Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích

Fakulta rybářství a ochrany vod

Ústav akvakultury

Diplomová práce

Jak se mění kvalita vody na odtoku z rybníků při jejich výlovu

Autor: Bc. Martin Vágner

Vedoucí diplomové práce: Ing. Ján Regenda, PhD.
Konzultant diplomové práce: MSc. Marcellin Rutegwa
Studijní program a obor: Zootechnika, Rybářství a ochrana vod
Forma studia: prezenční
Ročník: 3.

České Budějovice 2020

Prohlášení:

Prohlašuji, že svou diplomovou práci jsem napsal samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury. Prohlašuji, že, v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění, souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě. Zveřejnění probíhá elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 11/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

Datum: Podpis studenta:

Poděkování:

Tato diplomová práce byla zpracována v rámci řešení projektu CZ.01.1.02/0.0/0.0/16_084/0010345 Instalace uzavřených okruhů na sádkách ryb, zadržení vody v krajině a minimalizace produkce škodlivin a opětovné využití živin v rybničním hospodářství (OP PIK). Tímto bych rovněž rád poděkoval všem, kteří přispěli svou pomocí k vytvoření této diplomové práce. Zejména však mému vedoucímu práce Ing. Jánu Regendovi, Ph.D. a konzultantovi MSc. Marcellinovi Rutegwa za odbornou pomoc, metodické vedení, rady, ochotu a trpělivost. Také bych chtěl poděkovat Bc. Janu Dofkovi, který se účastnil každého vzorkování. Dále bych chtěl poděkovat všem, kteří se na mé práci podíleli jakýmkoliv způsobem. A v neposlední řadě bych chtěl poděkovat rodičům a přátelům, kteří mi při práci byli oporou.

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
Fakulta rybářství a ochrany vod
Akademický rok: **2017/2018**

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení:	**Bc. Martin VÁGNER**
Osobní číslo:	**V17N007P**
Studijní program:	**N4106 Zemědělská specializace**
Studijní obor:	**Rybářství a ochrana vod**
Název tématu:	**Jak se mění kvalita vody na odtoku z rybníků při jejich výlovu**
Zadávající katedra:	**Ústav akvakultury a ochrany vod**

Zásady pro vypracování:

Cílem diplomové práce je sledovat v provozních podmínkách změnu kvality vody vypouštěné při výlovech rybníků. Tyto poznatky budou následně využity pro vývoj technologie na zachytávání sedimentů a živiny z vody odtékající při výlovech rybníků. Student vyhledá v dostupných pramenech informace o kvalitě vody v rybnících v obecné rovině. Následně se zaměří na kvalitu vody odtékající z rybníků při výlovech. Z dostupné literatury popíše rovněž proces zabahňování rybníků s důrazem na vodní erozi. Zmíní rovněž možné zdroje znečištění vody pocházející z chovu ryb (krmení, hnojení, vápnění).
V terénní části práce se student aktivně zapojí do provozního sledování a vzorkování kvality vody při výlovech rybníků. V rámci řešeného projektu z OP PIK s Krajským školním hospodářstvím České Budějovice. V terénu budou měřeny průtoky a kvalita vody v základných parametrech (teplota, pH, kyslík, turbidita, konduktivita apod.). V průběhu procesu přípravy a výlovu rybníku budou rovněž odebíraný vzorky vody pro laboratorní analýzu (nerozpuštěné látky 105 a 550, celkový a rozpuštěný fosfor, celkový dusík, celkový a celkový organický uhlík, celkový uhlík, vápník, draslík, hořčík, železo apod.). Kvalita vody bude sledována v profilu - pod hrázi rybníka. Na základě naměřených dat provede student statistické porovnání změn kvality vody v průběhu procesu výlovu rybníka (strojení, noc před výlovem, těsně před výlovem, zátah, vydávání ze sítě, dolovek a po výlovu). Sledovány budou různé rybníky co do velikosti vodní plochy a typu obsádky (plůdek, násada, tržní ryba), jakož i teplota vody při výlovu (jarní výlovy, brzké podzimní a pozdní podzimní). Student se na základě naměřených dat pokusí vypočítat množství živin unikajících vodou z rybníku v průběhu výlovu v jeho jednotlivých fázích.

Rozsah grafických prací:	**dle potřeby (do 20 stran)**
Rozsah pracovní zprávy:	**50-70 stran**
Forma zpracování diplomové práce:	**tištěná**
Seznam odborné literatury:	**viz příloha**

Vedoucí diplomové práce:	**Ing. Ján Regenda, Ph.D.** Ústav akvakultury a ochrany vod
Konzultant diplomové práce:	**MSc. Marcellin Rutegwa** Ústav akvakultury a ochrany vod

Datum zadání diplomové práce:	**5. ledna 2018**
Termín odevzdání diplomové práce:	**3. května 2019**

L.S.

prof. Ing. Pavel Kozák, Ph.D.
děkan

doc. Ing. Jan Mráz, Ph.D.
ředitel

V Českých Budějovicích dne 10. ledna 2018

Příloha zadání diplomové práce

Seznam odborné literatury:

Duras, J., Potužák, J., 2012. Látkové bilance fosforu v produkčních a rekreačních rybnících, Vodní Hospodářství, č. 6, st. 210-216.

Duras, J., Potužák, J., Marcel, M., 2015. Rybníky - producenti či příjemci znečištění? In: M. Urbánek (Editor), Sborník referátů 3. ročníku odborné konference. 19. a. 20. 2. 2015. České Budějovice, Rybářské sdružení, České Budějovice: st. 67-72.

Fiala, D., Rosendorf, P., 2010. Plošné zdroje fosforu v povodí VN Orlík. Vodní hospodářství, č. 7, s. 199-202.

Knösche, R., Schreckenbach, K., Pfeifer, M., Weissenbach, H., 1998. Phosphor und Stickstoffbilanzen von Karpfenteichen. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 7, p 181-189.

Krejčí, F., 2015. Vliv intenzity rybářského hospodaření na kvalitu vody v rybnících, Bakalářská práce, FROV JU, 89 s.

Máchová, J., Faina, R., Mráz, J., Picková, J., Valentová, O., Beránková, P., Sudová, E., Svobodová, Z., 2010. Vliv intenzity rybářského hospodaření na kvalitu vody v rybnících a kvalitu masa ryb. Bulletin VÚRH Vodňany 46: 19-30.

Mikšíková, K., Dostál, T., Vránal, K., Rosendorf, P., 2012. Transport sedimentu a fosforu při výlovu malých vodních nádrží. Vodní Hospodářství, č. 6, s. 203-208.

Pechar, L., 2015. Století eutrofizace rybníků - synergický efekt zvyšování zátěže živinami (fosforem a dusíkem) a nárůstu rybích obsádek Vodní hospodářství č. 7. str. 1- 6.

Pechar, L., Bastl, J., Hais, M., Kröpfelová, L., Pokorný, J., Štíchová, J., Sulcová, J., 2005. Nutrient management in agricultural watersheds: a wetlands solution. 1. publ. Wageningen: Wageningen Academic Publ, 2005. ISBN 90-769-9861-2.

Potužák, J., Duras, J., 2015. Rybničný sediment - kam s ním? In: M. Urbánek (Editor), Sborník referátů 3. ročníku odborné konference. 19. a. 20. 2. 2015. České Budějovice, Rybářské sdružení, České Budějovice: st. 59-66.

Potužák, J., Duras, J., Kröpfelová, L., Šulcová, J., Baxová Chmelová I., Benedová, Z., Svoboda, T., Novotný, O., Pokorný, J., 2016. Rybniční sedimenty a nové možnosti recyklace živin a organických látek v zemědělské krajině - příkladová studie rybník Horusický, In: V. David a T. Davidová (editoři), Rybníky 2016 - Sborník příspěvků odborné konference konané 23. a 24. 6. 2015, ČZU Praha, st. 174-183.

Teodorowicz, M., 2013. Surface water quality and intensive fish culture, Arch. Pol. Fish. 21, str. 65-111.

Szumiec, M., A., Augustyn, D., Kolasa-Jamińska, B., 2006. Quality of waters discharged from fishponds during the fall carp (*Cyprinus carpio* L.) harvest, Arch. Pol. Fish. 14, str. 257-270.

Šálek, J., Míka, Z., Tresová, A., 1989. Rybníky a účelové nádrže. 1. Vydání. Státní nakladatelství technické literatury, Praha, 267 s. ISBN 80-03-00092-0.

Valentová, O., Máchová, J., Faina, R., 2012. Vliv intenzity rybářského hospodaření na kvalitu vody v rybnících. Bulletin VÚRH 48, Vodňany, s. 21-30.

Wojda, R. Zygmund, G., 2012. Wpływ stawów karpiowych na jakość, retencje i bilans wody zlewni. Komunikanty rybackie, č. 3 (128), st. 1-8.

Obsah

1. Úvod 9

2. Literární přehled 11

2. 1. Fyzikálně–chemické parametry 11

2. 1. 1. Teplota vody 11

2. 1. 2. Kyslík 12

2. 1. 3. Oxid uhličitý 14

2. 1. 4. pH 15

2. 2. Fosfor 16

2. 2. 1. Zdroje fosforu ve vodě 16

2. 2. 2. Formy výskytu fosforu ve vodách 17

2. 3. Dusík 17

2. 3. 1. Zdroje dusíku ve vodě 17

2. 3. 2. Formy výskytu dusíku 18

2. 3. 3. Hodnoty a limity v povrchových vodách. 20

2. 4. Eutrofizace 21

2. 4. 1. Definice pojmu 21

2. 4. 2. Projevy eutrofizace 21

2. 5. Kvalita vody v rybnících 22

2. 5. 1. Rybníky–kvalita vody a živiny 22

2. 5. 2. Zhoršování kvality vody erozí a zabahňováním 24

2. 5. 3. Zhoršování kvality vody chovem ryb 25

2. 6. Kvalita vody odtékající během výlovu 28

2. 6. 1. Typy výlovů 28

2. 6. 2. Výlov a odnos látek 29

2. 7. Sediment rybníka a jeho kvalita 32

3. Materiál a metodika 34

3. 1. Zájmová území 34

3. 2. Rybníky 35

3. 3. Odběry vody a příprava vzorků 40

3. 4. Měření parametrů vody 42

3. 5. Měření průtoků 43

3. 6. Odběry bahna 44

3.7. Statistické vyhodnocení 44

4. Výsledky 45
4. 1. Fyzikálně–chemické parametry 45
4. 2. Množství rozpuštěného kyslíku 49
4. 3. Nerozpuštěné látky sušené 50
4. 4. Celkový dusík (TN) 52
4. 5. Amoniakální dusík 54
4. 6. Celkový fosfor (TP) 57
4. 7. Vázaný a rozpuštěný fosfor 58
4. 8. Výsledky rozborů bahna 59
4. 9. Shrnutí 61
5. Diskuse 62
5. 1. Vysvětlení dynamiky změn 62
5. 2. Srovnání s literaturou 63
6. Závěr 67
7. Přehled použité literatury 69
8. Seznam tabulek 79
9. Seznam obrázků 80
10. Seznam grafů 81
11. Seznam příloh 82
10. Přílohy 83
11. Abstrakt 95
12. Abstract 96

1. Úvod

Rybníky jsou již po několik staletí nedílnou součástí české krajiny. Dá se říci, že rybníky a rybářské řemeslo patří do přírodního a kulturního bohatství České republiky. Na našem území započal chov ryb již před více než tisíci lety. Avšak rybníkářství jako takové včetně budování rybníků na místech s mokřady a dobrým terénem začalo až ve 12. století (Pechar, 2000; Pechar, 2015). Ze začátku byla příroda a rybníky v harmonii a produkce ryb závisela jen na přirozené produkci a přírodě. Jak se ale vyvíjela společnost, vyvíjelo se také rybářské hospodaření. Postupně začalo docházet k cílenému nabourávání přirozených biologických procesů za účelem zvýšení produkce ryb. Způsob hospodaření prošel největší změnou ve 20. století, kdy se díky intenzifikaci zemědělství zvyšovaly produkční kapacity rybníků (Pechar a kol., 2002; Pechar, 2015).

Jak již bylo zmíněno, rybníky byly stavěny nejčastěji na místech, kde se původně vyskytovaly mokřady. Protože původně v těchto místech rybníky nebyly, mají sklony se měnit rychlým zazemňováním v dřívější mokřady. Z toho důvodu potřebují rybníky neustálou péči, protože se jedná o krátkověké nestabilní ekosystémy. Ve druhé polovině 20. století nastaly obrovské změny ve využívání krajiny a rybníků. Výrazně se navýšila eroze půdy ze zemědělských ploch, několikanásobně se zvýšil přísun organických látek a živin intenzivnějším rybářským hospodařením a také z povodí. To vše ještě více podpořilo zmiňovanou nestabilitu rybníků (Duras a Potužák, 2012). V posledních desetiletích se tak většina našich rybníků stala eutrofními až hypertofními (Přikryl, 1996).

Schopnost rybníků měnit kvalitu vody, jenž jimi protéká, je jednou z jejich nejvýznamnějších funkcí (Knösche a kol., 2000, Hejzlar a kol., 2008). Důležité je hlavně zadržování živin, především fosforu, který je zásadní pro eutrofizaci vod ve vnitrozemí. V praxi ale občas platí, že voda, která z rybníka vytéká, obsahuje fosforu velké množství. Určit proč tomu tak je a kdo za to může, jestli je to důsledek rybářského hospodaření nebo je za to odpovědné znečištění z povodí (komunální odpadní vody z obcí, splachy z polí), není tak lehké (Duras a Potužák, 2012).

V dnešní době jsou rybníky a chov ryb některými lidmi pokládány za důležitý zdroj fosforu a znečištění povrchových vod. Nové studie však ukazují, že stav povodí rybníků je odrazem kvality vody v nich. Velmi také záleží na intenzitě hospodaření, způsobu vypouštění vody, výlovu a kvalitě sedimentu (Potužák a Duras, 2015).

Výlov rybníka je považován za významnou a kritickou dobu z důvodu emisí fosforu a nerozpuštěných látek do povodí (Faina a kol., 1994; Mikšíková a kol., 2012; Potužák a Duras, 2012b). Cílem této diplomové práce bylo v provozních podmínkách pozorovat změny v kvalitě vody odtékající z rybníků v průběhu jejich výlovů. V rámci práce bylo provedeno terénní sledování a vzorkování vody. Bylo učiněno měření základních fyzikálně–chemických parametrů (kyslík, teplota, pH, apod.) a průtoků. Dále byly odebrány vzorky pro laboratorní analýzy–nerozpuštěné látky, celkový a rozpuštěný fosfor, celkový dusík, apod. Poznatky této práce by měly být později využity pro vývoj technologie, která by měla zachytávat živiny a sediment odtékající z rybníků v průběhu výlovů.

2. Literární přehled

2. 1. Fyzikálně–chemické parametry

2. 1. 1. Teplota vody

Teplota vody je s množstvím rozpuštěného kyslíku jedním z nejvýznamnějších parametrů, jenž ovlivňuje kvalitu vody a metabolismus vodních organismů (Alabaster a Lloyd, 1980). Pro výskyt a četnost organismů je rozhodující proměnlivost teploty v prostředí (Begon a kol., 1997).

Dále teplota vody výrazně ovlivňuje chemické a biochemické reakce. Při teplotě, která se blíží nule, většina biochemických procesů neprobíhá vůbec nebo jen hodně omezeně. Dále teplota vody ovlivňuje rozpustnost kyslíku a rychlost biochemických pochodů (Pitter, 2009).

V mírném pásu nalezneme dimiktické vodní nádrže, u kterých dochází dvakrát ročně k promíchání vody. To je zapříčiněno střídáním ročních období, protože díky rozdílným teplotám se voda ve sloupci promíchá a vznikají teplotní cykly (Wetzel, 1983; Lellák a Kubíček, 1991). V procesu teplotních cyklů se uplatňuje hlavně objemová roztažnost. Při zvyšování teploty vody od 0 do 4 °C se objem snižuje a hustota vody se zvyšuje. Nejvyšší hustotu má voda při 3,98 °C. Při přesažení teplot 4 °C dochází ke snížení hustoty a zvýšení objemu vody (Král, 1984). Ambrožová (2001) uvádí, že tento jev je velice významný při cirkulaci vody a je nezbytnou podmínkou pro přežití ryb a udržení jejich metabolismu v případě, že dojde k zamrznutí vody.

Teplotní cykly se během roku rozdělují na jarní a podzimní cirkulaci a letní a zimní stagnaci (Hartman a kol., 1998). Během zimní stagnace je obsah kyslíku ve vodě velice nízký. Jeho obsah je ovlivněn tloušťkou ledu na hladině a také vrstvou sněhu na něm. Pokud na ledu sníh neleží, pak dochází k průniku slunečního záření pod led a díky fotosyntéze je ve vodě kyslíku dostatek. Kritickou hodnotu představují 2 $mg.l^{-1}$, pokud je koncentrace kyslíku nižší, dochází k úhynu ryb a dalších vodních organismů (Ambrožová, 2001).

Na jaře během cirkulace dochází k tání ledu a postupnému oteplování vody na hladině. Jakmile se teplota přiblíží ke 4 °C, voda začne klesat ke dnu a promíchává se s chladnějšími vrstvami. Postupně se voda otepluje až se teplota v celém sloupci

vyrovná. V tomto období je v celém sloupci kyslíku dostatek, protože v chladnější vodě se kyslík lépe rozpouští a také rozkladné procesy při nízkých teplotách jsou pomalé. Proto nedochází k velké spotřebě kyslíku (Heteša a Kočková, 1997).

V průběhu letní stratifikace se teplota vody u hladiny díky slunečnímu záření zvyšuje a vrchní vrstva vody je tak lehčí. Vyváří se tři vrstvy. Epilimnion je vrchní vrstva, ve které probíhá fotosyntéza a je ovlivňována vnějšími faktory (působení větru, sluneční záření). Ve spodní vrstvě nazývané hypolimnion je voda chladnější a s větší hustotou a dochází zde k rozkladným procesům organické hmoty. Mezi oběma vrstvami se nachází metalimnion neboli skočná vrstva. V této vrstvě bývají pozorovány změny teplot i o několik stupňů na metr hloubky (Kalff, 2002). Ve vrchní vrstvě je v tomto období kyslíku dostatek, jelikož zde probíhá fotosyntéza a kyslík se do vody dostává také difúzí. Ve spodní vrstvě se naopak vyskytují velmi nízké koncentrace kyslíku (Ambrožová, 2001; Kalff, 2002).

Na podzim dochází k postupnému slábnutí slunečního záření a voda se na hladině postupně ochlazuje. Dojde k přerušení letní stratifikace a voda se začíná promíchávat. V tomto období je nasycení vody kyslíkem podobné jako u jarní cirkulace (Kalff, 2002; Pitter, 2009).

2. 1. 2. Kyslík

Množství rozpuštěného kyslíku je jedním z nejvýznamnějších parametrů vodního prostředí. Bez kyslíku by nebylo možné, aby probíhala většina biochemických a chemických procesů ve vodě (Lellák a Kubíček, 1991). Kyslík se do vody dostává hlavně difúzí z atmosféry a fotosyntetickou činností vodních rostlin, sinic a řas (Pitter, 2009). Množství kyslíku, které přejde z atmosféry difúzí do vody, je závislé na teplotě vody, protože s rostoucí teplotou klesá jeho rozpustnost. Dále difúzi ovlivňuje tlak ovzduší a styčná plocha (Lellák a Kubíček, 1991).

Obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě se vyjadřuje buď v hmotnostní koncentraci ($mg.l^{-1}$) nebo v procentech nasycení, což je stanoveno k rovnovážné koncentraci kyslíku za daného tlaku a teploty (Horáková a kol., 1989). Pokud je naměřená koncentrace kyslíku vyšší než rovnovážná koncentrace, jedná se o přesycení vody kyslíkem. Naopak pokud je zjištěná koncentrace nižší, jedná se o kyslíkový deficit (Valentová a kol., 2013).

Nedostatek kyslíku hrozí v zimním období, kdy je hladina zamrzlá a pokryta sněhem. Sněhová pokrývka blokuje průnik světla do vody a tím omezuje možnost fotosyntézy (Ambrožová, 2001). Obdobně dochází v eutrofních nádržích k deficitům kyslíku i v letních měsících. Ve vodě se nachází velké množství sinic a řas, které výrazně snižují průhlednost vody a samozastíněním limitují primární produkci (Heteša a Kočková, 1997). Omezení fotosyntézy přes světelnou periodu dne společně se zvýšenou respirací fytoplanktonu v noci snižuje množství rozpuštěného kyslíku. K největším problémům s kyslíkovými deficity tedy dochází v letních měsících nad ránem (před rozedněním a krátce po něm). Zejména pak na konci srpna a v září, kdy má voda stále vysokou teplotu, ale dochází již k výraznému prodloužení noci (Kočí a kol., 2000).

Průhlednost vody udává množství světla pronikajícího vodním sloupcem. Průhlednost ovlivňuje barva vody a míra zákalu. Zákal může být způsoben fytoplanktonem (zejména řasy a sinice), ale také zooplanktonem (Valentová a kol., 2009). Zákal bývá způsoben i vířením dna rybami (bioturbace), zejména nejčastěji chovanou rybou–kaprem obecným (*Cyprinus carpio L).* Při bioturbaci dochází také k uvolňování fosforu ze sedimentů do vody (Adámek a Maršálek, 2013). Sinice vytváří v našich podmínkách masivní vodní květy hlavně v jarních a letních měsících. Vodní hladina je tak často zbarvená do zelena až modrozelena, což způsobují nejčastěji sinice rodu *Anabaena, Microcystis* a *Aphanizomenon* (Rödlová, 2012). V nadměrně úživné vodě, kde se vyskytuje velký vegetační zákal a tím pádem nízká průhlednost vody, hrozí kyslíkové deficity (Hartman a kol., 1998).

Deficit kyslíku může nastat i z důvodu rozkladných procesů. Pokud do vody přitékají komunální nebo zemědělské odpadní vody, které obsahují organické snadno rozložitelné látky, mikroorganismy tyto látky rozkládají, a přitom spotřebovávají kyslík (Máchová a kol., 2014). Při velkém rozvoji zooplanktonu mohou také nastávat deficity kyslíku, protože zooplankton vyvíjí velký predační tlak na fytoplankton, čímž klesá fotosyntetická činnost, a zároveň zooplankton spotřebovává kyslík (Svobodová a kol., 1987).

Množství rozpuštěného kyslíku je také významným faktorem, který ovlivňuje metabolismus ryb. Nedostatek kyslíku má u ryb za následek poruchy trávení, následné dušení a úhyn. Různé druhy a stádia ryb snáší výkyvy a nedostatky rozdílně (Heteša a Kočková, 1997). Kaprovité ryby jsou na kyslík nejméně náročné, optimální

koncentrace je 6–8 $mg.l^{-1}$. Dušení se u nich projevuje až při poklesu rozpuštěného kyslíku pod 2 $mg.l^{-1}$ (Svobodová a kol., 1987).

2. 1. 3. Oxid uhličitý

Oxid uhličitý (CO_2) je pro život organismů ve vodě stejně důležitý jako množství rozpuštěného kyslíku (Hartman a kol., 1998). Hargreaves a Brunson (1996) řadí mezi hlavní zdroje oxidu uhličitého ve vodě rozklad organické hmoty a dýchání vodních rostlin a živočichů. Ve vodě je CO_2 rozpuštěný hlavně ve formě molekulární. Na vzniku kyseliny uhličité se podílí pouze 1 % CO_2. V případě, že je ve vodě nedostatek hořečnatých a vápenatých iontů, může kyselina uhličitá vyvolat znatelný pokles pH. Iontové formy oxidu uhličitého jsou dvě a jedná se o hydrogenuhličitany (HCO_3^-) a uhličitany (CO_3^{2-}). Oxid uhličitý, který je v těchto dvou formách obsažený se nazývá vázaný (Heteša a Kočková, 1997).

Pokud má voda nízkou hodnotu pH, je poté vázaný CO_2 transformován na volnou formu. Pokud se pH vody pohybuje kolem neutrální hodnoty, je většina CO_2 vázána v hydrogenuhličitanech (Lellák a Kubíček, 1991).

Za ztráty oxidu uhličitého z vody jsou zodpovědné fotosyntéza, povrchová difúze a pohyb vodních mas. Nejvíce volného oxidu uhličitého je nahromaděno u dna mělkých nádrží a v hypolimnionu stratifikovaných nádrží díky rozkladu organické hmoty. Ze dna oxid uhličitý uniká ve formě vzduchových bublin až k hladině a později do ovzduší (Lellák a Kubíček, 1991).

Relativně velké zásoby oxidu uhličitého se nachází v rybničním dně (Hartman a Regenda, 2014). Ve vegetační sezóně na plné vodě tyto zásoby mohou být uvolněny ze dna pomocí kultivační lodě, proudem kyslíkaté vody od hladiny nebo vláčením dna „vodními branami“. To se provádí za účelem vyrovnání CO_2 ve vodě pro fotosyntetickou asimilaci a k vytvoření zákalu a snížení fotosyntetické asimilace (Hartman, 1979).

2. 1. 4. pH

Dalším významným parametrem kvality vody je hodnota pH neboli záporný dekadický logaritmus koncentrace vodíkových iontů (H^+ a OH^-) obsažených ve vodě (Ambrožová, 2003). Hodnota pH má velký vliv na biochemické a chemické reakce ve vodě. Dále ovlivňuje koncentraci, toxicitu a rozpustnost mnoha látek, které se vyskytují ve vodním prostředí. Celkový rozsah stupnice pH je 0–14 (Pitter, 1999). Zásaditost vody je způsobena nadbytkem hydroxylových iontů, naopak kyselost je dána nadbytkem vodíkových iontů. Pokud jsou ionty v rovnováze je pH neutrální. Vody jsou podle hodnoty pH rozděleny na kyselé vody, které mají pH nižší než 7. Dále pak neutrální vody s pH 7 a zásadité vody, které mají pH vyšší než 7 (Sukop, 2006).

Změna pH vody je způsobena hlavně poměrem CO_2, HCO_3^- a CO_3^{2-}, tedy uhličitanovou rovnováhou, která se mění v závislosti na fotosyntetické činnosti rostlin (Pitter, 2009).

Pitter (1999) uvádí, že některé biologické a chemické pochody, jenž probíhají ve vodě, mohou výrazným způsobem ovlivnit hodnotu pH. Jedná se buď o přímou spotřebu nebo uvolňování iontů H^+ nebo OH^-. Mezi procesy snižující pH patří například respirace, nitrifikace, oxidace železa a manganu nebo anaerobní biologický rozklad.

Hartman a kol. (1998) píší, že pokud není zachován poměr mezi obsahem CO_2 a hydrogenuhličitany, dochází ke kolísání hodnot pH. Hodnoty pH se mohou dostat až nad 8, a to vlivem fotosyntetické asimilace. To může vést až k naprostému odčerpaní volného CO_2. V důsledku další fotosyntetické činnosti dochází ke spotřebě hydrogenuhličitanových iontů a z toho důvodu se hodnoty pH mohou dostat k 10 až 11.

Ke snížení hodnot pH a tím k okyselení vod dochází hlavně na jaře v období, kdy taje sníh v oblasti rašelinišť (Pitter, 2009). Sukop (2006) dodává, že ke snížení hodnot pH může dojít i při kyselých deštích.

Vodní organismy jsou hodnotami pH ovlivněny buď přímo nebo nepřímo (Begon a kol., 1997). Hodnoty pH ať už v kyselé či zásadité oblasti mají přímý vliv na život ryb a jejich metabolismus. U ryb je při nízkém nebo vysokém pH pozorována menší frekvence dýchání. Dále může docházet k rozpadu ploutví, poleptání povrchu těla a k tvorbě krvácenin na žábrách nebo ventrální části těla (Svobodová a kol., 1987). Nepřímé působení pH na život ryb spočívá v tom, že ovlivňuje rozpustnost, toxicitu

i formy výskytu mnoha látek obsažených ve vodním prostředí. Z rybářského hlediska jsou významné hlavně amoniak, toxické kovy, kyanidy a sulfan (Svobodová a kol., 2008). Nejmarkantnější projev tohoto vlivu je u amoniaku. Při zvyšujícím se pH a teplotě vody se navyšuje podíl volného amoniaku, který je pro ryby toxický. U kyanidů dochází naopak v důsledku zvýšení pH vody ke snížení toxicity pro vodní organismy (Svobodová a kol., 2007).

Optimální hodnoty pH pro naše ryby jsou v rozmezí 6,5–8,5. Kaprovité ryby jsou odolnější vůči vysokému pH, poškození těla a úhyn nastává až při pH nad 10,8. Naopak jsou citlivější na nízké hodnoty. Poškození a úhyn tak nastává při poklesu hodnot pod 5. Lososovité ryby snáší lépe nízké hodnoty, poškození a úhyn nastává při hodnotách pod 4,8. Ale hůře snáší vyšší hodnoty, kdy k poškození a následné smrti dochází při hodnotách nad 9,2 (Svobodová a kol., 1987).

2. 2. Fosfor

2. 2. 1. Zdroje fosforu ve vodě

Fosfor se do vody dostává přirozenou cestou díky zvětrávání fosfátových nerostů. Nejčastěji se jedná o fosfor ve formě rozpuštěných orthofosforečnanů nebo jejich sraženin (Lellák a Kubíček, 1991). Heteša a Kočková (1999) uvádí, že mezi tyto fosfátové nerosty patří fosforit, apatit, kolonit a další. Podle Kočího a kol. (2000) přírodní sloučeniny fosforu přichází do vody hlavně s biologickou hmotou.

Mezi antropogenní zdroje fosforu patří zejména hnojení zemědělských ploch a odpadní vody z prádelen (Pitter, 1999). Podle Hejzlara a kol. (2010) jsou ale nejvýznamnějším zdrojem fosforu ve vodách bodové zdroje znečištění. Jedná se o vypouštění komunálních odpadních vod vyčištěných i nevyčištěných. Duras a kol. (2015) uvádí, že jeden ze současných největších problémů je způsob zemědělského obhospodařování v okolí povrchových vod. Zemědělci totiž stále nevěnují příliš pozornosti opatřením proti erozi. Potíž není jen přísun živin, ale také tvorba usazených sedimentů v rybnících z odnosu splavenin z důvodu nesprávného hospodaření (velké svažité pozemky, širokořadé plodiny do bioplynových stanic). Vliv na přísun fosforu do rybníků má i přikrmování ryb. Proto je v současnosti doporučované rybniční

hospodaření s vyváženou bilancí vnosu fosforu (přikrmování a hnojení) vzhledem k jeho výnosům (přírůstek ryb), aby nedošlo k projevům hypertrofie (Knösche a kol., 1998; Hartman a Regenda, 2014). Dle Pechara a Radové (1996) se do vodního prostředí dostává hnojením a přikrmováním mnohem více živin, než je možné efektivně využít v produkci ryb.

2. 2. 2. Formy výskytu fosforu ve vodách

Fosfor se ve vodním prostředí, stejně jako i v jiných ekosystémech nalézá jen ve formě sloučenin. Ve vodním ekosystému se pojmem celkový fosfor rozumí suma všech rozpuštěných i nerozpuštěných sloučenin (Pitter, 1990). Z pohledu chemie se celkový fosfor rozděluje na organicky a anorganicky vázaný. Do vody se obvykle dostává fosfor ve formě anorganických fosforečnanů. Jedná se především o orthofosforečnany a v menším zastoupení pak polyfosforečnany. V závislosti na hodnotě pH vody mohou mít orthofosforečnany různou formu (PO_4^{3-}, HPO_4^{2-}, $H_2PO_4^-$, H_3PO_4). Všechny fosforečnanové ionty se snadno váží na hliník, vápník a železo, s nimiž tvoří jednoduché soli nebo komplexy (Švehláková, 2009)

Ve vodě se rovněž vyskytuje organicky vázaný fosfor. Mezi jeho hlavní zástupce se řadí zejména fosfolipidy, nukleové kyseliny, koenzymy ATP a ADP a fosfoproteiny (Kočí a kol., 2000). Organický fosfor nerozpuštěný je přítomen v sedimentech, v živých či mrtvých organismech, či v jejich konečných produktech (exkrementech) (Synáčková, 1996).

2. 3. Dusík

2. 3. 1. Zdroje dusíku ve vodě

Dusík je jedním z nejhojnějších prvků v životním prostředí. Většina jeho zásob se nachází v atmosféře, ve které tvoří asi 78 % objemu (Galloway a kol., 1995). Dusík se ve vodním prostředí nachází v organické i anorganické formě (Pitter, 2009). Nejčastěji se vyskytuje ve formě amonných, dusitanových a dusičnanových iontů (NH_4^+, NO_2^-, NO_3^-) (Hartman a kol., 1998). V organických sloučeninách jako jsou močovina, bílkoviny

a aminokyseliny se nalézá vázaný dusík (Horáková, 2003). Do rybníků a dalších povrchových vod se dusík dostává výluhy a splachem z půdy, atmosférickými srážkami a rozkladem organické hmoty (Hartman a kol., 1998).

2. 3. 2. Formy výskytu dusíku

Dusitany

Dusitany (NO_2^-) se v povrchové vodě vyskytují jen v nízkých koncentracích, jelikož jsou málo stabilní a snadno se redukují nebo oxidují (Svobodová a kol., 1987). Vyskytují se pouze v koncentracích setin až desetin $mg.l^{-1}$ a doprovázejí spíš dusičnany (NO_3^-) a amoniakální dusík (NH_4^+) (Valentová a kol., 2013). Jak již bylo zmíněno, dusitany jsou ve vodě nestálé a mohou být biochemicky nebo chemicky oxidovány nebo redukovány. Za běžných aerobních podmínek probíhá nitrifikace (biochemická oxidace). Naopak v anaerobních podmínkách dochází díky biologické denitrifikaci k redukci dusitanů až na elementární dusík (plyn N_2), případně N_2O (Pitter, 2009).

Dusitany jsou pro ryby nebezpečné z toho důvodu, že mají afinitu k iontové výměně chloridových a hydrogenuhličitanových iontů. Při zvýšené koncentraci dusitanů ve vodě ryba přijímá dusitany na místo chloridů (Jensen, 2003). Dusitany prochází do krevní plazmy a poté do červených krvinek. Tam se váží na hemoglobin a vzniká methemoglobin. Ten nedokáže transportovat kyslík a dochází ke snížení kapacity krve pro přenos kyslíku (Cameron, 1971). U jednotlivých druhů ryb se výrazně liší citlivost k dusitanům. Hodnoty akutních letálních koncentrací se pohybují v rozmezí jednotek až stovek $mg.l^{-1}$ NO_2^-. Nejcitlivější skupinou jsou lososovité ryby (Velíšek a kol., 2014).

Dusičnany

Dusičnany (NO_3^-) vznikají zejména při rozkladu organických dusíkatých látek v aerobním prostředí jako jeho konečný stupeň. Poměrně významným zdrojem dusičnanů je aplikace dusíkatých hnojiv na zemědělsky využívané plochy a také atmosférické srážky. Dusičnany se vyskytují ve všech typech vod. Jedná se o desetiny až jednotky $mg.l^{-1}$ ve srážkách. V průmyslových odpadních vodách se nachází až stovky $mg.l^{-1}$ (Pitter, 1999).

Amoniakální dusík

Amoniakální dusík je hlavním produktem většiny rozkladných procesů organických dusíkatých látek, ať už rostlinného nebo živočišného původu. Největšími antropogenními zdroji organického původu jsou splaškové odpadní vody, kalová voda z čistírenských kalů, emise amoniaku z velkých živočišných závodů a výrobní odpady ze zemědělství (Buryan a kol., 1996). Co se týče zdrojů amoniakálního dusíku anorganického původu, jedná se hlavně o splach dusíkatých hnojiv ze zemědělských ploch a odpadní vody z průmyslu (zpracování uhlí, galvanické pokovování). Nesmíme zapomenout ani na výskyt v atmosférických vodách, kam se dostává z průmyslových exhalací. Za aerobních podmínek je amoniak ve vodě nestabilní a jednoduše podléhá nitrifikaci a přeměňuje se na dusitany a posléze na dusičnany (Pitter, 2009).

Amoniak je hlavním produktem dusíkatého metabolismu kostnatých ryb. Až 90 % odpadních dusíkatých látek je u sladkovodních kostnatých ryb vylučováno ve formě amoniaku (Altinok a Grizzle, 2004).

Ve vodě se amoniak nachází ve dvou formách. První z nich je volná neboli nedisociovaná forma–NH_3. Druhou formou je amonný iont–NH_4^+, neboli disociovaná forma. Tyto formy se nachází ve vodě společně a jejich poměr závisí na teplotě vody a pH (Pitter, 1981). Volný amoniak (NH_3) zapadá do skupiny vysoce toxických látek pro ryby (Svobodová a kol., 1987).

Jak již bylo zmíněno, podíl volného amoniaku a amonného iontu závisí na hodnotách pH a teplotě vody. Pokud jsou známy hodnoty pH, teploty vody a koncentrace celkového amoniaku, dá se vypočítat podíl volného amoniaku. K tomu slouží tabulka závislosti obsahu NH_3 (v % celkového amoniaku) na pH a teplotě vody uvedená Pitterem (1981). Například při pH 7 a teplotě vody 15 °C je podíl volného amoniaku jen 0,26 %. Při pH 9 a stejné teplotě vody je ale volného amoniaku už přes 20 %.

Wilkie a Wood (1996) uvádí, že přes žaberní epitel probíhají prakticky všechny základní výměny iontů mezi vnějším a vnitřním prostředím ryb. Volný amoniak tak přechází přes žábry z krve do vnějšího prostředí i naopak. Je to totiž pasivní transport, který je řízen jen koncentračním gradientem amoniaku (Wilkie, 2002). Pokud je pH vody do 8, tak se prakticky všechen vyloučený volný amoniak změní na disociovanou formu. Z vnějšího prostředí do krve amonný iont přecházet nemůže, protože pro něj je stěna

žaberních buněk nepropustná. Díky výměně amonného iontu za sodíkový iont Na^+ přechází amonný iont z krve do vnějšího prostředí (Evans a kol., 1999).

V průběhu otravy ryb jsou nejvíce pozorovatelné nervové poruchy, protože amoniak má afinitu k nervové soustavě a mozku (Smutná a kol., 2002). Je proto velice důležité, aby ryba měla stále schopnost exkrece amoniaku. Koncentrace amoniaku v krvi je totiž dána součtem endogenního (produkt metabolismu) a exogenního amoniaku (přijatý z vnějšího prostředí). V případě, že nastane porucha rovnováhy produkce a exkrece, může dojít k velkému zvýšení koncentrace v krvi a poté dochází k autointoxikaci ryb amoniakem (Velíšek a kol., 2014). K poruše této rovnováhy dochází například při vysokých hodnotách pH. Za takového stavu zůstává vylučovaný amoniak ve formě NH_3 a tím se gradient neionizovaného amoniaku na rozhraní voda–krev snižuje (Russo a kol., 1988). Když mají ryby plný trávící trakt, dochází k poruše rovnováhy produkce a exkrece amoniaku i při náhlém a velkém poklesu rozpuštěného kyslíku nebo teploty vody (o 5–8 °C) (Svobodová a kol., 1984). V takovém případě dochází ke snížení metabolismu i Krebsova citrátového cyklu. To způsobí nedostatek kyseliny α–ketoglutorové, která transportuje amoniak do žaber, a následné zvýšení koncentrace amoniaku v krvi a autointoxikaci (Velíšek a kol., 2014).

2. 3. 3. Hodnoty a limity v povrchových vodách.

Nařízení vlády č. 401/2015 Sb. ve znění pozdějších předpisů udává pro dusitany limit v kaprových vodách 0,12 $mg.l^{-1}$ a pro lososové vody 0,08 $mg.l^{-1}$. V letech 1998–1999 a 1999–2000 Simon (2001) zjistil, že ve všech profilech státní monitorovací sítě se hodnoty dusitanů pohybovaly od 0,03–3,3 $mg.l^{-1}$.

Pro dusičnany nestanovuje nařízení vlády č. 401/2015 Sb. ve znění pozdějších předpisů nejvyšší možnou koncentraci v povrchových vodách. Běžně se v povrchových vodách vyskytují koncentrace v řádu jednotek až desítek $mg.l^{-1}$. Závisí to hlavně na odběrovém místě (v horních tocích řek bývá nižší koncentrace) a acidifikaci vody (Pitter, 2009). Zvýšené koncentrace v povrchových vodách jsou spojeny s antropogenní činností. Jedná se hlavně o chov zvířat a komunální a průmyslové odpadní vody (Camargo a kol., 2005). Nejvyšší přípustná koncentrace dusičnanů pro lososovité ryby je 20 $mg.l^{-1}$ a pro kaprovité ryby 80 $mg.l^{-1}$ (Schreckenbach, 1982).

Dle nařízení vlády č. 401/2015 Sb. ve znění pozdějších předpisů jsou stanoveny limity pro amoniakální dusík u lososových vod na 0,03 $mg.l^{-1}$ a pro kaprové vody na 0,16 $mg.l^{-1}$. Koncentrace amoniakálního dusíku se většinou pohybuje do 1 $mg.l^{-1}$ (NH_4^+). Vyšší koncentrace se vyskytují obvykle pod vyústěním městských odpadních a některých průmyslových vod (Pitter, 1999). Nejvyšší přípustná koncentrace pro lososovité ryby je 0,0125 $mg.l^{-1}$ a 48hLC50 je v rozmezí 0,5–0,8 $mg.l^{-1}$. Pro ryby kaprovité je nejvyšší přípustná koncentrace 0,05 $mg.l^{-1}$ a 48hLC50 je v rozmezí 1–1,5 $mg.l^{-1}$ (Svobodová a kol., 1987).

2. 4. Eutrofizace

2. 4. 1. Definice pojmu

Smith a kol. (1999) uvádějí, že eutrofizace je souhrn přírodních a uměle způsobených procesů, které vedou ke zvyšování obsahu živin ve stojatých i tekoucích vodách. Jedná se o přirozený děj, který byl ale díky lidské činnosti nepřiměřeně zvýšen. Přírodní eutrofizace je zapříčiněna uvolňováním fosforu a dusíku, eventuálně silikátů z půdy, odumřelých organismů a sedimentů. Oproti tomu umělá eutrofizace je způsobena komunálními a průmyslovými odpadními vodami (zejména používáním čistících prostředků s vysokým obsahem polyfosforečnanů), intenzivním zemědělstvím a odpadem fekálního charakteru.

2. 4. 2. Projevy eutrofizace

Nejčastěji v letních měsících za dostatečného slunečního svitu a tepla se setkáváme s nejznámějším projevem eutrofizace, kterým je masový rozvoj vodního květu a vegetačního zákalu. Ten je tvořen zelenými řasami, rozsivkami a popřípadě i některými druhy vyšších rostlin. Samočistící schopnost stojatých i tekoucích vod je snížena z důvodu nadměrného rozvoje fytoplanktonu, který způsobuje potíže i dalším vodním organismům (Pechar, 2000). Sinice a řasy se shlukují u hladiny a tím vytváří zábranu pro sluneční záření. Z toho důvodu nedokáže světlo projít i do větší hloubky. Dochází také k úbytku citlivějších organismů na úkor těch odolnějších, které se přemnožují. Poté může docházet i k dalším nevratným změnám v ekosystému. Může například docházet

k zarůstání toků a nádrží nekontrolovatelným a rychlým růstem odolných makrofytních rostlin. V eutrofních vodách sice narůstá produktivita nebo biomasa, ale zároveň klesá biodiverzita. Podmínky vyskytující se v takových vodách totiž vyhovují jen úzkému okruhu organismů (Kočí a kol., 2000).

Kočí a kol. (2000) také uvádějí jako další negativum spojené s nadměrným výskytem sinic a řas vliv na kyslíkový režim. Autotrofní fytoplankton sice přes den fotosyntézou kyslík vytváří, ale hlavně u hladiny dochází k přesycení kyslíkem. Další problém nastává v noci, protože dochází k respiraci fytoplanktonu a tím i k poklesu rozpuštěného kyslíku. Největší problém obvykle nastává v brzkých ranních hodinách před východem slunce, jelikož se ve vodě vyskytují často anoxické podmínky, které jsou neakceptovatelné pro ryby a další vodní organismy.

Pokud dojde k odumření velkého množství sinic a řas, tak dochází k jejich mikrobiálnímu rozkladu a tím i k poklesu množství kyslíku. Biomasa sinic a řas padá po úhynu na dno. Tam dochází z důvodu činnosti bakterií, které biomasu rozkládají, ke snížení množství kyslíku a mohou vznikat anoxické oblasti (Kočí a kol., 2000).

2. 5. Kvalita vody v rybnících

2. 5. 1. Rybníky–kvalita vody a živiny

Rybníky jsou považovány za vodní díla zlepšující kvalitu vody, nikoliv jako zátěž pro životní prostředí (Knösche a kol., 2000). Hlavně tam, kde má přitékající voda zhoršenou kvalitu, zlepšují ekosystémy rybníků kvalitu vody nejvíce. U přítoků chudých na živiny ale naopak může dojít ke zhoršení (Rozkošný a kol., 2011). Knösche a kol. (2000) a Hejzlar a kol. (2006) považují schopnost rybníků zadržovat živiny za jednu z nejdůležitějších funkcí v krajině. Tato schopnost je ale u velkého počtu rybníků omezena z důvodu eutrofního případně hypertrofního stavu (Potužák a Duras, 2012a a 2015). Boyd a kol. (2005) píší, že klecové chovy a intenzivní akvakultura vykazují vyšší potenciál pro znečištění povrchových vod než rybníky. V rybniční akvakultuře totiž před vypuštěním vody dokáží přírodní procesy asimilovat velkou část organických látek a živin.

Coldebella a kol. (2017) píší, že rybářství má v zemědělské produkci velký ekonomický význam. K intenzivní produkci je využíváno vysokých hustot ryb a každodenního krmení. Proto dochází ve vodě k navýšení obsahu fosforu a dusíku kvůli zbytkům krmiva a exkrementům ryb. Při odtoku vody bohaté na živiny během chovu nebo při výlovu se projevuje vliv na životní prostředí (Omofunmi a kol., 2016). Cyrino a kol. (2010) ale uvádí, že dopad rybářství na prostředí je ve srovnání z průmyslovými a komunálními odpadními vodami minimální. Avšak při spojení „znečištění" z rybářství se znečištěním z průmyslových odpadních vod, povrchového odtoku při deštích a nedostatečně vyčištěnými komunálními odpadními vodami, může docházet níže v povodí k eutrofizaci (Kiedrzyn´ska a kol., 2014; Palácio a kol., 2016).

V USA, konktrétně v Jižní Karolíně platilo už v 90. letech, že před zahájením provozu farmy na produkci krevet musel být zpracován počítačový model. Ten předvídal, jaký vliv na kvalitu vody může mít farma na tok pod ní. Pokud byly předvídané změny významné, provoz farmy byl zamítnut. V některých případech se mohlo jednat jen o změnu rozpuštěného kyslíku v toku o 0,1 $mg.l^{-1}$ (Hopkins a kol., 1993).

Rybníky disponují velkým potenciálem zadržovat fosfor v biomase ryb a v sedimentech a také odstraňovat procesem denitrifikace sloučeniny dusíku. Na účinnost zadržování fosforu má největší vliv doba zdržení vody v nádrži (Hejzlar a kol., 2006).

Duras a kol. (2015) dokázali, že pokud se intenzita rybářského managementu (krmení, hnojení a hustota obsádky) shoduje se vstupem fosforu z povodí, tak je možno dosáhnout předpokládané míry retence fosforu. Rybník s hustou obsádkou kapra s nízkým zatížením fosforem, kde bude úživnost podporována hnojením a krmením obilovinami, však nebude fosfor zadržovat. Naopak takovýto rybník bude fungovat jako zdroj fosforu dále v povodí. Nicméně rybník velmi zatížený živinami bude i při velké obsádce ryb fosfor velice efektivně zadržovat.

Voda odtékající z rybníků v průběhu vegetačního období má ve srovnání s přítokem změněné fyzikálně–chemické a biologické parametry v závislosti na druhovém složení a hustotě rybí obsádky, nadmořské výšce, klimatu, době zdržení, množství a kvalitě přitékající vody, objemu a ploše rybníka apod. (Adámek a kol., 2010; Rozkošný a kol., 2011). Obecně se dá říci, že voda odtékající z rybníků má vyšší teplotu

a také vyšší obsah nutrientů, hlavně NH_4^+ a PO_4^{3-}. Dále je voda oživena o fytoplankton a zooplankton a má vyšší obsah rozpuštěných i nerozpuštěných látek (Adámek a Jirásek, 1989; Heteša a kol., 2002).

2. 5. 2. Zhoršování kvality vody erozí a zabahňováním

Rybníky disponují tou vlastností, že mají velký potenciál v retenci živin. Ať už se jedná o živiny z difuzních a malých bodových zdrojů znečištění, tak hlavně z těch plošných. Proto mohou rybníky fungovat jako efektivní prostředek při zachycování a recyklaci živin v jejich mikropovodí. Nejdůležitější je proto sediment rybníku (Potužák a kol., 2015).

Sediment vzniká v rybníce z důvodu přikrmování ryb, primární a sekundární produkce a také hnojením rybníků. Mnohonásobně vyšší přírůstek vrstvy bahna je ale způsoben sedimentací splavenin. Erozní procesy, které probíhají v povodí na okolních zemědělských pozemcích, jsou hlavní příčinou rybničních sedimentů. Voda do rybníků vstupuje většinou v závislosti na hydrologické situaci. Voda přitéká více nebo méně nekontrolovaně, a z toho důvodu i odnášený erozní materiál (Faina a kol., 1994). Nevhodnost agrotechniky, vlastnosti pozemků a hlavně pěstování širokořádkových plodin jsou největší příčiny enormní eroze na zemědělských plochách. V České republice je vodní erozí ohroženo asi 50 % orné půdy (Janeček a kol., 2012).

Výsledkem erozních procesů na zemědělských plochách je velký odnos jemných částic z půdy, které jsou bohaté na živiny. To vede ke zvyšování skeletovitosti orné půdy. V důsledku výše zmíněných činností může na těchto pozemcích docházet ke snížení celkové úživnosti (VÚMOP 2011). Společně s erozí jsou do rybníků vnášeny živiny také drobnými bodovými zdroji a difuzními zdroji znečištění, hlavně z městských, vesnických, rekreačních či průmyslových oblastí (Potužák a kol., 2015).

Rybniční sedimenty jsou dnes pokládány za odpad i vzhledem ke zpřísnění legislativy. Podle zákona o odpadech č. 185/2001 Sb. ve znění pozdějších předpisů a jeho novely z roku 2015 je sediment stejně jako jiné materiály považován za odpad. Sediment je tedy možno dle zákona o odpadech uložit na skládku nebo do speciálních zařízení. Dále může být využit k terénním úpravám, jako stavební materiál nebo na zemědělský půdní fond. Při využití na zemědělské plochy však musí sediment splňovat kritéria na rizikové

látky, ekotoxikologické testy a mikrobiologické ukazatele. Přímé využití sedimentu na zemědělské plochy se řídí zvláštními předpisy zákona č. 334/1992 Sb. o ochraně zemědělského půdního fondu a také ustanoveními vyhlášky č. 257/2009 Sb. o používání sedimentů na zemědělské půdě. Dle této vyhlášky nesmí sediment zhoršit biologické, fyzikální nebo chemické vlastnosti půdy.

Sediment je však často při výlovech transportován dál do povodí až skončí ve velkých vodních nádržích. Většina nádrží nejde snadno vypustit, což těžbu sedimentů velmi komplikuje, a navíc se jedná o velmi nákladnou záležitost (Potužák a kol., 2015).

2. 5. 3. Zhoršování kvality vody chovem ryb

Hnojení

Prvním zásahem do kvality vody v rybníce je hnojení. Hnojení rybníků je prováděno za účelem dodání makro a mikronutrientů do vodního prostředí, které jsou potřebné pro zvýšení primární produkce. Dnes je hnojení využíváno hlavně jako prostředek k úpravě poměru živin, aby došlo k podpoře optimálního rozvoje přirozené produkce (Adámek a kol., 2010). Hlaváč a kol. (2012) k tomu dodává, že hnojení je významným zdrojem živinového zatížení. Kořínek a kol. (1987) říká, že hnojení může mít negativní vliv na rybniční prostředí a podle něj je lepším způsobem vnosu živin cílené uvolnění ze sedimentů. Toho docílíme zimováním a letněním rybníků.

Prvním typem hnojení je tzv. zelené hnojení. Jedná se o metodu, kdy jsou vysety obiloviny nebo pícniny na část rybničního dna před napuštěním. Po napuštění dojde k rozkladu biomasy rostlin a k obohacení vody o živiny a organické látky. To vše z důvodu zvýšení přirozené úživnosti (Füllner a kol., 2000). Hartman a Regenda (2014) doporučují tento typ hnojení hlavně pro výtažníky a pro hlavní rybníky, které jsou postupně napouštěné. Dále uvádějí, že nespornou výhodou zeleného hnojení je vytvoření prostředí pro fytofilní druhy živočichů, např. larvy jepic a pakomárů. Tyto organismy slouží především jako potravní zdroj pro ryby.

Druhým typem je organické hnojení. Jedná se buď o pevná (stájová) nebo tekutá organická hnojiva. Předním zástupcem pevných hnojiv je chlévská mrva. Jedná se o hnůj skotu, popřípadě směsný hnůj hospodářských zvířat. Tato statková hnojiva jsou

přirozeným zdrojem uhlíku (Hartman a Regenda, 2014). Schäperclaus a Lukowicz (1998) uvádí, že celkové roční dávky jsou v rozmezí 0,5–5 $t.ha^{-1}$. Organické látky velmi ovlivňují kyslíkovou bilanci, a proto by měla být jejich aplikace používána nejdéle do 31.května (Hartman a Regenda, 2014). Mezi tekutá organická hnojiva patří stabilizované kejdy hospodářských zvířat. Zastoupení organických látek je kolem 5–6 % (Hartman a Regenda, 2014). Schäperclaus a Lukowicz (1998) píší, že pro plůdkové výtažníky nejsou kejdy ani močůvky vhodné. Tabulka 1 zobrazuje procentuální zastoupení organických látek, dusíku a fosforu v různých typech hnojiva.

Tabulka 1 Procentuální zastoupení živin v různých typech hnojiva – v čisté hmotě (Richter a kol., 2002).

Typ hnojiva	Organické látky (%)	N (%)	P (%)
Hnůj skotu	17	0,48	0,11
Hnůj prasat	15	0,75	0,3
Trus drůbeže	25	2,8	1,25
Kejda skotu	5,5	0,4	0,1
Kejda prasat	6	0,6	0,13
Močůvka skotu	do 1,8	0,22	0,1

Přikrmování

Nejčastěji chovanou rybou v rybnících je ve střední a východní Evropě kapr obecný (Stibranyiová a Adámek, 1998; Mráz a Picková, 2009). Nejhojnějším způsobem chovu kapra je polointenzivní chov, který kombinuje přirozenou potravu s přikrmováním (Hepher a Pruginin, 1982; Kaushik, 1995; Mareš a kol., 2012). Podle Pechara (2000) se s přikrmováním ryb v českých zemích začalo na konci 19. století a díky tomu došlo k nárůstu produkce ryb. I přesto, že nemohou plně pokrýt výživové nároky kapra, jsou díky dostupnosti a nízkým nákladům v našich podmínkách nejčastěji používané obiloviny (Dulić a kol., 2010). Nejvíce jsou používány pšenice, žito, triticale a ječmen (Jankovic a kol., 2011).

Chov kapra je často kritizován a označován jako jedna z hlavních příčin eutrofizace vnitrozemských vod (Pechar, 2000; Petrovici a kol., 2010). Kvůli vypouštěné vodě dále do povodí má krmení ryb velký dopad na prostředí (Kaushik, 1995; Waite a kol., 2014). Odhaduje se, že spotřeba krmiva pro chov kaprů je asi 13,5 miliónů tun ročně (Tacon a Metian, 2015).

Koushik a kol. (2019) ve své práci uvádí, že ryby dokáží strávit z krmení obilovinami 70,9–93 % dusíku a 25–57 % fosforu obsaženého v krmivu. Při krmení olejninami dokáží ryby strávit sice více dusíku (82,4–91,3 %), ale naopak méně fosforu (jen 16,4–26,7 %). Efektivita využití dusíku a fosforu rybami z krmiv ovlivňuje množství těchto živin vylučovaných do vodního prostředí (Rodehutscord a kol., 1994). Phillips a kol. (1993) a Cho a Bureau, (1997) tvrdí, že musí dojít ke snížení výstupů fosforu a dusíku z chovů ryb, protože jinak nebude možné zajistit dlouhodobou udržitelnost akvakultury.

Zůstatkový nestrávený dusík a fosfor se uvolňují do vody a poté mohou být heterotrofními a fototrofními organismy převáděny na různé formy (Schneider 2006). Johnsen a kol. (1993) píší, že pokud je k přikrmování používáno extrudované krmivo, které má lepší stravitelnost a stabilitu, je množství živin uvolňovaných do vody nižší. Hlaváč a kol. (2014) píší, že 5–15 % krmiva zůstává rybami nezkonzumováno. Na jednu tunu produkce kapra připadá dle druhu krmiva vyprodukované zatížení dusíkem 30,9–86,0 kg (Jahan a kol., 2002). U fosforu se pak jedná o hodnoty 8,9–26,4 kg (Watanabe a kol., 1999; Jahan a kol., 2000, 2001, 2002).

Vápnění

Cílem vápnění je udržení pufrační kapacity vody (Adámek a kol., 2010). Hartman a Regenda (2014) doporučují udržovat alkalitu vody v rybníku na úrovni 1 až 2 $mmol.l^{-1}$. Vápnění má dále za cíl podporu koloběhu a mineralizace látek ve vodě a zlepšení kvality prostředí odstraněním rybích parazitů a nákaz (Dyk a kol., 1959). K podpoře ustálení hodnot pH pomáhá reakce mezi vápníkem a volným oxidem uhličitým. Touto reakcí vzniká uhličitanový komplex těžce rozpustného $CaCO_3$ a lehce rozpustného $Ca(HCO_3)$. Vápnění má dále velký přínos pro podporu a funkci nitrifikačních bakterií. Slouží také k mineralizaci organické hmoty ve dně rybníka. V neposlední řadě se vápnění používá k dezinfekcím a terapeutickým opatřením (Adámek a kol. 2010).

Aplikace vápenatých preparátů se provádí přímo na hladinu nebo na led u napuštěných rybníků, případně i na dno vypuštěných rybníků (Dyk a kol., 1959). K vápnění se používá pálené vápno, které obsahuje zhruba 70–90 % oxidu vápenatého a má žíravé účinky trvající asi tři dny. Druhou možností je použití mletého vápence, který obsahuje asi 80–95 % uhličitanu vápenatého. Výhodou je, že mletý vápenec nemá žíravé účinky a muže se tak použít ve vyšších dávce, i když se v rybníce nachází obsádka ryb (Nováček, 1997). Po vypuštění nebo před nasazením se jako dezifnekční prostředek používá také chlorové vápno v dávce 0,6 $t.ha^{-1}$ (Čítek a kol., 1993).

2. 6. Kvalita vody odtékající během výlovu

2. 6. 1. Typy výlovů

Výlov rybníku přestavuje opakovanou fyzickou kontrolu výsledků odchovu ryb za daný časový úsek (Hartman a Regenda, 2014). Zákon č. 99/2004 Sb. o rybářství definuje výlov jako snížení objemu vody v rybníce za účelem koncentrace ryb pro vylovení. Dle období, kdy výlov probíhá, jsou výlovy rozděleny na jarní a podzimní. Na jaře bývají obvykle loveny komorové rybníky, na podzim jsou loveny především hlavní rybníky s tržní rybou, případně výtažníky s násadou (Čítek a kol., 1998).

Čítek a kol. (1998) dále rozdělují výlovy podle způsobu lovení. Výlov v lovišti rybníka se provádí pomocí zátahových sítí. Před samotným výlovem probíhá vypouštění rybníka neboli strojení. Hartman a Regenda (2014) píší, že vypouštění začíná podle doby „stečení“ rybníka. Ta je většinou prověřena dlouhodobou praxí, ale je uvedena i v manipulačním řádu rybníka. Po zátahu sítí dochází k jadření, při němž jsou ryby koncentrovány do menšího prostoru. Po vydání sítě se zátahy opakují, dokud není slovena většina ryb (Čítek a kol., 1998).

K pasivnímu lovu ryb slouží podložní sítě. Ty jsou obvykle obdélníkového nebo čtvercového tvaru a pokládají se do lovitště s časovým předstihem před vlastním výlovem. Ryby nad síť najedou sami případně jsou nahnány během sháňky. Dále probíhá jadření a stejný postup jako u zátahových sítí (Čítek a kol., 1998). Použití podložních sítí se ukázalo nejlepší u rybníků s pravidelným a udržovaným lovištěm a dobrými spádovými poměry (Hartman a Regenda, 2014).

Dalším typem je lovení pod hrází. Takový výlov probíhá na vzdušné straně hráze. Důležité je, aby měl rybník hladký výpustní otvor, který má dostačující průměr (nad 30 cm). Pod hrází je připraveno odlovné zařízení, do kterého se ryby splavují (Čítek a kol., 1998).

Poměrně odlišným typem výlovu je odlov ryb na plné vodě. Ten probíhá v letním období hlavně za účelem zisku tržní ryby. Případně se tento výlov využívá při mimořádných událostech. Obvykle se provádí v místě krmení (Čítek a kol., 1998).

Na závěr každého výlovu rybníka následuje dolovek na kesery. Rybáři vstupují do loviště a chodí s kesery (saky) přímo v lovišti i mimo něj a odchytávají zbylé ryby do lodí s vodou, kádí a vaniček. To způsobuje poměrně silné zakalení vody (Čítek a kol., 1998).

2. 6. 2. Výlov a odnos látek

Faina a kol. (1994), Mikšíková a kol. (2012) a Potužák a Duras (2012b) se shodují na tom, že výlov rybníka je důležitá a kritická doba, co se týče emisí nerozpuštěných látek a fosforu. Za předpokladu, že se sediment pohybuje, protože došlo ke snížení hladiny vody, se s vypouštěním vody zvyšují hodnoty nerozpuštěných látek a celkového fosforu. To je zřetelné už při pohybu ryb v malém objemu vody, který způsobuje silné zakalení (Mikšíková, 2011).

Potužák a Duras (2012b) zjistili, že během výlovu rybníka Rožmberk, který trval čtyři dny, do z pohledu celoroční bilance k odtoku 42 % nerozpuštěných látek a 12 % celkového fosforu. Během výlovu však odtekla jen 2 % objemu celoročního odtoku. Podobné hodnoty autoři zjistili i během výlovu rybníka Dehtář. Ten trval také čtyři dny. Během výlovu došlo z pohledu celoroční bilance k odtoku 17 % celkového fosforu a 38 % nerozpuštěných látek. V průběhu tohoto výlovu odteklo jen 0,2 % objemu celoročního odtoku.

V první fázi výlovu jsou hodnoty odtékajících živin nízké a většinou jsou stejné jako hodnoty, které jsou pozorovány během celého roku u výpusti (Kalenda a kol., 1982; Banas a kol., 2002).

Pozorování dvou menších rybníků o rozloze 1,4 a 1,6 ha provedl již v 80. letech Kalenda a kol. (1982). Ti zjistili celkový odnos sušiny 919–1080 $kg.ha^{-1}$. Dle jejich pozorování přiteklo do rybníků ve vegetačním období 27–52 mm sedimentu na 1 ha. V průběhu výlovu ale došlo k odnosu jen 1–1,6 mm sedimentu z 1 ha. Odnos nerozpuštěných látek byl silně ovlivněn i chováním ryb. Během výlovu totiž obsádka línů podkalovala vodu daleko méně než obsádka kaprů. Autoři dále uvádí, že v průběhu přípravy a výlovu samotného narůstají hodnoty celkového fosforu, amonných a fosforečných iontů.

Mikšíková a kol. (2012) pozorovali výlov dvou rybníků s rozlohou 14 a 10 ha. Na rybnících bylo hospodařeno klasickým polointenzivním způsobem a produkce ryb byla 500–600 kg. Jeden rybník měl loviště a kádiště pod hrází, druhý v rybníce. Během vypouštění byly pozorovány hodnoty nerozpuštěných látek (NL_{105}) v desítkách $mg.l^{-1}$ a následně vzrostly ke 100 $mg.l^{-1}$. Zjištěný celkový fosfor (TP) byl na úrovni 0,115–0,252 $mg.l^{-1}$ respektive 0,081–0,259 $mg.l^{-1}$. Den před výlovem, když byl v rybníce menší objem vody, autoři pozorovali hodnoty nerozpuštěných látek v řádech stovek $mg.l^{-1}$. Celkový fosfor se zvýšil na 0,446 respektive 1,160 $mg.l^{-1}$.

Při samotném výlovu se hodnoty nerozpuštěných látek markantně zvýšily. U rybníka s výlovem pod hrází hodnoty stouply na 9 440–139 000 $mg.l^{-1}$. U rybníka s klasickým lovištěm byl pozorován nárůst na 3 720–11 000 $mg.l^{-1}$. Obdobným způsobem se navýšila i koncentrace celkového fosforu na 5–17,4 $mg.l^{-1}$, respektive 11,4–127 $mg.l^{-1}$. Autoři spočítali, že během vypouštění odešlo 15,6 a 12,4 % nerozpuštěných látek a 27 a 17,6 % celkového fosforu. V rámci samotného výlovu došlo k odnosu 42,3 a 85,5 % nerozpuštěných látek a 37,5 a 80,6 % celkového fosforu. U Prvního rybníka zůstala po výlovu výpust otevřená a došlo k odnosu 42,1 % nerozpuštěných látek a 35,5 % celkového fosforu. U druhého rybníka byla výpust brzy uzavřená, proto byl pozorován odnos jen 2,1 % nerozpuštěných látek a 1,8 % celkového fosforu.. Velké množství fosforu je vyplaveno s posledními 2–5 % objemu vody, protože se vyplavuje značné množství relativně dobře mineralizovaných suspendovaných látek.

Pozorování kvality vody v průběhu výlovu provedli také Poštulková a kol. (2012). Sledování proběhlo na Jaroslavickém rybníce (188,7 ha) a na rybníku Medlov (28,5 ha). Při vypouštění byly na Jaroslavickém rybníce pozorovány hodnoty celkového fosforu v průměru 0,26 $mg.l^{-1}$. V průběhu samotného výlovu byla zaznamenána koncentrace

celkového fosforu v maximu 0,76 mg.l^{-1}. Průměrné koncentrace celkového dusíku byly zjištěny na úrovni 1,6 mg.l^{-1} a maximální hodnota byla 5,5 mg.l^{-1}.

Při vypouštění rybníka Medlov byla zjištěna průměrná koncentrace celkového fosforu 0,22 mg.l^{-1}. V průběhu samotného výlovu vzrostla koncentrace celkového fosforu průměrně na 0,98 mg.l^{-1}. Při pozorování celkového dusíku byla zjištěna koncentrace 2,4 mg.l^{-1}. Minimální hodnota byla 1,2 mg.l^{-1} a maximální 7,7 mg.l^{-1}. Množství celkového organického uhlíku bylo v průběhu vypouštění v průměru 20,39 mg.l^{-1}. Na konci výlovu byla naměřena maximální hodnota 53 mg.l^{-1}.

Banas a kol. (2008) provedli výzkum na několika extenzivních rybnících ve Francii s chovem kapra a doplňkových ryb. V průběhu vypouštění vody byly zaznamenány hodnoty nerozpuštěných látek na úrovni 13–156 mg.l^{-1}, průměrná koncentrace byla 57,7 mg.l^{-1}. Při samotném výlovu se hodnoty nerozpuštěných látek pohybovaly v rozmezí 176–4 079 mg.l^{-1} a průměrná hodnota byla 1 150 mg.l^{-1}. Během výlovu autoři často zaznamenali hodnoty nerozpuštěných látek nad 1 000 mg.l^{-1}, což je hranice, kterou stanovují tamní zákony.

Na konci 70. let provedl sledování kvality vody odtékající při výlovu Boyd (1978). Pozorování proběhlo v USA na osmi rybnících s chovem sumečka tečkovaného (*Ictalurus punctatus)*. Při vypouštění byla zaznamenána průměrná hodnota usaditelných látek 0,08 ml.l^{-1}. V průběhu samotného výlovu však byla jejich hodnota mnohonásobně vyšší, konkrétně 28,5 ml.l^{-1}. Hodnota celkového fosforu byla během vypouštění 0,11 mg.l^{-1} a v průběhu vlastního výlovu dosahovala 0,49 mg.l^{-1}.

Potužák a Duras (2012b) publikovali seznam opatření a doporučení, která by měla pomoci k zastavení vyplavování sedimentu a případně jeho zachycení pod hrází. Pro snížení a případně zastavení vyplavování sedimentu navrhují výlov na plné vodě, eventuálně jen částečné vypuštění rybníka. Dále doporučují odbahnit loviště před výlovem a vypouštět vodu z rybníka primárně od hladiny. Aby došlo k zachycení sedimentu pod hrází, autoři doporučují zachycení sedimentů v sedimentační nádrži nebo v rybníce položeném níž. Dále pak zachycení sedimentu ve speciálních vacích z geotextílie nebo zachycení přelivem v travním pásu. V neposlední řadě pak doporučují výlov rybníka podložní sítí pod hrází.

2. 7. Sediment rybníka a jeho kvalita

Odstraňování sedimentu je již od začátku rybníkářství nedílným prvkem hospodaření. Usazeniny byly důležitou surovinou pro zvyšování úrodnosti zemědělských půd díky vysokému podílu živin a organických látek (Šusta, 1995). Ve druhé polovině 20. století se však zvýšila dostupnost minerálních hnojiv. Proto došlo k ukončení tohoto cyklu (Baxa kol., 2017). Potužák a kol. (2015) ale píší, že tento cyklus živin v krajině by se měl obnovit a sediment by se měl navrátit zpět na zemědělské půdy.

Z důvodu intenzivní eroze hlavně orné půdy jsou rybníky v současnosti rychle zazemňovány (Čašek, 2016). Změny v pěstování plodin a vysoká intenzifikace zemědělství způsobili za posledních 30 let silnou degradaci půdy (Novotný a kol., 2017). Znehodnocení půdy je způsobeno nevhodnou agrotechnikou, která způsobuje utužení podloží, pěstováním širokořádkových plodin (hlavně kukuřice), vlastnostmi pozemků (velké plochy) a odvodňováním (Baxa a kol., 2017). Dlouhotrvající sucho a přívalové deště, související se změnou klimatu, se na degradaci půdy také podílejí. (Pretel, 2013). Degradace orné půdy zapříčiňuje absenci humusu a lehce rozložitelných organických látek. Zvyšuje se skeletovitost orné půdy a klesá úživnost (Baxa a kol., 2017).

Objem sedimentu v našich rybnících je odhadován na 200 milionů m^3 (Gergel a kol., 2002). V průměru je v našich rybnících 40 cm sedimentu. Sedimenty jsou v rybnících trvalou zátěží pro ekosystém. Aplikace sedimentů na zemědělské plochy tedy vypadá jako logický postup (Baxa kol., 2017).

V lovišti rybníků se nachází jemná frakce sedimentu, která tam byla před výlovem opětovanou resuspenzací a resedimentací transportována. Ta je nejrizikovější částí usazenin, protože má nejvyšší obsah živin a organických látek. Odstraněním této frakce lze zčásti zredukovat únik usazenin bohatých na fosfor. Zároveň se odstraněním této části sedimentu sníží pravděpodobnost udušení ryb při výlovu, protože jemný sediment se může usazovat na žábrách ryb (Baxa a kol., 2017).

Půdy v ČR mají nedostatek organické hmoty, proto by se dal k jejímu dodávání do půdy kromě statkových hnojiv využít rovněž rybniční sediment (Baxa a kol., 2020). V minulosti byl ke hnojení polí sediment (hlavně z loviště) běžně používán (Mokrý, 1935). Rybniční bahno má vysoký podíl minerálních živin a organické hmoty. Sediment však může být znečištěn rizikovými látkami a prvky. Z toho důvodu

je sestavena legislativa, aby použití sedimentu nebylo nebezpečné pro půdu a životní prostředí včetně člověka (Baxa a kol., 2020).

Kopp a kol. (2019) uvádí, že sediment z rybníků se dá použít na zemědělskou půdu díky jeho živinovému složení. Ve srovnání s rybničním sedimentem mají zemědělské půdy nízký obsah vápníku a organické hmoty. Také podíl celkového fosforu a využitelného hořčíku je v půdě nižší než v sedimentu. Na druhou stranu půda má vyšší obsah využitelného fosforu.

Baxa a kol. (2020) provedli rozbor sedimentů z téměř 230 lokalit po ČR (z toho přes 80 % z rybníků). Při jejich rozborech bylo zjištěno, že nejčastěji limity stanovené vyhláškou č. 257/2009 Sb. překračují toxické kovy. Nejvíce překročení zjistili u kadmia (29 lokalit–12,5 %), arsenu (10 lokalit–4,3 %) a zinku (9 lokalit–3,9 %). Kadmium a zinek se vyskytují v sedimentu hlavně z důvodu použití průmyslových hnojiv v zemědělství.

Arsen se vyskytuje přirozeně v prostředí a může se uvolňovat do ekosystému. V našem geologickém podloží se nalézá poměrně velké množství sloučenin bohatých na arsen. V sedimentu se však může arsen vyskytovat i z důvodu antropogenní činnosti (Drahota a Filippi, 2009).

3. Materiál a metodika

3. 1. Zájmová území

Kvalita vody při vypouštění a výlovu byla sledována celkem na 12 rybnících různého charakteru a velikosti. Nejmenší rozlohu 2,58 ha měl rybník Luh a naopak největší byl rybník Strpský s výměrou 46,69 ha. V celkovém součtu bylo sledováno 7 rybníků do velikosti 10 ha a zbylých 5 rybníků přesahovalo svou výměrou 20 ha. Všechny rybníky obhospodařuje Krajské školní hospodářství České Budějovice. Rybníky se nachází v okresech České Budějovice, Písek, Prachatice a Strakonice.

Pro sledování byly vybrány 2 plůdkové výtažníky, rybník Blaňov s výměrou 2,69 ha a rybník Prostřední u Žižky o velikosti 8,17 ha. Výtažníky byly sledovány 4× a jednalo se o rybníky Rovenský (4,28 ha), Luh (2,58 ha), Jordán (4,91 ha) a Stašov (7,92 ha). Hlavní rybníky byly sledovány 6×, jednalo se o rybníky Strpský (46,69 ha), Černoveský (22,13 ha), Švarcenberk (6,52 ha), Markovec (33,77 ha), Selibovský (45,01 ha) a Velký Vítkovský (21,52 ha).

Pozorování probíhalo v průběhu jarních i podzimních výlovů. Jarní výlovy byly sledovány celkem 4× a podzimní výlovy 8×. Vzorkování na rybnících lovených na podzim 2017 a na jaře 2018 bylo zahájeno vždy večer před samotným výlovem. Na podzim 2018 byl u rybníků sledován navíc i postup vypouštění a byla odebrána voda z rybníka ještě před začátkem vypouštění. Obrázek 1 zobrazuje odběrové místo pod hrází rybníka Markovec u Žižky s připravenými nádobami a přístřeškem.

Obr. 1 Odběrové místo pod rybníkem Markovec u Žižky s připravenými nádobami (foto: Ján Regenda).

3. 2. Rybníky

Rybník Strpský

Strpský rybník se nachází u vesničky Strpí nedaleko Vodňan. Má výměru 46,69 ha, jeho průměrná hloubka je 1,04 metru a objem akumulované vody je kolem 480 tisíc m^3. Rybník leží na Radomilickém a Bílém potoce, v dolním povodí s rozlohou téměř 76 km^2. Jedná se o hlavní rybník, charakterizován jako průtočný. Na jaře 2017 byl nasazen kapr K_2 v hustotě 733 $ks.ha^{-1}$ o průměrné kusové hmotnosti 0,45 kg. Na podzim téhož roku bylo vyloveno 592 $ks.ha^{-1}$ K_3 o hmotnosti 1,3 $kg.ks^{-1}$. Kromě kapra se v rybníku vyskytovali candát obecný (*Sander lucioperca*), tolstolobik bílý (*Hypophthalmichthys molitrix*), a štika obecná (*Esox lucius*). Sledování na tomto rybníce probíhalo od 8.11. do 10.11. 2017.

Rybník Černoveský II

Rybník Černoveský se nachází nedaleko městečka Sedlice a má výměru 22,13 ha. Průměrná hloubka rybníka je 1,08 m a objem akumulované vody je asi 205 000 m^3.

Povodí rybníka má rozlohu 7,15 km^2 a tvoří jej primárně orná půda. Rybník je specifický tím, že má dva požeráky a dvě loviště, vzorkováno bylo druhé loviště, kde byla vylovena asi polovina ryb. Na jaře roku 2016 byl rybník nasazen na dvě horka obsádkou kapra K_2 v hustotě 529 $ks.ha^{-1}$. Z důvodu odchytů na plné vodě a úhynů byla na podzim 2017 lovena obsádka kapra K_4 v hustotě 281 $ks.ha^{-1}$. Dále byl vyloven candát, štika a tolstolobik. Vzorkování bylo uskutečněno od 15. 11. do 16. 11. 2017.

Rybník Blaňov

Rybník Blaňov se nachází v blízkosti města Bavorov. Jedná se o rybník s výměrou 2,69 ha, s průměrnou hloubkou 1,3 m. Objem akumulované vody v tomto rybníce je kolem 35 000 m^3. Rybník je napájen stokou z ostatních rybníků a částečně vodou ze zemědělsky využívaných pozemků v okolí. Jedná se o rybník plůdkový k produkci plůdku kapra a vedlejších druhů ryb. Na jaře roku 2017 byl nasazen plůdkem kapra K_0 v hustotě asi 111 000 $ks.ha^{-1}$ a také plůdkem candáta (490 $ks.ha^{-1}$) a tolstolobika (12 000 $ks.ha^{-1}$). Při výlovu na jaře 2018 bylo v rybníce asi 10 400 $ks.ha^{-1}$ kapra o průměrné kusové hmotnosti 0,02 kg. Sloveno bylo rovněž 500 ks candáta a 11 000 kusů tolstolobika. V rybníce byl také velký výskyt střevličky východní (*Pseudorasbora parva*), což zpomalovalo průběh výlovu a třídění ryb. Sledování kvality vody probíhalo od 10.4. do 11.4. 2018.

Rovenský rybník

Rovenský rybník se nachází ve vesnici Rovná u Strakonic. Rybník má rozlohu 4,82 ha a objem nahromaděné vody je asi 72 000 m^3. V okolí rybníku se nachází dvě údolí, která jsou zemědělsky využívána, a proto dochází z důvodu eroze k silnému zabahnění. Jeho průměrná hloubka je výrazně pod 1 m. Rovenský rybník je průtočný, ale má i obtokovou stoku. Rybník se využívá jako plůdkový nebo výtažník. Na jaře 2017 bylo nasazeno 3 100 $ks.ha^{-1}$ K_1 a 2 600 $ks.ha^{-1}$ K_2. Navíc byl přisazen i roček candáta. V době výlovu se v rybníku nacházelo asi 620 $ks.ha^{-1}$ K_2 a K_3, o biomase 62,24 $kg.ha^{-1}$. V rybníce se také vyskytovalo velké množství střevličky. Sledování kvality vody probíhalo 12.4.–13.4. 2018.

Rybník Luh

Rybník Luh se nachází u obce Tálín a má rozlohu 2,58 ha. Průměrná hloubka je jen 0,85 m a objem akumulované vody je asi 22 000 m^3. Rybník má poměrně velké

povodí, jenž je zemědělsky využíváno. Tento rybník slouží hlavně k produkci násad a je průtočný. Na jaře 2017 byla nasazena na jedno horko obsádka K_1 v počtu 2 700 ks.ha^{-1} a K_2 v hustotě 1 500 ks.ha^{-1}. Navíc byl ještě přisazen amur bílý (*Ctenopharyngodon idella*) v počtu 640 ks.ha^{-1}. Během výlovu bylo sloveno 3 300 ks.ha^{-1} K_2 a K_3 o biomase asi 1 000 kg.ha^{-1} a také 388 ks.ha^{-1} amura o biomase 100 kg.ha^{-1}. Vzorkování probíhalo v termínu 19.4.–20.4. 2018.

Prostřední rybník u Žižky

Tento rybník leží u obce Sudoměř a nachází se v soustavě několika rybníků. Rybník má rozlohu 8,17 ha a objem akumulované vody je kolem 70 000 m^3. Průměrná hloubka rybníka 0,86 m. Rybník se využívá jako plůdkový výtažník nebo výtažník k produkci násad. Rybník je napájen vodou z okolních rybníků, do kterých přitékají vody z Cehnického potoka. Na jaře 2017 byl rybník nasazen na jedno horko obsádkou K_0 v hustotě 110 000 ks.ha^{-1}. Později byl přisazen ještě plůdek candáta. Sloveno bylo zhruba 1 840 ks.ha^{-1} K_1 o průměrné kusové hmotnosti 0,03 kg. Vzorkování na tomto rybníce probíhalo od 22.4. do 3.4. 2018.

Rybník Jordán

Rybník Jordán se nalézá mezi obcemi Lidmovice a Skočice. Výměra tohoto rybníka činí 4,91 ha a jde o rybník průtočný. Jedná se o rybník, který slouží hlavně jako výtažník. Více než polovina (60 %) jeho povodí je tvořena ornou půdou, 30 % představují trvalé travní porosty a zbytek tvoří lesy. Rybník byl na jaře 2018 nasazen obsádkou kapra K_1 na jedno horko v hustotě 4 000 ks.ha^{-1}. Dále byla vysazena i rychlená štika v počtu 200 ks.ha^{-1}. Sloveno bylo 2 000 ks.ha^{-1} K_2 o průměrné kusové hmotnosti 0,22 kg a k tomu 50 ks štiky $Š_1$. V rybníce byla i střevlička východní, ale její výskyt byl jen mírný. Sledování bylo zahájeno 16.10. a dále pokračovalo 18.10.–19.10. 2018.

Rybník Švarcenberk

Švarcenberský rybník leží východně od Protivína. Výměra rybníka je 6,52 ha a průměrná hloubka je 0,84 m. Jedná se o rybník hlavní k produkci tržní ryby. Je průtočný, ale má i boční přítok. Povodí rybníka je tvořeno ornou půdou (40 %), trvalým travním porostem (30 %) a lesy (30 %). Na jaře roku 2018 byla nasazena obsádka kapra K_3 na jedno horko o průměrné kusové hmotnosti 0,7 kg v hustotě 600 ks.ha^{-1}. Dále byl přisazen lín obecný (*Tinca tinca*) L_3 (307 ks.ha^{-1}), amur Ab_2 (29 ks.ha^{-1}) a štika $Š_1$

(23 ks.ha^{-1}). Vyloveno bylo celkem 585 ks.ha^{-1} K_4 o průměrné kusové hmotnosti 2,4 kg, 87,4 kg.ha^{-1} lína, 100 kg.ha^{-1} amura a 14 kg.ha^{-1} štiky. Vzorky byly odebírány 24.10. 2018, 26.10. 2018 a poté 28.10.–29.10. 2018.

Markovec u Žižky

Rybník Markovec u Žižky se nachází nedaleko Sudoměře u Ražic. Výměra rybníka je 33,77 ha a množství akumulované vody je 205 000 m^3. Jedná se o mělký rybník s průměrnou hloubkou 0,61 m. Leží v soustavě rybníků na Cehnickém potoce a je průtočný. Je možno využít i boční přítok v rámci soustavy. Rybník je využíván jako hlavní na dvě horka k produkci tržní ryby. Povodí Markovce je tvořeno z poloviny ornou půdou a ze 30 % lesy. Na jaře roku 2017 byl nasazen kaprem K_2 na dvě horka v hustotě 740 ks.ha^{-1} a průměrné kusové hmotnosti 0,15 kg. Navíc byl přisazen candát Ca_1 v počtu 10,3 ks.ha^{-1} a štika $Š_1$ v hustotě 13,3 ks.ha^{-1}. Vyloveno bylo 530 ks.ha^{-1} K_4 s průměrnou váhou 2 kg. Dále se v rybníce nacházelo 8,8 ks.ha^{-1} candáta a 5,9 ks.ha^{-1} štiky. V rybníce se vyskytovalo také velké množství střevličky. Vzorkování probíhalo od 19.10. 2018 do konce výlovu dne 31.10. 2018. Obrázek 2 zobrazuje ráno před druhým dnem výlovu.

Obr. 2 Podzimní ráno v druhý den výlovu rybníka Markovec u Žižky (foto: Ján Regenda).

Selibovský rybník

Selibovský rybník leží u obce Selibov, má rozlohu 45,01 ha a průměrnou hloubku 0,93 m. Objem zadržené vody je asi 421 000 m^3. Rybník leží na potoku Olšovka, který protéká zemědělsky využívanou krajinou. Povodí rybníka je ze 70 % tvořeno ornou půdou. Jedná se o rybník hlavní, průtočný a posledních pár let se zde rybáři potýkají s nedostatkem vody. Na jaře 2017 zde byla nasazena obsádka kapra K_2 v hustotě 844 $ks.ha^{-1}$ s průměrnou kusovou hmotností 0,2 kg na dvě horka. Zároveň byl ještě nasazen plůdek candáta (16,6 $ks.ha^{-1}$) a násada lína v počtu 155 $ks.ha^{-1}$. Vyloveno bylo 1 777 $kg.ha^{-1}$ kapra K_4 o průměrné kusové hmotnosti 2 kg. Sloveno bylo i 14,4 $ks.ha^{-1}$ candáta a 75 $ks.ha^{-1}$. Pozorování probíhalo od 24.10. 2018 až do konce výlovu 7.11. 2018.

Velký Vítkovský rybník

Velký Vítkovský rybník leží u obce Vítkov nedaleko od Kestřan. Rozloha rybníka je 21,52 ha a objem zadržené vody 187 000 m^3. Je to průtočný rybník, využívaný jako hlavní, s průměrnou hloubkou 0,82 m. Rybník je napájen Vítkovským potokem, který protéká zemědělsky využívanou krajinou, která tvoří 80 % povodí. Na jaře roku 2017 byla nasazena obsádka kapra K_2 o průměrné kusové hmotnosti 0,2 kg v hustotě 850 $ks.ha^{-1}$ na dvě horka. Navíc byl nasazen amur Ab_2 (20,9 $ks.ha^{-1}$) a štika $Š_2$ (18,5 $ks.ha^{-1}$). Vyloveno bylo 692 $ks.ha^{-1}$ kapra K_4 o průměrné kusové hmotnosti 2,2 kg. Amura Ab_4 bylo sloveno 58 $kg.ha^{-1}$ a štiky $Š_4$ bylo vyloveno 13 $kg.ha^{-1}$. Sledování probíhalo od 1.11. 2018 až do konce výlovu 14.11. 2018.

Rybník Stašov

Rybník Stašov se nachází severně od obce Dobev. Je využíván jako výtažník k produkci násad. Leží na Dobevském potoce, který ze začátku protéká zemědělskou krajinou a poté zalesněnou oblastí. V povodí rybníka se orná půda vyskytuje jen z 10 %, naopak dominantní jsou lesy, které tvoří asi 70 % plochy povodí. Rybník se dá považovat rovněž za rekreační, protože je v létě využíván ke sportovním účelům návštěvníky nedalekého kempu, který se nachází u hráze. Na jaře roku 2018 byl do rybníka nasazen kapr K_1 o průměrné kusové hmotnosti 0,02 kg a hustotě 2 520 $ks.ha^{-1}$. Ke kaprovi byl přisazen ještě amur Ab_1 v počtu 63 $ks.ha^{-1}$. Na podzim 2018 bylo vyloveno 1 767 $ks.ha^{-1}$ kapra o průměrné kusové hmotnosti 0,2 kg a také 25,2 $kg.ha^{-1}$ amura. V rybníce se

vyskytovalo i velké množství střevličky východní. Vzorkování probíhalo od 8.11. 2018 do konce výlovu 20.11. 2018.

3. 3. Odběry vody a příprava vzorků

Odběry vody byly zahájeny vždy minimálně den před samotným výlovem, u rybníků vzorkovaných na podzim roku 2018 byly vzorky odebírány i dříve v průběhu vypouštění a ze samotného rybníka. Vzorky vody byly odebírány v celém průběhu výlovu. V průběhu vypouštění byly vzorky odebírány jednou za den, případně obden. Během poslední noci před výlovem bylo od 18. hodiny vzorkováno v tříhodinovém intervalu. Popřípadě byly intervaly delší, když netekla voda apod. Podle domluvy se strojičem bylo zjištěno, kdy se pustí více vody (většinou nad ránem), a i podle toho byl uzpůsoben plán odběrů. Dále byly odběry prováděny v době, kdy došlo u rybníka nebo v rybníce k nějaké aktivitě a pohybu osob (příjezd lovící čety, stavění kádí). Vzorkování probíhalo během všech fází výlovu (stavění kádí, zvedání podložní sítě, případně zátahu vatkou, vydávání ze sítě, dolovku na kesery a po konci výlovu).

Vzorkování bylo prováděno ve stoce pod rybníkem vždy na jednom místě. Při nízkém průtoku byl vzorek vody odebrán ve vývařišti. Doba trvání odběrů se pohybovala v rozmezí cca 5 minut, aby nedošlo ke nereprezentativnímu odběru vzorku. Odběry byly prováděny za pomoci hliníkové teleskopické tyče, na jejíž konec byla připevněna plastová kádinka o objemu 1 litr. Odběr byl prováděn obezřetně, aby nebylo rozvířeno dno stoky případně nabrán sediment ze dna. Po odebrání byly dílčí vzorky slévány do připravené čisté nádoby o objemu 20 litrů. Po skončení daného odběru byl tento směsný vzorek intenzivně zamíchán a proléván, aby došlo k homogenizaci a případný sediment nezůstal na dně nádoby. Obrázek 3 ukazuje odběr vody teleskopickou tyčí a přelévání do připravených nádob.

Obr. 3 Odběr vzorku vody teleskopickou tyčí a přelévání do připravených nádob. (foto: Ján Regenda).

Poté byl směsný vzorek přeléván do menších nádob a v mezičase bylo prováděno míchání. Všechny nádoby byly nadepsány předem a byly popsány názvem rybníka, číslem vzorku a datumem odběru. Pro analýzu nerozpuštěných látek při 105 °C a 550 °C (NL_{105} a NL_{550}), celkového dusíku (TN), celkového uhlíku (TC) a celkového organického uhlíku (TOC) byly směsné vzorky přelity do plastových vzorkovnic o objemu 1 litr. Pro určení celkového fosforu (TP), celkového vápníku (Ca), železa (Fe), hořčíku (Mg) a draslíku (K) byl vzorek naléván do plastových kelímků o objemu 100 ml. Pro analýzu rozpuštěného fosforu ($P_{rozp.}$) a rozpuštěného železa ($Fe_{rozp.}$) byl nejprve vzorek odebrán do velké injekční stříkačky, na kterou byl posléze našroubován nylonový filtr s velikostí ok 0,45 µm. Poté se vzorek vody přefiltroval do plastové lahvičky o objemu 25 ml. Jelikož hlavně v pozdních fázích výlovu bylo problematické přefiltrovat vzorek a spotřeba jednorázových filtrů stoupla, byla později používána výtlačná pistole. Obrázek 4 zobrazuje odběrové místo a filtraci vzorku přes nylonový filtr (0,45 µm).

Obr. 4 Odběrové místo pod rybníkem Rovenský. Filtrace vzorku přes jednorázový nylonový filtr. (foto: Ján Regenda).

Všechny vzorky byly uloženy do plastových beden a uloženy na místo ve stínu. Po skončení výlovu byly vzorky co nejdříve převezeny do laboratoří státního podniku Povodí Vltavy v Českých Budějovicích k dalším analýzám.

3. 4. Měření parametrů vody

Ve stoce pod rybníkem byly v průběhu vypouštění a výlovů měřeny fyzikálně–chemické parametry vody za pomoci multiparametrální sondy YSI EXO 2. Sledování fyzikálně–chemických parametrů bylo prováděno vždy současně s odběry vody. Sonda byla opatrně vložena do stoky, aby byla všechna čidla potopena, a po ustálení hodnot byly sledované hodnoty zapsány do tabulky v sešitu. Obrázek 5 zobrazuje stoku pod rybníkem Luh s měrným profilem a multiparametrální sondou YSI EXO 2.

Obr. 5 Měření fyzikálně–chemických parametrů ve stoce pod rybníkem Luh multiparametrální sondou YSI EXO 2. (foto: Ján Regenda).

Byly měřeny a zaznamenávány hodnoty teploty vody (°C), salinity (ppt), rozpuštěného kyslíku ($mg.l^{-1}$), nasycení vody kyslíkem (%). Dále byla sledována vodivost–SPC ($\mu S.cm^{-1}$), celkové rozpuštěné pevné látky–TDS ($\mu g.l^{-1}$), pH vody, chlorofyl *a* ($\mu g.l^{-1}$), fluorescenční organická hmota (RUF), turbidita (NTU) a oxidoačně–redukční potenciál–ORP (mV).

3. 5. Měření průtoků

Profil stoky byl před začátkem výlovu upraven pomocí betonových obrubníků a tvárnic. Poté do tohoto místa bylo vloženo tlakové čidlo. Dále byla na začátku sledování změřena rychlost vody za pomoci přístroje Flowtracker (Sontek). Rychlost byla měřena při odlišných intenzitách vypouštění, a to 3–6×. Tato data posloužila pro sestavení konsumpční křivky. Pomocí výšky hladiny v profilu, která byla měřena v intervalu jedné minuty, a odpovídající příslušné hodnoty v grafu konsumpční křivky bylo stanoveno množství protékající vody v $l.s^{-1}$.

Z provozních a technických důvodů však nebylo možno na všech rybnících provést kompletní měření průtoku. V této práci proto není informace o průtoku vody na jednotlivých rybnících uvedena. Bohužel se nepodařilo získat data ze všech rybníků v odpovídající kvalitě, která byla očekávána na začátku. Největším problémem bylo, že rybáři pouštěli vodu dříve, než jsme stihli postavit profil. Zároveň často docházelo ke zpětnému vzdouvání vody díky různým překážkám ve stoce. Z těchto důvodů nebyly vypočítány látkové bilance.

3. 6. Odběry bahna

Bahno bylo odebíráno po konci výlovu přímo z rybníka z několika míst a různých hloubek. Bylo odebíráno bahno z kraje, z okolí loviště a přímo z něj. Odběr byl prováděn pomocí zednické lžíce a vzorky bahna byly ukládány do plastových kyblíků o objemu 3 l. V kyblíku došlo k prvotnímu promíchání vzorku. Následně byl tento vzorek odvezen společně se vzorky vody do laboratoří státního podniku Povodí Vltavy v Českých Budějovicích.

3.7. Statistické vyhodnocení

Statistické vyhodnocení bylo provedeno v programu MS Excel. Všechna získaná data byla přepsána a vložena do skupin podle typu aktivity v čase. Následně byly vypočítány průměry, směrodatné odchylky, maxima a minima u všech rybníků. Později bylo totéž vypočteno pro různé typy rybníků. Dále bylo vytvořeno a upraveno grafické zpracování použité ve výsledcích. Tabulky s daty, ze kterých bylo v této práci vycházeno, jsou k nalezení v příloze 1–10.

Bylo provedeno i statistické vyhodnocení analýza rozptylu (ANOVA dva faktory bez opakování) pro určení statické významnosti. Pro toto vyhodnocení byla data nejprve upravena a následně byly hodnoty zlogaritmovány. Na základě F–hodnot bylo zjištěno, jestli existuje staticky významný rozdíl či ne. Dále byla vypočítána důvěryhodnost podle vzorce (1–P hodnota)× 100. To vše vedlo ke zjištění, jestli na dané parametry má statisticky významný vliv fáze výlovu a typ rybníka. Stejný postup byl použit i pro zjištění statisticky významných rozdílů mezi jednotlivými typy rybníků.

4. Výsledky

Výsledky prezentované v této práci jsou uváděny za všechny rybníky společně. Pojmem vše je označeno všech 12 zkoumaných rybníků. Plůdkové výtažníky zahrnují dva rybníky, výtažníky 4 a hlavní rybníky zahrnují 6 rybníků. Data z jednotlivých rybníků jsou uvedena v příloze 1–10.

4. 1. Fyzikálně–chemické parametry

V dubnu 2018 nastal rychlý nástup jara a teploty se od druhého týdne měsíce pohybovaly přes den kolem 20 °C. To se projevilo i při výlovech. Den před výlovem byly v odpoledních hodinách naměřeny teploty vody v rozsahu 16,41–26,71 °C. V noci došlo k určitému ochlazení vody, nicméně v závěru výlovu byly zaznamenány opět zvýšené teploty na úrovni 13,3–18,53 °C. V průběhu podzimních výlovů byla teplota vody pochopitelně nižší. V průměru byla teplota vody 7,7 °C. Nejnižší teplota byla změřena při výlovu rybníka Stašov, konkrétně 0,92 °C.

V průběhu vypouštění došlo většinou u hodnot pH k poklesu. U některých rybníků kleslo pH až o dva stupně, což bylo zapříčiněno zvýšením koncentrace organických látek a dostupného CO_2. Při vypouštění byly zjištěny maximální hodnoty 8,71 a minimální 6,79. Na konci výlovu při povrchovém odtoku byla zjištěna maximální hodnota 7,66 a minimální 6,32. V průměru se pH pohybovalo během výlovů mezi 7–8. Hodnoty pH v jednotlivých fázích výlovu u všech rybníků, plůdkových výtažníků, výtažníků a hlavních rybníků zobrazuje tabulka 2.

Tabulka 2 Přehled průměrných hodnot pH na sledovaných rybnících podle jednotlivých fází, (n–počet vzorků).

pH	Vše		Plůdkové výtažníky		Výtažníky		Hlavní rybníky	
	n	průměr ± SD	n	průměr ± SD	n	průměr ± SD	n	průměr ± SD
rybník	6	8,01±0,5	0		2	7,98±0,06	4	8,02±0,62
vypouštění	11	7,98±0,49	2	5,71±0,15	4	7,78±0,16	5	7,92±0,57
večer před výlovem	11	7,76±0,41	2	5,31±0,54	3	7,61±0,44	6	7,77±0,29
ráno před výlovem	12	7,65±0,31	2	5,02±0,23	4	7,5±0,41	6	7,79±0,16
stavění kádí	10	7,57±0,42	1	3,69±0	4	7,35±0,54	5	7,79±0,11
plašení	6	7,29±0,42	0		2	6,79±0,27	4	7,54±0,19
záťáh, zvedání podložky	9	7,41±0,21	2	4,76±0,06	2	7,63±0,16	5	7,42±0,16
jadření, přetažení sítě	2	7,51±0,08	0		0		2	7,51±0,08
vydávání sítě	9	7,36±0,26	2	4,71±0,01	2	7,49±0,09	5	7,43±0,27
plašení ryb ii.	5	7,35±0,53	0		2	6,77±0,36	3	7,74±0,02
záťáh ii.	6	7,38±0,36	1	3,42±0	0		5	7,49±0,29
vydávání sítě ii.	5	7,32±0,3	0		1	7,05±0	4	7,39±0,3
dolovek na kesery	12	7,2±0,4	2	4,48±0,02	4	7,1±0,38	6	7,43±0,31
povrchový odtok	11	7,09±0,4	1	3,31±0	4	6,98±0,39	6	7,24±0,34

Průměrné hodnoty konduktivity (uvedena jako SPC) u všech rybníků se v průběhu sledování pohybovaly od 400 do 500 $\mu S.cm^{-1}$. Průměrná hodnota z celého měření u všech rybníků byla 452,6 $\mu S.cm^{-1}$. Minimální průměrná hodnota byla zjištěna ráno před výlovem, a to 384,2 $\mu S.cm^{-1}$. Maximální průměrná hodnota 535 $\mu S.cm^{-1}$ se vyskytovala při fázi jadření a přetažení sítě. Hodnoty konduktivity v jednotlivých fázích výlovu u všech rybníků, plůdkových výtažníků, výtažníků a hlavních rybníků zobrazuje tabulka 3.

Tabulka 3 Přehled průměrných hodnot SPC (µS.cm^{-1}) na sledovaných rybnících podle jednotlivých fází, (n–počet vzorků).

SPC (µS.cm^{-1})	Vše		Plůdkové výtažníky		Výtažníky		Hlavní rybníky	
	n	průměr ± SD	n	průměr ± SD	n	průměr ± SD	n	průměr ± SD
rybník	6	467,4±89,67	0		2	499,35±92,25	4	451,43±83,91
vypouštění	11	413,42±106,63	2	180,03±26,65	4	436,35±105,3	5	452,42±75,46
večer před výlovem	11	418,53±118,18	2	183,5±24,45	3	432,17±120,26	6	459,47±97,79
ráno před výlovem	12	384,24±145,17	2	194,2±29,5	4	446,88±100,74	6	373,47±171,7
stavění kádí	10	434,83±107,66	1	138,55±0	4	453,48±100,51	5	451,46±97,82
plašení	6	443,57±102,03	0		2	418,6±73,3	4	456,05±111,62
záták, zvedání podložky	9	420,4±113,48	2	201,07±20,5	2	497,25±93,35	5	437,18±106
jadření, přetažení sítě	2	535±102,7	0		0		2	535±102,7
vydávání sítě	9	423,3±107,41	2	203,17±21,25	2	490,65±88,75	5	443,78±97,87
plašení ryb II.	5	496,3±93,08	0		2	455,1±88,7	3	523,77±85,5
záták II.	6	449,48±98,27	1	165,8±0	0		5	473,06±90,85
vydávání sítě II.	5	502,46±94,5	0		1	571±0	4	485,33±98,46
dolovek na kesery	12	453,89±114,86	2	216,3±28,35	4	494,18±119,23	6	470,18±98,54
povrchový odtok	11	494,4±92,54	1	209±0	4	508,03±107,32	6	498,05±83,13

Zjištěné průměrné hodnoty oxidačně–redukčního potenciálu (ORP) se pohybovaly během vypouštění a samotného výlovu v kladných hodnotách. K přesunu do záporné oblasti došlo až při povrchovém odtoku po skončení výlovu (-55,43 mV). V průběhu celého sledování byla průměrná hodnota ORP 40,18 mV. Hodnoty ORP v jednotlivých fázích výlovu u všech rybníků, plůdkových výtažníků, výtažníků a hlavních rybníků zobrazuje tabulka 4.

Tabulka 4 Přehled průměrných hodnot ORP (mV) na sledovaných rybnících podle jednotlivých fází, (n–počet vzorků).

ORP (mV)	Vše		Plůdkové výtažníky		Výtažníky		Hlavní rybníky	
	n	průměr ± SD	n	průměr ± SD	n	průměr ± SD	n	průměr ± SD
rybník	6	84,93±29,48	0		2	56,35±12,35	4	99,23±24,79
vypouštění	11	85,48±64,22	2	46,73±54,4	4	51,58±7,82	5	118,76±75,62
večer před výlovem	11	71,89±28,65	2	43,1±24,25	3	61,43±11	6	79,53±33,43
ráno před výlovem	12	66,9±28,92	2	30,1±16,65	4	75,43±18,73	6	68,47±33,72
stavění kádí	10	46,9±32,98	1	15,85±0	4	25,73±10,73	5	66,88±35,76
plašení	6	46,18±24,5	0		2	15,35±0,95	4	61,6±13,66
záťah, zvedání podložky	9	26,47±35,72	2	3,97±24,65	2	-6,05±24,05	5	47,68±27,93
jadření, přetažení sítě	2	51,4±21,7	0		0		2	51,4±21,7
vydávání sítě	9	30,1±38,59	2	8,3±28,55	2	11,75±4,25	5	44,5±43,37
plašení ryb II.	5	33,58±9,56	0		2	28,55±4,05	3	36,93±10,64
záťah II.	6	32,28±25,36	1	-0,45±0	0		5	38,92±22,53
vydávání sítě II.	5	24,58±27,93	0		1	31,2±0	4	22,93±31
dolovek na kesery	12	17,23±33,98	2	-6,73±37,7	4	21,2±28,21	6	23,68±31,68
povrchový odtok	11	-55,43±40,65	1	-30,9±0	4	-52,68±27,25	6	-56,2±50,23

Průměrné hodnoty turbidity neboli zákalu vody u všech rybníků se s postupujícími fázemi výlovu zvyšovaly. Na začátku vypouštění bylo zjištěno minimum 89,53 NTU. Postupně docházelo k navyšování až na 581,23 NTU při jadření a přetažení sítě. Při vydávání sítě došlo k mírnému poklesu a následně během druhého plašení byla zjištěna nejvyšší hodnota 660,76 NTU. Poté se hodnoty opět snížily a výrazné navýšení nastalo při dolovku na kesery. Hodnoty turbidity v jednotlivých fázích výlovu u všech rybníků, plůdkových výtažníků, výtažníků a hlavních rybníků zobrazuje tabulka 5.

Tabulka 5 Přehled průměrných hodnot turbidity (NTU) na sledovaných rybnících podle jednotlivých fází, (n–počet vzorků).

TURB (NTU)	Vše		Plůdkové výtažníky		Výtažníky		Hlavní rybníky	
	n	průměr ± SD	n	průměr ± SD	n	průměr ± SD	n	průměr ± SD
rybník	6	33,67±18,95	0		2	23,49±10,98	4	38,76±20,01
vypouštění	9	89,53±42,6	1	58,66±0	4	88,19±41,65	4	83,94±46,06
večer před výlovem	8	157,15±76,35	1	79,69±0	3	83,66±34,78	4	211,7±61,02
ráno před výlovem	9	192,28±135,79	1	78,05±0	4	157,24±71,22	4	236,37±181,43
stavění kádí	8	310,54±189,72	0		4	353,17±163,34	4	267,9±204,13
plašení	5	474,26±195,69	0		2	454,78±122,78	3	487,25±230,99
záťáh, zvedání podložky	6	558,84±188,68	1	75,56±0	2	585,19±21,81	3	677,18±31,68
jadření, přetažení sítě	2	581,23±186,88	0		0		2	581,23±186,88
vydávání sítě	6	443,72±203,27	1	84,5±0	2	591,95±114,35	3	436,48±184,56
plašení ryb II.	5	660,76±104,43	0		2	724,76±130,56	3	618,1±47,55
záťáh II.	5	432,21±262,91	1	88,59±0	0		4	495,97±257,05
vydávání sítě II.	4	443,08±182,52	0		1	753,74±0	3	339,53±39,09
dolovek na kesery	9	566,11±239,47	1	99,28±0	4	640,38±198,18	4	583,75±223,93
povrchový odtok	7	420,17±402,46	1	44,84±0	3	91,14±28,66	3	859,36±198,9

4. 2. Množství rozpuštěného kyslíku

U měření kvality vody prováděných v průběhu světelné části dne byly zaznamenány poměrně vysoké koncentrace rozpuštěného kyslíku především díky probíhající fotosyntéze.

V průběhu vypouštění množství rozpuštěného kyslíku postupně klesalo a z tohoto pohledu nejkritičtější bylo období nad ránem před výlovem. To souvisí i se začátkem pohybové aktivity v lovišti při stavění kádí a plašení ryb. Při probíhajícím zátahu nebo zvedání podložní sítě zůstávaly hodnoty obdobné. Při jadření sítě ale došlo k poklesu. Během vydávání ryb byla situace v lovišti uklidněna a obsah kyslíku se mírně zvýšil. S následným plašením a dalším zátahem kyslíkové poměry opět klesaly. Nejhorší situace nastala při dolovku na kesery, kdy bylo u ryb pozorováno nouzové dýchání „troubením“. V průběhu dolovku na kesery a při následném povrchovém odtoku byly často naměřeny hodnoty nulové. Množství rozpuštěného kyslíku v jednotlivých fázích výlovu u všech rybníků, plůdkových výtažníků, výtažníků a hlavních rybníků zobrazuje tabulka 6.

Tabulka 6 Přehled průměrných hodnot O_2 (mg.l^{-1}) na sledovaných rybnících podle jednotlivých fází, (n–počet vzorků).

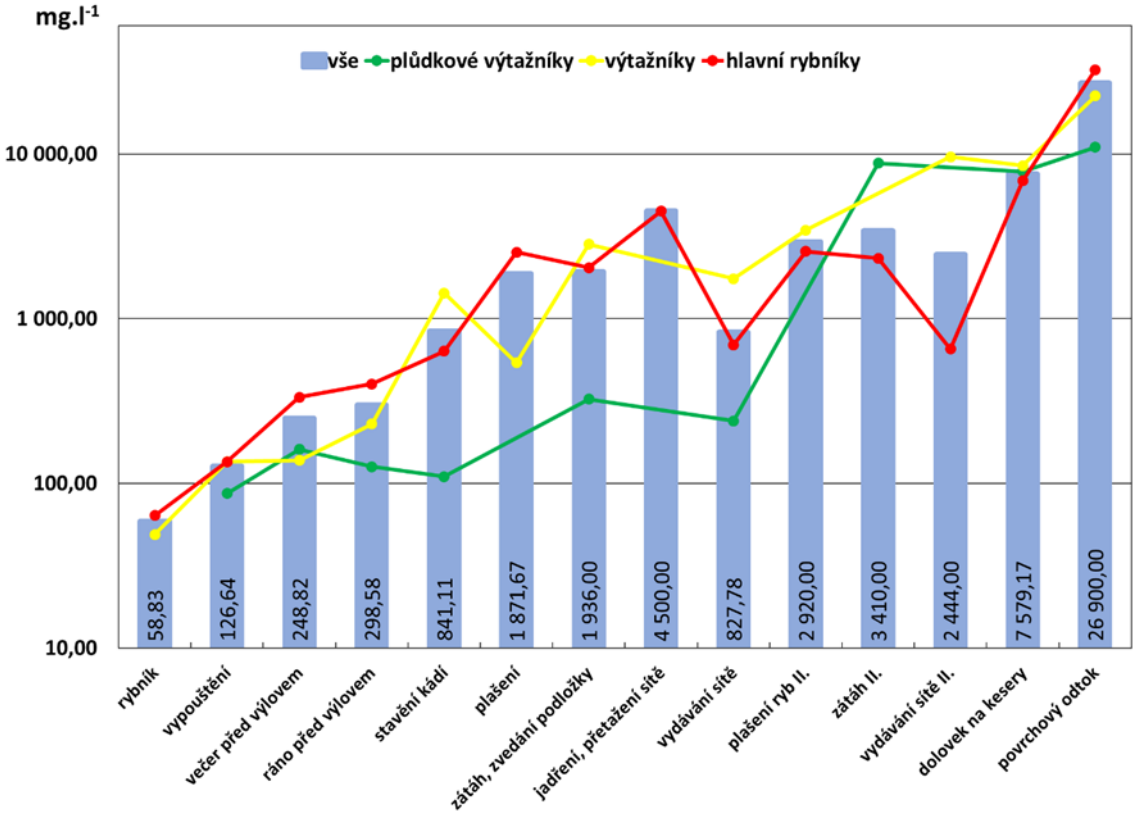
O_2 (mg.l^{-1})	Vše		Plůdkové výtažníky		Výtažníky		Hlavní rybníky	
	n	průměr ± SD	n	průměr ± SD	n	průměr ± SD	n	průměr ± SD
rybník	6	11,52±2,07	0		2	11,07±1,06	4	11,74±2,39
vypouštění	11	9,95±1,84	2	6,45±0,41	4	9,66±1,93	5	10,29±2,05
večer před výlovem	11	7,75±2,61	2	4,47±1,24	3	9,11±1,6	6	7,43±3,05
ráno před výlovem	12	5,7±2,91	2	2,55±0,55	4	5,02±3,13	6	6,78±2,76
stavění kádí	10	5,22±3,4	1	1,19±0	4	4,44±3,69	5	6,41±2,96
plašení	6	3,51±1,31	0		2	2,93±0,69	4	3,8±1,44
zátáh, zvedání podložky	9	3,86±3,54	2	1,73±0,48	2	4,11±3,71	5	4,27±4,01
jadření, přetažení sítě	2	1,79±0,14	0		0		2	1,79±0,14
vydávání sítě	9	4,33±2,19	2	2,22±0,31	2	5±1,83	5	4,45±2,59
plašení ryb II.	5	2,72±0,67	0		2	2,97±0,41	3	2,56±0,75
zátáh II.	6	1,4±1,05	1	0,31±0	0		5	1,55±1,08
vydávání sítě II.	5	2,38±1,12	0		1	2,98±0	4	2,23±1,2
dolovek na kesery	11	2±1,89	2	0,93±1,27	4	1,96±0,69	6	2,22±2,37
povrchový odtok	11	0,18±0,45	1	0,03±0	4	0,06±0,2	6	0,29±0,57

Je však nutné podotknout, že tyto hodnoty obsahu kyslíku zobrazují stav ve stoce pod rybníkem. Z důvodu přepadu vody přes dluže požeráku, případně při čeření vody ve stoce dochází ke zvýšení obsahu kyslíku. Proto tyto hodnoty přesně nepopisují situaci v lovišti, kde jsou kyslíkové poměry ještě horší.

4. 3. Nerozpuštěné látky sušené

V této části se budu zabývat hodnotami nerozpuštěných látek sušených při 105 °C (NL_{105}). Při výlovech byly pozorovány hodnoty, které se s postupem času zvyšovaly. Ve srovnání s vodou z rybníka (průměr 58,83 mg.l^{-1}) se při vypouštění obsah nerozpuštěných látek zvýšil dvojnásobně. Ráno před výlovem došlo ve srovnání s vodou v rybníce (před vypouštěním) k přibližně pětinásobnému nárůstu. K dalšímu výraznému zvýšení hodnot došlo při začátku samotného výlovu. Při plašení ryb, zátahu nebo zvednutí podložní sítě došlo k nárůstu nerozpuštěných látek až na 1 900 mg.l^{-1}. Poté nastal velký nárůst během přetahování sítě s rybami a při jadření, kdy se hodnoty pohybovaly kolem 4 500 mg.l^{-1}. V průběhu vydávání ze sítě hodnoty nerozpuštěných látek poklesly na úroveň, která byla pozorována během stavění kádí. Pokud došlo znovu k plašení ryb

a druhému zátahu, byl pozorován nárůst a vyšší hodnoty, než které byly zjištěny při prvním zátahu. V době následujícího vydávání sítě došlo opět k poklesu hodnot, i když už ne k tak výraznému. Začátek fáze dolovku na kesery způsobil markantní zvýšení hodnot nerozpuštěných látek (až na 7 579 $mg.l^{-1}$). Po skončení výlovu během povrchového odtoku byly ve stoce zjištěny velmi vysoké hodnoty nerozpuštěných látek, které se v průměru pohybovaly kolem 26 900 $mg.l^{-1}$. U rybníka Vítkovský Velký byla zjištěna hodnota až 60 000 $mg.l^{-1}$. Dynamiku změn NL_{105} u všech rybníků zobrazuje graf 1.



Graf 1 Dynamika změn NL_{105} ($mg.l^{-1}$) dle fáze výlovu u všech rybníků, plůdkových výtažníků, výtažníků a hlavních rybníků. Osa „y“ je v logaritmickém měřítku se základem 10.

Porovnání typů rybníků

U všech typů rybníků byly pozorovatelné velice podobné trendy ve změnách nerozpuštěných látek. Hlavní rozdíl však představovaly absolutní hodnoty z důvodu rozdílné biomasy ryb v různých typech rybníků a rozdílné teplotě vody (jarní výlovy plůdku a násad v teplé vodě).

Již během vypouštění byl zjištěn jasný rozdíl mezi plůdkovými výtažníky, výtažníky a hlavními rybníky. Při vypouštění byla u plůdkových výtažníku zjištěna hodnota o 55 % nižší než u zbylých dvou typů. Při probíhajícím stavění kádí byly rozdíly ještě markantnější. U plůdkových výtažníků odtékalo v té době 13× méně nerozpuštěných látek než u výtažníků. Oproti hlavním rybníkům byla hodnota 5,7× nižší. Při zátahu nebo zvedání podložní sítě bylo u plůdkových výtažníků zjištěno 110 $mg.l^{-1}$ NL_{105}, naproti tomu u výtažníků a hlavních rybníků hodnoty přesahovaly 2 000 $mg.l^{-1}$ (2 833, resp. 2 042 $mg.l^{-1}$; výtažníky, resp. hlavní rybníky).

V průběhu vydávání ze sítě se NL_{105} u všech rybníků snížily. U plůdkových výtažníků se jednalo o 240 $mg.l^{-1}$, nejvyšší hodnota zjištěna u výtažníků (1 750 $mg.l^{-1}$) a u hlavních rybníků byla průměrná hodnota 694 $mg.l^{-1}$. Při dolovku na kesery došlo k výraznému nárůstu u všech typů rybníků. Při povrchovém odtoku se hodnoty ještě zvýšily. U plůdkových výtažníků bylo zjištěno množství NL_{105} na úrovni 11 000 $mg.l^{-1}$. U výtažníků byla průměrná hodnota 22 500 $mg.l^{-1}$ a u hlavních rybníků dokonce 32 483 $mg.l^{-1}$. Dynamiku změn NL_{105} u plůdkových výtažníků, výtažníků a hlavních rybníků zobrazuje graf 1.

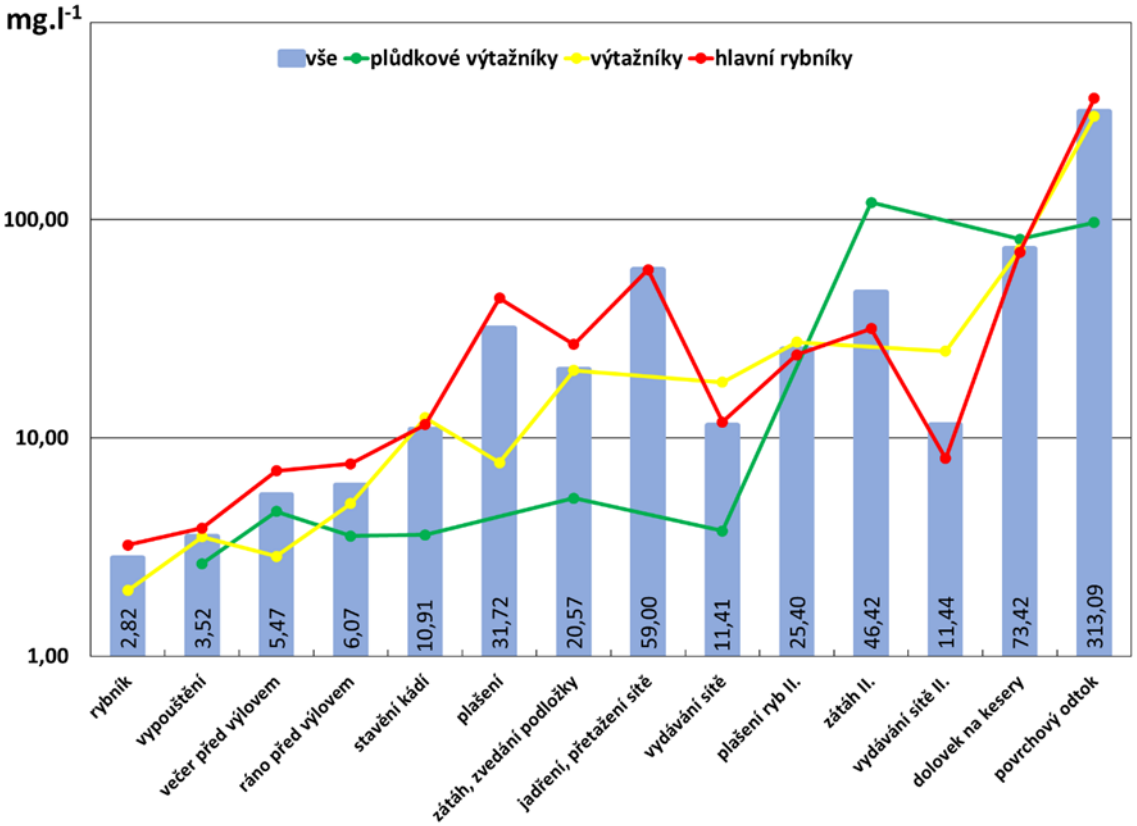
Pomocí statistického vyhodnocení vyšlo najevo, že fáze výlovu má výrazný statisticky významný vliv na hodnoty NL_{105} s důvěryhodností 99,99985 %. Typ rybníka má také výrazný statistický vliv, i když s nižší důvěryhodností 98,42407 %. Dále se ukázalo, že při srovnání plůdkových výtažníků s výtažníky existuje statisticky významný rozdíl. Totéž bylo zjištěno mezi plůdkovými výtažníky a hlavními rybníky. Naopak při srovnání výtažníků a hlavních rybníků se prokázalo, že statisticky významný rozdíl mezi nimi neexistuje.

4. 4. Celkový dusík (TN)

U množství celkového dusíku v odtékající vodě z rybníka je pozorovatelný podobný trend jako u nerozpuštěných látek. V průběhu vypouštění došlo k navýšení celkového dusíku oproti vodě z rybníka (2,82 $mg.l^{-1}$) zhruba o 20 %. Během rána před výlovem došlo k dalšímu zvýšení zhruba 2,3×. Začátek výlovu přinesl další navýšení hodnot. V průběhu plašení a zátahu nebo zvedání podložní sítě se hodnoty celkového dusíku

pohybovaly v rozmezí 20–30 mg.l^{-1}. Při přetahování sítě a jadření bylo zjištěno navýšení až na 59 mg.l^{-1}.

V průběhu vydávání sítě se množství celkového dusíku snižovalo na úroveň, která byla zaznamenána v čase stavění kádí. V průběhu druhého plašení a zátahu se hodnoty TN opět zvyšovaly, a to více než při prvním zátahu. V této fázi byla naměřena v průměru koncentrace 46,42 mg.l^{-1}. Při druhém vydávání sítě nastal pokles TN na 11,44 mg.l^{-1}. S následným dolovkem na kesery se hodnoty opět velice navýšily (až na 73,42 mg.l^{-1}), a při povrchovém odtoku vody z loviště byly zjištěny hodnoty v průměru 313,09 mg.l^{-1}. Zjištěné maximum bylo 1 000 mg.l^{-1}. Dynamiku změn TN u všech rybníků zobrazuje graf 2.



Graf 2 Dynamika změn TN (mg.l^{-1}) dle fáze výlovu u všech rybníků, plůdkových výtažníků, výtažníků a hlavních rybníků. Osa „y“ je v logaritmickém měřítku se základem 10.

Porovnání typů rybníků

U hodnot celkového dusíku v odtékající vodě byly opět pozorovatelné podobné tendence u všech typů rybníků, avšak rozdíl byl znovu v absolutních hodnotách.

Při vypouštění byla průměrná koncentrace TN u plůdkových výtažníků 2,65 $mg.l^{-1}$. U výtažníků a hlavních rybníků byly průměrné hodnoty 3,52 respektive 3,86 $mg.l^{-1}$. V průběhu stavění kádí došlo k navýšení průměrných hodnot u všech typů rybníků. Průměrná hodnota u plůdkových výtažníků byla v této fázi 3,6 $mg.l^{-1}$. U výtažníků byla zjištěna průměrná hodnota 3,4× vyšší a u hlavních rybníků 3,2× vyšší. Během zátahu nebo zvedání podložní sítě došlo k dalšímu navýšení odtékajícího TN. V této fázi byla průměrná hodnota u plůdkových výtažníků 5,3 $mg.l^{-1}$. U výtažníků byla průměrná hodnota 20,36 $mg.l^{-1}$ a u hlavních rybníků 26,8 $mg.l^{-1}$.

Při vydávání sítě došlo u všech typů rybníků k poklesu. Ovšem u výtažníků jen z 20,36 $mg.l^{-1}$ na 18 $mg.l^{-1}$. Na druhé straně u hlavních rybníků došlo k poklesu o téměř 15 $mg.l^{-1}$. V době dolovku na kesery došlo u všech typů k razantnímu nárůstu TN. Při povrchovém odtoku po skončení výlovu nastal další nárůst. U plůdkových výtažníků byla průměrná hodnota 97,0 $mg.l^{-1}$, u výtažníků 297,5 $mg.l^{-1}$ a u hlavních rybníků až 359,5 $mg.l^{-1}$. Dynamiku změn TN u plůdkových výtažníků, výtažníků a hlavních rybníků zobrazuje graf 2.

Statistické vyhodnocení ukázalo, že podobně jako u NL_{105} mají fáze výlovu i typ rybníku markantní statisticky významný vliv na hodnoty celkového dusíku s důvěryhodností 99,9999 % respektive 99,9726 %. Dále bylo zjištěno, že mezi plůdkovými výtažníky a výtažníky existuje statisticky významný rozdíl. Stejně tak při porovnání plůdkových výtažníků s hlavními rybníky. Mezi výtažníky a hlavními rybníky byl také zaznamenán statisticky významný rozdíl, ale jen těsně (P hodnota = 0,407).

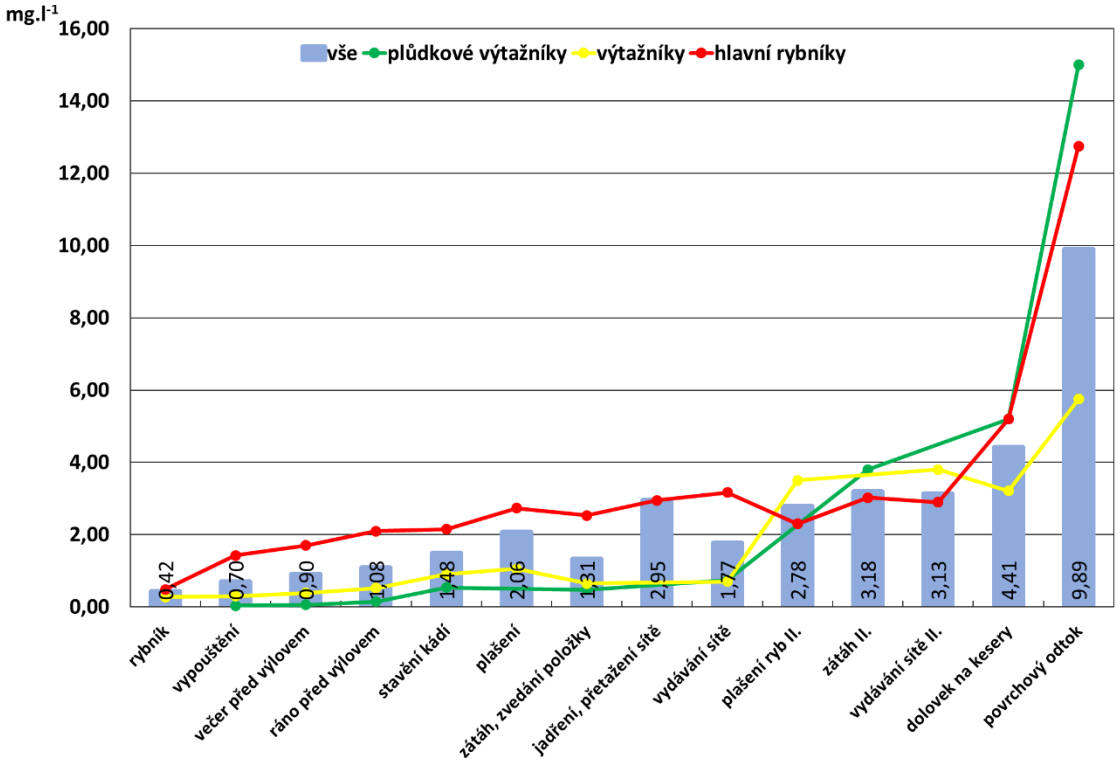
4. 5. Amoniakální dusík

Trendy změn u hodnot amoniakálního dusíku byly až na výjimky stejné jako u TN.

Ve fázi vypouštění došlo k navýšení hodnot $N–NH_4^+$ oproti vodě z rybníka o zhruba 60 % (na 0,696 $mg.l^{-1}$). Ráno před výlovem došlo k dalšímu navýšení hodnot

na 1,077 mg.l^{-1}, což bylo zhruba 1,5× víc než při vypouštění. Začátek výlovu přinesl další navýšení hodnot. V průběhu stavění kádí a plašení ryb nastal další nárůst až na 2,06 mg.l^{-1}. Naopak při zátahu nebo zvedání podložní sítě došlo k poklesu, ale při jadření a přetažení sítě nastalo opět zvýšení hodnot až na 2,95 mg.l^{-1}.

Vydávání sítě přineslo pokles téměř na úroveň pozorovanou při stavění kádí. V průběhu druhého plašení ryb a zátahu došlo k nárůstu většímu než při prvním plašení a zátahu na 2,78 resp. 3,18 mg.l^{-1}. Při prvním vydávání sítě došlo k značnému poklesu hodnot, ovšem to neplatilo u druhého. Při druhém vydávání sítě nebyl pozorován prakticky žádný pokles. Průměrná hodnota byla 3,125 mg.l^{-1}. Dolovek na kesery s sebou přinesl stejně jako u TN další zvýšení na hodnoty amoniakálního dusíku 4,405 mg.l^{-1}. Po skončení výlovu, při povrchovém odtoku byla průměrná hodnota N–NH_4^+ 9,8889 mg.l^{-1} a zjištěné maximum bylo 26 mg.l^{-1}. Dynamiku změn amoniakálního dusíku u všech rybníků zobrazuje graf 3.



Graf 3 Dynamika změn N–NH_4^+ dle fáze výlovu u všech rybníků, plůdkových výtažníků, výtažníků a hlavních rybníků.

Porovnání typů rybníků

U hodnot amoniakálního dusíku v odtékající vodě byly až na výjimky pozorovatelné podobné tendence u všech typů rybníků, avšak rozdíl byl opět v absolutních hodnotách.

Při vypouštění byla průměrná hodnota u plůdkových výtažníků 0,04 $mg.l^{-1}$. U výtažníků a hlavních rybníků byly průměrné hodnoty 0,295, respektive 1,425 $mg.l^{-1}$. Při vypouštění byla průměrná hodnota u hlavních rybníků téměř 5× vyšší než u výtažníků. V průběhu stavění kádí došlo k navýšení průměrných hodnot u všech typů rybníků. U plůdkových výtažníků došlo k nepatrnému navýšení na 0,06 $mg.l^{-1}$. U plůdkových výtažníků došlo ke zvýšení na 0,39 $mg.l^{-1}$ a u hlavních rybníků nastal nárůst na 1,7 $mg.l^{-1}$.

Stavění kádí přineslo další zvýšení hodnot amoniakálního dusíku u všech rybníků. U plůdkových výtažníků byla zjištěna průměrná hodnota 0,54 $mg.l^{-1}$. U výtažníků došlo k nárůstu na 0,9 $mg.l^{-1}$ a u hlavních rybníků na 2,15 $mg.l^{-1}$. V průběhu zátahu nebo zvedání podložní sítě nastal u plůdkových výtažníků a výtažníků oproti fázi stavění kádí mírný pokles. Naopak u hlavních rybníků došlo k navýšení oproti stavění kádí k navýšení na 2,533 $mg.l^{-1}$.

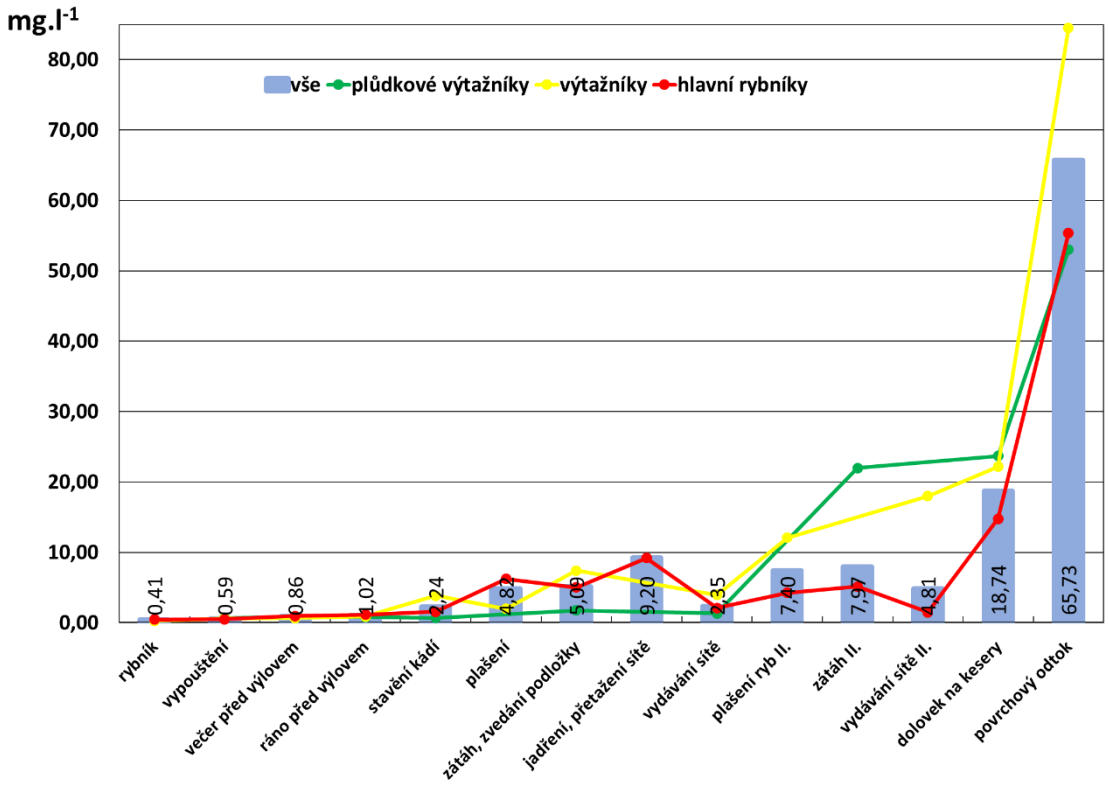
Při vydávání sítě došlo u všech typů rybníků k nárůstu. U plůdkových výtažníků narostla průměrná hodnota $N–NH_4^+$ na 0,74 $mg.l^{-1}$ a u výtažníků na 0,7 $mg.l^{-1}$. U hlavních rybníků byla v této fázi zjištěna průměrná hodnota 3,166 $mg.l^{-1}$. V době dolovku na kesery došlo u všech typů k markantnímu nárůstu $N–NH_4^+$. Při povrchovém odtoku po skončení výlovu nastal další nárůst. U plůdkových výtažníků byla průměrná hodnota 15 $mg.l^{-1}$ a u hlavních rybníků 12,75 $mg.l^{-1}$. Nejnižší průměrná hodnota v této fázi byla zjištěna u výtažníků (5,75 $mg.l^{-1}$). Dynamiku změn $N–NH_4^+$ u plůdkových výtažníků, výtažníků a hlavních rybníků zobrazuje graf 3.

Statistickým vyhodnocením bylo zjištěno, že fáze výlovu má statisticky významný vliv na $N–NH_4^+$ s důvěryhodností 99,9576 %. Typ rybníku má také statisticky významný vliv s důvěryhodností 99,9181 %. Dále bylo určeno, že mezi plůdkovými výtažníky a výtažníky není v parametru $N–NH_4^+$ statisticky významný rozdíl. Naopak mezi plůdkovými výtažníky a hlavními rybníky byl zjištěn statisticky významný rozdíl s důvěryhodností 98,9364 %. Stejné zjištění nastalo při porovnání výtažníků s hlavními rybníky s důvěryhodností 99,9951 %.

4. 6. Celkový fosfor (TP)

Ve sledování celkového fosforu nacházejícího se v odtékající vodě se dají pozorovat podobné trendy jako u NL_{105} a TN. Ve vodě z rybníka byla zjištěna průměrná koncentrace TP 0,41 $mg.l^{-1}$ a během vypouštění došlo k nárůstu o 40 %. Ráno před výlovem došlo ke zvýšení množství celkového fosforu 2,4× (1,02 $mg.l^{-1}$). Při plašení ryb a zátahu, nebo zvednutí podložní sítě byl zaznamenán nárůst na 5 $mg.l^{-1}$. V době přetažení sítě a jadření nastalo výrazné zvýšení TP na 9,2 $mg.l^{-1}$.

Vydávání ze sítě přineslo pokles hodnot TP na 2,35 $mg.l^{-1}$, což téměř odpovídá stavu při stavění kádí. Pokud následovalo druhé plašení ryb a druhý zátah, opět došlo k navýšení hodnot (7,97 $mg.l^{-1}$). Při vydávání ryb ze sítě byl zjištěn opět pokles, i když ne tak výrazný jako v případě prvního vydávání. V průběhu následujícího dolovku na kesery nastal velký nárůst obsahu TP až na hodnoty 18,74 $mg.l^{-1}$. Při povrchovém odtoku vody z loviště byly zjištěny hodnoty v průměru 65,73 $mg.l^{-1}$ a maximální hodnoty dosahovaly 210 $mg.l^{-1}$. Dynamiku změn TP u všech rybníků zobrazuje graf 4.



Graf 4 Dynamika změn TP ($mg.l^{-1}$) dle fáze výlovu u všech rybníků, plůdkových výtažníků, výtažníků a hlavních rybníků.

Porovnání typů rybníků

U koncentrací celkového fosforu byly v době vypouštění zaznamenány podobné hodnoty u všech typů rybníků. Při stavění kádí se u plůdkových výtažníků hodnota TP příliš nelišila oproti předcházejícím. Naopak u výtažníků došlo k nárůstu na 3,83 $mg.l^{-1}$ a u hlavních rybníků na 1,59 $mg.l^{-1}$. Při zátahu nebo zvedání podložní sítě došlo k nárůstu u všech typů rybníků. U plůdkových výtažníků došlo k nárůstu o 1 $mg.l^{-1}$, zatímco u výtažníků došlo téměř ke zdvojnásobení TP, resp. u hlavních rybníků k více než ztrojnásobení hodnot TP.

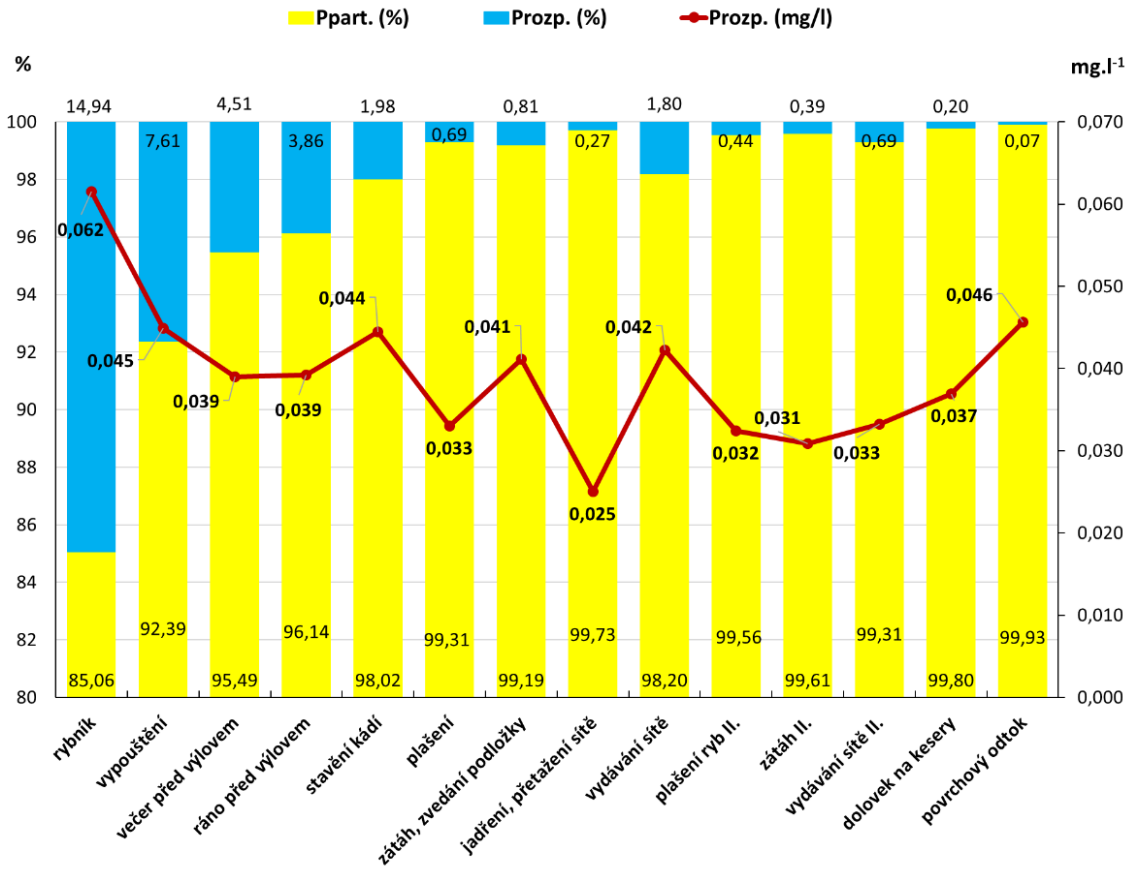
V průběhu vydávání ze sítě nastal u všech typů rybníků pokles koncentrace TP. Nejvýrazněji byl zaznamenán u výtažníků. V době dolovku na kesery došlo opět k markantnímu zvýšení obsahu TP. U plůdkových výtažníku v této fázi byla zjištěna hodnota 23,7 $mg.l^{-1}$ a u výtažníků 22,18 $mg.l^{-1}$. U hlavních rybníků byla průměrná hodnota jen 14,8 $mg.l^{-1}$. Po konci výlovu při povrchovém odtoku bylo nejvíce TP zaznamenáno u výtažníků (84,5 $mg.l^{-1}$). U plůdkových výtažníků byla průměrná hodnota 53 $mg.l^{-1}$ a u hlavních rybníků 55,33 $mg.l^{-1}$. Dynamiku změn TP u plůdkových výtažníků, výtažníků a hlavních rybníků zobrazuje graf 4.

U hodnot celkového fosforu bylo také použito statistické porovnání ANOVA dva faktory bez opakování. To ukázalo, že fáze výlovu má výrazný statisticky významný vliv na TP s důvěryhodností 99,9999 %. Typ rybníku má také statisticky významný vliv na TP s důvěryhodností nižší, 97,53952 %. Následně se ukázalo, že mezi výtažníky a plůdkovými výtažníky není v parametru TP statisticky významný rozdíl. Mezi plůdkovými výtažníky a hlavními rybníky však už ano. Při porovnání hlavních rybníků a výtažníků bylo zjištěno, že statisticky významný rozdíl neexistuje.

4. 7. Vázaný a rozpuštěný fosfor

V závislosti na množství NL_{105} rostl i obsah TP. Ale koncentrace rozpuštěného fosforu se snižovala nebo zůstávala na podobné úrovni. Ve vodě odebrané z rybníka bylo zjištěno 85% zastoupení vázaného fosforu. Podíl vázaného fosforu se postupně zvyšoval. Ráno před výlovem tvořil vázaný fosfor už 96 % z TP. Ve fázi stavění kádí se jednalo již o 98 %, při plašení ryb, zátahu nebo zvedání podložní sítě, jadření a přetažení sítě byl

jeho podíl více než 99 %. V průběhu vydávání sítě se podíl vázaného fosforu snížil na 98,2 %. Poté došlo opět k navýšení. Na konci výlovu při povrchovém odtoku tvořil rozpuštěný fosfor jen 0,07 %. Průměrné zastoupení vázaného a rozpuštěného fosforu a průměrné absolutní hodnoty rozpuštěného fosforu u všech rybníků dle fáze výlovu zobrazuje graf 5.



Graf 5 Dynamika změn zastoupení rozpuštěného a vázaného fosforu včetně absolutních hodnot rozpuštěného fosforu u všech rybníků dle fáze výlovu.

4. 8. Výsledky rozborů bahna

Část výsledků rozborů bahna je uvedena v tabulce 7. Další a podrobnější data jsou uvedena v příloze 11. Z výsledků je zřejmé, že bahno z rybníka představuje vydatný zdroj živin, které jsou využitelné po delší dobu. Vzorky bahna byly odebíraný z prostoru loviště po výlovu rybníka. Nejedná se tedy o reprezentativní plošný odběr sedimentu prováděný standardně pro účely odbahnění rybníků.

Průměrné procentuální zastoupení sušiny v bahně od všech rybníků bylo 21 %. Nejvyšší hodnota byla zjištěna u rybníka Blaňov (37,5 %) a nejnižší naopak u rybníka Markovec velký (14,2 %). Průměrná hodnota TN ze všech vzorků byla 8 094,17 $mg.kg^{-1}$ sušiny. Nejvyšší hodnota byla zjištěna u vzorku bahna z rybníku Švarcenberk (13 300 $mg.kg^{-1}$ sušiny). Průměrná hodnota celkového fosforu byla 1 665,83 $mg.kg^{-1}$ sušiny. Z toho však využitelný fosfor představoval v průměru jen 23,78 $mg.kg^{-1}$ sušiny. Využitelný fosfor tak představoval jen 1,43 % z celkového fosforu.

Z dalších výsledků zmíním především ty, u nichž došlo k překročení limitů stanovených vyhláškou č. 257/2009 Sb. U třech rybníků došlo k překročení limitů pro arsen. Limit činí 30 $mg.kg^{-1}$ sušiny. Limit byl překročen u rybníků Strpský (42 $mg.kg^{-1}$ sušiny), Černoveský (66 $mg.kg^{-1}$ sušiny) a Prostřední u Žižky (46 $mg.kg^{-1}$ sušiny). Pro nikl je stanoven limit 80 $mg.kg^{-1}$ sušiny, který byl překročen jen u rybníka Luh, kde bylo zjištěno 110 $mg.kg^{-1}$ sušiny niklu.

Limit sumy BTEX (benzen, toluen, etylbenzen a xylen) byl překročen také jednou. U rybníka Rovenský bylo zjištěno 1,4 $mg.kg^{-1}$ sušiny a limit činí 0,4 $mg.kg^{-1}$ sušiny. Polycyklické aromatické uhlovodíky (suma 12–ti PAHs) překročily limit ve třech případech. Stanovený limit je 6 $mg.kg^{-1}$ sušiny. Ten překročilo bahno z rybníků Strpský (6,9 $mg.kg^{-1}$ sušiny), Švarcenberk (9,7 $mg.kg^{-1}$ sušiny) a Markovec velký (11,0 $mg.kg^{-1}$ sušiny).

Tabulka 7 Vybrané parametry rybničního složení bahna u všech rybníků jednotlivě a v průměru.

Bahno	Sušina %	Ztráta žíháním (% suš.)	C – celkový ($g.kg^{-1}$ sušiny)	N – celkový ($mg.kg^{-1}$ sušiny)	P – celkový ($mg.kg^{-1}$ sušiny)	P – využitelný ($mg.kg^{-1}$ sušiny)
Strpský	25	17	110	7 500	2 200	6,7
Černoveský	22	15	64	7 200	1 500	3,9
Blaňov	37,1	9,3	49	4 900	2 000	38
Rovenský	16,1	14	110	8 400	1 100	12
Luh	23,5	15	61	7 100	2 700	69
Prostřední u Žižky	17,2	18	77	9 900	1 900	25
Jordán	19,1	18	70	7 570	1 800	6,8
Švancenberk	14,8	24	130	13 300	1 500	14
Markovec velký	14,2	21	110	11 300	1 500	75
Selibovský	19,1	15	62	6 530	1 600	15
Vítkovský velký	20,7	14	59	6 370	1 200	16
Stašov	23,3	17	77	7 060	990	4
Průměr	21,01	16,44	81,58	8 094,17	1 665,83	23,78
SD	5,90	3,57	25,22	22 33,08	467,27	23,47

4. 9. Shrnutí

Není překvapující, že vzhledem k biomase ryb vykazovaly plůdkové výtažníky nižší hodnoty, než tomu bylo u výtažníku a hlavních rybníků. Naopak vcelku nečekané bylo zjištění, že v určitých fázích výlovu vykazují výtažníky vyšší hodnoty než hlavní rybníky. Jednalo se o fáze stavění kádí, zátah nebo zvedání podložní sítě, vydávání sítě a dolovek na kesery. Tento poznatek může být zapříčiněn velikostí loviště a biomasou ryb. U hlavních rybníků se nachází rozsáhlejší loviště oproti výtažníkům. Navíc pro výtažníky je typická velká biomasa ryb, která je v době výlovu soustředěna do menší plochy.

5. Diskuse

5. 1. Vysvětlení dynamiky změn

Pro znečištění v povodí níže pod rybníkem mají největší význam NL_{105}, TN, TP a P_{rozp}. Právě dusík a fosfor jsou prvky, které zapříčiňují eutrofizaci (Smith a kol., 1999). Dynamika změn bude níže popsána na příkladu NL_{105}. Ovšem prakticky stejné trendy byly zaznamenány i u celkového fosforu a dusíku. U těchto parametrů byl průběh jejich maximálních píků obdobný.

Během našeho pozorování bylo zjištěno, že NL_{105} se postupně v průběhu vypouštění zvyšují. První výrazné zvýšení nastalo ve fázi stavění kádí, protože ruch u rybníka vedl k neklidu obsádky. Ryby z toho důvodu vykazovaly vyšší pohybovou aktivitu a podkalovaly vodu. Při plašení ryb, zátahu nebo zvedání podložní sítě došlo ke zvýšení NL_{105} o dalších 1 000 $mg.l^{-1}$. Při jadření a přetažení sítě se však hodnota NL_{105} dostala z 1 936 $mg.l^{-1}$ až na 4 500 $mg.l^{-1}$. Zvýšení obsahu nerozpuštěných látek v těchto třech fázích je způsobeno hlavně vysokou pohybovou aktivitou ryb a lovící čety.

Při vydávání ryb ze sítě se situace v lovišti uklidnila, snížil se pohyb rybářů, proto hodnota NL_{105} klesla na úroveň jako při stavění kádí. Pokud po vydání sítě došlo opět k plašení ryb a zátahu, nastalo opět navýšení NL_{105}. Při druhém plašení a zátahu byly zaznamenány vyšší hodnoty než v prvním případě. To bylo způsobeno tím, že v rybníce se nacházel menší objem vody a ryby měly vyšší intenzitu pohybu. Při druhém vydávání ze sítě nastal opět pokles, ale ne tak výrazný. Druhé vydávání ze sítě bylo totiž kratší a často byl paralelně započat dolovek na kesery na okrajích loviště. Zároveň v této fázi docházelo k intenzivnímu vypouštění zbývající vody z loviště.

Při samotné fázi dolovku na kesery byla zjištěna průměrná hodnota více než 7 500 $mg.l^{-1}$ NL_{105}. To bylo zapříčiněno malým objemem vody, velkým pohybem rybářů v lovišti a intenzivním vypouštěním. Pokud po konci výlovu zůstalo výpustné zařízení otevřené a došlo k povrchovému odtoku vody z loviště, byly zjištěny extrémní hodnoty NL_{105}. V podstatě neprobíhala sedimentace unášeného materiálu v lovišti, proto byly ve stoce zjištěny tak obrovské hodnoty. V průměru se jednalo o 26 900 $mg.l^{-1}$ NL_{105}.

V průběhu výlovů sice docházelo k navýšení hodnot TP, ale $P_{rozp.}$ se nijak výrazně nezvyšoval. Podíl $P_{rozp.}$ na celkovém fosforu naopak klesal. To bylo způsobeno vysokými koncentracemi organické hmoty, na kterou se $P_{rozp.}$ velmi rychle vázal.

5. 2. Srovnání s literaturou

Omofunmi a kol. provedli v Nigérii v roce 2016 průzkum, jak ovlivňuje chov sumečka afrického (*Clarias gariepinus*) a odtékající voda z chovu řeku dál v povodí. Sledovali fyzikální, chemické, biologické a estetické vlastnosti vody. Došli k závěru, že míra vlivu na řeku souvisí s koncentrací organických látek a živin při výlovu, objemem vody během výlovu a způsobem odtoku.

Boyd (1978) při sledování výlovů osmi rybníků s chovem sumečka tečkovaného zaznamenal mnohem nižší hodnoty celkového fosforu než my. V průběhu vypouštění zjistil hodnoty 0,11 $mg.l^{-1}$ a při výlovu 0,49 $mg.l^{-1}$. Již v průběhu vypouštění v průměru u všech rybníků jsme zjistili hodnotu vyšší (0,59 $mg.l^{-1}$). U čtyřech rybníků došlo během vypouštění k překročení hranice 0,49 $mg.l^{-1}$. U dalších pěti byly zjištěny hodnoty blízké 0,49 $mg.l^{-1}$. V průběhu samotného výlovu, budeme–li brát fáze stavění kádí až dolovek na kesery, byla průměrná hodnota TP 6,96 $mg.l^{-1}$. Důvodem proč Boyd zjistil tak nízké hodnoty, může být to, že u rybníků, které sledoval on, probíhalo vypouštění výpustním potrubím v nejhlubším místě. Navíc voda protékala přes látkové síto, které zabraňovalo úniku ryb. Mohlo tak dojít i k zachycení nerozpuštěných látek a celkového fosforu. Dalším důvodem může být uzavření výpusti při pohybu rybářů v rybníce.

Kalenda a kol. (1982) sledovali výlov dvou menších rybníků. Stejně jako my došli k závěru, že hodnoty celkového fosforu postupně během probíhajícího výlovu narůstají. Dále autoři uvedli, že ryby velice ovlivňují odnos nerozpuštěných látek. Svým chováním a pohybem mohou ryby podkalovat vodu a tím odnos nerozpuštěných látek zvyšovat. To se potvrdilo i v naší práci. Vysoká biomasa výtažníků v některých fázích podkalovala vodu a hodnoty NL_{105} tak byly vyšší než u hlavních rybníků.

Odtékající vodu při výlovu zkoumali také Banas a kol. (2008). Jednalo se o extenzivní rybníky ve Francii. Během vypouštění zaznamenali průměrnou hodnotu nerozpuštěných látek 57,7 $mg.l^{-1}$. Náš průměr během vypouštění byl téměř čtyřnásobně

vyšší (224,68 $mg.l^{-1}$). V průběhu výlovu naměřili autoři nerozpuštěné látky na úrovni 176–4 079 $mg.l^{-1}$. V průměru to bylo 1 150 $mg.l^{-1}$. V našem experimentu se během výlovu pohybovaly NL_{105} v rozmezí 827,78–7 579 $mg.l^{-1}$. Průměrná hodnota ve fázích výlovu byla 2 925 $mg.l^{-1}$. Naše data se sice tolik nelišila, ale přesto byla vyšší. Zdůvodněním může být to, že rybníky zkoumané Banasem a kol. (2008) měly dno skládající se z vápenaté půdy s velkým podílem jílu. Námi zkoumané rybníky byly navíc obhospodařovány polointenzivním způsobem a biomasa ryb v nich byla vyšší. V jimy sledovaných rybnících byla chována polykultura kapra, lína, plotice, okouna a perlína. Lehká ryba jako plotice, perlín, okoun a lín ve srovnání s kaprem vyskytujícím se v majoritě v našich rybnících nepodkaluje vodu v takové míře. Pokud bychom chtěli přirovnat lovenou obsádku plotice, výsledky by odpovídaly obsádce plůdkových výtažníků (K_1).

Poštulková a kol. (2012) provedli sledování kvality vody odtékající během výlovu na dvou rybnících na Moravě. Průměrné hodnoty celkového fosforu v průběhu vypouštění zjistili 0,26 $mg.l^{-1}$, respektive 0,22 $mg.l^{-1}$. Při samotném výlovu zjistili průměrné hodnoty 0,76 $mg.l^{-1}$, respektive 0,98 $mg.l^{-1}$. Při sledování celkového dusíku zaznamenali průměrné hodnoty 1,6 $mg.l^{-1}$, respektive 2,4 $mg.l^{-1}$. Trendy v jejich výsledcích jsou velmi podobné těm našim. Avšak námi zjištěné hodnoty jsou mnohem vyšší. To může být způsobeno rozvržením odběrů vody. Poštulková a kol. (2012) odebírali vodu vždy jednou denně během celého vypouštění a výlovu. Naše odběry však zaznamenávaly aktuální situaci a fázi výlovu.

Mikšíková a kol. (2012) sledovali odtékající vodu při výlovu dvou rybníků s polointenzivním hospodařením. Jeden z nich měl loviště pod hrází, jeden klasicky v rybníce. U rybníka s klasickým lovištěm byly den před výlovem pozorovány NL_{105} v řádu stovek $mg.l^{-1}$ a celkový fosfor 0,446 $mg.l^{-1}$. Oba tyto ukazatele jsou velice podobné našim hodnotám. V průběhu výlovu autoři zjistili hodnoty nerozpuštěných látek mezi 3 720–11 000 $mg.l^{-1}$. Při našem sledování jsme pozorovali velice podobné hodnoty (v rozmezí 827–7 579 $mg.l^{-1}$). Hodnoty celkového fosforu byly u obou prací také velmi podobné. Mikšíková a kol. (2012) zaznamenali 5–17,4 $mg.l^{-1}$ a v naší práci se jednalo o 2,24–18,74 $mg.l^{-1}$.

U rybníka s výlovem pod hrází byly pozorovány mnohem vyšší hodnoty nerozpuštěných látek i celkového fosforu, než tomu bylo u rybníka s lovištěm v rybníce.

Hodnoty nerozpuštěných látek na tomto rybníce byly v rozmezí 9 440–139 000 mg.l^{-1}. Koncentrace celkového fosforu byla zjištěna na úrovni 11,4–127 mg.l^{-1}. To bylo vcelku nečekané zjištění, protože výlov pod hrází je z hlediska odnosu sedimentu považován za nejšetrnější.

Mikšíková a kol. (2012) dále uvádí, že u jednoho rybníka zůstala po výlovu výpust otevřená a došlo k odnosu 42,1 % nerozpuštěných látek. V našich výsledcích se též potvrdilo, že povrchový odtok z loviště po konci výlovu znamená obrovské množství nerozpuštěných látek. V průměru se jednalo o 26 900 mg.l^{-1} (NL_{105}), u jednoho rybníka dokonce 60 000 mg.l^{-1}.

Sledování odtékající vody z rybníků v průběhu výlovu provedl také Regenda a kol. (2018). Jejich práce se zabývala zadržením živin a změnou kvality vody pomocí bariér ze slámy umístěných ve stoce rybníka. Sledovali kvalitu vody před a za bariérami. Vzorkování v jejich práci probíhalo celkem v pěti fázích: noc před výlovem, ráno před výlovem, těsně před výlovem, výlov a hodinu po výlovu. Ráno před výlovem zjistili průměrnou hodnotu NL_{105} na úrovni 158,75 mg.l^{-1}, zatímco v naší práci ráno před výlovem byla průměrná hodnota 298,58 mg.l^{-1}. Ve fázi výlovu zjistili ze všech rybníků průměrnou hodnotu NL_{105} 10 412,5 mg.l^{-1}. Když vezmeme fáze od stavění kádí po dolovek na kesery a uděláme průměr, výsledná hodnota za celý výlov byla v naší práci jen 2 925 mg.l^{-1}. Při srovnání jejich fáze hodinu po výlovu s naší fází povrchové odtoku zjistíme, že v naší práci byla průměrná hodnota 26 900 mg.l^{-1} NL_{105}, zatímco Regenda a kol. zjistili hodinu po výlovu 4 250,59 mg.l^{-1}.

U množství celkového dusíku se naše hodnoty takřka shodují s daty Regendy a kol. (2018). Rozdíl ve fázích ráno před výlovem a výlov je do 2 mg.l^{-1}. Rozdílné průměrné hodnoty představuje až fáze povrchového odtoku (313,09 mg.l^{-1}) a jejich fáze hodinu po výlovu (134,38 mg.l^{-1}). Při srovnání průměrných hodnot celkového fosforu bylo zjištěno, že ráno před výlovem jsme v naší práci zjistili jen mírně vyšší hodnoty, ale rozdíl je zanedbatelný. Ve fázi výlovu zjistili Regenda a kol. (2018) TP na úrovni 23,38 mg.l^{-1}. Pokud přirovnáme stavění kádí až dolovek na kesery k jejich fázi výlovu, dostaneme průměrnou hodnotu 6,96 mg.l^{-1} TP. Hodinu po výlovu zjistili průměrnou hodnotu TP na úrovni 38,24 mg.l^{-1}. My jsme při povrchovém odtoku zjistili průměrnou hodnotu TP 65,73 mg.l^{-1}.

Největší rozdíly byly pozorovány ve fázi výlov a hodinu po výlovu. V naší práci byl vzorkován celý průběh výlovu a bylo odebráno více vzorků, průměr z nich tak nemůže být plně srovnáván. Rozdíly při povrchovém odtoku mohou být způsobeny časem odběru. Hodinu po výlovu už může být největší znečištění z rybníka pryč a voda protéká do jisté míry ustáleným korytem.

Rybniční sediment se ukázal jako vhodný materiál pro oživení zemědělských půd. Překročení limitů rizikových látek bylo zjištěno jen minimálně. Polutanty v sedimentu primárně odráží stav a vliv povodí. Navíc sediment obsahuje poměrně velké množství živin a minerálních látek. Ale vzhledem k nízkému podílu využitelného fosforu, hořčíku, draslíku a vápníku je rybniční bahno vhodné jako hnojivo, protože při jeho použití na zemědělské plochy dochází k postupnému uvolňování živin po delší dobu. Použití sedimentu na zemědělské půdy považují za vhodné i Duras a Potužák (2018). Potvrzují, že sediment je bohatý na fosfor, dusík a organické látky.

6. Závěr

Výlovy rybníků jsou právem považovány za kritické období odnosu látek a zhoršení kvality vody dále v povodí. I když se z pohledu hospodaření jedná o velmi krátké období, dochází během výlovů k markantním změnám kvality odtékající vody. Postupné vypouštění, které trvá podle velikosti rybníka delší časový úsek, přináší změny a zhoršení všech parametrů. Ale oproti samotnému výlovu se dá říci, že změny jsou minimální. U všech námi zkoumaných rybníků došlo v průběhu vypouštění i samotného výlovu ke zhoršení prakticky všech parametrů. Vypouštěná voda zatěžuje recipient hlavně nerozpuštěnými látkami, celkovým dusíkem a celkovým fosforem.

Největší nárůsty NL_{105}, TP a TN byly zaznamenány v souvislosti s aktivním pohybem lidí a ryb v lovišti. Pohyb rybářů a ruch při stavění kádí vyprovokuje ryby k pohybu. To je spojeno s vyššími hodnotami těchto parametrů. Dále jsou nejvyšší nárůsty pozorovány při plašení ryb, zátahu nebo zvedání podložní sítě, jadření a přetažení sítě a dolovku na kesery. Poklesy hodnot byly naopak zaznamenány při uklidnění situace (v noci, čekání na auto, vydávání sítě). Dolovek na kesery vykazoval nejvyšší hodnoty sledovaných parametrů. Následný povrchový odtok po skončení výlovu představoval extrémní hodnoty NL_{105}, TN i TP. Naproti tomu $P_{rozp.}$ se výrazně nemění.

Výsledky ukázaly v některých případech velké rozdíly ve srovnání s jinými pracemi. Zároveň byla pozorována značná různorodost mezi jednotlivými zkoumanými rybníky. V průběhu vypouštění a výlovu je nutné částečně nahlížet na každý rybník jako na samostatnou jednotku. Hodnoty sledovaných parametrů byly rozdílné, i když trendy vykazovaly všechny rybníky takřka stejné.

Kvalitu odtékající vody z rybníků během výlovů ovlivňuje typ a biomasa obsádky. Plůdkové výtažníky vykazují nižší hodnoty sledovaných parametrů než hlavní rybníky a výtažníky. Díky vysoké biomase ryb ve výtažnících vykazují tyto rybníky v některých fázích vyšší hodnoty než hlavní rybníky. Dále kvalitu vody ovlivňuje způsob manipulace s vodou a typ výpustního zařízení.

Na kvalitu odtékající vody má vliv také počasí a období výlovu. Například při jarních výlovech rybníku jsme zaznamenali vysoké teploty vody v odpoledních hodinách

a ke konci výlovů. Prodlužování fotoperiody, malý objem vody v rybníce a také černá barva vody a bahna zintenzivňují zvyšování teploty vody.

Pozitivním zjištěním bylo, že výlov není problémem z pohledu rozpuštěného fosforu. Během fáze vypouštění se koncentrace rozpuštěného fosforu výrazně nemění. Totéž platí i pro samotný výlov. Hodnoty celkového fosforu se sice výrazně zvyšují, nikoliv však jeho rozpuštěná forma. Vázaný fosfor představuje v průběhu samotného výlovu ve většině případů více než 99 % celkového fosforu odcházejícího z rybníka.

7. Přehled použité literatury

Adámek, Z., Helišic, J., Maršálek, B., Rulík, M., 2010. Aplikovaná hydrobiologie. Vodňany Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích, FROV, Vodňany.

Adámek, Z., Jirásek, J., 1989. Vývoj kvality vody a produkce v organicky zatěžovaných rybnících. In: Význam malých poľnohospodárských nádrží pre rybárstvo a ochranu vodného prostredia krajiny. Nitra: pp. 85–90.

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

Alabaster, J. S., Lloyd, R., 1980. Water Quality Criteria for Freswater Fish. FAO and Butterworth Scientific, London, UK, pp. 47–84.

Altinok, I., Grizzle, J.M., 2004. Excretion of ammonia and urea by phylogenetically diverse fish species in low salinities. Aquaculture 238: 499–507.

Ambrožová, J., 2001. Aplikovaná a technická hydrobiologie. Vysoká škola chemickotechnologická v Praze. 1. vydání, 216 s.

Ambrožová, J., 2003. Aplikovaná a technická hydrobiologie. Vysoká škola chemickotechnologická v Praze. 2. vydání, s. 38-48.

Banas, D., Masson, G., Leglize, L., Pihan, J–C., 2002. Discharge of sediments, nitrogen (N) and phosphorus (P) during the emptying of extensive fishponds: effect of rain–fall and management practises. Hydrobiologia 472, 29–38.

Banas, D., Masson, G., Leglize, L., Usseglio – Polatera, P., Boyd, C.E., 2008. Assessment of sediment concentration and nutrient loads in effluents drained from extensively managed fishponds in France. Environmental Pollution (152), 679–685.

Baxa, M., Baxová Chmelová, I., Benedová, Z., Duras, J., Hrubec, R., Kröpfelová, L., Novotný, O., Pokorný, J., Potužák, J., Svoboda, T., Šulcová, J., 2017. Technologický postup recyklace živin z rybničních sedimentů s využitím sacího bagru, integrované stanice pro dávkování flokulantu a geotextilních vaků pro lokální aplikaci v mikropovodí. Certifikovaná metodika technologického postupu recyklace živin, 51 s.

Baxa, M., Šulcová, J., Kröpfelová, L., Pokorný, J., Potužák, J., 2020. Výsledky dlouhodobého screeningu kvality rybničních sedimentů v České republice. Vodohospodářské technicko–ekonomické informace, 62(1), 4–10.

Begon, M., Harper, J.L., Townsend, C.R., 1997: Ekologie–jedinci, populace a společenstva. Vydavatelství Univerzity Palackého, 949 s.

Boyd, C.E., McNevin, A.A., Clay, J., Johnson, H.M., 2005. Certification issues for some common aquaculture species. Reviews in Fisheries Science 13(4), 231–279.

Buryan, P., Ciahotný, K., Čapla, L., 1996. Emise amoniaku ze zemědělské živočišné výroby. Vodní hospodářství, 1996, roč. 46, č. 8, 269–271.

Camargo, J.A., Alonso, A., Salamanca, A., 2005. Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates. Chemosphere 58, 1255–1267.

Cameron, J.N., 1971. Methemoglobin in erythrocytes of rainbow trout. Comparative Biochemistry and Physiology A, Comparative Physiology 40, 743–749.

Coldebella, A., Gentelini, A.L., Piana, P.A., Coldebella, P.F., Boscolo, W.R., Feiden, A., 2017. Effluents from Fish Farming Ponds: A View from the Perspective of Its Main Components. Sustainability, MDPI, Open Access Journal 10, 1–16.

Cyrino, J.E.P., Bicudo, Á.J.D.A., Sado, R.Y., Borghesi, R., Dairik, J.K., 2010. A piscicultura e o ambiente: O uso de alimentos ambientalmente corretos em piscicultura. Rev. Bras. Zootec. 39, 68–87.

Čašek, J., 2016. Zdroje sedimentu v nádrži. In: David, V., Davidová, T. (Eds.): Rybníky 2016. Sborník příspěvků odborné konference, 23.–24. června, 2016, Praha: ČSKI, 139–144.

Čítek, J., Krupauer, V., Kubů, F., 1988. Rybnikářství. Informatorium Praha, 306 s.

Čítek, J., Krupauer, V., Kubů, F., 1993. Rybníkářství. Vydavatelství Informatorium, Praha, 275 s.

Drahota, P., Filippi, M., 2009. Secondary arsenic minerals in the environment: a review. Environment International, 35(8), 1243–1255.

Dulić, Z., Subakov–Simić, G., Ćirić, M., Relić, R., Lakić, N., Stanković, M., Marković, Z., 2010. Water quality in semi–intensive carp production system using three different feeds. Bulg. J. Agric. Sci. 16, 266–274

Duras, J., Potužák, J. (2012): Látková bilance fosforu v produkčních a rekreačních rybnících, Vodní hospodářství 62 (6), 210–216.

Duras, J., Potužák, J., Marcel, M., 2015. Rybníky, producenti či příjemci znečištění? In: Urbánek M. (Ed), Sborník referátů 3. Odborné konference, Rybářské sdružení České republiky. České Budějovice, Únor 19–20, 2015, 67–73.

Duras, J., Potužák, J., 2018. Co jsme se naučili z látkových bilancí rybníků. RYBIKON 2018, 10–13.

Dyk V, Podubský V., Štědroňský E., 1959. ABC rybáře – Práce, Praha, 247 s.

Evans, D.H., Piermarini, P.M., Potts, W.T.W., 1999. Ionic transport in the fish gill epithelium. Journal of Experimental Zoology 283, 641–652.

Faina, R., Gergel, J., Přikryl, I., 1994. Attempt in reduction of effluents from carp ponds during their fishing out. Book of Abstracts–Aquaculture and Water Resource Management, International Symposium, Stirling 21–25.6.1994.

Füllner, G., Langner, N., Pfeifer, M., 2000. Ordnungsgemäße Teichbewirtschaftung im Freistaat Sachsen, Sächsisches Landesanstalt für Landwirtschaft, Referat Fischerei–Königswartha, Germany, 66 s.

Galloway, J.N., Schlesinger, W.H., Levy, H.I., Michaels, A., Schnoor, J.L., 1995. Nitrogen fixation: Anthropogenic enhancement–environmental response. Global Biogeochem. Cycles 9, 235 s.

Gergel, J., Kolář, L., Šedivý, V., HŮDA, J., 2002. Rybniční sedimenty, geneze, posuzování, odstraňování a další nakládání s nimi. Příloha k výzkumné zprávě projektu VaV6304/02, MSM:J06/98:1222200002. 44 s.

Hargreaves, J.A., Brunson, M.W., 1996. Carbon Dioxide in Fish Ponds. Southern Regional Aquaculture Center, SRAC Publication, 468, Starkville, Mississippi, 6 s.

Hartman, P., 1979. Využití kysličníku uhličitého (CO_2) ze dna rybníků k optimalizaci hodnot pH vody. Živočišná výroba–vědecký časopis, roč. 24, UVTIZ Praha, 847–854.

Hartman, P., Přikryl, I., Štědroňský, E., 1998. Hydrobiologie, 2. přepracované vyd., Informatorium, Praha, 335 s.

Hartman, P., Regenda, J., (2014) Praktika v rybníkářství. Vodňany, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, FROV, Vodňany.

Hejzlar, J., Šámalová, K., Boers, P., Kronvang, B., 2006. Modelling phosphorus retention in lakes and reservoirs. Water, Air and Soil Pollution: Focus 6, 487–494

Hejzlar, J., Žaloudík, J., Duras, J., Staňková, B., Mivalt, R., 2008. Vliv rybářského obhospodařování rybníků na jakost vody ve vodárenské nádrži Mostiště. Sborník konference Vodárenská biologie 2008, Praha, Říhová Ambrožová J. (ed.), 93–101.

Hejzlar, J., Borovec, J., Mošnerová, P., Polívka, J., Turek, J., Volková, A., Žaloudík, J., 2010. Bilanční studie zdrojů fosforu a dusíku v povodí nádrže Orlík. Biologické centrum AVČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav. České Budějovice.

Hepher, B., Pruginin, Y., 1982. Tilapia culture in ponds under controlled conditions. In R.S.V. Pullin and R.H. L. McConnel (Editors), The biology and culture of tilapias. International Conference on the Biology and Culture of Tilapias, 2–5 Sep., Bellagio, 185–203.

Heteša, J., Kočková, E., 1997. Hydrochemie. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Brno, 106 s.

Heteša, J., Marvan, P., Kupec, P., 2002. Úvalský a Šibeník–rybníky suplující funkci čistíren odpadních vod. In: P. Spurný (Editor), V. česká ichtyologická konference–sborník z konference s mezinárodní účastí, 25. 9. 2002, Brno, Mendlova zemědělská a lesnická univerzita, 45–51.

Hlaváč, D., Adámek, Z., Hartman, P., Másílko, J., 2014. Effects of supplementary feeding in carp ponds on discharge water quality: a review. Aquaculture International: 22 (1), 299–320.

Hlaváč, D., Adámek, Z., Hartman, P., Másílko, J., 2012. Vliv přikrmování na vývoj kvality vody v kaprových rybnících (přehled), Bulletin VÚRH Vodňany 48, 31–56.

Hopkins, J.S., Hamilton, R.D.II, Sandier, P.A., Browdy, C.L., Stokes, A.D., 1993. Effect of Water Exchange Rate on Production, Water Quality, Effluent Characteristics and Nitrogen Budgets of Intensive Shrimp Ponds. Journal of the World Aquaculture Society, 24, 304–320.

Horáková, M., Lischke, P., Grünwald, A., 1989. Chemické a fyzikální metody analýzy vod, 2. vyd. SNTL, Praha. 389 s.

Horáková, M., 2003. Analytika vody. 2. vyd. Vysoká škola chemicko–technologická, Praha, 335 s.

Cho, C.Y., Bureau, D.P., 1997. Reduction of waste output from salmonid aquaculture through feeds and feeding. Progress. Fish–Cultur., 59, 155–160.

Jahan, P., Watanabe, T., Satoh, S., Kiron, V., 2000. Effect of dietary fish meal levels on environmental phosphorus loading from carp culture. Fisheries Sci., 66, 204–210.

Jahan, P., Watanabe, T., Satoh, S., Kiron, V., 2001. Formulation of low phosphorus loading diets for carp (Cyprinus carpio L.). Aquac. Res., 32, 361–368.

Jahan, P., Watanabe, T., Satoh, S., Kiron, V., 2002. A laboratory–based assessment of phosphorusc and nitrogen loading from currently available commercial carp feeds. Fisheries Sci., 68, 579–586.

Janeček, M. a kol., 2012. Ochrana zemědělské půdy před erozí, metodika, Česká zemědělská univerzita Praha, Praha, 113 s.

Jankovic, S., Jovanovic, R., Cirkovic, M., Ljubojevic, D., Rakic, S., Milosevic, N., 2011. Importance and use of grains in fish nutrition. In: Z. Markovic (Editor), 5th International Conference Aquaculture and Fishery. Belgrade (Serbia), 1–3 Jun 2011, 103–109.

Jensen, F.B., 2003. Nitrite disrupts multiple physiological functions in aquatic animals. Comparative Biochemistry and Physiology–Part A, 135, 9–24.

Johnsen, F., Hillestad, M., Austreng, E., 1993. High energy diets for Atlantic salmon. Effects on pollution. In: S.J. Kaushik and P. Luquet (Editors), Fish nutrition in practice. Les Colloques n. 61, INRA ed., Versailles Cedex, 391–402.

Kalenda, M., Vojtěch, V., Gergel, J., 1982. Obsah některých živin a látek vypouštěných rybníků ve vodě. Československé rybníkářství 1, 8–16.

Kalff, J., 2002. Limnology: Inland Water Ecosystems. Prentice Hall, Upper Saddle River, 136–165.

Kaushik, S.J., 1995. Nutrient requirements, supply and utilization in the contex of carp culture. Aquaculture, 129, 225–241.

Kiedrzyn´ska, E., Kiedrzyn´ski, M., Urbaniak, M., Magnuszewski, A., Skłodowski, M., Wyrwicka, A., Zalewski, M., 2014. Point sources of nutrient pollution in the lowland river catchment in the context of the Baltic Sea eutrophication. Ecol. Eng. 70, 337–348.

Knösche, R., Schreckenbach, K., Pfeifer, M., Weissenbach, H., 1998. Phosphor und Stickstoffbilanzen von Karpfenteichen. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 7, 181–189.

Knösche R., Schreckenbach K., Pfeifer M., Weissenbach H., 2000. Balances of phosphorus and nitrogen in carp ponds, Fisheries Management and Ecology: 7 (1-2), 15–22.

Kočí, V., Burkhard, J., Maršálek, B., 2000. Eutrofizace na přelomu tisíciletí. Eutrofizace 2000, 3–13.

Kopp, R., Musilová, B., Rarojičić, M., Grmela, J., 2019. Živinové složení rybničních sedimentů. In: Kopp, Grmela (Eds), 70 let výuky rybářství na Mendelové Univerzitě v Brně. Sborník referátů z konference 18.–19. září 2019, 43–48.

Kořínek, V., Fott, J., Fuksa, J., Lellák, J., Pražáková, M., 1987. Carp ponds of central Europe. In: Managed Aquatic Ecosystems. Ecosystems of the World 29. New York, 29–62.

Koushik, R., Vrba, J., Kaushik, S.J., Mráz, J., 2019. Feed–based common carp farming and eutrophication: is there a reason for concern? Reviews in Aquaculture, doi:10.1111/raq.12407.

Král, J., 1984. Chemie vody. SNTL–Nakladatelství technické literatury, Praha, 131 s.

Lellák, J., Kubíček, F., 1991. Hydrobiologie, 1. vyd. Univerzita Karlova, Praha, 257 s.

Máchová, J., Svobodová, Z., Valentová, O., Kocour Kroupová, H., Zusková, E., Modrá, H., Velíšek, J., Stará, A., Bláhová, J., Dobšíková, R., 2014. Kapitola 7. Faktory a látky způsobující akutní otravy vodních organismů. In Velíšek, J. a kol. Vodní toxikologie pro rybáře. FROV JU Vodňany, 600 s.

Mareš, J., Kopp, R., Brabec, T., 2012. Kvalita masa kapra obecného–nutriční a senzorické parametry. In: M. Urbánek (Editor), Sborník referátů konference Chov ryb a kvalita vody, 24. 1. 2012. České Budějovice, Rybářské sdružení, České Budějovice, 73–80.

Mikšíková, K., 2011. Sledování množství nerozpuštěných látek a celkového fosforu v průběhu vypouštění rybniční nádrže. Juniorstav. 3. Vodní hospodářství a vodní stavby, 7 s.

Mikšíková, K., Dostál, T., Vrána, K., Rosendorf, P., 2012. Transport sedimentu a fosforu při výlovu malých vodních nádrží. Vodní hospodářství. 6/2012, 203–209.

Mokrý, T. 1935. Hospodářství rybniční. Vlastním nákladem. 349 s.

Mráz, J., Picková, J., 2009. Differences between lipid content and composition of different parts of fillets from crossbred farmed carp (Cyprinus carpio). Fish. Physiol. Biochem., 35, 615–623

Nařízení vlády č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech

Nováček, J., 1997. Péče o rybníky a jejich zařízení. Institut výchovy a vzdělání Ministerstva zemědělství ČR v Praze.

Novotný, I., Papaj, V., Podhrázská, J., Kapička, J., Vopravil, J., Kristenová, H., Mistr, M., Žížala, D., Kincl, D., Srbek, J., Pochop, M., Dostál, T., Krása, J., Kadlec, V., Příručka ochrany proti erozi zemědělské půdy. VÚMOP, v.v.i., Praha, Ministerstvo zemědělství ČR. Praha, 86 s.

Omofunmi, O.E., Adewumi, J.K., Adisa, A.F., Alegbeleye, S.O., 2016. To Assess the Impact Catfish Farm Effluents on Water Quality of Majidun Stream, South–West, Nigeria. J. Environ. Sci. Toxicol. Food Technol. 10, 28–35.

Palácio, S.M., Espinoza-Quiñones, F.R., de Pauli, A.R., Piana, P.A., Queiroz, C.B., Fabris, S.C., Fagundes-Klen, M.R., Veit, M.T., 2016. Assessment of Anthropogenic Impacts on the Water Quality of Marreco River, Brazil, Based on Principal Component Analysis and Toxicological Assays. Water Air Soil Pollut., 227, 307.

Pechar, L., 2000. Impact of long–term changes in fishery management on the trophic level water quality in Czech fish ponds. Fisheries Management and Ecology 7, 23–31.

Pechar, L., 2015. Století eutrofizace rybníků–synergický efekt zvyšování zátěže živinami (fosforem a dusíkem) a nárůstu rybích obsádek. Vodní hospodářství: 65(7), 1–6.

Pechar, L., Přikryl, I., Faina, R., 2002. Hydrobiological evaluation of Třeboň fishponds since the end of nineteenth century, Freshwater wetlands and their sustainable future, Paris, 31–61.

Pechar, L., Radová, J., 1996. Hydrobiologické zhodnocení vývoje třeboňských rybníků od konce 19. století. In: Janda, J. (Eds). Význam rybníků pro krajinu střední Evropy. Trvale udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko, Praha, 78–82.

Petrovici, M., Balan, M.S., Gruia, R., Pop, O.G., 2010. Diversity of macrozoobenthic community from fish farms as a consequence of the fisheries management. Environmental Engineering and Management Journal 9, 1589–1592.

Philips, M.J., Clarke, R., Mowat, A., 1993. Phosphorus leaching from Atlantic salmon diets. Aquacult. Eng., 12, 47–54.

Pitter, P., 1999. Hydrochemie, 3. vyd. VŠCHT, Praha, 568 s.

Pitter, p., 2009. Hydrochemie, 4. vyd. Vydavatelství VŠCHT, Praha, 579 s.

Pitter, P.,1981. Hydrochemie. SNTL, Praha, 376 s.

Pitter, P.: Hydrochemie. SNTL. Praha 1990, Vysoká škola chemicko–technologická v Praze.

Poštulková, E., Kopp, R., Lang, Š., Brabec, T., 2012. Změny kvality vody při vypouštění rybníka. In: XVI. Konference ČLS a SLS, 25. – 29. júna Jasná, 126–129.

Potužák, J., Duras, J., 2012a. Látkové bilance rybníků a k čemu jsou dobré? Sborník referátů konference „Chov ryb a kvalita vody“, Rybářské sdružení ČR, České Budějovice, 49–63.

Potužák, J., Duras, J., 2012b. Výlov rybníků–kritické období z pohledu emisí fosforu? Vodárenská biologie 2012, 1.–2. 2. 2012, Praha, Říhová Ambrožová, J. (Edit.), 52–59.

Potužák, J., Duras, J., Kröpfelová, L., 2015. Rybniční sediment–kam s ním? In: Urbánek M. (Ed), Sborník referátů 3. Odborné konference, Rybářské sdružení České republiky. České Budějovice, Únor 19–20, 2015, 59–66.

Potužák, J., Duras, J., 2015. Retence živin v rybnících–význam, hodnocení a možnosti jejího využití. Vodní hospodářství 65(7), 7–15.

Pretel, J. 2013. Změny klimatu v Česku–Současný vývoj a pravděpodobný výhled, Vesmír, roč. 92, č. 11, 605–609.

Přikryl, I., 1996. Development of fishpond management in Bohemia and its projection in zooplankton structure, a potential criterion of the fishponds biological value, Sborník vědeckých prací k 75. výročí založení VÚRH, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany, Flajšhans M. (ed.), 151–164.

Regenda, J., Hartman, P., Rutegwa, M., 2018. Výlov rybníků z pohledu přírůstku ryb a odnosu živin, aneb jak to bylo a může být. In: XVI. Rybářská a ichtyologická konference Brno 10.–11. 10. 2018, 14–22.

Richter, R., Hlušek, J., Ryant, P., Lošák, T., 2002. Organická hnojiva a jejich postavení v zemědělské praxi. Úroda 50 (9), 9–12.

Rodehutscord, M., Mandel, S., Pfeffer, E., 1994. Reduced protein content and use of wheat gluten in diets for rainbow trout: effects on water loading N and P. J. Appl. Ichthyol., 10, 271–273.

Rödlová, S., 2012. Kvalita povrchových vod – Biologické ukazatele znečištění. In: https://web.natur.cuni.cz/~langhamr/lectures/wq/prezentace/WQ_06_biologicke_ukazatele_znecisteni.pdf

Rozkošný, M., Adámek, Z., Heteša, J., Všetičková, L., Marvan, P., Sedláček, P., 2011. Vliv rybníků na vodní ekosystémy recipientů Jižní Moravy. Vodní hospodářství, 2, 18–21.

Russo, R.C., Randall, D.J., Thurston, R.V., 1988. Ammonia toxicity and metabolism in fishes: In: Ryans, R.C. (Ed.), Protection of River Basins, Lakes and Estuaries. American Fisheries Society, Bethesda, USA, 159–173.

Schäperclaus, W., Lukowicz, M., 1998. Lehrbuch der Teichwirtschaft, 4. neubearbeite Auflage, Parey Buchverlag Berlin, Germany, 590 s.

Schneider, O., 2006. Fish waste management by conversion into heterotrophic bacteria biomass (Ph.D. dissertation). Wageningen University, The Netherlands.

Schreckenbach, K., 1982. Die Bedeutung von Umweltfaktoren bei der Fischproduktion in Binnengwässer. Monatshefte fuer Veterinaermedizin 37, 220–230.

Simon, O., 2001. Klasifikace vod z hlediska možnosti trvalého výskytu ryb a stanovení jejich úseků pro monitoring dle požadavků směrnice 78/659/EHS. Závěrečná zpráva za rok 2001 úkolu č. 4001.01/22 a 4001.02/22, VÚV TGM Praha, 222 s.

Smith, V.H., Tilman, G.D., Nekola, J.C., 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. Environmental pollution 100: (1-3), 179–196.

Smutná, M., Vorlová, L., Svobodová, Z., 2002. Pathobiochemistry of ammonia in the internal environment of fish (Review). Acta Veterinaria Brno 71, 169–181.

Stibranyiová, I., Adámek, Z., 1998. The impact of winter storage of live carp on discharge water quality. J. Appl. Ichtyol., 14, 91–95.

Sukop, I., 2006. Ekologie vodního prostředí. Skriptum. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Brno, 199 s.

Svobodová, Z., Máchová, J., Faina, R., 1984. Vliv krmiva s různým obsahem dusíkatých látek na ukazatele bílkovinného metabolismu u kapra obecného. Živočišná výroba 29, 991–1000.

Svobodová, Z., Gelnarová, J., Justýn, J., Krupauer, V., Simanov, L., Valentová, V., Vykusová, B., Wohlgemuth, E., 1987. Toxikologie vodních živočichů. Praha, SZN, 231 s.

Svobodová, Z., Máchová, J., Kroupová, H., Smutná, M., Groch, L., 2007. Ammonia autointoxication of common carp: case studies. Aquaculture International 15, 277–286.

Svobodová, Z., Máchová, J., Kroupová, H., 2008. Otravy ryb. In: Svobodová, Z. (Ed.), Veterinární toxikologie v klinické praxi. Profi Press, Praha, s. 201–217.

Synáčková, M., 1996: Čistota vod. Dotisk 1. vyd. Praha: Vydavatelství ČVUT.

Šusta,J. 1898. Fünf Jahrhunderete der Teichwirtschaft zu Wittingau. Stettin. Czech translation by Lhotský O. (1995) Pět století rybničního hospodářství v Třeboni. Třeboň: Caprio, 212 s.

Švehláková, H., 2009. Fosfor. Ekologické aspekty technické hydrobiologie, VŠB–Technická univerzita Ostrava, Hornicko–geologická fakulta, Institut Enviromentálního inženýrství, Ostrava, 43–46.

Tacon, A.G., Metian, M., 2015. Feed matters: satisfying the feed demand of aquaculture. Reviews in Fisheries Science & Aquaculture 23, 1–10.

Valentová O., Máchová J., Faina R., Kroupová H., Svobodová Z., 2009. Souprava COMBI – terénní analýzy vody, Edice Metodik, č. 90, 28 s.

Valentová, O., Máchová, J., Kocour Kroupová, H., 2013. Základy hydrochemie: návody pro laboratorní cvičení. 1. vyd. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Vodňany, 123 s.

Velíšek, J., Svobodová Z., Bláhová, J., Máchová, J., Stará, A., Dobšíková, R., Široká, Z., Modrá, H., Valentová, O., Randák, T., Štěpánová, S., Kocour Kroupová, H., Maršálek, P., Grabic, R., Zusková, E., Bartošková, M., Stancová, V., 2014. Vodní toxikologie pro rybáře. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, FROV, 600 s.

Vyhláška č. 257/2009 Sb., o používání sedimentů na zemědělské půdě.

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i. 2011. Příručka ochrany proti vodní erozi. MZe, Praha. 56 s.

Waite, R., Beveridge, M., Brummett, R., Castine, S., Chaiyawannakarn, N., Kaushik, S., Mungkung, R., Nawapakpilai, S., Phillips, M., 2014. Improving Productivity and Environmental Performance of Aquaculture. Working Paper,Installment 5 of Creating a Sustainable Food Future. World Resources Institute, Washington, DC.

Watanabe, T., Jahan, P., Satoh, S., Kiron, V., 1999. Total phosphorus loading on to the water environment from common carp fed commercial diets. Fisheries Sci., 65, 712–716.

Wetzel, R., G., 1983. Limnology. Saunders Company, 767 s.

Wilkie, M.P., 2002. Ammonia excretion and urea handling by gills: present understanding and future research challenges. Journal of Experimental Zoology 293, 284–301.

Wilkie, M.P., Wood, C.M., 1996. The adaptations of fish to extremely alkaline enviroments. Comparative Biochemistry and Physiology 113 B, 665–673.

Zákon č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu.

Zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech a o změně některých dalších zákonů.

Zákon č. 99/2004 Sb., o rybníkářství, výkonu rybářského práva, rybářské stráži, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů (zákon o rybářství).

8. Seznam tabulek

Tabulka 1 Procentuální zastoupení živin v různých typech hnojiva – v čisté hmotě (Richter a kol., 2002).

Tabulka 2 Přehled průměrných hodnot pH na sledovaných rybnících podle jednotlivých fází, (n–počet vzorků).

Tabulka 3 Přehled průměrných hodnot pH na sledovaných rybnících podle jednotlivých fází, (n–počet vzorků).

Tabulka 4 Přehled průměrných hodnot ORP na sledovaných rybnících podle jednotlivých fází, (n–počet vzorků).

Tabulka 5 Přehled průměrných hodnot turbidity na sledovaných rybnících podle jednotlivých fází, (n–počet vzorků).

Tabulka 6 Přehled průměrných hodnot O_2 na sledovaných rybnících podle jednotlivých fází, (n–počet vzorků).

Tabulka 7 Vybrané parametry bahna u všech rybníků jednotlivě a v průměru.

9. Seznam obrázků

Obr. 1 Odběrové místo pod rybníkem Markovec u Žižky s připravenými nádobami (foto: Ján Regenda).

Obr. 2 Podzimní ráno v druhý den výlovu rybníka Markovec u Žižky (foto: Ján Regenda).

Obr. 3 Odběr vzorku vody teleskopickou tyčí a přelévání do připravených nádob (foto: Ján Regenda).

Obr. 4 Odběrové místo pod rybníkem Rovenský. Filtrace vzorku přes jednorázový nylonový filtr (foto: Ján Regenda).

Obr. 5 Měření fyzikálně–chemických parametrů ve stoce pod rybníkem Luh multiparametrální sondou YSI EXO 2 (foto: Ján Regenda).

10. Seznam grafů

Graf 1 Dynamika změn NL_{105} dle fáze výlovu u všech rybníků, plůdkových výtažníků, výtažníků a hlavních rybníků.

Graf 2 Dynamika změn TN dle fáze výlovu u všech rybníků, plůdkových výtažníků, výtažníků a hlavních rybníků.

Graf 3 Dynamika změn $N–NH_4^+$ dle fáze výlovu u všech rybníků, plůdkových výtažníků, výtažníků a hlavních rybníků.

Graf 4 Dynamika změn TN dle fáze výlovu u všech rybníků, plůdkových výtažníků, výtažníků a hlavních rybníků.

Graf 5 Dynamika změn zastoupení rozpuštěného a vázaného fosforu včetně absolutních hodnot rozpuštěného fosforu u všech rybníků dle fáze výlovu.

11. Seznam příloh

Příloha 1 Zdrojová data pro vývoj NL105 u všech rybníků společně i jednotlivě ($mg.l^{-1}$).

Příloha 2 Zdrojová data pro vývoj TN u všech rybníků společně i jednotlivě ($mg.l^{-1}$).

Příloha 3 Zdrojová data pro vývoj TP u všech rybníků společně i jednotlivě ($mg.l^{-1}$).

Příloha 4 Zdrojová data pro vývoj rozpuštěného fosforu u všech rybníků společně i samostatně ($mg.l^{-1}$).

Příloha 5 Zdrojová data pro vývoj amoniakálního dusíku u všech rybníků společně i samostatně ($mg.l^{-1}$).

Příloha 6 Zdrojová data pro vývoj turbidity u všech rybníků společně i samostatně (NTU)

Příloha 7 Zdrojová data pro vývoj pH pro všechny rybníky společně i samostatně.

Příloha 8 Zdrojová data pro vývoj rozpuštěného kyslíku pro všechny rybníky společně i samostatně ($mg.l^{-1}$).

Příloha 9 Zdrojová data pro vývoj ORP u všech rybníků společně i samostatně (mV).

Příloha 10 Zdrojová data pro vývoj konduktivity pro všechny rybníky společně i samostatně.

Příloha 11 Výsledky analýz odebraného bahna ($mg.kg^{-1}$ sušiny).

10. Přílohy

Příloha 1 Zdrojová data pro vývoj NL_{105} u všech rybníků společně i jednotlivě ($mg.l^{-1}$).

NL105 (mg.l-1)	počet vzorků	průměr	SD	max.	min.	ST	ČE	BL	RO	LU	PR	JO	ŠV	MA	SE	VI	SA
rybník	6	**58,83**	**22,94**	97	31							67	31	97	68	59	31
vypouštění	11	**126,64**	**70,32**	250	24		71	24	200	190	150	110	46	250	150	160	42
večer před výlovem	11	**248,82**	**158,48**	550	42	460	81	42		130	280	200	220	550	290	400	84
ráno před výlovem	12	**298,58**	**338,12**	1 400	53	190	130	53	160	210	200	330	220	1 400	230	240	220
stavění kádí	9	**841,11**	**786,91**	2 100	110		200	110		1 800		590	160	2 100	320	390	1 900
plašení	6	**1 871,67**	**1 457,78**	4 300	410	2 000			410	670			4 300	3 200		650	
záťah, zvedání podložky	10	**1 936,00**	**1 287,03**	4 400	210	2 600	210	330	4 400		320	1 600	3 000	2 500		1 900	2 500
jadření, přetažení sítě	2	**4 500,00**	**800,00**	5 300	3 700									5 300		3 700	
vydávání sítě	9	**827,78**	**624,94**	2 100	190	340	530	190			290	2 100	840	1 400		360	1 400
plašení ryb II.	5	**2 920,00**	**1 617,90**	5 700	1 200				1 200	5 700				2 700	1 500	3 500	
záťah II.	6	**3 410,00**	**3 046,36**	8 800	250	410					8 800		250	5 200	1 500	4 300	
vydávání sítě II.	5	**2 444,00**	**3 584,14**	9 600	270	270			9 600				890		780	680	
dolovek na kesery	12	**7 579,17**	**5 145,77**	16 000	650	1 600	5 400	650	10 000	6 400	15 000	1 600	14 000	3 400	8 600	8 300	16 000
povrchový odtok	11	**26 900,00**	**19 837,75**	60 000	6 900	6 900	10 000		21 000	11 000	11 000	18 000	53 000	10 000	55 000	60 000	40 000

Příloha 2 Zdrojová data pro vývoj TN u všech rybníků společně i jednotlivě (mg.l^{-1}).

TN (mg.l^{-1})	počet vzorků	průměr	SD	max.	min.	ST	ČE	BL	RO	LU	PR	JO	ŠV	MA	SE	VI	SA
rybník	6	**2,82**	**0,61**	3,5	1,8							2,2	3,5	3,3	3,2	2,9	1,8
vypouštění	11	**3,52**	**1,69**	6,2	0,4		0,4	2,1	5,8	4	3,2	2,5	3,3	6,2	4,4	5	1,8
večer před výlovem	11	**5,47**	**2,83**	11	1,9	7	3,1	3,1		3,5	6,1	3,2	9	11	4,1	8,2	1,9
ráno před výlovem	12	**6,07**	**3,62**	17	3,5	5,3	4,2	3,5	5,8	4,9	3,6	5,6	8,6	17	3,6	7	3,7
stavění kádí	9	**10,91**	**8,42**	32	3,6		4,4	3,6		17		8,1	8,1	32	5	8	12
plašení	6	**31,72**	**32,30**	94	6,6	19			6,6	8,8			94	54		7,9	
záťah, zvedání podložky	10	**20,57**	**15,32**	48	4	26	4	5,9	36		4,7	7,1	48	40		16	18
jadření, přetažení sítě	2	**59,00**	**31,00**	90	28									90		28	
vydávání sítě	9	**11,41**	**7,62**	23	3,5	6,8	4,3	3,5			4	23	18	23		7,1	13
plašení ryb II.	5	**25,40**	**12,75**	44	11				11	44				37	18	17	
záťah II.	6	**46,42**	**45,00**	120	7,5	7,5					120		13	98	15	25	
vydávání sítě II.	5	**11,44**	**7,22**	25	4,6	6,5			25				12		4,6	9,1	
dolovek na kesery	12	**73,42**	**52,24**	190	13	15	45	13	69	110	150	20	190	63	48	65	93
povrchový odtok	11	**313,09**	**263,80**	1000	17	17	140		290	540	97	190	1000	170	400	430	170

Příloha 3 Zdrojová data pro vývoj TP u všech rybníků společně i jednotlivě (mg.l^{-1}).

TP (mg.l^{-1})	počet vzorků	průměr	SD	max.	min.	ST	ČE	BL	RO	LU	PR	JO	ŠV	MA	SE	VI	SA
rybník	6	**0,41**	**0,12**	0,55	0,15							0,44	0,45	0,55	0,47	0,41	0,15
vypouštění	11	**0,59**	**0,30**	1,1	0,16		0,4	0,28	1	0,93	1,1	0,44	0,38	0,85	0,47	0,48	0,16
večer před výlovem	11	**0,86**	**0,41**	1,6	0,23	1,2	0,38	0,37		1,1	1,3	0,61	1	1,6	0,93	0,79	0,23
ráno před výlovem	12	**1,02**	**0,88**	3,8	0,42	0,66	0,44	0,42	0,99	1,2	1,2	1	0,86	3,8	0,72	0,48	0,44
stavění kádí	9	**2,24**	**2,12**	6,9	0,58		0,58	0,72		6,9		1,7	0,78	4,9	0,95	0,74	2,9
plašení	6	**4,82**	**3,57**	11	1,3	4,7			1,5	2,5			11	7,9		1,3	
záťah, zvedání podložky	10	**5,09**	**3,08**	10	0,63	6,8	0,63	2	8		1,5	4,3	8,7	5,6		3,4	10
jadření, přetažení sítě	2	**9,20**	**3,80**	13	5,4									13		5,4	
vydávání sítě	9	**2,35**	**1,62**	5,7	0,81	0,92	1,5	1,1			1,6	5,7	2,7	4,6		0,81	2,2
plašení ryb II.	5	**7,40**	**6,83**	21	3,2				3,2	21				5	3,6	4,2	
záťah II.	6	**7,97**	**7,68**	22	1	1					22		1,1	14	3,2	6,5	
vydávání sítě II.	5	**4,81**	**6,63**	18	0,76	0,76			18				2,7		1,5	1,1	
dolovek na kesery	12	**18,74**	**13,99**	45	2,4	3,5	13	2,4	24	44	45	3,7	30	9,3	15	18	17
povrchový odtok	11	**65,73**	**51,44**	210	14	14	47		47	210	53	51	100	22	78	71	30

Příloha 4 Zdrojová data pro vývoj rozpuštěného fosforu u všech rybníků společně i samostatně ($mg.l^{-1}$).

$P_{rozp.}$ ($mg.l^{-1}$)	počet vzorků	průměr	SD	max.	min.	ST	ČE	BL	RO	LU	PR	JO	ŠV	MA	SE	VI	SA
rybník	6	**0,0615**	**0,0399**	0,14	0,016							0,037	0,14	0,046	0,08	0,05	0,016
vypouštění	11	**0,0449**	**0,0198**	0,083	0,014		0,024	0,075	0,052	0,048	0,054	0,033	0,083	0,038	0,03	0,043	0,014
večer před výlovem	11	**0,0390**	**0,0200**	0,086	0,017	0,027	0,022	0,086		0,043	0,045	0,039	0,067	0,031	0,021	0,031	0,017
ráno před výlovem	12	**0,0393**	**0,0146**	0,065	0,017	0,028	0,024	0,04	0,041	0,047	0,065	0,032	0,058	0,059	0,027	0,033	0,017
stavění kádí	9	**0,0444**	**0,0360**	0,14	0,016		0,02	0,14		0,038		0,036	0,062	0,031	0,026	0,031	0,016
plašení	6	**0,0330**	**0,0096**	0,049	0,023	0,023			0,049	0,043			0,031	0,026		0,026	
záťáh, zvedání podložky	10	**0,0411**	**0,0327**	0,13	0,014	0,02	0,021	0,13	0,044		0,066	0,031	0,03	0,026		0,029	0,014
jadření, přetažení sítě	2	**0,0250**	**0,0040**	0,029	0,021									0,021		0,029	
vydávání sítě	9	**0,0422**	**0,0278**	0,11	0,019	0,023	0,03	0,11			0,071	0,029	0,035	0,03		0,033	0,019
plašení ryb II.	5	**0,0324**	**0,0101**	0,051	0,023				0,051	0,035				0,026	0,023	0,027	
záťáh II.	6	**0,0308**	**0,0075**	0,045	0,024	0,024					0,035		0,045	0,024	0,031	0,026	
vydávání sítě II.	5	**0,0332**	**0,0083**	0,044	0,023	0,023			0,042				0,044		0,028	0,029	
dolovek na kesery	12	**0,0369**	**0,0201**	0,082	0,016	0,016	0,019	0,046	0,082	0,031	0,074	0,031	0,023	0,035	0,02	0,033	0,033
povrchový odtok	11	**0,0456**	**0,0311**	0,11	0,017	0,017	0,02		0,092	0,075	0,11	0,031	0,056	0,025	0,027	0,022	0,027

Příloha 5 Zdrojová data pro vývoj amoniakálního dusíku u všech rybníků společně i samostatně ($mg.l^{-1}$).

$N–NH_4^+$ ($mg.l^{-1}$)	počet vzorků	průměr	SD	max.	min.	ST	ČE	BL	RO	LU	PR	JO	ŠV	MA	SE	VI	SA
rybník	6	**0,4167**	**0,2953**	0,9	0,05							0,05	0,05	0,5	0,9	0,5	0,5
vypouštění	10	**0,6960**	**0,7321**	2,5	0,03			0,05	0,31	0,32	0,03	0,05	2,5	0,9	1	1,3	0,5
večer před výlovem	9	**0,8989**	**0,8014**	2,2	0,05			0,07		0,32	0,05	0,05	1,5	2,2	1,1	2	0,8
ráno před výlovem	10	**1,0770**	**0,9492**	2,9	0,05			0,12	0,8	0,73	0,17	0,05	2,3	2,9	1,2	2	0,5
stavění kádí	8	**1,4800**	**0,8154**	2,9	0,5			0,54		1,3		0,9	2,5	2,9	1,7	1,5	0,5
plašení	5	**2,0600**	**1,0423**	3,8	1				1	1,1			3,8	2,6		1,8	
záťah, zvedání podložky	8	**1,3138**	**1,2198**	4,1	0,05			0,7	1,4		0,26	0,05	4,1	1,8		1,7	0,5
jadření, přetažení sítě	2	**2,9500**	**1,4500**	4,4	1,5									4,4		1,5	
vydávání sítě	7	**1,7686**	**1,3841**	3,9	0,38			1,1			0,38	0,9	3,8	3,9		1,8	0,5
plašení ryb II.	5	**2,7800**	**0,7600**	4,2	2				2,8	4,2				2,6	2,3	2	
záťah II.	5	**3,1800**	**0,9108**	4,3	2,1						3,8		4,3	3,6	2,1	2,1	
vydávání sítě II.	4	**3,1250**	**0,9444**	4,3	2,1				3,8				4,3		2,3	2,1	
dolovek na kesery	10	**4,4050**	**2,2641**	7,4	0,05			3,1	5,8	4,1	7,3	0,05	7,4	6,9	3,4	3,1	2,9
povrchový odtok	9	**9,8889**	**6,5392**	26	3,4				9	6,3	15	3,4	26	6,9	10	8,1	4,3

Příloha 6 Zdrojová data pro vývoj turbidity u všech rybníků společně i samostatně (NTU).

TURB (NTU)	počet vzorků	průměr	SD	max.	min.	ST	ČE	BL	RO	LU	PR	JO	ŠV	MA	SE	VI	SA
rybník	*6*	**33,6717**	**18,9455**	67,74	11,36							34,47	11,36	67,74	40,17	35,78	12,51
vypouštění	*9*	**89,5333**	**42,5954**	152,33	18,93				114,47	125,95	117,31	93,4	24,2	152,33	89,63	69,58	18,93
večer před výlovem	*8*	**157,1450**	**76,3500**	261,9	36,13					118,41	159,38	96,43	108,61	261,9	225,01	251,29	36,13
ráno před výlovem	*9*	**192,2811**	**135,7931**	546,91	89				90,31	193,06	156,1	256,6	100,37	546,91	176,53	121,65	89
stavění kádí	*8*	**310,5350**	**189,7201**	628,97	74,09				203,77	303,25		276,7	74,09	611,29	190,56	195,65	628,97
plašení	*5*	**474,2600**	**195,6932**	809,9	281,7				332	577,55			281,7	809,9		370,15	
záťah, zvedání podložky	*6*	**558,8417**	**188,6806**	716,8	151,12						151,12	563,38	675,5	716,8		639,25	607
jadření, přetažení sítě	*2*	**581,2300**	**186,8800**	768,11	394,35									394,35		768,11	
vydávání sítě	*6*	**443,7233**	**203,2688**	706,3	169						169	706,3	349,94	693		266,5	477,6
plašení ryb II.	*5*	**660,7640**	**104,4274**	855,32	553,29				594,2	855,32				634,99	666,02	553,29	
záťah II.	*5*	**432,2120**	**262,9082**	762,62	119,26						177,17		119,26	701,38	400,63	762,62	
vydávání sítě II.	*4*	**443,0825**	**182,5243**	753,74	285,7				753,74				285,7		355,57	377,32	
dolovek na kesery	*9*	**566,1144**	**239,4655**	870	198,55				554	870	198,55	360,6	199,26	748,86	666,66	720,2	776,9
povrchový odtok	*7*	**420,1671**	**402,4581**	1000	56,63				90	56,63	89,67	126,8	1000	578,07	73,11*	1000	(-100,45)

Příloha 7 Zdrojová data pro vývoj pH pro všechny rybníky společně i samostatně.

pH	počet vzorků	průměr	SD	max.	min.	ST	ČE	BL	RO	LU	PR	JO	ŠV	MA	SE	VI	SA
rybník	6	**8,01**	**0,50**	8,63	7							7,92	8,32	8,13	8,63	7	8,04
vypouštění	11	**7,98**	**0,49**	8,71	6,79		8,35	8,71	7,56	7,74	8,41	7,8	6,79	8,21	8,05	8,18	8,02
večer před výlovem	11	**7,76**	**0,41**	8,5	7,06	7,61	8,3	8,5		7,06	7,42	8,13	7,39	7,65	7,95	7,71	7,64
ráno před výlovem	12	**7,65**	**0,31**	7,97	6,96	7,55	7,84	7,75	7,23	6,96	7,3	7,82	7,62	7,81	7,97	7,96	7,97
stavění kádí	10	**7,57**	**0,42**	7,98	6,6		7,74	7,37	7,08	6,6		7,74	7,61	7,8	7,85	7,95	7,98
plašení	6	**7,29**	**0,42**	7,84	6,52	7,5			7,05	6,52			7,32	7,5		7,84	
záťah, zvedání podložky	9	**7,41**	**0,21**	7,79	7,09	7,19	7,59	7,2			7,09	7,47	7,3	7,46		7,57	7,79
jadření, přetažení sítě	2	**7,51**	**0,08**	7,58	7,43									7,43		7,58	
vydávání sítě	9	**7,36**	**0,26**	7,78	7,05	7,09	7,35	7,05			7,07	7,4	7,22	7,71		7,78	7,58
plašení ryb II.	5	**7,35**	**0,53**	7,77	6,41				7,13	6,41				7,75	7,71	7,77	
záťah II.	6	**7,38**	**0,36**	7,81	6,84	7,07					6,84		7,22	7,66	7,69	7,81	
vydávání sítě II.	5	**7,32**	**0,30**	7,82	7,05	7,05			7,05				7,16		7,51	7,82	
dolovek na kesery	12	**7,20**	**0,40**	7,88	6,49	7,06	7,24	6,71	7,09	6,49	6,74	7,5	7,18	7,78	7,44	7,88	7,31
povrchový odtok	11	**7,09**	**0,40**	7,66	6,32	6,97	6,73		7,08	6,32	6,61	7,29	7,03	7,66	7,45	7,58	7,24

Příloha 8 Zdrojová data pro vývoj rozpuštěného kyslíku pro všechny rybníky společně i samostatně ($mg.l^{-1}$).

O_2 ($mg.l^{-1}$)	počet vzorků	průměr	SD	max.	min.	ST	ČE	BL	RO	LU	PR	JO	ŠV	MA	SE	VI	SA
rybník	6	**11,5183**	**2,0677**	15,81	9,74							12,13	10,47	10,95	15,81	9,74	10,01
vypouštění	11	**9,9473**	**1,8432**	14,32	7		14,32	9,26	12,07	8,78	10,08	7	8,92	9,81	9,6	8,8	10,78
večer před výlovem	11	**7,7518**	**2,6085**	14,09	5,33	7,2	14,09	7,94		6,93	5,46	9,66	6,42	5,38	6,13	5,33	10,73
ráno před výlovem	12	**5,7033**	**2,9103**	12,55	1,25	6,41	12,55	4,38	1,25	5,99	3,28	3,24	3,92	5,54	7,11	5,17	9,6
stavění kádí	10	**5,2160**	**3,4024**	11,89	1,04		11,89	2,37	1,04	5,7		1,1	5,28	3,89	6,98	3,99	9,92
plašení	6	**3,5067**	**1,3052**	5,52	1,64	4,54			2,24	3,61			1,64	5,52		3,49	
záťáh, zvedání podložky	9	**3,8589**	**3,5376**	11,66	0,4	0,68	11,66	3,07			2,11	0,4	1,67	5,33		2	7,81
jadření, přetažení sítě	2	**1,7850**	**0,1350**	1,92	1,65									1,65		1,92	
vydávání sítě	9	**4,3256**	**2,1934**	8,76	1,18	1,18	8,76	3,64			3,02	3,17	3,04	5,67		3,62	6,83
plašení ryb II.	5	**2,7220**	**0,6684**	3,59	1,82				3,38	2,55				3,59	2,27	1,82	
záťáh II.	6	**1,3967**	**1,0451**	3,63	0,57	1,25					0,62		3,63	0,89	0,57	1,42	
vydávání sítě II.	5	**2,3780**	**1,1154**	4,13	0,99	0,99			2,98				2,34		4,13	1,45	
dolovek na kesery	11	**2,0000**	**1,8908**	7	-0,14	1,21	7	2,66	2,27	2,61	0,13	1	0,52	3,17	-0,14	1,57	0,,77
povrchový odtok	11	**0,1818**	**0,4511**	1,53	-0,24	0,24	0		0,18	0,28	0,06	0	-0,12	1,53	-0,05	0,12	-0,24

Příloha 9 Zdrojová data pro vývoj ORP u všech rybníků společně i samostatně (mV).

ORP (mV)	počet vzorků	průměr	SD	max.	min.	ST	ČE	BL	RO	LU	PR	JO	ŠV	MA	SE	VI	SA
rybník	6	**84,9333**	**29,4788**	139,6	44							68,7	92,9	72	92,4	139,6	44
vypouštění	11	**85,4818**	**64,2210**	238,7	15,7		50,8	15,7	47	64,7	124,5	50	238,7	176,3	75,9	52,1	44,6
večer před výlovem	11	**71,8909**	**28,6451**	115,8	12,3	12,3	104,5	88,9		46,4	40,4	65,5	115,8	87,1	88,4	69,1	72,4
ráno před výlovem	12	**66,9000**	**28,9157**	102,7	3,3	46,7	87,9	61,8	65,7	86,9	28,5	50,3	102,7	85,3	3,3	84,9	98,8
stavění kádí	10	**46,9000**	**32,9759**	108,7	9,5		92,5	31,7	21,8	43,9		16	108,7	43,9	9,5	79,8	21,2
plašení	6	**46,1833**	**24,4971**	81,1	14,4	49,7			14,4	16,3			67,7	81,1		47,9	
záťah, zvedání podložky	9	**26,4667**	**35,7150**	79,5	-30,1	5,8	57,2	30,6			-18,7	-30,1	70,8	79,5		25,1	18
jadření, přetažení sítě	2	**51,4000**	**21,7000**	73,1	29,7									73,1		29,7	
vydávání sítě	9	**30,1000**	**38,5947**	90,4	-22,5	-22,5	9,6	41			-16,1	16	76	90,4		69	7,5
plašení ryb II.	5	**33,5800**	**9,5579**	46	22				24,5	32,6				46	42,8	22	
záťah II.	6	**32,2833**	**25,3639**	68,5	-0,9	15,6					-0,9		68,5	62,5	16,3	31,7	
vydávání sítě II.	5	**24,5800**	**27,9264**	59,8	-22,4	-22,4			31,2				59,8		13,1	41,2	
dolovek na kesery	12	**17,2250**	**33,9773**	64,3	-47,8	-1,1	52,4	27,6	22,3	64,3	-47,8	-14,1	46,1	54,9	-32	21,8	12,3
povrchový odtok	11	**-55,4273**	**40,6547**	29,9	-106,9	-8,8	-63,5		-26,2	-29,5	-61,8	-93,3	-95,1	29,9	-106,9	-92,8	-61,7

Příloha 10 Zdrojová data pro vývoj konduktivity (uvedena jako SPC) pro všechny rybníky společně i samostatně (µS.cm^{-1})

SPC (µS.cm-1)	počet vzorků	průměr	SD	max.	min.	ST	ČE	BL	RO	LU	PR	JO	ŠV	MA	SE	VI	SA
rybník	6	**467,4000**	**89,6724**	591,6	351,1							591,6	351,1	399,8	483,3	571,5	407,1
vypouštění	11	**413,4182**	**106,6268**	590,2	243,4		431,4	243,4	451,8	296,4	296,7	590,2	357,4	409,7	484	579,6	407
večer před výlovem	11	**418,5273**	**118,1786**	627,6	250,8	520,4	369,1	250,8		298,9	299,7	590,3	348,7	397,7	493,3	627,6	407,3
ráno před výlovem	12	**384,2417**	**145,1706**	619,4	44,7	44,7	364,9	261,8	461,5	319,1	320,8	597,4	352,6	402,1	457,1	619,4	409,5
stavění kádí	10	**434,8300**	**107,6591**	619,1	277,1		370,6	277,1	485,7	324,6		596,9	362,3	401,4	503,9	619,1	406,7
plašení	6	**443,5667**	**102,0251**	642	345,3	438			491,9	345,3			351,6	392,6		642	
záták, zvedání podložky	9	**420,4000**	**113,4777**	640,9	281,1	426	371,4	281,1			322,1	590,6	340,7	406,9		640,9	403,9
jadření, přetažení sítě	2	**535,0000**	**102,7000**	637,7	432,3									432,3		637,7	
vydávání sítě	9	**423,3000**	**107,4061**	633,1	283,5	426,2	369	283,5			326	579,4	368,4	422,2		633,1	401,9
plašení ryb II.	5	**496,3000**	**93,0830**	627,6	366,4				543,8	366,4				418,2	525,5	627,6	
záták II.	6	**449,4833**	**98,2720**	623,5	331,6	424					331,6		369,1	422,3	526,4	623,5	
vydávání sítě II.	5	**502,4600**	**94,5000**	626,1	366,8	425,9			571				366,8		522,5	626,1	
dolovek na kesery	12	**453,8917**	**114,8646**	647,7	296,1	428,1	366	296,1	631,1	364,6	352,8	593,7	368,4	480,2	530,7	647,7	387,3
povrchový odtok	11	**494,4000**	**92,5357**	646,3	392	422,2	435,6		645	415	418	580,1	426,8	490,8	566,6	646,3	392

Příloha 11a Výsledky analýz odebraného bahna (mg.kg^{-1} sušiny).

Bahno	pH – CaCl2	Hořčík	Hořčík–využitelný	Draslík	Draslík–využitelný	Vápník	Vápník–využitelný
ST	7,2	4 400	640	3 500	590	9 700	5 600
ČE	7,2	5 800	700	5 400	720	6 200	5 100
BL	6,46	4 800	420	3 000	210	5 300	2 800
Ro	7,48	8 000	640	5 400	340	140 000	16 000
Lu	6,65	18 000	750	8 200	560	7 000	4 100
PE	7,63	6 800	660	5 000	510	7 400	5 500
JO	6,57	8 300	740	9 600	570	5 600	2 400
ŠV	6,46	8 200	610	6 900	480	6 500	2 700
MA	7,23	6 600	860	7 200	600	9 100	4 700
SE	7,09	8 300	860	8 200	530		3 200
VI	7,3	9 000	860	8 900	460	9 600	4 500
SA	6,29	7 400	670	7 600	370	5 300	2 100
Průměr	6,96	7 966,67	700,83	6 575,00	495,00	19 245,45	4 891,67
SD	0,43	3 329,25	121,48	2 017,89	130,48	38 218,02	3 549,29

Příloha 11b Výsledky analýz odebraného bahna

Parametr	Jednotky	Limit vyhlášky č. 257/2009 Sb.	ST	ČE	BL	RO	LU	PR	JO	ŠV	MA	SE	VI	SA
Obsah Skeletu 2–4 mm	%	30	<0,1	0,7	5,6	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,4	<0,1	<0,1	0,8	<0,1
Obsah skeletu nad 4 mm	%	2	<0,1	1,2	3,8	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	2,4	<0,1
Arsen	$mg.kg^{-1}$ suš.	30	42	66	9,3	9,7	29	46	22	18	25	26	20	15
Beryllium	$mg.kg^{-1}$ suš.	5	1,7	2,1	1,4	<1,0	3,6	2,6	4,4	2	2,6	0	2,5	3,4
Kadmium	$mg.kg^{-1}$ suš.	1	0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	0,8	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Kobalt	$mg.kg^{-1}$ suš.	30	14	18	11	8,3	24	17	18	15	13	18	13	16
Chróm celkový	$mg.kg^{-1}$ suš.	200	53	82	90	44	330	110	120	110	83	140	76	70
Měď	$mg.kg^{-1}$ suš.	100	39	47	24	28	39	35	35	43	32	39	30	31
Rtuť	$mg.kg^{-1}$ suš.	0,8	0,091	0,083	0,048	0,054	0,11	0,092	0,093	0,32	0,093	0,1	0,082	0,073
Nikl	$mg.kg^{-1}$ suš.	80	36	45	39	22	110	47	58	52	40	59	34	33
Olovo	$mg.kg^{-1}$ suš.	100	27	34	22	16	40	36	35	35	38	34	31	33
Vanad	$mg.kg^{-1}$ suš.	180	54	88	49	47	100	85	76	66	73	90	70	72
Zinek	$mg.kg^{-1}$ suš.	300	120	150	90	88	160	170	140	150	140	150	130	120
Suma BTEX	$mg.kg^{-1}$ suš.	0,4	<0,04	<0,04	0,078	1,4	<0,04	0,94	<0,04	<0,04	0,053	<0,04	0,292	<0,04
PAU – ∑12-ti PAU	$mg.kg^{-1}$ suš.	6	6,9	1,6	0,79	1,6	2,3	5,6	0,98	9,7	11	2	0,94	3,3
PCB – ∑ kongenery	$mg.kg^{-1}$ suš.	0,2	0,025	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
DDT (včetně met.)	$mg.kg^{-1}$ suš.	0,1	<0,005	0,0059	0,006	0,007	0,089	0,007	0,012	0,035	<0,005	0,012	0,009	0,008
Uhlovodíky C10–C40	$mg.kg^{-1}$ suš.	300	150	120	<100	230	<100	160	170	330	210	110	130	120

11. Abstrakt

Jak se mění kvality vody na odtoku z rybníků při jejich výlovu

Cílem této diplomové práce bylo zjistit, jak a v jaké fázi výlovu se mění kvality vody odtékající z rybníků nejvíce. Byla sledována proměnlivost kvality vody a byla identifikována fáze výlovu, ve které se se zhoršuje kvalita vody nejvíce. Výsledky a postřehy by měly posloužit při rozvoji technologie k zachytávání sedimentu a živin a odtékajících z rybníků v průběhu výlovů.

Sledování kvality vody bylo provedeno na dvanácti rybnících v Jihočeském kraji, které obhospodařuje Krajské školní hospodářství České Budějovice. Byly provedeny odběry vody a měření multiparametrální sondou YSI EXO 2 (teplota vody, koncentrace rozpuštěného kyslíku, konduktivita, turbidita a pH) v různých fázích výlovu. Ve stejné době byly provedeny odběry vody pro sledování nerozpuštěných látek, celkového fosforu, rozpuštěného fosforu a celkového dusíku. Vzorky vody byly odvezeny a zpracovány v laboratořích státního podniku Povodí Vltavy v Českých Budějovicích.

V našich výsledcích se potvrdilo, že vypouštění a výlov významně ovlivňují kvalitu vody dále v povodí. K největším nárůstům u nerozpuštěných látek, celkového fosforu a dusíku docházelo v době aktivního pohybu lidí a ryb v lovišti. Nárůsty tak byly největší v době stavění kádí, plašení ryb, zátahu nebo zvedání podložní sítě a jadření. Nejvyšší hodnoty nerozpuštěných látek, celkového fosforu a dusíku byly zaznamenány při dolovku na kesery a při povrchovém odtoku po skončení výlovu. Změny hodnot v průběhu výlovu však mohou být velmi výrazné a rychlé. Proto by měla být snaha o snížení koncentrací nerozpuštěných látek, celkového dusíku a fosforu od fáze zátahu až po uzavření výpustě.

Rozpuštěný fosfor je v rámci problému eutrofizace vody klíčovým parametrem. Výsledky analýz vody ale ukázaly, že výlov není tolik závažným problémem z pohledu rozpuštěného fosforu. V průběhu výlovů jasně převažoval vázaný fosfor, jehož podíl byl v průměru nad 99 %.

Kvalitu vody odtékající při výlovech z rybníků nejvíce ovlivňuje biomasa a typ obsádky. V menší míře také počasí, manipulace s vodou a typ výpustného zařízení.

Klíčová slova: výlov rybníka, nerozpuštěné látky, fosfor, dusík, odtékající voda z rybníka, kvalita vody

12. Abstract

Characterisation of the quality of pond effluents during pond drainage and harvest

The goal of this diploma thesis was to characterise the change of pond effluent quality during fish harvesting period. The change of water quality variables were measured and the pond draining stage at which fish harvesting activities affect most the quality of pond effluent was identified. Results and observations should help with the development of technology for retaining the sediment and nutrients discharged from ponds during fish harvest.

The monitoring of pond effluent quality was carried out in twelve ponds managed by Krajské školní hospodářství České Budějovice in South Bohemian region. At different fish harvest phases, water temperature, concentration of dissolved oxygen, conductivity, turbidity and pH were measured in situ with a multiparametric probe YSI EXO 2. At the same time, water samples were also taken to quantify the concentration of suspended solids (SS), total phosphorus (TP), particulate and dissolved phosphorus (PP, DP) and total nitrogen (TN). Water samples were processed in the laboratories of the state enterprise Povodí Vltavy in České Budějovice.

Our results confirmed that draining and fish harvest have significant influence on the quality of both the pond effluents and probably on the water bodies located downstream of the ponds. The largest changes of monitored parameters were caused by the time of active movement of fish and people in fish harvesting area. The active movements include setting the tanks for fish sorting, fish scaring, and seining. The highest concentrations of suspended solids, total phosphorus and total nitrogen were detected at the stage of catching fish with hand nets and surface outflow after the end of fish harvest. The changes of values during the fish harvest were considerable (% higher than pond water) and was fast. Therefore, best management practices aiming at reducing the concentration of SS, TP and TN may be implemented starting from the stage of fish netting until the closure of the pond outlet.

Dissolved phosphorus has been identified as the key parameter causing eutrophication. The results of our study revealed that fish harvest is not so important problem from this point of view. During fish harvests obviously dominated particulated phosphorus which part was in average more than 99 %.

The quality of effluent discharged during fish harvest was mainly influenced by the biomass and type of fish. Weather, water level regulation and type of outlet device influenced the effluent quality as well but at a lesser extent.

Key words: fish harvest, suspended solids, phosphorus, nitrogen, pond effluent, water quality