu v pelagiálu (Billard 1997). Produktivita ekosystému je také podporována zvyšující se koncentrací celkového dusíku, se kterým se početnost cejnů také zvyšuje. To naznačuje, že cejn preferuje dolní úseky řek, které jsou produktivní a poskytují pro cejny velké množství potravy.

Dalším ukazatelem organických látek je rozpuštěný organický uhlík (DOC). Představuje množství všech rozpuštěných organických látek. Je zajímavé, že ač oba parametry, CHSK a DOC, popisují množství organických látek ve vodě, přesto má na populace cejnů jeden negativní (DOC) a druhý pozitivní (CHSK) efekt. Předpokládám tedy, že oba tyto ukazatele popisují jiný druh organických látek, respektive tyto látky popisují v jiném poměru. Jelikož CHSK popisuje chemicky či biochemicky oxidovatelné látky a DOC popisuje veškeré rozpuštěné organické látky, DOC by mohlo být mimo jiné ukazatelem produktů řas, ale především sinic. Sinice produkují celou řadu biologicky aktivních látek, které mají negativní vliv nejen na vodní živočichy, obecné v současnosti nejlépe popsané jsou cyanotoxiny. Cyanotoxiny se u ryb akumulují v trávicím traktu a játrech a na tyto orgány také působí nejvíce toxicky (Biró et al. 1991).

Z mých výsledků vychází, že početnost cejna velkého bude klesat se zvyšující se hodnotou chlorofylu–a, což je ukazatelem celkové biomasy fytoplanktonu v ekosystému.

Vysoké množství fytoplanktonu ve vodě způsobuje zákal, který znemožňuje průnik světla do vody a zhoršuje tak vizuální vlastnosti vody (Tessier 1992). Zhoršené vizuální vlastnosti vody by však dle Diehla (1988) neměly mít vliv na úspěšnost přijímání potravy. Dle výsledků jeho studie je cejn při krmení stejně úspěšný jak při dobrých světelných podmínkách, tak i ve tmě.

Negativní vliv chlorofylu-a by stejně jako DOC mohl indikovat výskyt cyanotoxinů. V roce 2016 došlo v řece Kazanka, která je přítokem Volhy, k hromadnému úhynu kaprovitých ryb (karasů stříbřitých *Carassius gibelio*). Důvodem bylo právě rychlý a nadměrný nárůst fytoplanktonu, který produkoval cyanotoxiny (Stepanova et al. 2018). Účinek cyanotoxinů byl zkoumán také v Maďarsku na nádrži Fehérvárcsurgó, přímo na cejnovi velkém. Cyanotoxiny u ryb způsobily histopatologické změny, převážně na žábrách a ledvinách. Nejzávažnější poškození byla patrná v průběhu května a července, kdy byl zjevný nejmasivnější nárůst fytoplanktonu (Drobac 2021).

Dle výsledků mé práce a rešerše dostupné literatury není cejn velký náchylný na většinu projevů eutrofizace, naopak mu vyšší úživnost prostředí prospívá. Jeho početnost se zvyšuje s chemickou spotřebou kyslíku, která vyjadřuje množství chemicky či biochemicky oxidovatelných organických látek, a s celkovým dusíkem. S oběma parametry se zvyšuje potravní nabídka. Nízké koncentrace kyslíku ani zákal vody by na život cejna velkého neměly mít vliv. Negativní vliv má naopak chlorofyl-a a rozpuštěný organický uhlík. Jelikož by zákal, dle dostupné literatury, neměl cejna ovlivňovat, usoudila jsem, že kombinace negativního trendu těchto dvou parametrů by mohl zobrazovat vliv výskytu sinic, respektive jejich produktů, cyanotoxinů. To také podporují výsledky řady studií, které naznačují, že cejni jsou odolní vůči antropogennímu znečištění (Treer et al. 2003; Shatunovskii et al. 2009; Tenji et al. 2020), ale citliví vůči cyanotoxinům (Drobac 2021).

4.3.2. Jelec tloušť

Jelec tloušť se vyskytuje téměř ve všech typech říčních ekosystémů, od horských bystřin přes parmové pásmo až po nížinné toky. Je všežravý, živí se širokou škálou potravy, rostlinami, hmyzem a dospělci také dravě rybami (Frankiewicz et al. 1991; Nastova-Gjorgjioska 1997; Kotelat a Freyhof 2007; Olmez a Akin 2019; Adámek et al. 2021). Podle Hanel a Lusk (2005) poměrně dobře snáší znečištění vody.

Z mých výsledků plyne, že se početnost jelce tlouště zvyšuje se zvyšující koncentrací fosforečnanů. Jelikož jsou fosforečnany nejlépe a okamžitě dostupnou živinou pro rostliny a jsou v českých řekách většinou limitujícím prvkem, jejich přítomnost způsobuje nárůst fytoplanktonu a zvýšení úživnosti prostředí (Pitter 2015). Dle Adámka et al. (2021) je vzhledem k diverzitě přijímané potravy jelec tloušť schopen přizpůsobit se potravní nabídce v konkrétním ekosystému. Olmez a Akin (2020) zkoumali prostorové a sezónní stravovací návyky jelce tlouště dle obsahu jejich žaludku. Podle jejich výzkumu se jelec tloušť živí až 37 různými druhy potravy, které spadají do šesti hlavních skupin: vodní hmyz, rozsivky, zelené řasy, makrofyta, detritus a korýši. Z výzkumu vychází, že jelec tloušť přijímá takovou potravu, která je v daném období dostupná. To podporuje také řada starších studií. Například Frankiewicz et al. (1991) ve své studii uvádí, že jelec tloušť preferuje jak zdroj potravy zoobentos, naopak Nastova-Gjorgjioska et al. (1997), kteří prováděli výzkum na jiném stanovišti uvádí, že je jelec tloušť všežravec, ale primárním zdrojem potravy je fytoplankton a makrofyta. Usuzuji tedy, že vzhledem k diverzitě přijímané potravy je jelec tloušť schopen se přizpůsobit nabídce konkrétního habitatu a zvyšující koncentrace fosforu a následný nárůst fytoplanktonu pro něj představuje vyšší potravní nabídku.

Současně s pozitivním efektem fosforečnanů je však z mých výsledků patrný negativní trend rozpuštěného organického uhlíku. Rozpuštěný organický uhlík může indikovat hned několik změn v ekosystému. Huminové látky, které tvoří v přírodních vodách okolo 50 % DOC, způsobují hnědé zbarvení, a tudíž zakalení vody (Kronberg 1999; Pitter 2015). DOC zahrnují také produkty sinic a řas, například cyanotoxiny nebo v malé míře také znečištění antropogenního původu, pesticidy, látky z odpadních vod atd. DOC je také indikátorem úživnosti prostředí a jeho vysoké hodnoty mohou značit větší množství sedimentu, ukládaného na dno řeky.

Dle Kempa et al. (2011) by dospělec neměl být zhoršenými vizuálními vlastnostmi vody nikterak ovlivněn. Vliv by ovšem mohl mít sediment na dně, který vzniká sedimentací organického materiálu. Jelikož klade jelec tloušť jikry na makrofyta, případně kamenitý

substrát, může docházet vlivem sedimentu k zanášení substrátu a udušení jiker. Dle Baruše a Olivy (1995) jelec tloušť poměrně dobře snáší znečištění vody. Avšak dle výzkumu Burkiny et al. (2018), kteří zkoumali vliv průmyslových a komunálních polutantů na jelce tlouště v českých řekách, včetně řek obsažených v mé práci, mají významný dopad perzistentní organické polutanty (POPs), především pak bifenyly, dichlordifenyltrichlorethan (DDT) a jeho metabolity. U jelců na nejvíce znečištěných lokalitách byla patrná zmenšená velikost gonád. Je ovšem otázkou, do jaké míry jsou perzistentní organické polutanty zahrnuty ve stanovení DOC, jelikož jejich koncentrace je oproti organickým látkám přirozeného původu velmi nízká. Ve větší míře mohou být ovšem v DOC zahrnuty produkty sinic, například cyanotoxiny. Cyanotoxiny se u ryb akumulují především v trávícím traktu a játrech, mohou působit histopatologické změny na orgánech a mohou vést až k úmrtí ryb (Biró et al. 1991; Drobac 2021). Ač není účinek cyanotoxinů na jelce tlouště příliš popsán, domnívám se, že mají cyanotoxiny na jelce tlouště negativní efekt, především proto, že se může vyskytovat v ekosystémech náchylných k výrazným projevům eutrofizace, a tedy i masivním nárůstům sinic.

Jelec tloušť je poměrně odolnou rybou, která se v České republice vyskytuje ve všech typech říčních ekosystémů a je schopný přijímat velmi širokou škálu potravy. Jeho početnost se dle výsledků mé práce zvyšuje se zvyšující se koncentrací fosforečnanů. Díky fosforečnanům dochází k rozvoji řasového společenstva a zvyšuje se tak potravní nabídka pro jelce tlouště. Zároveň je však z výsledků patrný negativní trend se zvyšující se koncentrací rozpuštěného organického uhlíku. Negativní trend je dle mého názoru způsobený kombinací několika faktorů. Prvním z nich je působení perzistentních organických polutantů, které způsobují zmenšení gonád, především u samců. Druhým faktorem je působení produktů sinic. Sinice mohou narůstat především ve spodních úsecích řek, kde je proud vody velmi slabý, nebo ve slepých ramenech, kde voda vůbec neproudí. V takovém ekosystému dochází k dominanci sinic nad řasami a produkci toxických látek, například cyanotoxinů, které mohou způsobovat úmrtí ryb. Posledním z faktorů je akumulace organické hmoty na dně ekosystémů, která zanáší původní substrát dna a může docházek k udušení přítomných jiker.

4.3.3. Parma obecná

Parma obecná je typicky reofilním druhem, žijící především ve středně velkých řekách, kde je poměrně rychlý proud, štěrkový substrát dna a dobře prokysličená voda. Žije u dna a živí se zejména bezobratlými a larvami hmyzu, které žijí na dně řeky. Potravu získává rytím ve dně a obracením kamenů (Baruš et al. 1995; Kotelat a Freyhof 2007). Výsledky mé práce ukazují, že se snižuje početnost parmy se zvyšujícím se množstvím rozpuštěných látek a koncentrací amoniakálního dusíku.

Rozpuštěné látky, které vytvářejí koloidy, ve vodě vytvářejí zákal. Dle Kempa et al. (2011) však není znám žádný negativní vliv zákalu na parmu obecnou. Parma vyhledává potravu v noci, za úsvitu či za soumraku a při vyhledávání potravy využívá jako hlavní smysl čich. Významný vliv však má sediment na dně, který vzniká sedimentací koloidních látek. Parma obecná je litofilní druh (klade jikry na kamenitý substrát) a je tak velmi závislá na kvalitě substrátu dna. Pokud dojde k zanesení kamenitého dna jemným sedimentem, který je složen z částic menších než 2 mm, dochází k omezení přístupu kyslíku k jikrám, změně teploty v okolí jiker či hromadění metabolitů, a to může snižovat počet vylíhnutých jedinců a jejich úmrtnost (Kemp et al. 2011). Účinek jemného sedimentu na tření a jikry je velmi dobře popsán v řadě článků, avšak především u lososovitých ryb (Collins et al., 2011). Znalostí a literatury o vlivu jemného sedimentu na trdliště jiných než lososovitých ryb je velmi málo. Výzkum Guttmann et al. (2020) byl jedním z prvních výzkumů, který se touto problematikou zabýval, a parma byla použita jako modelový druh. Dle tohoto výzkumu parmu neovlivňuje velikostní distribuce zrn štěrku, ale výrazně ji ovlivňuje vysoké množství jemného sedimentu.

V důsledku změny struktury dna zanesením jemným sedimentem je zároveň měněna potravní nabídka. Parma obecná se živí především bezobratlými a larvami hmyzu. Podle Ryan (1991) se vlivem zanesení dna jemným sedimentem snižuje celkový počet bezobratlých živočichů na dně o 16–40 % a zároveň se mění i druhové zastoupení bezobratlých (Nuttal a Bilbi 1973).

Amoniakální dusík se v přírodních vodách vyskytuje přirozeně, avšak v antropogenně neovlivněných vodách většinou nepřesahuje koncentraci 1 $mg \cdot l^{-1}$. Jeho vyšší koncentrace může indikovat znečištění antropogenního původu, například u výpustí čistíren odpadních vod (Pitter 2015). Amoniak ve vodě působí jednak jako živina pro vodní rostliny, ale zároveň z amonného iontu NH_4^+ vzniká, v kombinaci vysoké teploty vody, zvýšeného pH a nízké koncentrace rozpuštěného kyslíku, nedisociovaná molekulární forma NH_3, která

je pro ryby silně toxická (Svobodová 2008). K vyčerpání kyslíku v řekách dochází v kombinaci přítomnosti jemného sedimentu a vysoké teploty vody především u dna, a může tak docházet k uvolňování toxické, molekulární formy amoniaku právě u dna řeky. Jelikož parma obecná tráví většinu svého života u dna řeky, je možné, že právě proto má amoniakální dusík negativní vliv právě na tento druh ryby. Dle Svobodové et al. (2011) je amoniak jednou z nejčastějších příčin poškození ryb v ČR a vnímavé jsou všechny druhy ryb (Navrátil et al. 2000). Ryby se mohou otrávit buď exogenním nebo endogenním amoniakem (Svobodová a Modrá 2017). Toxicita spočívá v tom, že stěna buněk je nepropustná pro iontovou formu NH_4^+, ale molekulární forma amoniaku NH_3 do buněk proniká poměrně snadno. Jelikož má amoniak zvláštní afinitu k mozkové tkání, projevují se při otravě amoniakem především nervové poruchy (Svobodová a Modrá 2017). Ryby jsou při otravě neklidné, dezorientované, jsou pozorované tonicko-klonické křeče. Ryby plavou na boku, mají otevřenou tlamu a konečnou fází je úhyn (Svobodová a Modrá 2017). Nejvyšší přípustnou koncentrací molekulární formy amoniaku ve vodě, tedy koncentrace, která ještě nezpůsobuje zdravotní riziko, je pro kaprovité ryby 0,05 $mg \cdot l^{-1}$ (Svobodová 1987). Působení molekulární formy amoniaku na ryby obecně je poměrně dobře popsáno, avšak působení toxické formy amoniaku konkrétně na parmu obecnou dosud popsáno nebylo.

Parma obecná žije především u dna řeky a je úzce vázána na dnový substrát. Negativní trend parma vykazuje při zvyšující se koncentraci rozpuštěných látek ve vodě. Tyto látky způsobují zákal, který by však parmu dle dostupné literatury neměl nikterak ovlivňovat. Rozpuštěné látky však mohou vytvářet koloidy, které sedimentují na dno a vytvářejí vrstvu jemného sedimentu a mění strukturu dna. Jemný substrát na dně může negativně ovlivňovat parmu dvěma způsoby. Dochází k omezení přístupu kyslíku k jikrám, mění se teplota substrátu a akumulují se v okolí jiker metabolity. To může vést k vysoké úmrtnosti jiker. Zároveň se také mění a snižuje množství potravní nabídky pro parmy. Vlivem akumulace jemného sedimentu se u dna vyčerpává kyslík a dochází k uvolňování toxické, molekulární formy amoniaku. Negativní trend amoniaku na početnost parmy obecné by mohl být způsobený tím, že parma tráví většinu života právě u dna řeky, kde může docházet k vyčerpání kyslíku a uvolňování toxické formy amoniaku.

4.3.4. Okoun říční

Okoun říční žije jak v tekoucích, tak i stojatých vodách. Vyhledává členitá stanoviště s porosty makrofyt, která slouží jako třecí substrát, úkryt před predátory nebo při lovu (Persson a Crowder 1998). V průběhu života mění typ přijímané potravy. V juvenilním stádiu se živí zejména zooplanktonem, poté bentickými bezobratlými, a v dospělosti je okoun primárně piscivorní (Johansson a Persson 1986). Dle výsledků mé práce se početnost okouna snižuje se zvyšující se koncentrací rozpuštěných látek, rozpuštěného organického uhlíku a dusičnanů, naopak se jeho početnost zvyšuje se zvyšující se koncentrací celkového dusíku.

Kombinace faktorů rozpuštěných látek, rozpuštěného organického uhlíku a dusičnanů poukazuje na větší množství jak anorganických, tak organických látek ve vodním sloupci, které způsobují zákal, zhoršení vizuálních vlastností vody, a také větší množství sedimentu na dně. Pozitivní trend okouna se zvyšující se koncentrací celkového dusíku může být důsledkem preference ekosystému níže po proudu řeky, kde se zvyšuje množství celkového dusíku a zároveň je vyšší množství potravních zdrojů (Bry 1996; Hilton et al. 2006).

Okoun může být zákalem ovlivněn jednak tím, že jsou zhoršeny vizuální vlastnosti vody, ale také úbytkem makrofytní vegetace vlivem sníženého množství světla, případně vyšším množstvím sedimentu na dně. Tyto projevy okouny ovlivňují různým způsobem, dle ontogenetické životní fáze. Pro rychlost růstu je pro okouny nejkritičtější období, kdy přechází z živení se zooplanktonem na bentické bezobratlé. V ekosystémech, kde je velké množství sedimentu na dně, se nevyskytují bezobratlí živočichové, kteří tvoří významnou část potravy okounů, převážně měkkýši. V takovém případě se okoun mnohem déle živí zooplanktonem, výrazně se zpomaluje rychlost růstu a je mnohem méně konkurenceschopný oproti bentofágním a všežravým rybám (Sandstrom 2002; Kefford et al. 2010).

Okoun je vizuálním predátorem, který v dospělosti loví v pelagiálu, převážně během dne (Craig 2000). Intenzita světla má zásadní vliv na úspěšnost detekce a ulovení kořisti (Brüning et al., 2016). Molnár et al. (2021) v laboratorních podmínkách zjišťoval, jaký má zákal vody vliv na přežití a rychlost růstu juvenilních okounů. Dle jejich výsledků zákal vody nezpůsoboval úhyn, ale byla změněna rychlost růstu mezi jednotlivými nádržemi s různou intenzitou světla a zakalení. Nejvyšší rychlost růstu byla zaznamenána u ryb v nádrži se střední intenzitou světla, což bylo konkrétně 118 LUX. Okoun říční preferuje mezotrofní ekosystémy, kde je voda zastíněna makrofytní vegetací, avšak ne příliš

intenzivním zákalem vody (Persson et al. 1991). Granqvist et al. (2004) se také zabýval vlivem zákalu, který je způsoben primárně eutrofizací, na úspěšnost lovu okounů. Dle výsledků této studie dochází ke snižování úspěšnosti lovu se zvyšující se turbiditou vody, avšak rozdíly nebyly statisticky významné. To naznačuje, že okoun v zakalené vodě nějakým způsobem kompenzuje zhoršení vizuálních vlastností vody. Jednou z možností je, že v zakalené vodě výrazně zvýší aktivitu, a tím zvýší pravděpodobnost setkání s kořistí, ale zároveň se v důsledku vyšší aktivity může zpomalovat rychlost jeho růstu (Fraser 1997; Sweka a Hartman 2001). Tento jev byl popsán ve studii Gradall a Swenson (1982) na pstruhovi obecném, který je také vizuálním predátorem.

Zákal způsobuje buď nižší množství, nebo úplné vymizení makrofytní vegetace v ekosystému (Nuttall a Bielby 1973). Okouni využívají makrofyta především v juvenilním stádiu jako úkryt před predátory, ale také v dospělosti jako úkryt při lovu či jako třecí substrát (Persson a Crowder, 1998). Nepřítomnost makrofyt může snižovat výskyt piscivorních druhů ryb, především juvenilů (Eklöf et al. 2020).

Okoun říční žije v tekoucích i stojatých vodách, preferuje členitá stanoviště s porosty makrofyt a loví a orientuje se především pomocí zraku. Dle výsledů mé práce se jeho početnost snižuje se zvyšující se koncentrací rozpuštěného organického uhlíku, rozpuštěných látek a dusičnanů, které mohou indikovat zákal. Vliv zákalu na okouna je rozdílný v různých fázích ontogenetického vývoje. Především na juvenilní okouny má negativní vliv absence vegetace a zvýšené množství sedimentu, které mění potravní nabídku. Při lovu zákal zkracuje reakční vzdálenosti. Díky zákalu klesá úspěšnost lovu, ale okouni mohou zhoršené vizuální vlastnosti, stejně jako pstruzi, kompenzovat zvýšením aktivity, což však vede k vyššímu energetickému výdeji a zpomalení růstu.

4.3.5. Štika obecná

Štika je dravá, piscivorní ryba, která se vyskytuje ve stojatých vodách či pomalu tekoucích řekách, kde je členité dno a břehy s velkým množstvím míst k úkrytu v podobě vodních rostlin a kamenů (Bry 1996; Page a Burr 2011). Je výhradně vizuálním predátorem, který se do velikosti těla od 3 do 10 cm živí zooplanktonem, štiky větší než 10 cm se již živí výhradně rybami (Bry 1996; Mittelbach and Persson 1998). Dle Perssona et al. (1991) a Jeppesena et al. (2000) nejsou štiky citlivé na projevy eutrofizace. Jsou středně náročné na koncentraci kyslíku ve vodě a nevykazují výrazné změny v početnosti v závislosti na trofii ekosystému (Persson et al. 1991; Jeppesen et al. 2000; Hanel a Lusk 2005).

Přesto je z mých výsledků patrný negativní trend štiky při zvyšující se koncentraci rozpuštěného organického uhlíku, dusičnanů a chlorofylu-a. Kombinace těchto tří parametrů by mohla indikovat citlivost štiky na zákal. Pozitivní trend štiky se zvyšující se koncentrací celkového dusíku může být důsledkem preference ekosystému níže po proudu řeky, kde se zvyšuje množství celkového dusíku a zároveň je vyšší množství potravních zdrojů (Bry 1996; Hilton et al. 2006).

Zhoršené vizuální vlastnosti vody mají vliv především na způsob vyhledávání potravy, výběr stanovišť jako úkryt před predátory nebo při lovu (Skov a Nilsson 2018). Lov štik má několik fází: pátrání po kořisti, detekce kořisti, útok, chycení a následně konzumace a trávení. Štika spíše než aktivní vyhledávání kořisti spoléhá na úkryt, ve kterém vyčkává, až kořist poplave kolem (Diana 1979). Detekuje kořist primárně vizuálně. Pro štiku je to nejúčinnější a nejpřesnější způsob detekce kořisti. Po detekci kořisti následuje velmi rychlý výpad a uchvácení kořisti. Zhoršené vizuální vlastnosti vody ovlivňují štiku při lovu hned několika způsoby. Jednak dochází ke zkrácení reakční vzdálenosti, snížení jejich vizuálního rozsahu a také může být změněn typ dostupné kořisti. Celkově mohou tyto změny vést ke snížení množství zkonzumované kořisti (Sweka a Hartman 2001) a snížení rychlosti růstu (Jönsson et al. 2011). Jönsson et al. (2012) popsal výrazně zkrácenou reakční vzdálenost štiky při lovu plotic, naopak v jeho výzkumu nebyla zaznamenána změna v rekční vzdálenosti při detekci perlooček, záleží tedy na typu potravy a životní fázi ryby. Naopak pro juvenilní štiky, které se živí zooplanktonem, má zákal především pozitivní vliv. Za prvé proto, že svou kořist, zooplankton, chytají na tak krátkou vzdálenost, že na detekci kořisti zákal nemá vliv (Fiksen et al. 2002). Za druhé působí zákal jako úkryt juvenilních štik před predátory (Utne-Palm 2002).

Dle výzkumu Ericsona et al. (2009) existuje silně negativní korelace mezi velkoplošným výskytem vodního květu a vizuálních piscivorních druhů ryb, konkrétně okouna a štiky, naopak se zvyšuje abundance bentofágních ryb. Tento experiment potvrdil, že díky tomu, že se snižuje počet piscivorních druhů v ekosystémech s vysokým zákalem, způsobeným vodním květem, se zvyšuje početnost bentofágních druhů.

Nejen že zákal negativně ovlivňuje ryby přímo, ale také kvůli nepropustnosti světla do vodního sloupce dochází ke snížení fotosyntetické aktivity rostlin, které bez přítomnosti světla odumírají a v takovém ekosystému se nevyskytují (Nuttall a Bielby 1973). Využití vegetace se mění v průběhu života štiky. Nejzásadnější je pro juvenilní jedince a čím je jedinec větší, tím jsou pro něj přítomná makrofyta méně zásadní. Makrofyta poskytují pro štiky třecí substrát, v juvenilním stádiu úkryt před predátory, v dospělosti také jako úkryt při lovu. (Donadi et al., 2017). Nepřítomnost makrofyt může snižovat výskyt piscivorních druhů ryb, především juvenilů (Eklöf et al., 2020).

Výsledky mé práce a rešerše relevantní literatury naznačují, že štika obecná reaguje negativně na projevy eutrofizace, které souvisejí především se zhoršením vizuálních vlastností vody. Jiným způsobem ovlivňuje zákal štiku v juvenilním stádiu a v dospělosti. V juvenilním stádiu je štika častým cílem predátorů, proto se ukrývá v makrofytní vegetaci, která se však díky absenci světla v eutrofizovaných ekosystémech nevyskytuje. Při lovu juvenily zákal příliš nelimituje, jelikož loví zooplankton na velmi krátkou vzdálenost. Naopak dospělým štikám, se vlivem zhoršených vizuálních vlastností vody výrazně zkracuje reakční vzdálenost, díky tomu se snižuje množství zkonzumované potravy a zpomaluje se rychlost jejich růstu. Pozitivní trend vlivu koncentrace celkového dusíku může být důsledkem preference ekosystému níže po proudu řeky.

4.3.6. Candát obecný

Candát obecný má velmi podobné životní nároky jako okoun. Žije zejména v dolních úsecích řek, ale také v jezerech a nádržích se štěrkovým či kamenitým dnem (Kottelat a Freyhof 2017). Stejně jako okoun mění v průběhu ontogenentického vývoje typ potravy, od zooplanktonu přes bentické bezobratlé, a v dospělosti je piscivorní. Je vizuálním predátorem, avšak oproti okounovi je lépe přizpůsoben nižším hladinám světla ve vodě, jelikož má v sítnici oka reflexní vrstvu tzv. *tapetum lucidum* (Ahlbert 1969). Oproti okounovi je náročnější na koncentraci kyslíku ve vodě (Hanel a Lusk 2005). Dle mé práce je průkazný negativní vliv rozpuštěného organického uhlíku a dusičnanů, a naopak pozitivní vliv celkového dusíku.

Kombinace faktorů rozpuštěného organického uhlíku a dusičnanů poukazuje na negativní trend candáta při vyšším množství organických látek ve vodním sloupci. Rozpuštěný organický uhlík poukazuje na produktivitu ekosystému, dusičnany působí jako živina a podporují rozvoj vodního květu. Kombinace těchto faktorů tak může znamenat vyšší zákal vody, větší množství sedimentu na dně a také vyšší míru dekompozice organických látek, která zapříčiňuje vyčerpávání kyslíku. Pozitivní trend candáta při zvyšující se koncentraci celkového dusíku může indikovat preferenci ekosystému níže po proudu řeky, kde je vyšší množství potravních zdrojů (Bry 1996; Hilton et al. 2006).

Zákal by candáta obecného neměl příliš ovlivňovat, především díky jeho přizpůsobení na zhoršené vizuální vlastnosti vody, jako je reflexní vrstva v sítnici oka (Ahlbert 1969). Podle Sundblad et al. (2020) naopak preferuje zakalenou vodu a jeho výzkumy naznačují, že pokud se snižuje zákal vody, snižuje se také početnost candátů. To potvrzuje také výzkum Ende et al. (2021), který uvádí, že candáti chovaní v průzračné vodě bez zákalu 0 NTU (nephelometric turbidity units) vykazují nižší příjem potravy, konkrétně o 25 %, pomalejší reakci na kořist, o 38 %, a jsou více stresováni, než ryby chované v zakalené vodě (38 NTU). Candát obecný v přirozeném prostředí loví v noci a přes den vyhledává úkryt právě v zakalené vodě či vegetaci (Sonesten, 1991).

Candát preferuje štěrkový či pískový substrát dna, kde jsou přítomna makrofyta, kořeny stromů nebo klády, které poskytují úkryt před predátory (Allouche 2002; Lappalainen et al., 2003). Především v období tření candáti migrují proti proudu řeky do míst, kde je štěrkové či pískové dno. Pro tření není vhodný bahnitý substrát, kde je velké množství jemného sedimentu, jelikož jsou jikry candátů velmi citlivé na nízkou koncentraci kyslíku (Craig 2000). Díky jemnému sedimentu se snižuje množství makrofyt v ekosystému

a zároveň se zanáší štěrkový substrát (Nuttall a Bielby 1973). Nepřítomnost makrofitní vegetace může být příčinou snižování početnosti piscivorních druhů ryb (Eklöf et al., 2020).

Candát obecný je vizuálním predátorem, který má velmi podobné životní nároky jako okoun říční. Dle výsledků mé práce se stejně jako u okouna snižuje jeho početnost se zvyšující se koncentrací rozpuštěného organického uhlíku a dusičnanů. Oproti okounovi říčnímu na candáta nemá vliv změna koncentrace rozpuštěných látek. To může naznačovat, že candát je citlivý především na přítomnost organických látek, které mohou vytvářet zákal vody, při akumulaci na dně vytvářet vrstvu jemného sedimentu a vyčerpávat kyslík, především u dna ekosystému. Dle rešerše nejnovější dostupné literatury by měl mít zákal vody naopak pozitivní efekt. Candáti jsou v zakalené vodě mnohem méně stresovaní a přijímají více potravy než v průzračné vodě bez zákalu. To je způsobeno především jeho adaptací na nižší intenzitu světla. Mají v sítnici oka přítomnou tzv. *tapetum lucidum*, která odráží světlo a zapříčiňuje vyšší citlivost. Naopak negativně jej ovlivňuje změna struktury dna, kdy je substrát pokryt jemným sedimentem. Jednak dochází k úbytku makrofyt, které candáti využívají jako úkryt před predátory a takový substrát není vhodný pro tření, jelikož jsou jikry candátu velmi citlivé na koncentraci kyslíku.

5. Závěr

Cílem mé práce bylo stanovit, jak jsou úlovky jednotlivých vybraných druhů ryb, přepočítaných na CPUE, ovlivněny vybranými faktory prostředí, jakým způsobem ovlivňují vybrané faktory prostředí počet úlovků určených druhů, zda dochází ke snižování či zvyšování početnosti v závislosti na vybraných parametrech.

Dle výsledků mé práce se zvyšuje CPUE cejna velkého se zvyšující se hodnotou chemické spotřeby kyslíku a celkového dusíku. TN, ale především CHSK vyjadřují vyšší množství organických látek, které jsou ve vodě chemicky či biochemicky oxidovatelné. Tyto látky mohou při rozkladu vyčerpávat rozpuštěný kyslík z vody a také způsobovat zákal. Jelikož však cejn velký není dle dostupné literatury citlivý na nízké koncentrace kyslíku (Hanel a Lusk 2005) ani zákal (Diehl 1988), usuzuji, že pro něj vyšší množství oxidovatelných organických látek a celkového dusíku znamenají vyšší množství potravní nabídky, jelikož indikují vyšší úživnost prostředí. Naopak se CPUE cejna velkého snižuje s rozpuštěným organickým uhlíkem a chlorofylem-a. Jelikož je u cejna velkého patrný pozitivní trend CHSK a negativní trend DOC, je zřejmé, že DOC zahrnuje větší rozsah organických látek, jelikož zahrnuje i látky, které nejsou oxidovatelné. Kombinace negativního trendu DOC a chlf-a by tak mohla indikovat negativní vliv produktů sinic, cyanotoxinů. To také potvrzuje řada studií, dle kterých je cejn velký odolný vůči antropogennímu znečištění (Treer et al. 2003; Shatunovskii et al. 2009; Tenji et al. 2020) avšak cyanotoxiny na něj mají výrazně negativní vliv (Drobac 2021)

CPUE jelce tlouště vykazuje pozitivní efekt se zvyšující se koncentrací fosforečnanů. Fosforečnany působí ve vodním prostředí jako živina, která podporuje rozvoj fytoplanktonu, díky čemuž se zvyšuje množství potravní nabídky pro všežravého jelce tlouště (Gjorgjioska et al. 1997). Naopak negativní vliv má dle mých výsledku rozpuštěný organický uhlík, to může být způsobeno kombinací několika faktorů. Dle dostupné literatury má na jelce tlouště negativní vliv přítomnost perzistentních organických látek (Burkyny et al. 2018) a cyanotoxinů, které mohou být zahrnuty ve stanovení DOC. Zároveň akumulace organických látek na dně řeky zanáší původní substrát a může docházet k udušení jiker tloušťů (Kemp et al. 2011).

Dle mých výsledků má parma obecná oproti předešlým kaprovitým rybám výrazně odlišné nároky na prostředí. CPUE parmy obecné vykazuje negativní trend k rozpuštěným látkám a amoniakálnímu dusíku. Dle mého názoru souvisí negativní trend

obou hodnot s tím, že parma tráví většinu svého života u dna a je úzce vázána na dnový substrát. Rozpuštěné látky vytvářejí koloidy, které klesají ke dnu a vzniká vrstva jemného sedimentu. Tento sediment ovlivňuje parmu obecnou jednak tím, že mění strukturu a snižuje množství dostupné potravy (Nuttal a Bilbi 1973; Ryan 1991) a zároveň dochází k dušení jiker (Kemp et al. 2011; Guttman et al. 2019). Dalším důsledkem akumulace jemného sedimentu na dně může být vyčerpání kyslíku u dna a díky tomu uvolňování toxické formy amoniaku (NH_3; Navrátil et al. 2000).

Z mých výsledků vyplývá, že CPUE okouna říčního vykazuje negativní trend s rozpuštěnými látkami, rozpuštěným organickým uhlíkem a dusičnany. Organický uhlík a rozpuštěné látky indikují vyšší množství anorganických a organických látek ve vodním sloupci. Dusičnany podporují rozvoj vodního květu. Kombinace těchto hodnot indikuje mimo jiné zákal ve vodním sloupci. Podle použité literatury ovlivňuje zákal okouny různým způsobem dle fáze jejich ontogenetického vývoje. Především na juvenilní okouny má negativní vliv absence makrofyt, které využívají především jako úkryt před predátory (Eklöf et al. 2020). Vlivem sedimentace látek ve vodním sloupci se na dno ukládá jemný sediment, díky kterému se mění a snižuje množství bentických bezobratlých, díky tomu s snižuje rychlost růstu juvenilů (Sandstrom 2002; Kefford et al. 2010). Zákal také zkracuje reakční vzdálenost při lovu, díky tomu jsou okouni nuceni aktivněji plavat, to vede ke zvýšení výdeje energie a zpomalení rychlosti růstu (Fraser 1997; Sweka a Hartman, 1999). Pozitivní trend okouna se zvyšující se koncentrací celkového dusíku může být důsledkem preference ekosystému níže po proudu řeky, kde se zvyšuje množství celkového dusíku a zároveň je vyšší množství potravních zdrojů (Bry 1996; Hilton et al. 2006).

Štika obecná má velmi podobné nároky na prostředí jako okoun říční. CPUE štiky vykazuje negativní trend k rozpuštěnému organickému uhlíku, dusičnanům a chlorofylu-a. Kombinace těchto faktorů indikuje zákal, a tudíž zhoršené vizuální vlastnosti vody. Jelikož je štika stejně jako okoun vizuální predátor, zhoršené vizuální vlastnosti vody ji výrazně ovlivňují. Juvenily negativně ovlivňuje absence makrofyt, což je důsledkem zákalu vody. Juvenilní štiky tak ztrácí úkryt před predátory a dospělci třecí substrát (Nuttall a Bielby 1973; Donadi et al., 2017; Eklöf et al. 2020). Zásadně zákal také ovlivňuje dospělé štiky, kterým se v důsledku zákalu zkracuje rekční vzdálenost a výrazně se snižuje množství zkonzumované potravy (Ericsona et al. 2009; Jönsson et al. 2011; Jönsson et al. 2012). Pozitivní trend štiky se zvyšující se koncentrací celkového dusíku může být, stejně jako u okouna, důsledkem preference ekosystému níže po proudu řeky, kde se zvyšuje množství

celkového dusíku a zároveň je vyšší množství potravních zdrojů, například juvenilních bentofágních druhů (Bry 1996; Hilton et al. 2006).

Candát obecný je vizuální predátor, který má velmi podobné životní nároky jako štika a okoun, což naznačují také výsledky mé práce. Je patrný negativní trend CPUE candáta s rozpuštěným organickým uhlíkem a dusičnany. Tyto látky mohou indikovat jednak zákal vody a také vyšší množství jemného sedimentu na dně. Dle dostupné literatury má však zákal, oproti okounovi a štice, na candáta pozitivní vliv. Candáti jsou v zakalené vodě mnohem méně stresovaní než v průzračné vodě, a také přijímají větší množství potravy (Sundblad et al. 2020; Ende et al. 2021). To je pravděpodobně způsobeno jejich dobrou adaptací na zhoršené vizuální vlastnosti vody. V sítnici oka mají totiž přítomnou tzv. *tapetum lucidum,* která odráží světlo a zapříčiňuje vyšší citlivost (Ahlbert 1969). Naopak negativně candáty ovlivňuje změna struktury dna a zanesení dna jemným sedimentem. Jednak dochází k úbytku makrofyt, které candáti využívají jako úkryt před predátory (Eklöf et al. 2020) a zároveň jsou jikry candátů velmi citlivé na množství kyslíku a hromadění metabolitů v jejich okolí (Craig 2000). Pozitivní trend candáta se zvyšující se koncentrací celkového dusíku může být, stejně jako u okouna a štiky, důsledkem preference ekosystému níže po proudu řeky, kde se zvyšuje množství celkového dusíku a zároveň je vyšší množství potravních zdrojů (Bry 1996; Hilton et al. 2006).

Dle mého názoru poskytuje zvolená statistická analýza velmi zajímavé výsledky, je však limitována typem získaných dat. Výsledky by bylo vhodné ověřit na konzistentnějších datech, ideálně časové řady úlovků agregátem, která vykazují přesnější počty ryb na konkrétní lokalitě, než je tomu u rybářských úlovků. Taková data však v současné době nejsou k dispozici. Mnou zvolený přístup zejména ke statistické analýze je poměrně inovativní, zejména z hlediska rozsahu zkoumaných dat a způsobu jejich získávání. Výsledky se jeví jako velmi zajímavé a v rámci již vzniklých studií poměrně přesné a dobře vysvětlitelné, proto se domnívám, že poskytují objektivní pohled na působení environmentálních faktorů na ryby v řekách, které v tomto rozsahu dosud nebyly hodnoceny.

6. Seznam použitých zkratek

AIC – Akaike information criterion

BIC – Bayesian information criterion

BSK – Biochemická spotřeba kyslíku

CPUE – Catch per unit effort (úlovek na jednotku úsilí)

ČSR – Český rybářský svaz

DOC – Dissolved organic carbon (Rozpuštěný organický uhlík)

Chlf–a – Chlorofyl – a

CHSK – Chemická spotřeba kyslíku

$N–NO_3$ – Dusičnany

NL – Nerozpuštěné látky

NTU – nephelometric turbidity unit

O_2 rozp – Rozpuštěný kyslík ve vodě

$P\text{-}PO_4$ – Fosforečnany

RL – Rozpuštěné látky

TN – Celkový dusík

TN – Celkový dusík

TOC – Total organic carbon (Celkový organický uhlík)

TP – Celkový fosfor

WWF – World Wildlife Fund (Světový fond na ochranu přírody)

7. Seznam grafů a tabulek

Graf 1 – Porovnání průměru CPUE jednotlivých druhů ryb v logaritmickém měřítku v konkrétních letech 30
Graf 2 – Průměr CPUE cejna velkého v letech 2000–2018 31
Graf 3 – Průměr CPUE jelce tlouště v letech 2000–2018 32
Graf 4 – Průměr CPUE parmy obecné v letech 2000–2018 33
Graf 5 – Průměr CPUE okouna říčního v letech 2000–2018 34
Graf 6 – Průměr CPUE štiky obecné v letech 2000–2018 35
Graf 7 – Průměr CPUE candáta obecného v letech 2000–2018 36

Tabulka 1 – Seznam vybraných lokalit 27
Tabulka 2 – Výsledek smíšeného modelu časového trendu CPUE cejna velkého 31
Tabulka 3 – Výsledek smíšeného modelu časového trendu CPUE jelce tlouště 32
Tabulka 4 – Výsledek smíšeného modelu časového trendu CPUE parmy obecné 33
Tabulka 5 – Výsledek smíšeného modelu časového trendu CPUE okouna říčního 34
Tabulka 6 – Výsledek smíšeného modelu časového trendu CPUE štiky obecné 35
Tabulka 7 – Výsledek smíšeného modelu časového trendu CPUE candáta obecného 36
Tabulka 8 – Výsledek finálního modelu pro cejna velkého 37
Tabulka 9 – Výsledek finálního modelu pro jelce tlouště 38
Tabulka 10 – Výsledek finálního modelu pro parmu obecnou 39
Tabulka 11 – Výsledek finálního modelu pro okouna říčního 40
Tabulka 12 – Výsledek finálního modelu pro štiku obecnou 41
Tabulka 13 – Výsledek finálního modelu pro candáta obecného 42
Tabulka 14 – Statisticky významné faktory a vliv na jednotlivé druhy ryb 45

8. Seznam literatury

AARTS, B.G.W. a P.H. NIENHUIS. Fish zonations and guilds as the basis for assessment of ecological integrity of large rivers. Hydrobiologia. 2003, (500.1), 157-178.

ADÁMEK, Z. et al. Insect attractants and plant biomass as natural food complements in pond culture of stock chub (Squalius cephalus). *Aquaculture International.* 2021, (29.3), 1161-1179.

AGOSTINHO, A. A. et al. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish biology and Fisheries*, 2004, (14.1), 11-19.

AHLBERT, I.B. The organization of the cone cells in the retina of four teleosts with different feeding habits (Perca fluviatilis L., Lucioperca lucioperca L., Acerina cernua L., Coregonus albula L.). *Ark. Zool.* 1969, (22), 445–481.

AKAIKE, H. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*. 1974, (19), 716–723.

ALI, M.A., R.A. RYDER a M. ANCTIL. Photoreceptors and visual pigments as related to behavioral responses and preferred habitats of perches (Perca spp.) and pikeperches (Stizostedion spp.). *Journal of the Fisheries Board of Canada*. 1977, (34.10), 1475-1480.

ALLOUCHE, S. Nature and functions of cover for riverine fish. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture. 2002, (365–66), 297–324.

ALMOND, R. E. A.; GROOTEN, M.; PETERSON, T. Living Planet Report 2020-Bending the curve of biodiversity loss. World Wildlife Fund, 2020.

AYLES, G. B. et al. Seasonal mortality of rainbow trout (Salmo gairdneri) planted in small eutrophic lakes of central Canada. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 1976, (33.4), 647-655.

BALON, E.K. Reproductive guilds of fishes: A proposal and definition. Journal of the Fisheries Research Board of Canada. 1975, (32.6), 821–864.

BARICA, J. Extreme fluctuations in water quality of eutrophic fish kill lakes: effect of sediment mixing. *Water Research*. 1974, (8), 881-888.

BARUŠ, V., O. OLIVA a kol. Fauna ČR a SR. Mihulovci (Petromyzontes) a ryby (Osteichthyes). Academia Praha, 1995. ISBN 80-200-0501-3.

BENFIELD, M.C. a T.J. MINELLO. Relative effects of turbidity and light intensity on reactive distance and feeding of an estuarine fish. *Environmental Biology of Fishes.* 1996, (46), 211–216.

BEUSEN, A., A. F. BOUWMAN, L. P. VAN BEEK, J. M. MOGOLLÓN a J. J. MIDDELBURG. Global riverine N and P transport to ocean increased during the 20th century despite increased retention along the aquatic continuum. Biogeosciences. 2016, 13.8: 2441-2451.

BILLARD, R. Les poissons d'eau douce des rivières de France. Identification, inventaire et répartition des 83 espèces. Delachaux & Niestlé. Lausanne, 1997, 192.

BIRÓ, P., S.E. SADEK a G. PAULOVITS. The food of bream (Abramis brama L.) in two basins of Lake Balaton of different trophic status. Hydrobiologia. 1991, (209.1), 51-58.

BOROVEC, J., J. HEJZLAR, J. JAN a P. MOŠNEROVÁ. Eutrofizační potenciál různých zdrojů fosforu v povodí VN Římov. Sborník příspěvků Konference Revitalizace Orlické nádrže 2010. 12.–13. října 2010. Písek. Svazek obcí regionu Písecko: Biologické centrum AVČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, 2010, 47-52.

BREITBURG, D. Effects of hypoxia, and the balance between hypoxia and enrichment, on coastal fishes and fisheries. *Estuaries*. 2002, (25), 767–781.

BRÜNING, A. et al. Impact of different colours of artificial light at night on melatonin rhythm and gene expression of gonadotropins in European perch. Science of The Total Environment. 2016, (543), 214– 222.

BRUTON, Michael N. Alternative life-history strategies of catfishes. Aquatic Living Resources, 1996, (9), 35-41.

BRY, C. Role of vegetation in the life cycle of pike. *Pike Springer.* Netherlands, 1996, 45–46.

BURKINA, V. et al. Complex effects of pollution on fish in major rivers in the Czech Republic. *Ecotoxicology and environmental safety*. 2018, (164), 92-99.

CAMARGO, J.A. a A. ALONSO. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International*. 2006, (32), 831–849.

CASSELMAN, J.M. a Ch.A. LEWIS. Habitat requirements of northern pike (*Essox lucius*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.* 1996, (53.S1), 161-174.

CLAUSSEN, U. et al. Assessment of the eutrophication status of transitional, coastal and marine waters within OSPAR. *Hydrobiologia.* 2009, (629), 49–58.

COLLINS, A.L. et al. Sediment targets for informing river catchment management: international experience and prospects. Hydrological Processes. 2011, (25.13), 2112-2129.

CONSTABLE, M. et al. An ecological risk assessment of ammonia in the aquatic environment. *Human and Ecological Risk Assessment.* 2003, (9), 527–548.

CRAIG, J.F. Percid Fishes: Systematics, Ecology, and Exploitation, Fish and Aquatic Resources Series. *Blackwell science*. Oxford, England, 2000, 15–18.

CRAIG, J.F. Percid fishes: systematics, ecology and exploitation. John Wiley & Sons. 2008.

DIANA, J.S. The feeding pattern and daily ration of a top carnivore, the northern pike (Esox lucius). *Canadian Journal of Zoology*. 1979, (57), 2021-2127.

DIAZ, R.J. a R. ROSENBERG. Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. *Oceanography and Marine Biology*. 1995, (33), 245–303.

DIEHL, S. Foraging efficiency of three freshwater fishes: effects of structural complexity and light. *Oikos*, 1988, 207-214.

DONADI, S. et al. A cross-scale trophic cascade from large predatory fish to algae in coastal ecosystems. Proceedings of the Royal Society B: *Biological Sciences*. 2017, (284.1859).

DROBAC BACKOVIĆ, D. et al. Cyanobacteria, cyanotoxins, and their histopathological effects on fish tissues in Fehérvárcsurgó reservoir, Hungary. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2021, (193.9), 1-14.

DUDGEON, D. et al. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews*, 2006, (81), 163–182.

DUNCAN, J.R. a J.L. LOCKWOOD. Extinction in a field of bullets: a search for causes in the decline of the world's freshwater fishes. *Biological conservation*. 2001, (102), 97–105.

EKLÖF, J.S. et al. A spatial regime shift from predator to prey dominance in a large coastal ekosystém. *Communications Biology*. 2020, (3), 459.

ENDE, S. S. W. et al. Low turbidity in recirculating aquaculture systems (RAS) reduces feeding behavior and increases stress-related physiological parameters in pikeperch (Sander lucioperca) during grow-out. *Translational Animal Science*. 2021, (5.4), txab223.

ERIKSSON, B.K. Declines in predatory fish promote bloom-forming macroalgae. *Ecological Applications*. 2009, (19.8), 1975-1988.

FIKSEN, Ø. et al. The influence of turbidity on growth and survival of fish larvae: a numerical analysis. Hydrobiologia. 2002, (484), 49-59.

FISHER, J.R., R.M. KROGMAN a M.C. QUIST. Influences of native and non-native benthivorous fishes on aquatic ekosystém degradation. *Hydrobiologia*. 2013, (711), 187-199.

FOGG, G.E. Nitrogen fixation. In W.D.P. Steward, ed, Algal Physiology and Biochemistry. *University California Press. Barkeley*, 1974, 560-582.

FRANKIEWICZ, P. et al. The food of fish from streams of the northern part of the catchment area of Lake Balaton (Hungary). *Acta Hydrobiologica*. 1991, (33), 1-2.

FRASER, N. H. C. a N. B. METCALFE. The costs of becoming nocturnal: feeding efficiency in relation to light intensity in juvenile Atlantic salmon. *Functional Ecology*, 1997, (11.3), 385-391.

FREEMAN, M.C. et al. Ecosystem-level consequences of migratory faunal depletion caused by dams. *American Fisheries Society Symposium*. 2003, (35), 255–266.

FRIČ, A. Ryby země České. In: Obratlovci země České. Práce zoologického oddělení přírodovědeckého proskoumání Čech. Praha: Fr. Řivnáč, 1872, 107–129.

GRADALL, K.S. a W.A. SWENSSON. Responses of brook trout and chreek chumbs to turbidity. *Transactions of the American Fisheries Society*. 1982, (111), 392-395.

GRANDMOTTET, J.P. Principales exigences des téléostéens dulcicoles vis-à-vis de l'habitat aquatique. Annales scientifiques de l'Université de Franche-Comté. 1983, 3-32.

GRANQVIST, M. a J. MATTILA. The effects of turbidity and light intensity on the consumption of mysids by juvenile perch (Perca fluviatilis L.). *Hydrobiologia.* 2004, (514), 93-101.

GREEN, P.A. et al. Pre-industrial and contemporary fluxes of nitrogen through rivers: a global assessment based on typology. *Biogeochemistry*. 2004, (68), 71-105.

GU, J. et al. Effects of small-sized crucian carp (Carassius carassius) on the growth of submerged macrophytes: implications for shallow lake restoration. Ecological engineering. 2016, (95), 567-573.

GUTMANN ROBERTS, C. et al. Quantifying the habitat and zoogeomorphic capabilities of spawning European barbel Barbus barbus, a lithophilous cyprinid. River Research and Applications. 2020, (36.2), 259-279.

HANEL, L. a S. LUSK. Ryby a mihule České republiky: rošíření a ochrana = Fishes and lampreys of the Czech Republic: distribution and conservation. Vlašim: Český svaz ochránců přírody Vlašim, 2005. ISBN 80-863-2749-3.

HANSEN, J.H. et al. Relationship between bream (Abramis brama) activity and water turbidity in a shallow lake under different season conditions. *Journal of Limnology*. 2019, (78.2).

HILTON, J. et al. How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *Science of the Total Environment*. 2006, (365.1), 66-83.

HOLČÍK, J. Ecological effects of water level fluctuation upon the fish populations in the Dunabe river food plain in Czechoslovakia. 1976.

HORÁKOVÁ, M., P. LISCHKE a A. GRUNWALD. Chemické a fyzikální metody analýzy vod. 2. vyd. Praha: SNTL–Nakladatelství technické literatury, 1989.

HORKÁ, P., P. HORKÝ, O. SLAVÍK a L. OPATŘILOVÁ. Diurnal behavioural patterns and spread of the Ponto-Caspian invader Hemimysis anomala G. O. SARS, 1907

(Crustacea, Mysidacea) in the Elbe River, Czech Republic. *International Review of Hydrobiology*. 2012, (97), 454–462.

HORKÝ, P. et al. Young-of-the-year (YOY) assemblage sampling as a tool for assessing the ecological quality of running waters. *Journal of Applied Ichthyology*. 2013, (29), 1040-9.

HUGHES, K. et al. The worlds forgotten fishes. *WWF International*, 2021.

HUTCHINSON, G.E. Eutrophication: the scientific background of a contemporary practical problem. *American scientist*. 1973, (61), 269–279.

JANSSEN, J. Comparison of response distance to prey via the lateral line in the ruffe and yellow perch. Journal of Fish Biology, 1997, (51.5), 921-930.

JELKS, H.L. et al. Conservation status of imperiled North American freshwater and diadromous fishes. *Fisheries.* 2008, (33.8), 372 – 407.

JEPPESEN, U. et al. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. Freshwater biology. 2000, (45.2), 201-218.

JOHANSSON, L. a L. PERSSON. The fish community of temperate, eutrophic lakes. B. Riemann and M. Sondergaard, editors. Carbon dynamics of eutrophic, temperate lakes: the structure and functions of the pelagic environment. *Elsevier Scientific Publishers*. The Netherlands, 1986, 237-266.

JONES, J.I. et al. Review of the evidence for organic pollution thresholds to protect rivers with special designations for wildlife. 2008.

JÖNSSON, M.L. et al. Foraging success of juvenile pike Esox lucius depends on visual conditions and prey pigmentation. *Journal of Fish Biology*. 2011, (79), 290-297.

JÖNSSON, M.L. et al. Prey-type-dependent foraging of young-of-the-year fish in turbid and humic environments. *Ecology of Freshwater Fish*. 2012, (21.3), 461-468.

KEFFORD, B.J. et al. How are macroinvertebrates of slow flowing lotic systems directly affected by suspended and deposited sediments. 2010, (158), 543-550.

KEMP, P. et al. The impacts of fine sediment on riverine fish. Hydrological processes. 2011, (25.11), 1800-1821.

KENNISH, M.J. Environmental threats and environmental future of estuaries. Environmental conservation. *Environmental conservation*. 2002, (29), 78-107.

KOHOUTEK, F., M. HOUSER a B. DAVÍDEK. Československé řeky kilometráž: A-Z na cesty. Praha: Olympia, 1978. ISBN 27-049-70.

KOTTELAT, M. a J. FREYHOF. Handbook of European Freshwater Fishes. Switzerland and Berlin, Germany: Publications Kottelat, *Cornol,* 2007. ISBN 978 2 8399 0298 4.

KRONBERG, L. Content of Humic Substances in freshwater in Keskitalo. *Limnology of Humid Waters*. Backhuys Publishers. Leiden, 1999, (284), 9–10.

LAMMENS, E.H.R.R. Resource partitioning and niche shifts of bream (Abramis brama) and eel (Anguilla anguilla) mediated by predation of smelt (Osmerus eperlanus) on Daphnia hyalina. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.* 1985b, (42), 1342–1351.

LAPPALAINEN, J., J.H. DÖRNER a K. WYSUJACK. Reproduction biology of pikeperch (Sander lucioperca (L.) – a review. *Ecology of Freshwater Fish.* 2003, (12), 95–106.

LELLÁK, J., KUBÍČEK, J., 1992, Hydrobiologie. Praha: Karolinum. ISBN 80-7066-530-0.

LUCAS, M.C. a E. BARAS. Migration of Freshwater Fishes. Oxford: Blackwell Science Ltd. 2001. ISBN 0-632-05754-8.

LUSK, S. Development and status of populations of Barbus barbus in the waters of the Czech Republic. *Folia Zoologica*. 1996.

LUSK, S.; HALAČKA, K. a LUSKOVÁ, V. The effect of an extreme flood on the fish communities in the upper reaches of the Tichá Orlice River (the Labe drainage area). *Czech Journal of Animal Science,* 1998, (43), 531-536.

LYACH, R. a M. ČECH. A new trend in Central European recreational fishing: More fishing visits but lower yield and catch. *Fisheries Research*. 2018, (201), 131–137.

MACK, Richard N., et al. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. Ecological applications, 2000, (10.3), 689-710.

MAITLAND, P.S. a R.N. CAMPBELL. Freshwater fishes of the British Isles. *HarperCollins Publishers*, London, 1992, 368.

MALÝ, J. a MALÁ J. Chemie a technologie vody. Brno: NOEL 2000, 1996. ISBN 80-860-2013-4.

MITTELBACH, G.G. a L PERSSON. The ontogeny of pis- civory and its ecological consequences. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 1998, (55), 1454–1465.

MOLNÁR, A. et al. Examining the production parameters of European perch (Perca fluviatilis) juveniles under different lighting conditions. *Acta Agraria Debreceniensis*. 2021, (1), 149-153.

MUSIL, J. et al. The response of the young of the year fish to river obstacles: Functional and numerical linkages between dams, weirs, fish habitat guilds and biotic integrity across large spatial scale. *Ecological Indicators*. 2012, (23), 634-640.

NASTOVA-GJORGJIOSKA, R., V. KOSTOV a S GEORGIEV. Nutrition of chub Leuciscus cephalus (Linnaeasus, 1758) from river Babuna. *Croatian Journal of Fisheries*. Ribarstvo, 1997, (55.2), 53-65.

NAVRÁTIL, S., LUCKÝ Z. a SVOBODOVÁ Z. Choroby ryb. Brno: Veterinární a farmaceutická univerzita, 2000. ISBN 80-851-1492-5.

NUTTAL, P.M. a G.H. BIELBY. The effects of china clay waste on stream invertebrates. *Environmental Pollution*. 1973, (5), 77-86.

ÖLMEZ, A. a AKIN. ŞENOL. Spatial and Temporal Variation in Feeding Habits Squalius cephalus Living in Suat Uğurlu and Hasan Uğurlu Dam Lakes. *Black Sea Journal of Engineering and Science.* 2020, (3.1), 8-14.

PAGE, L.M. a B.M. BURR. A field guide to freshwater fishes of North America north of Mexico. Boston. *Houghton Mifflin Harcourt*. 2011, 663.

PERSSON, L. a S. et al. DIEHL. Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes-patterns and the importance of size-structured interactions. *Journal of Fish Biology*. 1991, (38), 281–293.

PERSSON, L. a L.B. CROWDER. Fish-habitat interactions mediated via ontogenetic niche shifts. *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes. Springer*. New York, 1998, 3–23.

PERSSON, A. a L.A. HANSSON. Diet shift in fish following competitive release. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 1999, (56.1), 70–78.

PITTER, Pavel. Hydrochemie. 5. aktualizované a doplněné vydání. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 2015. ISBN 978-807-0809-280.

PLEDGER, A., S. RICE a J. MILLETT. Foraging fish as zoogeomorphic agents: an assessment of fish impacts at patch, barform, and reach scales. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*. 2017, (122), 2105–2123.

PLEDGER, A.G., S.P. RICE a J. MILLETT. Bed disturbance via foraging fish increases bedload transport during subsequent high flows and is controlled by fish size and species. 2016, (253), 83–93.

R CORE TEAM, et al. R: a language and environment for statistical computing, version 3.2.2. R Foundation for Statistical Computing. 2015, Available at: http://www.R-project.org.

RABALAIS, N.N. Nitrogen in aquatic ecosystems. Ambio. 2002, 102-112.

RABALAIS, N.N. Eutrophication. The global coastal ocean: multiscale interdisciplinary processes. In: Robinson, A.R., Brink, K.H. (Eds.), The Global Coastal Ocean: Multiscale Interdisciplinary Processes. *Harvard University Press.* 2004.

REDFIELD, A.C. On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. James Johnson Memorial Volume. *Liverpool University Press*. Liverpool, 1934, 176–192.

REID, A. J. et al. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*. 2019, 849-873.

REYNOLDS, C. S., A. E. IRISH a J. A. ELLIOTT. The use of PROTECH-C to simulate phytoplankton behaviour in reservoirs and rivers: application to the potamoplankton of the River Thames. Contract Report–Thames Water, 1998.

RIEMANN, B. a M. SØNDERGAARD. Carbon dynamics in eutrophic, temperate lakes. *Elsevier Science Publisher*. University of California, 1986, 284.

RYAN, P.A. Environmental effects of sediment on New Zealand streams: a review. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 1991, (25), 207–221.

SALA, O.E. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*. 2000, (287.5459), 1770-1774.

SANDSTRÖM, A. a P. KARAS. Effects of eutrophication on young-of-the-year freshwater fish communities in coastal areas of the Baltic. *Environmental Biology of Fishes.* 2002, (63), 89–101.

SCHWARZ, G. Estimating the dimension of a model. *Annals of Statistics*. 1978, (6), 461–464.

SHATUNOVSKII, M.I. et al. Some regularities of population structure and dynamics variability in bream Abramis brama in water bodies of eastern Europe. *Journal of Ichthyology*. 2009, (48.6), 251-256.

SKOV, Ch. a P.A. NILSSON, ed. Biology and ecology od pike. CRC Press, 2018. ISBN 78-1-4822-6290-2.

SONESTEN, L. The biology of pikeperch-a literature review. Information fraan Soetvattenslaboratoriet. Drottningholm, Sweden, 1991.

STEPANOVA, N. et al. Cyanotoxins as a possible cause of fish and waterfowl death in the Kazanka River (Russia). Proceedings of the 18th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM. Albena, Bulgaria, 2018, 2-8.

SUNDBLAD, G. eu al. Predicting the effects of eutrophication mitigation on predatory fish biomass and the value of recreational fisheries. *Ambio*. 2020, (49.5), 1090-1099.

SVOBODOVÁ, Z. et al. Toxikologie vodních živočichů. Praha: SZN, 1987, 232.

SVOBODOVÁ, J.; KROUPOVÁ, Z. a H. KROUPOVÁ. Otravy ryb. Veterinární toxikologie v klinické praxi. 2008. ISBN 978-80-86726-83-0.

SVOBODOVÁ, Z., P. SEHONOVÁ, J KAUT a M. PAZOUROVÁ. Analýza příčin havarijního znečištění povrchových vod a následných úhynů ryb v České republice v období 1989 až 2010. Bulletin VÚRH Vodňany. 2011, (47), 47-56.

SVOBODOVÁ, Z. a MODRÁ H. Veterinární toxikologie v klinické praxi. Druhé, aktualizované vydání. Praha: *Profi Press*, 2017. Veterinářství. ISBN 978-80-86726-83-0.

SWEKA, J.A. a K. J. HARTMANN. Influence of turbidity on brook trout reactive distance and foraging success. *Transactions of the American Fisheries* Society. 2001, (130), 138-146.

SWEKA, J. A. a K. J. HARTMAN. Effects of turbidity on prey consumption and growth in brook trout and implications for bioenergetics modeling. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2001, (58.2), 386-393.

TENJI, D. et al. Fish biomarkers from a different perspective: evidence of adaptive strategy of Abramis brama (L.) to chemical stress. *Environmental Sciences Europe*. 2020, (32.1), 1-15.

TESSIER, A. Sorption of trace elements on natural particles in oxic environments. *Environmental particles*. 1992, (1), 425-453.

TREER, T., et al. Growth of bream, Abramis brama, in the Croatian section of the Danube. Czech Journal of Animal Science. 2003, (48.6), 251-256.

UTNE-PALM, A.C. Visual feeding of fish in a turbid environment: physical and behavioural aspects. Marine and Freshwater Behaviour and Physiology. 2002, (35), 111-128.

VANNOTE, R. L. The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic sciences. 1980, (37.1), 130-137.

VITOUSEK, P.M. et al. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*. 1997, (7.3.), 737-750.

Vltavská kaskáda [online]. Https://www.pvl.cz: Povodí Vltavy [cit. 2021-12-12]. Dostupné z: https://www.pvl.cz/vodohospodarske-informace/vodni-dila/vltavska-kaskada

VOLLENWEIDER, Richard A. Coastal marine eutrophication: principles and control. Elsevier. 1992, 1-20.

VÖRÖSMARTY, Ch.J. et al. Global water resources: vulnerability from climate change and population growth. *Science*. 2019, (289.5477), 284-288.

WARD, J.V. a J.A. STANFORD. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated rivers: research & management*, 1995, (11.1), 105-119.

WETZEL, R.G. Limnology: lake and river ecosystems. 3rd ed. San Diego: *Academic Press,* 2001. ISBN 0-12-744760-1.

WUNDER, W. Bau und Funktion der Netzhaut beim Zander (Lucioperca sandra Cuv. und val.) und einigen anderen im Balatonsee häufigen Fischarten. Zeitschrift für vergleichende Physiologie. 1930, (11.4), 749-766.

ZAPLETAL, T. et al. The food of common bream (Abramis brama L.) in a biomanipulated water supply reservoir. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis.* 2012, (60.6), 357-366.