

**JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA**

Studijní program: **N4101 Zemědělské inženýrství**
Studijní obor: **Agroekologie**
Zadávací katedra: **Katedra krajinného managementu**

Diplomová práce

**Distribuce anorganického a organického uhlíku v rybnících
s různou aplikací krmiv**

Vedoucí diplomové práce: Doc. RNDr. Libor Pechar, CSc.
Konzultant diplomové práce: Ing. Jan Hůda, Ph.D.

Autor: Bc. Miroslav Kašparů

České Budějovice, duben 2012

Prohlášení

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci na téma **Distribuce anorganického a organického uhlíku v rybnících s různou aplikací krmiv** jsem vypracoval 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 (v úpravě vzniklé vypuštěním význačných částí archivovaných Zemědělskou fakultou JU) elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

V Českých Budějovicích 27. 04. 2012

Kašparů Miroslav

Poděkování

Na tomto místě bych chtěl poděkovat vedoucímu práce doc. RNDr. Liborovi Pecharovi, CSc. za věcné připomínky a vedení při zhotovení práce. Děkuji také Ing. Janu Hůdovi, Ph.D. za poskytnutí informací k diplomové práci. Dále děkuji Ing. Marku Baxovi, Ing. Lence Kröpfelové, Ing. Janě Šulcové a Ing. Ivě Chmelové ze společnosti ENKI o.p.s. za ochotu a pomoc při odběru vzorků a za poskytnutá data použitá v této práci.

V neposlední řadě velmi děkuji svým rodičům za důvěru a podporu při studiu.

Motto:

Lidé, kteří se ve světě neztratí, jsou lidé, kteří zvednou hlavu a rozhlédnou se po tom, co chtějí. A když to nenajdou, vytvoří to.

George Bernard Shaw

The Annotation

Thesis Distribution of inorganic and organic carbon in fishponds under different level artificial fish food. The aim of this study was to determine the concentration and distribution of major components and carbon fractions in waters of four experimental ponds (Horák, Fišmistr, Baštýř a Pěšák) the Nadějská pond system and to assess the potential impact of fish feeding by different cereals.

Inorganic carbon (IC), total organic carbon (TOC), dissolved organic carbon (DOC) and particulate (suspended) organic carbon (POC) were monitored. During the growing season from April to September 2011, carbon fractions showed similar values for all monitored fishponds. Increase in all measured fractions was recorded in June, due to intensive growth of phytoplankton biomass.

Fish stock and its feeding pressure represent an important role in the fish ponds ecosystem and its fish stock feed pressure on the natural food supply (phytoplankton and zooplankton). Optimal stocking and fish species composition can improve the physico – chemical parameters of water and better utilization of natural food supply also. Carbon is an important building block of plant tissues and animal tissues. Forage fish mainly carp submitted by the general (*Cyprinus carpio*) as the main reared fish in our ponds is also an important source of carbon. Acquired knowledge about the dynamics and distribution of organic, inorganic carbon, can improve greatly assist in the rational use of feed as well as maintaining good water quality.

Key words: inorganic carbon, organic carbon, carbon cycle in the fishponds, zooplankton, phytoplankton, organic matter in the fishponds, eutrophication,

Anotace

Diplomová práce Distribuce anorganického a organického uhlíku v rybnících s různou aplikací krmiv. Cílem bylo zjistit koncentrace a distribuci hlavních složek a frakcí uhlíku ve vodě čtyř experimentálních rybníků (Horák, Fišmistr, Baštýř a Pěšák) na Nadějské rybníční soustavě, a posoudit možný vliv krmení ryb různými obilovinami.

Sledovanými frakcemi uhlíku byly anorganický uhlík (IC), celkový organický uhlík (TOC), rozpuštěný organický uhlík (DOC) a partikulovaný (nerozpuštěný) organický uhlík (POC). Během vegetační sezóny od dubna do září 2011 vykazovaly frakce uhlíku podobné hodnoty na všech sledovaných rybnících. Větší nárůst hodnot byl zaznamenán v červnu. Tento nárůst byl ovlivněn především biomasou fytoplanktonu.

Významnou roli v rybníčním ekosystému má rybí obsádka a její vyžírací tlak na přirozenou nabídku potravy (fytoplankton a zooplankton). Optimální druhové složení rybí obsádky může zlepšit fyzikálně-chemické parametry vody, lepší využití nabídky přirozené potravy. Krmiva předkládané rybám, především kapru obecnému (*Cyprinus carpio*), hlavní chovanou rybou v našich rybnících, jsou také důležitým zdrojem uhlíku. Získané znalosti o dynamice a distribuci organického, ale i anorganického uhlíku nám mohou významně pomoci při racionálním využití krmiva a zároveň udržení dobré kvality vody.

Klíčová slova: anorganický uhlík, organický uhlík, koloběh uhlíku v rybnících, zooplankton, fytoplankton, organické látky v rybnících, eutrofizace

Obsah

1 Úvod.....	8
2 Nadějská rybníční soustava.....	10
2.1 Minulost a současný stav obhospodařování rybníků	12
2.2 Kvalita vod v rybnících.....	13
2.3 Organické látky v povrchových vodách.....	15
2.4 Význam uhlíku v povrchových vodách.....	16
2.4.1 Organický uhlík ve vodním prostředí	17
2.4.2 Uhličitanová rovnováha	18
2.5 Kyslíkový režim vod	19
2.6 Zooplankton	20
2.6.1 Dělení zooplanktonu	21
2.6.2 Charakteristika jednotlivých skupin zooplanktonu.....	22
2.6.3 Sezónní dynamika a abundance zooplanktonu	23
2.6.4 Potrava zooplanktonu a její význam	24
2.7 Potravní řetězec ve vodním prostředí.....	25
3 Experimentální část.....	28
3.1 Odběr vzorků.....	28
3.1.1 Charakteristika jednotlivých parametrů a použitých metod.....	29
4 Výsledky rybníků.....	32
4.1 Horák.....	32
4.2 Fišmistr.....	34
4.3 Baštýř	36
4.4 Pěšák	38
5 Diskuse výsledků	40
5.1 Sledované rybníky na Nadějské rybníční soustavě.....	40
5.2 Celkový stav a vývoj planktonu na rybnících.....	40
5.3 Porovnání koncentrací anorganického uhlíku (IC), celkového uhlíku (TC) a celkového organického uhlíku (TOC).....	42
5.3.1 Anorganický uhlík a alkalita	42
5.3.2 Koncentrace celkového organického uhlíku (TOC) a jeho korelační vztah s $CHSK_{Cr}$	43

5.3.3 Rozpuštěný organický uhlík (DOC).....	46
5.4 Jakost vod sledovaných lokalit	47
5.5 Statistické zhodnocení variability frakcí uhlíku mezi sledovanými rybníky	48
5.6 Přísun uhlíku v biomase ryb a krmivy do vod experimentálních rybníků	48
6 Závěr	50
7 Seznam použité literatury.....	52
8 Přílohy	61

1 Úvod

Rybníky jsou umělé nádrže přírodního charakteru. Od svého vzniku, až do konce 19. století byly vždy zdrojem čisté povrchové nebo zásobou pramenné vody, ale s nízkou produkcí.

V současnosti se voda v rybnících potýká s vysokou eutrofizací. Eutrofizace je způsobená jednak intenzifikací chovu ryb, ale také i přísunem živin z povodí a uložených živin v sedimentech dna rybníků. Eutrofizace je většinou spojena se zvýšeným přísunem dusíku a fosforu, ale v rybnících byly živiny v posledních 30 – 40 letech dodávány z velké části ve formě organických (statkových) hnojiv, to vedlo k významnému zatížení rybníků organickými látkami, které se projevuje znečištěním vody v rybnících (Pechar a kol., 2002): (Eiseltová a kol., 1996). Podle Hartmana a kol., (2005), pokud dojde k znečištění organickými látkami, které překročí meze samočisticí schopnosti vody, vede ke znehodnocení až k degradaci přirozených společenstev.

Rybníky mají velkou roli také v hydrologickém režimu a výrazně mohou ovlivňovat kvalitu vody v recipientu vypouštěním zatížených vod organickými látkami.

Kvalita povrchových vod je v dnešní době problémem nejen u nás, ale i jinde na světě. Na základě rámcové směrnice (EC 2000) o vodní politice Evropského společenství jsou rybníky zařazeny do podpory trvale udržitelného užívání vod založené na dlouhodobé ochraně a zlepšení kvality vody.

Dostupný uhlík, především anorganický uhlík (IC) je klíčovým substrátem pro primární produkci, ale také i organické látky jsou zdrojem zvýšené produkce rybníků přímo přes bakteriální složku rybníčního ekosystému a nepřímo při jejich rozkladu se uvolňují další živiny. Zatímco dusíku a fosforu ve vodě je věnována velká pozornost, distribuci, forem a množství uhlíku už menší. Hartman a kol., (2005) se zabývají již delší dobu vlivu distribuce, množství a forem uhlíku v rybníčním prostředí a na produkci ryb. V současnosti rybářské podniky většinou snižují množství aplikovaných organických hnojiv a krmivo se stává významnější položkou v uhlíkové bilanci rybníků.

Cílem diplomové práce bylo zjistit koncentrace a distribuci hlavních složek a frakcí uhlíku ve vodě eutrofních rybníků a posoudit možný vliv krmení ryb různým množstvím různých obilovin. Vyhodnotit možný vliv tohoto zdroje organických

látek vnášených do rybníků na celkový obsah organického uhlíku a vztah k eutrofizaci těchto lokalit.

2 Nadějská rybniční soustava

Nadějská rybniční soustava je součástí významné Chráněné krajinné oblasti Třeboňsko v jižních Čechách.

Chráněná krajinná oblast Třeboňsko zaujímá jižní část České republiky při státní hranici s Rakouskem, mezi okresy Jindřichův Hradec, Tábor a České Budějovice. Prostírá se na ploše 700 km² a je prvním velkoplošným chráněným územím, které se nachází v ploché rovinaté krajině (Fiedl a kol., 1991). Rybničnatá krajina byla považována za příklad harmonické krajiny, která je výsledkem poměrně zdařilých lidských zásahů do původních přírodních poměrů. Třeboňsko je typickou historickou krajinou. Krajinou, která vznikla dlouhodobým vzájemným ovlivňováním přírody lidskou činností a lze o ní říci, že dosáhla v průběhu několika století určité druhotné rovnováhy. Došlo zde, na poměrně malém území, i k nápadnému soustředění velkého počtu rostlinných a živočišných druhů, díky velkému množství rybníků a rybničních stok (Hlásek., 2000).

Podstatná část Třeboňska je tvořena geomorfologickým celkem Třeboňské pánve a ve východní části na krystalinickém podloží vyvýšeninami Kardašořečické pahorkatiny. Tektonicky predisponovaná pánev je vyplněna sedimenty druhohorního až třetihorního stáří, které vývojově patří k mělkovodním jezerně-říčním sedimentům a vznikaly snášením rozrušených a kaolinizovaných hornin z vyvýšených okrajů do depresí pánevního prostoru (Patzelt a kol., 2008).

Rybníky mají rozhodující roli v hydrologickém systému Třeboňska a vytvářejí složitou prostorovou a biotopovou mozaiku, která je základním předpokladem pro ekosystémovou rozmanitost a druhovou diversitu. Rozsáhlé meliorační úpravy, odvodnění zemědělských pozemků, celkový úbytek mokřadů v krajině způsobuje řadu změn ve funkčních projevech krajinných celků tj. v povodích. V důsledku snížení obsahu vody v krajině dochází ke zvyšování rozsahu kolísání teplot, k zaklesnutí hladiny podzemní vody, ke změnám v hydrologickém režimu a ke ztrátám organických látek a alkálií z půd (Pechar, 2000).

Třeboň má charakteristický kontinentální charakter ročního chodu srážek, tj. většina srážek spadne v teplejší polovině roku (v období IV-IX 68 % ročního úhrnu, z toho 42 % v letních měsících). Na Třeboňsku je patrná změna v rozložení srážek během roku – v letech 1901 -1950 byl maximální měsíční úhrn srážek v červenci (94 mm), v letech 1951 – 1999 došlo ke zvýšení červnového úhrnu (ze 73 na 88 mm, tj. o

21 %) a maximální měsíční úhrn srážek tak mají oba letní měsíce (červen a červenec). V ostatních měsících se srážkové úhrny výrazně nezměnily. Celkově lze tedy pozorovat mírné zvyšování kontinentálního charakteru ročního chodu srážek (Pokorný a Kučerová, 2000).

Nadějská rybníční soustava byla založena Jakubem Krčínem v letech 1577–1579 a dokončena Josefem Šustou v poslední čtvrtině 19. stol. Patří mezi nejvzácnější přírodní rezervace Chráněné krajinné oblasti Třeboňsko v jižních Čechách (Rameš, 2011).

Základem této rybníční soustavy jsou původní Krčínovy rybníky – Naděje, Skutek a Potěšil u obce Klece. Všechny rybníky této soustavy jsou naháněny stokou zvanou Potěšilka, která byla vedena z řeky Lužnice ještě před stavbou rybníka Rožmberka. Celá Nadějská soustava byla doplněna řadou menších rybníků v éře Josefa Šusty v poslední čtvrtině 19. století. Jmenovat můžeme rybníky Víra, Láska, Dobrá Vůle, Blaník, Měkký, Strakatý, Rod, Horák a další. V této enklávě byly Šustovou zásluhou založeny malé rybníčky vhodné pro výrost plůdku a násad, kterých se do té doby nedostávalo pro velké hlavní rybníky na Lomnicku a Ponědražsku. Nadějské rybníky patří mezi ty, které byly vysušovány po roce 1826 a později byly opět obnoveny v roce 1871 (Rameš, 2011).

Reliéf lokality je plochý se sklonem k severozápadu a je typický pro severní část Třeboňské pánve. Výrazně se zde uplatňují antropogenní tvary – převýšení hlavní hráze i menší dělící hrázky rybníků Nadějské soustavy. Tok Lužnice je regulován, místy jsou zachována odstavená říční ramena. Nadmořská výška 415-420 mn.m. Jedná se o segment krajiny, jejíž typický charakter udává rozsáhlá Nadějská rybníční soustava vybudovaná v nivě Lužnice na jejím pravém břehu - rybníky s litorálními porosty a alejemi dubů, zbytky listnatých lužních lesů a z východu navazující hospodářské lesy s převahou borovice lesní (MŽP, 2006).

2.1 Minulost a současný stav obhospodařování rybníků

Na úvod ocitujeme Josefa Šustu (in Andreska, 1997): „Rybniční hospodářství je založeno na vlastnostech kapra. Na schopnosti jeho domestikované formy žít, růst a rozmnožovat se v umělých nádržích“.

Teprve ve středověku vzniká potřeba zakládání rybníků k chovu ryb. V době přísně dodržovaných postů se zvyšuje jejich konzum. Kláštery měly velký vliv na zakládání rybníků a rozvoj chovu v Českých zemích. Za vlády Karla IV. bylo založeno mnoho rybníků velkých či menších, některé se nám zachovaly dodnes (Velký rybník u Doks, Holná, Bošilecký a jiné). Chov ryb se tak stal důležitou hospodářskou činností (Čítek a kol., 1998).

Zlatá doba českého rybníkářství nastává po první polovině 15. století, po uklidnění husitských válek. Velké výstavbě rybníků napomáhaly v mnoha oblastech přírodní podmínky v Čechách (Andreska, 1987).

Chov kaprů v rybnících zaujal mnohé badatele zejména po stránce ekonomické. Všichni rybníční podnikatelé té doby si přáli vydělat peníze. Byl to právě úspěšný export kaprů, který příznivě působil, aby se místní spotřeba udržela v souladu s produkcí, aby se trh nepřesýtil. Mezi největší stavitele rybníků v Čechách patří Vilém z Pernštejna, Štěpánek Netolický, Mikuláš Rutard z Malešova a poslední významný rybníkář Jakub Krčín z Jelčan. Na konci 16. století se celková výměra rybníků v Čechách odhaduje na 180 tisíc ha (Andreska, 1997).

V 16. století se rozvíjelo rybníkářství také v jižních Čechách. Opravovaly se staré rybníky, obnovovaly se rybníky dříve zrušené a stavěly se rybníky nové. Největší rybníkářství byla v Třeboni, Jindřichově Hradci a Českém Krumlově. Z archivních záznamů jsou známa jména chovatelů ryb té doby. Například Třeboňský opat Bartoš byl známým chovatelem plůdku (Čítek a kol., 1998).

V 17. století došlo k úpadku rybníkářství, které bylo způsobeno třicetiletou válkou. Bojující armády rybníky vypouštěli a ničili rybníční zařízení. Během 18. století začínají rybníky mizet ve velkém. Stalo se tak v důsledku zvýšení počtu obyvatel, které muselo uživit zemědělství. Spousta rybníčních soustav byla přeměněna v pole a louky (Andreska, 1997).

Počátkem 19. století se začalo šířit racionální hospodaření v rybníkářství a rybníkářství, které je spojeno se jmény dr. Antonína Friče a Josefa Šusty. Též se jmény mnoha rybníkářských rodů, jejichž příslušníci generace za generací obětavě

pracovali na různých hospodářstvích, panstvích nebo jako soukromí hospodáři (Janeček a kol., 1995).

Po skončení první světové války prožilo rybniční hospodářství těžké období. Došlo díky válce k zničení spousty rybníků. Byl nedostatek potravin, v tomto důsledku byly zabaveny všechny ryby ve prospěch státu Československého, jak se zmiňuje rybniční hospodář (Theodor Mokřý, 1935). Po válce byly položeny dva důležité základy k modernímu rybářství, odborné školství a výzkum. Po skončení druhé světové války v roce 1945 se podmínky pro chov ryb změnilly. Rybáři započali ve velkém měřítku proces intenzifikace výroby, ke kterému směřoval svými pokusy na Třeboňsku již Josef Šusta. Jejich program se dá vyjádřit několika slovy: hnojení – příkrmování ryb – vyhrnování rákosin – zhušťování obsádek – jednohorkový systém. Tržní ryba, která se až do té doby vychovala za 4 – 5 let, se nyní vyráběla za 2,5 roku. Hnojení rybníků se provádělo vápněním, statkovými hnojivy, ale i fekáliemi. Podle potřeby se užívala i fosforečná hnojiva. K příkrmování ryb se používalo velké množství krmného obilí, které kapři ochotně vyhledávají a přijímají. Začala se rychle zhoršovat kvalita vod v rybnících, ale i v řekách (Andreska, 1997).

Předválečná úroveň 3500 tun ryb ročně, byla roku 1958 zdvojnásobena a roku 1965 ztrojnásobena, což činilo více než 10 000 tun ryb ročně (Andreska, 1997).

Tržní produkce ryb v České republice v roce 2008 se pohybovala okolo 20, 4 tisíc tun, (cca 4, 16 tis.t ryb bylo vyloveno sportovními rybáři (Mze a MŽP, 2008)). Ve světě se užívá pro cílený chov vodních organismů ve vodním prostředí název „akvakultura“. Chovanými organismy jsou především ryby, koryši a měkkýši. Akvakultury nyní tvoří 76 % celosvětové produkce sladkovodních ryb a 65 % z měkkýšů (FAO, 2009).

2.2 Kvalita vod v rybnících

Rybníky byly od svého vzniku až do konce 19. století vždy zdrojem čisté povrchové nebo zásobou pramenné vody. V 70. letech 20.století se začínají používat i jako nádrže na vodu znečištěnou. Tyto nádrže, které se nazývají biologické rybníky, později stabilizační nádrže, jsou používány k čištění odpadních vod (Němec a kol., 2006).

Rybníky mají nesporný význam z hlediska diverzity ekosystémů, které vytvářejí, a celé krajiny vůbec. V České republice představují významná stanoviště

často unikátních rostlinných a živočišných společenstev (především ptačích) a hrají významnou roli i z hlediska udržování určité stability krajiny, čištění vody, rekreace a estetiky (Janda a kol., 1996).

Nejvýznamnějšími faktory ovlivňující v současné době rybníční ekosystémy jsou: predační tlak zhuštěných rybích (zejména kapřích) obsádek a eutrofizace vod (Eiseltová a kol., 1996).

Zhuštěné rybí obsádky ovlivňují dostupnost zooplanktonu, bentosu, submerzní i litorální vegetace pro ostatní druhy organismů. Ovlivňují také chemické a fyzikální parametry vody. Jedním ze základních parametrů je průhlednost vody. Průhlednost vody je nepřímo úměrná vyžíracímu tlaku ryb a pozitivně koreluje s potravní nabídkou (Eiseltová a kol., 1996).

Eutrofizace je proces znehodnocování a zhoršování kvality povrchové vody. Jedná se o složitý proces obohacování stojatých a tekoucích povrchových vod živými minerálními látkami, které zpětně vedou ke zvýšení biologické produkce a k nežádoucímu zarůstání vodního biotopu. Prvotním signálem počínající eutrofizace na vodním biotopu je nárůst planktonních sinic, řas a vodních makrofyt. Dále dochází ke zhoršování hydrochemického a kyslíkového režimu, ke vzniku a hromadění jedovatých plynů, k nepříznivým kyslíkovým poměrům u dna. Kalamitou v eutrofizaci je vytvoření „vodního květu“, monokultury sinic, kdy ve spodních vrstvách postižených lokalit dochází k deficitu kyslíku, ke zvýšení koncentrace železa a manganu, a v horších případech k tvorbě sirovodíku a metanu. K vytvoření vodního sinicového květu stačí již množství 10 μ g/l fosforu v jednom litru vody (Ambrožová, 2003).

Určitá míra eutrofie rybníků je žádána z hlediska ornitologického i z hlediska chovu ryb. Umožňuje širokou potravní nabídku pro živočichy závislých na vodním prostředí. Oproti tomu hypertrofní rybníky mají druhově chudou biocenózu, hustota a biomasa některých druhů je však velmi vysoká. V hypertrofních rybnících je silná tendence k vytvoření nadměrné biomasy některých organismů (rákosiny, ponořené vodní rostliny, vláknité řasy, sinice, zooplankton), která však po relativně krátké době odumírá, viditelně vodu znečišťuje a ohrožuje život ostatních organismů (Přikryl a kol., 1996).

2.3 Organické látky v povrchových vodách

Organické látky, vyskytující se ve vodách, mohou být původu přírodního, nebo antropogenního. Mezi přírodní organické znečištění lze zařadit výluhy z půdy a sedimentů (půdní a rašelinný humus) a produkty životní činnosti rostlinných a živočišných organismů a bakterií. Jde o látky většinou biogenního původu, především o huminové látky (Pitter, 2009).

Pro přírodní organické látky vyskytující se v podzemních a povrchových vodách se v literatuře používá zkratka NOM (*natural occurring organic matter*). Mezi tyto látky řadíme i rozpuštěné přírodní organické látky, DOM (*dissolved organic matter*). Jde o směs různých látek, ve které převažují huminové kyseliny, fulvinové kyseliny, nízkomolekulární organické kyseliny, sacharidy, bílkoviny aj (Pitter, 2009).

Organické látky antropogenního původu pocházejí ze splaškových a průmyslových odpadních vod, z odpadů ze zemědělství, ze skládek a mohou vznikat i při úpravě vody chlorací. Některé organické látky mohou být jak přírodního, tak i antropogenního původu, a proto v těchto případech nelze považovat jejich přítomnost za jednoznačný průkaz znečištění přírodních vod způsobené jen lidskou činností. Jedná se o látky jako jsou tenzidy, uhlovodíky nebo fenoly. Jako příklad lze uvést některé alifatické či aromatické uhlovodíky, které mohou za určitých podmínek v malém množství vznikat v eutrofizovaných vodách jako produkt metabolismu určitých druhů bakterií nebo rostlin (Pitter, 2009).

Pro stanovení celkových organických látek ve vodě se používá stanovení DOC (*dissolved organic carbon*), množství rozpuštěného organického uhlíku a TOC (*total organic carbon*), celkový organický uhlík ve vodě. Dále to mohou být metody jako je stanovení chemické spotřeby kyslíku CHSK a biochemické spotřeby kyslíku BSK. V oligotrofních vodách nepřesahuje množství rozpuštěného organického uhlíku ve vodě 3 mg/l. V produktivnějších vodách je obsah DOC od 4 do 10 mg/l. V nejproduktivnějších vodách může dosáhnout koncentrace DOC až 25 mg/l (Riemann, 1986).

2.4 Význam uhlíku v povrchových vodách

Organický uhlík je nejvýznamnější složkou živé hmoty. Uhlík se také vyskytuje v anorganické formě a je nezastupitelnou složkou vodního prostředí. Vyskytuje se ve formách (CO_2 , HCO_3^- , CO_3^{2-}). Oxid uhličitý je pro život ve vodě stejně důležitý jako kyslík. Do vody se dostává z atmosféry, kde je ho pouze malé množství (Hartman a kol., 2005). Většina anorganického uhlíku sladkých vod pochází z produktů kyseliny uhličitě (H_2CO_3), (Wetzel, 1983). Studie cyklu anorganického a organického uhlíku v přírodních vodách poskytuje důležité informace o biologické produktivitě a vyrovnávací kapacitě. Stanovení celkového anorganického uhlíku, alkality a rozpuštěného oxidu uhličitého vypovídá o rovnováze mezi fotosyntézou a dýcháním bioty, a to jak v rámci vodního sloupce, sedimentů, tak i přechodu oxidu uhličitého z vodního sloupce do atmosféry (Polesello a kol., 2006).

Cyklus uhlíku v prostředí je velmi úzce svázán s toky energie – redukované uhlíkaté sloučeniny jsou hlavními zásobními produkty organismů. Přesto, že největší zásoby uhlíku jsou v minerálech a mořských sedimentech, jedná se o uhlík, který se prakticky nemobilizuje kromě části ve fosilních palivech, které lze těžít a neúčastní se v koloběhu. Největší reservoár uhlíku, který se účastní koloběhu, je voda oceánů (celkový uhlík), na druhém místě je to organický uhlík v půdě a terestrické biomase (Straškrabová a kol., 1996).

Důležitým zdrojem uhlíku pro producenty ve vodním prostředí je oxid uhličitý (CO_2), který získávají při fotosyntéze. Plynný oxid uhličitý je ve vodě snadno rozpustný (je asi 200krát rozpustnější než O_2), takže jeho množství ve vodě je v poměru k jiným plynům vyšší, než odpovídá jeho objemovému podílu v ovzduší (Lellák a Kubíček, 1991). Do vod se oxid uhličitý dostává také přítokem spodní vody filtrované půdou. Na zvýšeném obsahu oxidu uhličitého se také podílí bakterie při rozkladu nahromaděné organické hmoty v hypolimniu či ve vrstvě těsně nade dnem (Ambrožová, 2003).

Na základě údajů o parciálním tlaku oxidu uhličitého (CO_2) v povrchových vodách z velkého množství jezer (1835) s celosvětovou distribucí se ukazuje, že pouze malá část z 4665 analyzovaných vzorků (méně než 10 procent) byly v rovnováze s atmosférou a většina vzorků (87 procent) byly přesycené CO_2 . Průměrný

parciální tlak CO₂ v povrchových vodách je v průměru 1036 microatmosféry, nabývá tak třikrát větších hodnot, než v atmosféře, což naznačuje, že jezera jsou zdrojem CO₂. Jezera jsou tedy důležitou cestou úniku uhlíku do atmosféry (Jonathan a kol., 1994).

Živiny a vodní organismy ovlivňují koncentraci i parciální tlak rozpuštěného anorganického CO₂. Poměr hrubé primární produkce (GPP) a procesu dýchání (R), (uvolnění CO₂ vodními organismy), je v autotrofních jezerech GPP : R vyšší než 1,0 a parciální tlak CO₂ (pCO₂) je vyšší než u atmosférického tlaku CO₂. U heterotrofních jezer jsou tyto poměry naopak. Tyto výsledky jsou ovlivněny obsahem organické hmoty ve vodě a také teplotou vody, která hraje důležitou roli v metabolismu mikroorganismů (Binhe a kol., 2010).

2.4.1 Organický uhlík ve vodním prostředí

Uhlík je součástí všech živých organismů a je též nejrozšířenějším prvkem ve všech organismech. U vodních organismů je průměrný obsah kolem 40 procent organického uhlíku v sušině jejich těl a ty jsou významným zdrojem uhlíku ve vodním prostředí. Organický uhlík má nezastupitelnou úlohu v potravním řetězci ve vodním prostředí a také ovlivňuje řadu chemicko-fyzikálních parametrů povrchových vod (Riemann, 1986).

Stále se málo ví o chemické struktuře rozpuštěného organického uhlíku v přírodních vodách. Rozpuštěný organický uhlík je relativně časově konstantní. V oblastech, jež jsou vody vystaveny silné kyselé depozici, dochází k poklesu koncentrace rozpuštěného organického uhlíku a zvýšení acidifikace vod (Sedell and Dahm, 1990). Ve sladkovodních ekosystémech je v porovnání s oceány, (celková produkce tedy i výměna uhlíku s atmosférou) desetkrát nižší (Straškrabová a kol., 1996). Ve většině povrchových vod, představují huminové látky asi 50 % rozpuštěného organického uhlíku.

Například ve vodě s koncentrací 10 g. m⁻³ rozpuštěného organického uhlíku, polovina tohoto uhlíku pochází z huminových látek. V silně zbarvené vodě, se může nacházet až 90 % rozpuštěného organického uhlíku (Kronberg, 1999).

Přítomnost huminových látek ve vodách se projevuje jejich žlutým až žlutohnědým zbarvením. Vzhledem k původu jde o přírodní barvu vod. Barva se však značně mění s hodnotou pH vody v důsledku změny disociačního stupně

karboxylových kyselin. Kromě toho závisí barevnost na složení huminových látek, které se může v různých povrchových vodách lišit. Proto nelze nalézt obecně platný lineární vztah mezi koncentrací huminových látek (resp. DOC = rozpuštěný organický uhlík) a barvou vody (Pitter, 2009).

Obecně platí, že rozdíl mezi primární produkcí a dekompozicí organické hmoty se rovná množství rozpuštěného organického uhlíku. Množství rozpuštěného organického uhlíku ve vodách je také ovlivněno teplotami a podnebím na různých místech na světě. Například, v arktických, alpských a suchých oblastech jsou nízké koncentrace rozpuštěného organického uhlíku způsobeny nízkou produktivitou (Kortelainen, 1999). Produktivita (biologická produktivita) je schopnost určité biocenózy produkovat organickou hmotu ve formě biomasy organismů za jednotku času (Lellák a Kubíček, 1991).

Také v tropických teplých oblastech je koncentrace rozpuštěného organického uhlíku malá, je to dáno rychlou oxidací organické hmoty. Největší zásoby rozpuštěného organického uhlíku se nacházejí v chladných oblastech a v mírném podnebném pásu, kde nedochází k tak rychlé oxidaci organické hmoty a dochází k ukládání organického uhlíku do sedimentu dna jezer. Příkladem je plochý reliéf finského území s velkým množstvím rašelinišť (Kortelainen, 1999).

2.4.2 Uhličitanová rovnováha

Uhličitanová rovnováha je schopnost jednotlivých forem rozpuštěného oxidu uhličitého ve vodě vytvářet rovnováhu. Oxid uhličitý se vyskytuje ve formě plynné (CO_2), tak i ve formě iontové (HCO_3^- , CO_3^{2-}), navíc se vyskytuje i jako kyselina uhličitá (H_2CO_3). Celý systém karbonátových (uhličitanových) rovnováh je nejdůležitějším ústojným (pufračním) roztokem na naší planetě, určuje pH mořské vody, určuje pH sladkých vod i řídí pH krve (Hejný a kol., 2000).

Oxid uhličitý a jeho formy reagují s vápenatými kationty Ca^{2+} za vzniku uhličitanu vápenatého CaCO_3 . S koncentračními změnami CO_2 díky fotosyntéze během dne, dochází také ke změně pH. Uhličitanová a vápenato-uhličitanová rovnováha se pohybuje podle změn v koncentraci oxidu uhličitého a hodnot pH. Při intenzivní fotosyntetické asimilaci může po vyčerpání volného CO_2 vzrůst hodnota pH vody nad 8,3 v důsledku posunu uhličitanové rovnováhy ve prospěch iontů CO_3^{2-} . Při vysokých hodnotách pH (přes 9) u vod s malou tlumivou kapacitou může dojít

ke změně uvolněného NH_4 ze sedimentu dna nádrže na toxickou formu NH_3 . Z forem amoniakálního dusíku začne převažovat toxická nedisociovaná molekula NH_3 a ta může mít katastrofické důsledky na rybí obsádku v rybnících. Optimální rozmezí pH je od 6,0 do 9,0, za mezní lze považovat hodnoty pH 5 a pH 10 (Pitter, 2009).

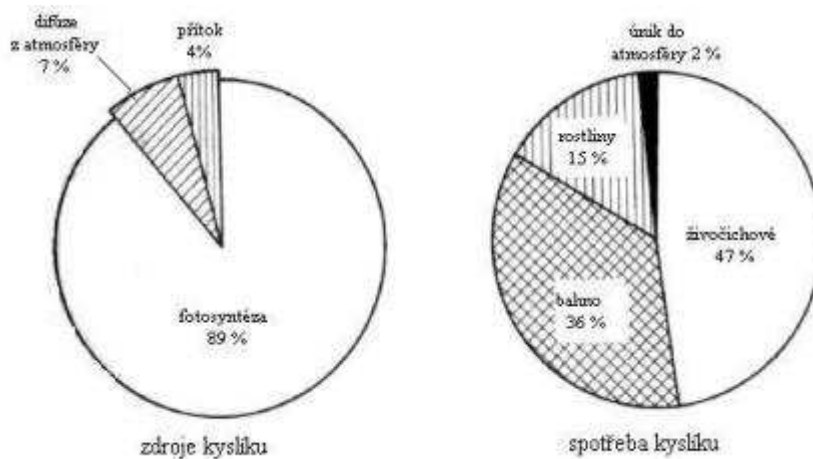
V oblastech bohatých na vápník může fotosyntéza způsobit nadměrné vysrážení uhličitanu vápenatého (CaCO_3) v podobě bílé nebo šedé inkrustace na povrchu listů makrofyt (Brönmark a Hansson, 1998).

2.5 Kyslíkový režim vod

Nejdůležitějším biogenním prvkem je kyslík. Hlavním zdrojem kyslíku ve vodách je atmosféra a proces fotosyntézy. Z atmosféry se kyslík dostává do vody prostou difúzí povrchovou vodní blankou. Fotosyntéza je způsobena fotosynteticky aktivními organismy, které díky asimilačnímu pigmentu při tvorbě biomasy uvolňují kyslík (Ambrožová, 2003).

Výrazný vliv na množství kyslíku ve vodě má teplota a intenzita fotosyntézy. Díky tomu koncentrace kyslíku ve vodě, které se v čistých povrchových vodách obvykle pohybují mezi 85-90% nasycení, výrazně kolísají v závislosti na změnách těchto parametrů a to jednak v průběhu roku, jednak v rámci dne. Denní maxima obsahu kyslíku pozorujeme okolo poledne, minima v časných ranních hodinách. V rámci roku se potom nejvyšší hodnoty vyskytují v chladném zimním období, nejnižší naopak v letních měsících (Langhammer, 2002).

Ve stojatých vodách je již kyslíkový režim zpravidla určován více hydrobionty, a to tím více, čím je množství hydrobiontů v nádrži větší, přítok menší a hladina klidnější. Největšímu kolísání obsahu kyslíku jsou vystaveny malé, před větrem chráněné, dobře osvětlené, silně eutrofní nádrže. Jako producenti kyslíku tu vystupují pouze vodní rostliny, jako konzumenti pak všichni živočichové i rostliny (při dýchání). Na obrázku 1 jsou vidět zdroje a výdaje kyslíku v rybníční vodě. Čím je nádrž větší a hlubší, tím více úlohu producenta kyslíku přebírá fytoplankton, zatímco v mělkých malých nádržích plní tento úkol převážně submersní makrofyta. Emersní (vynořená) makrofyta se na ovlivňování plynného režimu primárně nepodílejí, protože k výměně plynů u nich dochází nad vodní hladinou (Langhammer, 2002).



Obr. 1 Zdroje a výdaje kyslíku v rybníční vodě (platí pro úrodný rybník v letním období), (podle Hartmana a kol., 2005)

Velmi důležitým faktorem pro rozpouštění kyslíku ve vodě je kromě teploty také atmosférický tlak, nadmořská výška a vývoj počasí. S klesajícím tlakem klesá obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě. Proto například v létě před bouřkou doprovázenou poklesem tlaku, dochází k poklesu kyslíku ve vodě, a někdy i ohrožení života ryb uvolněním bahenních plynů do vody (Hartman a kol., 2005).

Kyslíkový nedostatek – deficit je chápán jako chybějící kyslík při dané teplotě a tlaku do rovnovážného (100%) stavu nasycení vody kyslíkem. Pro ryby, jikry, váčkový plůdek ryb a vodní bezobratlé živočichy je nebezpečné nejen nízké nasycení vody kyslíkem, ale také přesycení kyslíkem (Hartman a kol., 2005).

2.6 Zooplankton

Zooplankton je důležitou a nezastupitelnou potravou ryb. Bezobratlí živočichové (hmyz, zooplankton, benthos) se obvykle vyznačují rychlým životním cyklem, k jehož průběhu je ve tkáních obsaženo i množství biologicky aktivních látek, které jej ovlivňují. Tyto látky bývají účinné i na jiné živočichy. Velký význam zooplanktonu spočívá i v obsahu enzymů v trávicí soustavě, které pomáhají trávit rybám další složky potravy (Novák, 2010).

Plankton (definoval V. Hensen v roce 1887) představuje společenstvo organismů, které se pasivně vznášejí a popř. používají jednoduché pohybové orgány. Podle charakteru organismů se rozlišuje fytoplankton, zooplankton a bakterioplankton (Kalff, 2002).

Zooplankton je tvořen drobnými živočišnými organismy, které se vznášejí ve vodním sloupci, či se v něm aktivně pohybují, ale nemohou odolávat pohybu vodních mas (Kalff, 2002).

Zooplankton sladkých vnitrozemských vod, či planktonní organismy jsou velikostně menší jak 2 μm (někteří bičíkovci, prvoci) a také mohou dosahovat několika milimetrů (velcí koryšši), (Kalff, 2002).

Zooplankton je složkou biocenózy poměrně dobře přístupnou pozorování, dostatečně dynamickou i konzervativní, která ve svém druhovém a velikostním složení, v celkové biomase i v abundanci jednotlivých druhů nese významné množství informací umožňujících sledovat vývoj rybníčního ekosystému jako celku a zároveň také informace umožňující tento ekosystém podle potřeb řídit (Přikryl, 2006).

2.6.1 Dělení zooplanktonu

Zooplankton dělíme dle velikosti na **makrozooplankton**, který je větší než 200 μm a je složený především z koryššů. Tato skupina byla předmětem mnoha limnologických studií za posledních 100 let. **Mikrozooplankton** jsou živočišné organismy menší než 200 μm a jsou zastoupeny vířníky, larválními stádii buchanek a dalšími zástupci. Z důvodů taxonomických a analytických je **protozooplankton**, kam patří prvoci posuzován zvlášť od ostatních organismů planktonu (Kalff, 2002).

Další hledisko dělení zooplanktonu je dle místa výskytu. Životní prostor každé nádrže se člení na oblast volné vody – pelagiál – a na oblast dna - bentál. Organismy pelagiálu se trvale vznášejí nebo plavou ve volné vodě a jen některé druhy pravidelně sestupují na dno, jak to činí larvy koreter (*Chaoborus*), vykonávající denní vertikální migrace mezi dnem a volnou vodou (Lellák a Kubíček, 1991).

Ve vnitrozemských vodách je zooplankton zastoupen 2 hlavními skupinami, kmenem vířníků (*Rotatoria*) a podkmenem koryššů (*Crustacea*). Do planktonních koryššů patří řád perloočky (*Cladocera*) a podtřída klanonožci (*Copepoda*). Taktéž sladkovodním zooplanktonem jsou larvy mlžů, medúzka sladkovodní (*Craspedacusta sowerbyi*), planktonní larvy hmyzu, ploštenců nebo prvoci (Bohle, 1995).

2.6.2 Charakteristika jednotlivých skupin zooplanktonu

Vířníci (*Rotatoria*)

Vířníci jsou jednou z nejdůležitějších skupin zooplanktonu umělých nádrží (rybníků). Pokud je nízká biomasa vířníků v nádrži, tak se za optimálních podmínek dokáže populace rychle obnovit. (Devetter, 2010). Většina vířníků jsou filtrátoři (generalisté), požírají bakterie, řasy a malé prvoky. Mají enormní filtrační kapacitu, dokáží za hodinu přefiltrovat takové množství vody, jako je 1000krát jejich objem těla. Mezi vířníky patří také predátoři například *Asplanchna*, která požívá především ostatní vířníky, ale také řasy (Brönmark a Hansson, 2005 in Sýkorová, 2010).

Korýši (*Crustacea*)

Perloočky (*Cladocera*)

Perloočky patří do třídy lupenonožců (*Branchiopoda*), řád *Cladocera* je největším řádem této skupiny. Nalezneme je ve sladkých stojatých i periodických vodách, dendrotelmách, fytotelmách, horkých pramenech, arktických jezerech, intersticiálních vodách, mořích a oceánech. Pohybují se pomocí antenul a hrudních končetin. Živí se filtrací i predací. Známým predátorem je *Leptodora*, která se živí nálevníky a vířníky a někdy i klanonožci. U filtrátorů koreluje velikost pozřené částice s velikostí těla perloočky (Brönmark a Hansson, 2005 in Sýkorová, 2010).

Velikost těla perlooček je závislá na teplotě vody a potravní nabídce. Čím je vyšší dostupnost potravy, tím je jejich tělo větší. Velikost těla slouží jako primární determinant k určování druhů (Hart a Bychek, 2010).

Různé skupiny perlooček mají odlišnou stavbu filtračního aparátu, s tím také souvisí, čím se jedinci živí. Jednotlivá oka filtračního aparátu se liší u dospělých jedinců od 0,2 μm např. *Diaphanosoma brachyurum* do 4,7 μm např. *Sida crystallina*. Mezi účinné filtrátory bakterií řadíme *Diaphanosoma brachyurum*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Chydorus sphaericus*, *Daphnia cucullata* a *Daphnia magna* s velikostí filtračních ok od 0,3 do 0,4 μm . Mezi méně účinné filtrátory řadíme druhy *Daphnia galeata*, *D. hyalina*, *D. pulicaria*, *Bosmina coregoni* s velikostí filtračních ok od 1,0

do 1,6 μm . Mezi makrofiltrátory patří *Holopedium gibberum* a *Sida crystallina* s velikostí filtračních ok větších $> 1,6 \mu\text{m}$. Druhové složení zooplanktonu je silně ovlivněno množstvím bakterií ve vodě. Také nám indikují trofiu vod jezer a umělých nádrží (Geller a Müller, 1981).

Klanonožci (*Copepoda*)

Potrava klanonožců je rozmanitá. Naupliová stádia se živí převážně bakteriemi a řasami, kopepoditová stádia přecházejí postupně na potravu, kterou se živí dospělci (Sukop, 1998). Do klanonožců patří buchanky (*Cyclopoida*), plazivky (*Harpacticoida*) a také vznášivky (*Calanoida*). Sladkovodní buchanky (*Cyclopoida*) žijí v lokalitách, které se vyznačují vysokým stupněm nestability. Vyvinuli se u nich adaptivní mechanismy jako je období klidu, či migrace za účelem přežití populace (Santer, 1998).

Buchanky (*Cyclopoida*) preferují různou potravu. Býložravé druhy, narozdíl od masožravých mají vyvinuté receptory, kterými dokáží rozlišovat jedlé a nepoživatelné částice (Nalepa, 1985). Pohybují se výhradně drobnými skoky a v přestávkách mezi skoky klesají s roztaženými tykadly. Velké litorální druhy rodů *Megacyclops* a *Macrocyclus* loví kořist i několikrát větší než jsou sami (máloštětinatci, larvy pakomárů) (Hartmann a kol., 2005). Plazivky (*Harpacticoida*) se pohybují výhradně po dně, živí se detritem, nebo jsou býložravé (Sukop, 1998).

2.6.3 Sezónní dynamika a abundance zooplanktonu

Množství zooplanktonu je ovlivňováno množstvím potravy a také celkovou biomasou fytoplanktonu, který je součástí potravní nabídky pro zooplankton. Zvýšení biomasy fytoplanktonu ve vodách je způsobeno zvyšujícím se obsahem huminových látek a také zvýšením celkového množství fosforu a dusíku ve vodě (Sarvala a kol., 1999). Druhy, kterým koncentrace některých živin ve vodě chybí, z planktonu vymizí. Nedostatek potravy bývá u perlooček a vířníků podnětem k tvorbě trvalých vajíček (Hartman a kol., 2005).

Studium vzorků vod z některých jezer a vodních nádrží ukazují mezi roky opakovatelnost sezónního množství zooplanktonu (tj. posloupnost). Také i v některých rybnících lze pozorovat opakovatelnost sezónního množství

zooplanktonu. Toto ale neplatí pro rybníky, které jsou ovlivňovány záměrnými vstupy živin lidskou činností, a tím způsobují změny ve složení zooplanktonu (Rettig a kol., 2006). Rozmanitost zooplanktonu v rybnících je často ovlivněna zvýšeným pH, relativně vysokým množstvím amoniaku a nízkou koncentrací kyslíku. V takových vodách se vyskytují převážně perloočky *Daphnia magna* a zástupci buchanek (*Cyclops vicinus*, *Cyclops strenuus*), (Cauchie a kol., 2000).

Vedle sezónních změn abiotických faktorů a trofie nádrže má na charakter a dynamiku planktonu největší vliv obsádka ryb. Je-li v nádrži málo planktonožravých ryb, není rozvoj perlooček omezen jejich predčním tlakem, takže se značně rozmnoží. Přitom odfiltrují naprostou většinu drobného sestonu (detritus a fytoplankton s buňkami menšími než 40 μm). Tím vytlačí ostatní druhy zooplanktonu, jimž tak malá koncentrace potravy nestačí k existenci (drobnější perloočky, vířníci i buchanky). Silně se zvýší průhlednost vody a současně vzroste koncentrace živin ve vodě. Výsledkem je druhově chudé, ale poměrně stabilní planktonní společenstvo (Hartman a kol., 2005).

Je-li v nádrži naopak mnoho planktonožravých ryb, převažují v zooplanktonu drobnější perloočky, klanonožci, popř. vířníci. Fytoplankton je tvořen pestrým společenstvem drobných sinic, rozsivek, zelených bičíkovců a chlorokokálními řasami. Průhlednost vody je malá. Tyto závislosti se projevují jen v letním období, kdy ryby intenzivně přijímají potravu. Býložravé ryby, živící se fytoplanktonem (tolstolobici), ovlivňují dynamiku a složení planktonu i přímo (Hartman a kol., 2005).

2.6.4 Potrava zooplanktonu a její význam

Potravou sladkovodního zooplanktonu jsou částice do velikosti, kterou je zooplankton schopen pozřít. Sladkovodní filtrátoři se živí nejen řasami, ale i heterotrofními organismy jako jsou prvoci nebo bakterie, souhrnně nazývané seston (Sterner a Hessen, 1994). Seston, ale i ostatní organismy jsou tvořeny základními prvky, a to C, P, N. Poměry prvků v tělech primárních producentů jsou rozhodujícími pro růst zooplanktonu (Sterner, 1997). Laboratorní studie ukazují, že ovlivněním poměru C:P v těl sestonu fosforečnanem, může ovlivnit kvalitu potravy vyhledávanou zooplanktonem, a tím i snížit nutriční hodnoty zooplanktonu využitelnou pro organismy živících se zooplanktonem (Elser a kol., 2001).

Pyl splavený ze stromů je důležitým zdrojem organického uhlíku ve sladkovodních systémech. Na výživě zooplanktonu se podílí nepřímo, a to přenosem a transformací přes mikroorganismy na vyšší trofickou úroveň (Masclaux a kol., 2011).

Analýzy složení mastných kyselin sestonu a sladkovodního zooplanktonu po celém světě ukázaly, že obecně zooplankton obsahuje výrazně vyšší podíl kyseliny arachidonové a eikosapentaenové kyseliny, než seston. Tyto výsledky naznačují, že zooplankton obsahuje nejvíce fyziologicky důležitých mastných kyselin (Burns a kol., 2011). Při studiích trávení ryb bylo zjištěno, že extrakty z přirozené potravy ryb (perloočky, nitěnky, aj.) tzv. exogenní trávicí enzymy vykazující značný aktivační účinek, kterým se zvyšuje proteolytická účinnost endogenních proteáz kapra obecného (*Cyprinus carpio*). Přirozená potrava se tedy významně podílí na intenzitě trávení ryb, především u bílkovin (Sokup, 1998).

2.7 Potravní řetězec ve vodním prostředí

Sladkovodní chov ryb je obecně považován za největší průmyslové odvětví v akvakulturách na světě. Potravní řetězec v akvakulturách (rybnících) je ovlivněn rybí obsádkou, velikostí nádrže a kvalitou vody (Neori, 2011). Příliš zhuštěné rybí obsádky ovlivňují dostupnost zooplanktonu, bentosu, submerzní i litorální vegetace pro ostatní druhy organismů. Ovlivňují také chemické a fyzikální parametry vody. Jedním ze základních parametrů je průhlednost vody. Průhlednost vody je nepřímo úměrná vyžíracímu tlaku ryb a pozitivně koreluje s potravní nabídkou (Eiseltová a kol., 1996).

Ve většině vodních systémů počáteční fází potravinového řetězce je fytoplankton a patří mezi tzv. primární producenty. Mezi tyto producenty řadíme i další organismy ve vodním prostředí, jako jsou vyšší rostliny, řasy, bakterie a sinice (Scalet a kol., 2003). Základem metabolické aktivity všech fotoautotrofních organismů je asimilace uhlíku, který získávají v procesu fotosyntézy z oxidu uhličitého (Lellák a Kubíček, 1991).

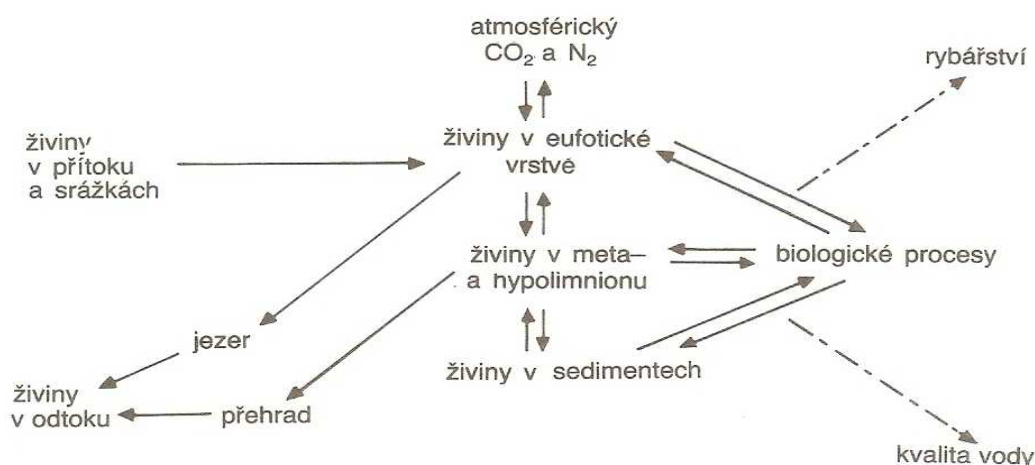
Počet článků v potravním řetězci je zpravidla omezen na 4 až 5. Důvodem je přenos látek a energie z jedné trofické hladiny do druhé. Organismy získávají

potravu ve stejném potravním článku představují stejnou trofickou úroveň (Hartman a kol., 2005).

Ve výsledcích Pace a kol. (2000) se ukázalo, že větší jezera a rybníky mají delší potravinový řetězec, než je tomu u malých jezer a rybníků. K tomuto závěru se došlo měřeními stabilních izotopů dusíku v živočišných tkáních. Ukázalo se tak, že produktivita a dostupnost energie jsou méně důležité pro velikost potravinového řetězce, oproti velikosti ekosystému.

Podle Adámka a kol. (1995) je zhruba potřeba v potravní pyramidě na 1 kg ryb asi 10 kg zooplanktonu a 100 kg fytoplanktonu. Podle McComas (2003) je pro udržení obsádky dravých ryb (candát obecný, štika obecná) jako vrcholového článku potravní pyramidy v rybnících potřeba zajistit přísun 5 až 18 kg živých ryb (krmných), (střevlička východní, perlín ostrobřichý) na 1 ha za rok. Na přírůstek 1 kg štiky obecné je potřeba 2 až 3 kg živých ryb (krmných).

Rozvoj přirozené potravy v rybnících podporujeme zejména optimalizací obsahu biogenních prvků (C, Ca, N, P), hnojením, melioračními zásahy v rybničním dně, včetně rozšiřování vodních ploch vyhrnováním. Také krmním ryb podporujeme rozvoj přirozené potravy, a to rozkladem nestráveného a mineralizovaného podílu, prohnojením rybími exkrementy a snížením predčního tlaku ryb (Čítek a kol., 1998).



Obr.2 Schéma přísunu, koloběhu a eliminace živin v jezerech a údolních nádržích (podle Hrbáčka., 1981); (Lellák a Kubíček., 1991)

Podle (Sládečková, Sládeček, 1997), se rybníky dělí dle přirozené produkce na – velmi úživné, a to s přirozeným přírůstkem ryb 200 až 400 kg.ha⁻¹. rok⁻¹, úživné

s přirozeným přírůstkem ryb 100 až 200 kg.ha⁻¹ . rok⁻¹ a na rybníky málo úživné s přirozeným přírůstkem ryb do 100 kg.ha⁻¹ . rok⁻¹.

V rybnících je účinnost přenosu energie z primární do rybí produkce až 5 % za optimálních podmínek. Za předpokladu, že potravní řetězec tvoří řasy, filtrátoři a ryby, ukazoval by tento výsledek, že účinnost přenosu z jedné trofické hladiny do druhé je asi 20 %. Tato hodnota je neočekávaně vysoká, protože je na hranici fyziologických možností těchto organismů. Na primární produkci také závisí bakteriální produkce a produkce bezobratlých predátorů (Eiseltová a kol., 1996).

3 Experimentální část

Sledování a odběr vzorků proběhlo na čtyřech experimentálních rybnících na Nadějské rybníční soustavě. První odběry vzorků planktonu a rybníční vody byly uskutečněny při napouštění těchto rybníků v dubnu roku 2011. Poté byly pravidelně opakovány každý měsíc. Poslední odběr vzorků byl proveden v září 2011, kdy již začaly výlovy zkoumaných rybníků. K posouzení vývoje obsahu a koloběhu organických látek byly vybrány rybníky Horák, Fišmistr, Baštýř a Pěšák. Na těchto rybnících byla také sledována produktivita a produkce. Patří mezi menší rybníky této soustavy. Plocha rybníků je u Horáku 2,2 ha, Fišmistra 2,8 ha, Baštýře 1,7 ha a Pěšáku 2,7 ha. Všechny rybníky jsou napájeny vodou z výše položeného rybníka Rod (36,1 ha).

Na odebrání vzorků a stanovení jednotlivých parametrů vody jsem se podílel s pracovníky společnosti ENKI, o.p.s. Třeboň. Tyto stanovení byly provedeny v rámci projektů společnosti ENKI, o.p.s. Třeboň a Rybářství Třeboň Hld. Základní parametry kvality vody (průhlednost, teplota, koncentrace rozpuštěného kyslíku, pH, vodivost) byly za použití přístrojů stanoveny na místě odběru vzorku. Zbylá stanovení byla provedena v laboratořích ENKI, o.p.s. v Třeboni.

3.1 Odběr vzorků

Pro odběr vzorků na stanovení jednotlivých frakcí uhlíku ve vodě, stanovení chlorofylu a turbidimetrického měření zákalu a také $CHSK_{Cr}$ byly použity plastové lahve o objemu dva litry. Vzorky byly odebrány u výpustního zařízení rybníku, jednalo se o směsný vzorek. Láhve byly před odběrem vypláchnuty vzorkem vody a posléze naplněny tak, aby v láhvi nezůstala vzduchová bublina. Vzorky byly analyzované v akreditované laboratoři ENKI o.p.s. v Třeboni.

Pro odběr a analyzování zooplanktonu byla použita vrhací planktonní síť s výpustním kohoutem o velikosti ok 80 μ m. Odběr byl prováděn třemi šikmými tahy o délce 5 m. Snahou bylo protáhnout celý vodní sloupec ode dna k hladině, bylo dbáno, aby nedošlo nabrání zvířených sedimentů. Vzorky byly fixovány v 50 – 100 ml plastových lahvičkách 36 až 38 % formaldehydem na výslednou koncentraci 4 %.

Pro terénní měření fyzikálně - chemických parametrů vody: vodivost, teplota, pH a rozpuštěný kyslík byl použit přístroj WTW – Multi 340 i. Průhlednost byla stanovena pomocí Secchio desky.

3.1.1 Charakteristika měřených parametrů a použitých metod

Vodivost (χ), (konduktivita vody) – umožňuje okamžitý odhad koncentrace iontově rozpuštěných látek a celkové mineralizace vody. Jednotku konduktivity představuje Siemens na metr (S/m), hodnoty jsou zpravidla přístroji udávány v $\mu\text{S/cm}$ (Horáková a kol., 1989 a interní materiály laboratoře ENKI o.p.s. Třeboň).

Teplota vody (t) – teplota povrchových vod je významná pro posouzení kyslíkových poměrů, rychlosti rozkladu organických látek a pro rybí obsádku. Jednotka ve kterých se měří teplota vody je $^{\circ}\text{C}$ (Horáková a kol., 1989 a interní materiály laboratoře ENKI o.p.s. Třeboň).

pH – charakterizuje reakci vody, udává koncentraci vodíkových iontů. Hodnoty pH vypovídají jak o chemismu, tak o biologických procesech ve vodním sloupci a sedimentech (Horáková a kol., 1989 a interní materiály laboratoře ENKI o.p.s. Třeboň).

Rozpuštěný kyslík (O_2) – koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě je velmi důležitým indikátorem celkové čistoty povrchových vod. Koncentrace je závislá na teplotě vody. Se stoupající teplotou vody klesá obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě. Pokles koncentrace kyslíku ukazuje na rozkladné procesy a zatížení organickým znečištěním. Množství rozpuštěného kyslíku se udává mg/l. Vodivost, teplota, pH a rozpuštěný kyslík byly stanoveny, jak již jsem se zmínil přístrojem WTW – Multi 340i přímo v místě odběru (Horáková a kol., 1989 a interní materiály laboratoře ENKI o.p.s. Třeboň).

Průhlednost vody – je podmíněna barvou vody a zákalem, měří se výškou sloupce vody, pod níž lze ještě pozorovat bíločernou Secchiho desku. Poskytuje informace o množství nerozpuštěných látek, zejména fytoplanktonu (Horáková a kol., 1989 a interní materiály laboratoře ENKI o.p.s. Třeboň).

CHSK_{Cr} – chemická spotřeba kyslíku – představuje komplexní ukazatel veškerého organického znečištění, bez ohledu na to, zda jde o látky biologicky rozložitelné, či nikoliv. Je definována jako množství kyslíku, které se za přesně vymezených podmínek spotřebuje na oxidaci organických látek ve vodě silným oxidačním činidlem. Výsledky jsou udávány v mg/l. Stanovení bylo provedeno se zkumavkovými sety firmy MERCK a měření pomocí přístroje firmy WTW MultiLab P5, (Horáková a kol., 1989 a interní materiály laboratoře ENKI o.p.s. Třeboň).

Nerozpuštěné látky (NL 105) – nerozpuštěné látky při teplotě 105 °C. Stanovení spočívá v kvantitativním zachycení nerozpuštěných látek z přesně odměřeného objemu homogenního vzorku na filtru a ve zjištění hmotnosti těchto látek. Hodnoty jsou udány v mg/l, (Horáková a kol., 1989 a interní materiály laboratoře ENKI o.p.s. Třeboň).

Stanovení chlorofylu a (Chl a) – slouží jako míra množství sinic a řas v planktonu. Provádí se extrakcí zfiltrovaného vzorku v organickém rozpouštědle a následným spektrofotometrickým měřením. Hodnoty jsou udány v µg/l (Pechar, 1987).

Turbidimetrické měření zákalu – zákal se měří jako rozptyl světla při vlnové délce 520 nm, pomocí přístroje Aquafluor^(TM), (Horáková a kol., 1989 a interní materiály laboratoře ENKI o.p.s. Třeboň).

Stanovení uhlíku – stanovení bylo provedeno přístrojem Formacs^{HT} od firmy SKALAR na principu vysokoteplotního spalování s NDIR detektorem pro stanovení TOC/DOC. Stanovují se dvě základní frakce uhlíku. Nejprve je stanovena frakce anorganického uhlíku (IC) jako CO₂, který je vytěsněn ve formě bublinek okyselením z nespáleného vzorku. Druhá frakce uhlíku TC (celkový uhlík) je stanovena jako CO₂ po vysokoteplotním rozkladu stříknuté suspenze vzorku do pece (reaktoru) při teplotě 980 °C a následně detekován NDIR detektorem. Výsledek z analyzátoru je uveden v procentech, a poté je přepočítán na mg/l. Vzorky vody byly filtrovány přes filtr s velikostí ok 325 µm označováno jako síto a přes filtr GFC o velikosti ok 1,2 µm. Filtrací vody přes síto se stanoví rozpustné i nerozpustné složky uhlíku (seston). Filtrací vody přes filtr GFC se stanoví jen rozpustná složka

uhlíku ve vodě (CO_2 , HCO_3^- , CO_3^{2-}) Rulík a kol., (2011) a interní materiály laboratoře ENKI o.p.s. Třeboň.

Celkový organický uhlík (TOC) ; (mg/l) – vyjadřuje koncentraci organicky vázaného uhlíku v rozpuštěných i nerozpuštěných organických sloučeninách. Toto stanovení bylo provedeno ve vzorku vody filtrovaného přes síto 325 μm a ve vzorku vody filtrovaného přes filtr GFC.

TOC je vypočítán z rozdílu TC – IC. TOC_S (síto) = $\text{TC}_S - \text{IC}_S$ a TOC_{gfc} (filtr GFC) = $\text{TC}_{\text{gfc}} - \text{IC}_{\text{gfc}}$ Rulík a kol., (2011) a interní materiály laboratoře ENKI o.p.s. Třeboň.

Celkový uhlík (TC) ; (mg/l)

TC je veškerý uhlík ve vzorku, což zahrnuje organický a anorganický. TC je reprezentován jako celková hmotnost uhlíku v objemu vzorku. ($\text{TC} = \text{TOC}_S + \text{IC}_S$), Rulík a kol., (2011) a interní materiály laboratoře ENKI o.p.s. Třeboň.

Anorganický uhlík (IC) ; (mg/l)

IC je anorganický uhlík ve vzorku, který se po okyselení převede na oxid uhličitý. IC zahrnuje veškeré uhličitany, hydrogenuhličitany a rozpuštěný oxid uhličitý. ($\text{IC} = \text{TC}_S - \text{TOC}_S$), Rulík a kol., (2011) a interní materiály laboratoře ENKI o.p.s. Třeboň.

Rozpuštěný organický uhlík (DOC) ; (mg/l)

DOC je organický uhlík stanovený při analýze vodných roztoku, jedná se o krátké řetězce bílkovin, aminokyselin, apod. Je vypočten z rozdílu $\text{DOC} = \text{TOC}_{\text{gfc}} - \text{IC}_{\text{gfc}}$, Rulík a kol., (2011) a interní materiály laboratoře ENKI o.p.s. Třeboň.

Partikulovaný organický uhlík (POC) ; (mg/l)

POC je nerozpuštěný organický uhlík ve vzorku a je vypočten z rozdílu

$\text{POC} = \text{TOC}_S - \text{TOC}_{\text{gfc}}$, Rulík a kol., (2011) a interní materiály laboratoře ENKI o.p.s. Třeboň.

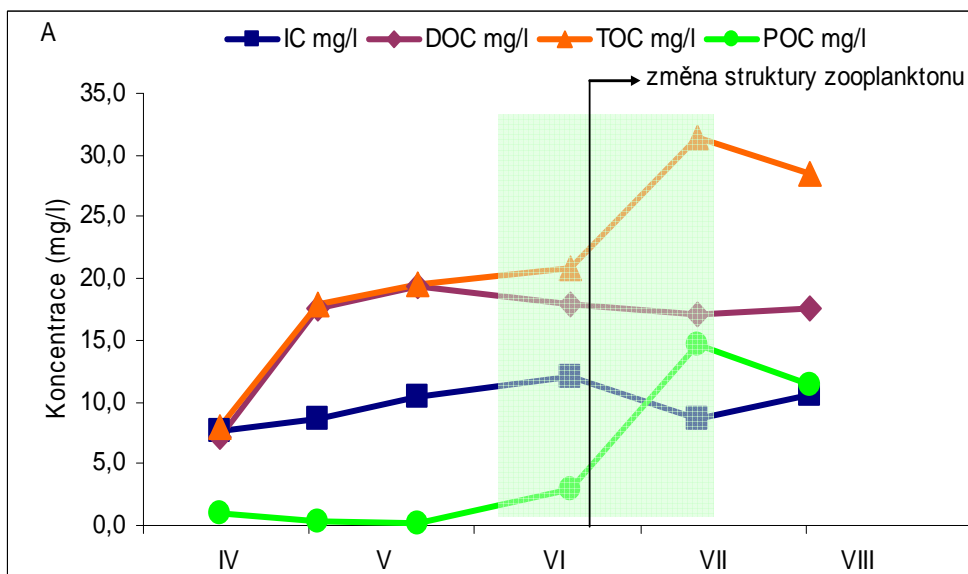
4 Výsledky rybníků

4.1 Horák

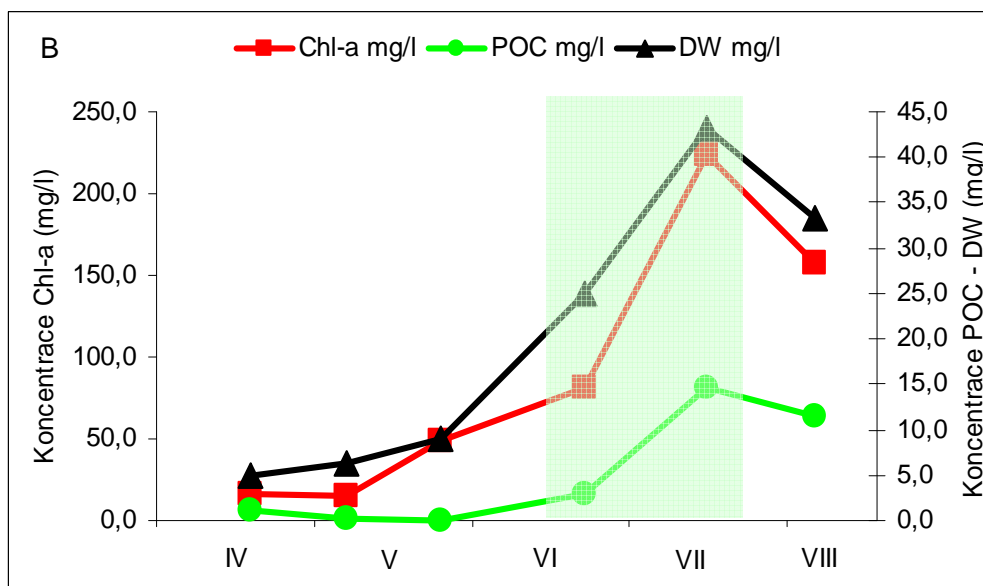
Výsledky z lokality Horák jsou shrnuty v tabulce č.1 a na obrázku 3 (A) rybníku Horák je znázorněn průběh anorganického uhlíku (IC) i celkového organického uhlíku (TOC) a jeho složek: rozpuštěného organického uhlíku (DOC) a nerozpuštěného (partikulovaného) organického uhlíku (POC). Dále je zde zvýrazněno období studie vzorků zooplanktonu. Při napouštění rybníku se hodnoty IC pohybovaly kolem 7 mg/l a během sledovaného období vzrostly hodnoty až na 12 mg/l. K nárůstu DOC, který tvoří naprostou většinu TOC, došlo v prvním období na hodnoty kolem 20 mg/l. Ve druhém sledovaném období došlo k mírnému poklesu hodnot. Celkový organický uhlík stoupá až do konce sledovaného období na hodnoty kolem 30 mg/l. Partikulovaný organický uhlík (POC) zřetelně souvisí s nárůstem chlorofylu- a (Chl- a) a sestonu (DW), obr.4 (B). V průběhu sezóny došlo ke změně ve struktuře zooplanktonu, a tím i fytoplanktonu (zelené zvýraznění na obr.3 (A) a 4 (B)), kdy od 2. poloviny června byl středně velký zooplankton s převahou perlooček vystřídán drobným planktonem buchanek obr.3 (A). Výsledky zooplanktonu jsou převzaty od Marka Baxy (2011).

Tabulka č.1: Sezónní průběh koncentrací anorganického uhlíku (IC), rozpuštěného organického uhlíku (DOC), celkového organického uhlíku (TOC), partikulovaného organického uhlíku (POC), chlorofylu- a (Chl-a) a sušiny sestonu (DW)

Datum	IC mg/l	DOC Mg/l	TOC mg/l	POC mg/l	Chl-a mg/l	DW mg/l
15.04.11	7,7	7,1	8,0	1,1	16,8	5,0
06.05.11	8,6	17,6	17,9	0,3	14,7	6,4
27.05.11	10,5	19,4	19,6	0,1	48,2	9,0
28.06.11	12,1	17,9	20,9	3,0	81,0	25,0
25.07.11	8,7	17,1	31,5	14,7	224,1	43,3
18.08.11	10,5	17,6	28,6	11,4	157,4	33,3



Obr.3 Sezónní průběh koncentrací anorganického uhlíku (IC), rozpuštěného organického uhlíku (DOC), celkového organického uhlíku (TOC), partikulovaného organického uhlíku (POC) a také znázorněna změna struktury zooplanktonu a fytoplanktonu (zelené zvýraznění)



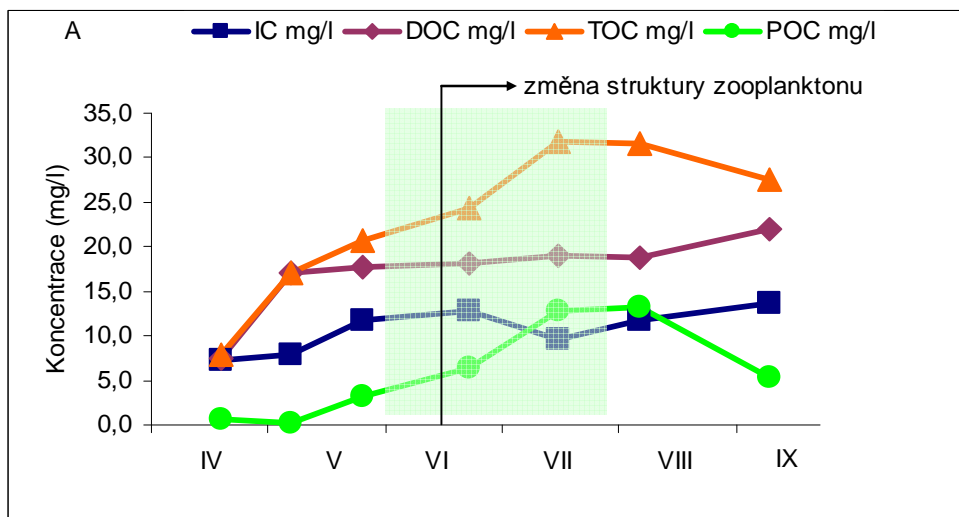
Obr.4 Znázorněna koncentrace Chlorofylu- a (Chl-a), partikulovaného organického uhlíku (POC), sušiny sestonu (DW) i změna struktury fytoplanktonu (zelené zvýraznění)

4.2 Fišmistr

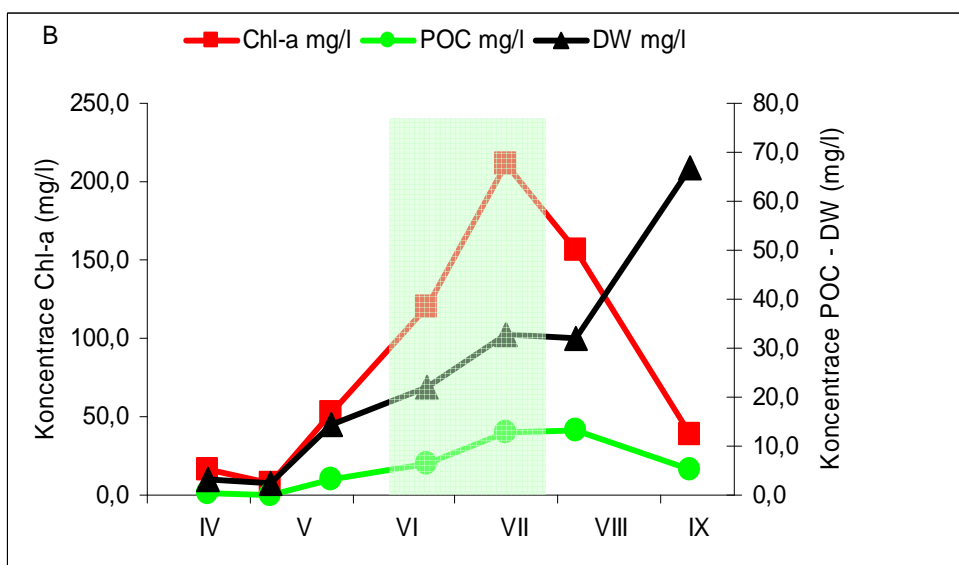
Výsledky z lokality Fišmistr jsou shrnuty v tabulce č.2 a koncentrace sledovaných parametrů na obrázcích 5 (A) a 6 (B). Při napouštění rybníka Fišmistr viz obr.5 (A) se hodnoty anorganického uhlíku (IC) pohybovaly kolem 7 mg/l a během sledovaného období vzrostly hodnoty až k 14 mg/l. V červenci došlo k výraznějšímu propadu IC na hodnotu 9,7 mg/l. K nárůstu rozpuštěného organického uhlíku (DOC), který tvoří naprostou většinu celkového organického uhlíku (TOC) došlo v prvním období na hodnoty kolem 20 mg/l a udržely se vyrovnané až do konce sledovaného období. Celkový organický uhlík stoupá až do konce sledovaného období na hodnoty kolem 30 mg/l. Partikulovaný organický uhlík (POC) zřetelně souvisí s nárůstem chlorofylu- a (Chl-a) a sestonu (DW), obr.6 (B). Nárůst sestonu v letních měsících není tak výrazný jako u rybníků Horák, Baštýř a Pěšák. V průběhu sezóny došlo ke změně ve struktuře zooplanktonu i fytoplanktonu (zelené zvýraznění na obr.5 (A) a obr.6 (B)), kdy od 2. poloviny června byl středně velký zooplankton s převahou perlooček vystřídán drobným planktonem buchanek a vířníků obr.5 (A). K opětovnému návratu perlooček došlo ke konci července obr.5 (A). Výsledky zooplanktonu jsou převzaty od Marka Baxy (2011).

Tabulka č.2: Sezónní průběh koncentrací anorganického uhlíku (IC), rozpuštěného organického uhlíku (DOC), celkového organického uhlíku (TOC), partikulovaného organického uhlíku (POC), chlorofylu- a (Chl-a) a sušiny sestonu (DW)

Datum	IC mg/l	DOC mg/l	TOC mg/l	POC mg/l	Chl-a mg/l	DW mg/l
15.04.11	7,4	7,5	8,0	0,5	16,8	3,4
06.05.11	7,9	17,0	17,1	0,2	7,3	2,6
27.05.11	11,8	17,7	20,7	3,3	52,9	14,5
28.06.11	12,8	18,2	24,3	6,4	120,4	22,0
25.07.11	9,7	19,1	31,7	12,9	211,2	33,0
18.08.11	11,8	18,8	31,5	13,2	156,8	32,0
26.09.11	13,8	21,9	27,5	5,3	38,7	66,7



Obr.5 Sezónní průběh koncentrací anorganického uhlíku (IC), rozpuštěného organického uhlíku (DOC), celkového organického uhlíku (TOC), partikulovaného organického uhlíku (POC) a také znázorněna změna struktury zooplanktonu i fytoplanktonu (zelené zvýraznění)



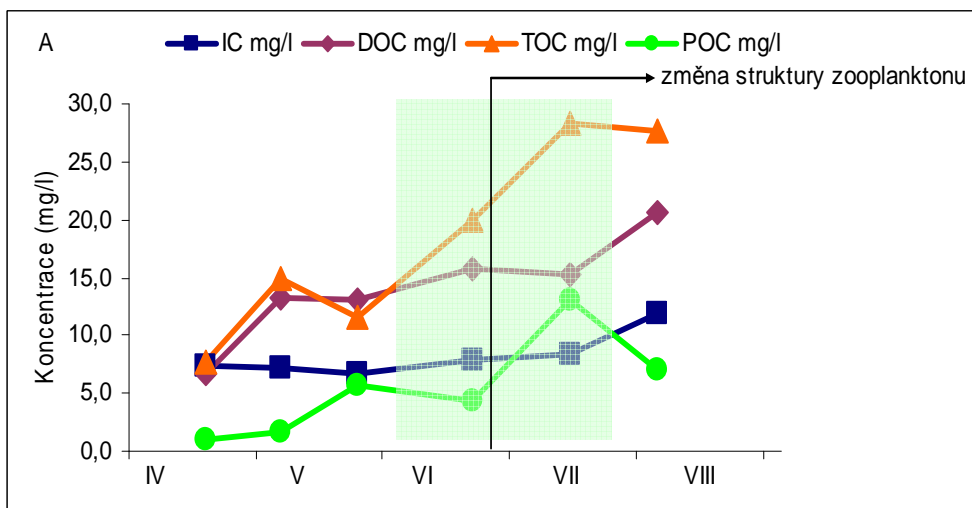
Obr.6 Znázorněna koncentrace Chlorofylu- a (Chl-a), partikulovaného organického uhlík (POC), sušiny sestonu (DW) i změna struktury fytoplanktonu (zelené zvýraznění)

4.3 Baštýř

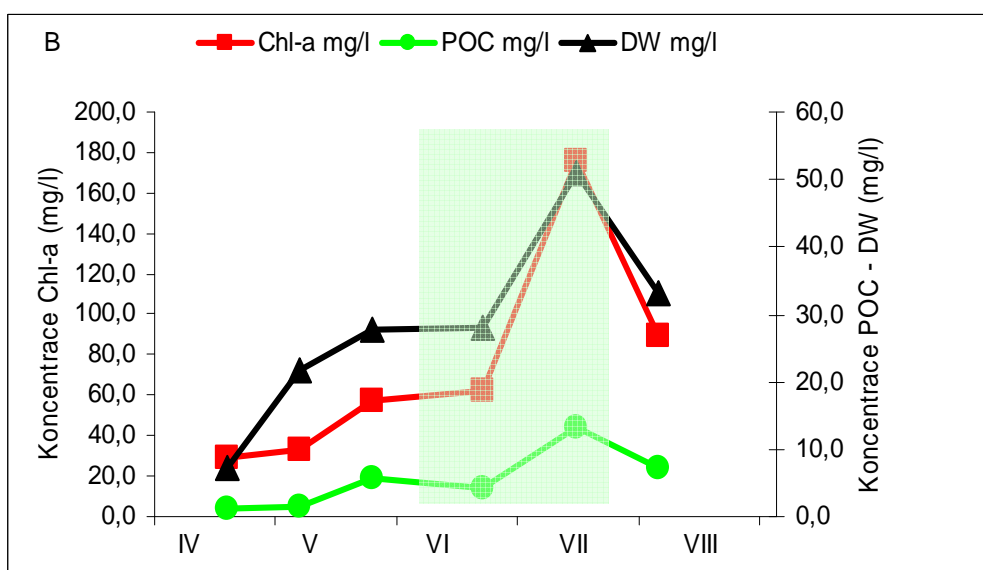
Výsledky z lokality Baštýř jsou shrnuty v tabulce č.3 a koncentrace sledovaných parametrů na obr.7 (A) a obr.8 (B). Při napouštění rybníka Baštýř obr.7 (A) se hodnoty anorganického uhlíku (IC) pohybovaly kolem 7 mg/l a během sledovaného období vzrostly hodnoty až k 12 mg/l. V květnu došlo k výraznějšímu propadu IC na hodnotu 6,8 mg/l. K nárůstu rozpuštěného organického uhlíku (DOC), který tvoří naprostou většinu TOC, došlo až na konci sledovaného období na hodnotu 20,6 mg/l. Hodnoty DOC se po napouštění rybníka držely kolem 15 mg/l a nedošlo k výraznému kolísání. Celkový organický uhlík (TOC) stoupá až do konce sledovaného období na hodnoty kolem 30 mg/l. Partikulovaný organický uhlík (POC) zřetelně souvisí s nárůstem chlorofylu- a (Chl-a) a sestonu (DW), obr.8 (B). V průběhu sezóny došlo ke změně ve struktuře zooplanktonu. Zpočátku je zooplankton zastoupen drobným až velmi drobným zooplanktonem tříd perlooček a vířníků. Od 2. poloviny června byl drobný zooplankton vystřídán středně velkým zooplanktonem s převahou perlooček obr.7 (A). Během června také dochází ke změně fytoplanktonu obr.7 (A) a obr.8 (B), zelené zvýraznění. K opětovnému návratu drobného zooplanktonu došlo ke konci července obr.7 (A). Výsledky zooplanktonu jsou převzaty od Marka Baxy (2011).

Tabulka č.3: Sezónní průběh koncentrací anorganického uhlíku (IC), rozpuštěného organického uhlíku (DOC), celkového organického uhlíku (TOC), partikulovaného organického uhlíku (POC), chlorofylu- a (Chl-a) a sušiny sestonu (DW)

Datum	IC mg/l	DOC mg/l	TOC mg/l	POC mg/l	Chl-a mg/l	DW mg/l
15.04.11	7,5	6,7	7,7	1,1	29,6	7,3
06.05.11	7,2	13,3	14,9	1,6	33,0	21,6
27.05.11	6,8	13,1	11,6	5,7	57,7	27,6
28.06.11	7,9	15,7	20,0	4,3	62,1	28,0
25.07.11	8,5	15,2	28,4	13,2	175,6	51,0
18.08.11	11,9	20,6	27,6	7,1	89,7	33,3



Obr.7 Sezónní průběh koncentrací anorganického uhlíku (IC), rozpuštěného organického uhlíku (DOC), celkového organického uhlíku (TOC), partikulovaného organického uhlíku (POC) a také znázorněna změna struktury zooplanktonu i fytoplanktonu (zelené zvýraznění)



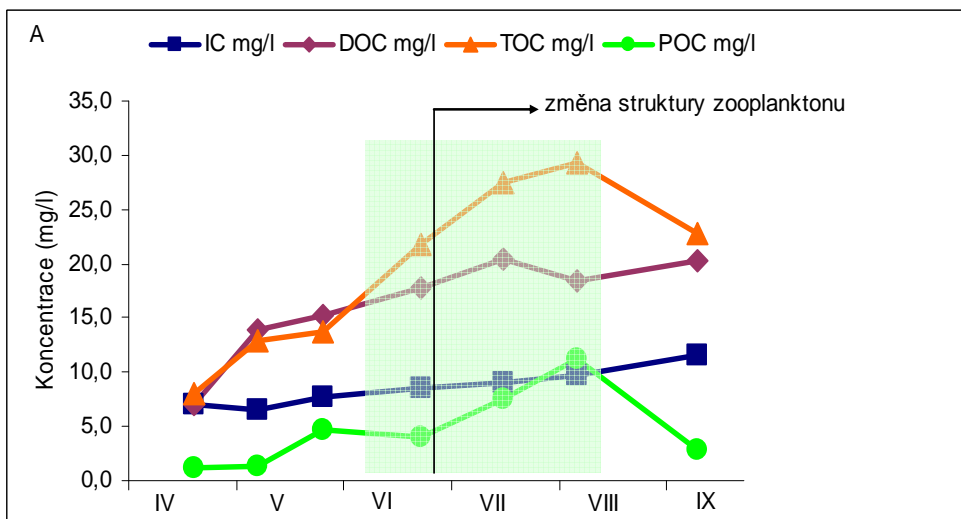
Obr.8 Znázorněna koncentrace Chlorofylu- a (Chl-a), partikulovaného organického uhlíku (POC), sušiny sestonu (DW) a změna struktury fytoplanktonu (zelené zvýraznění)

4.4 Pěšák

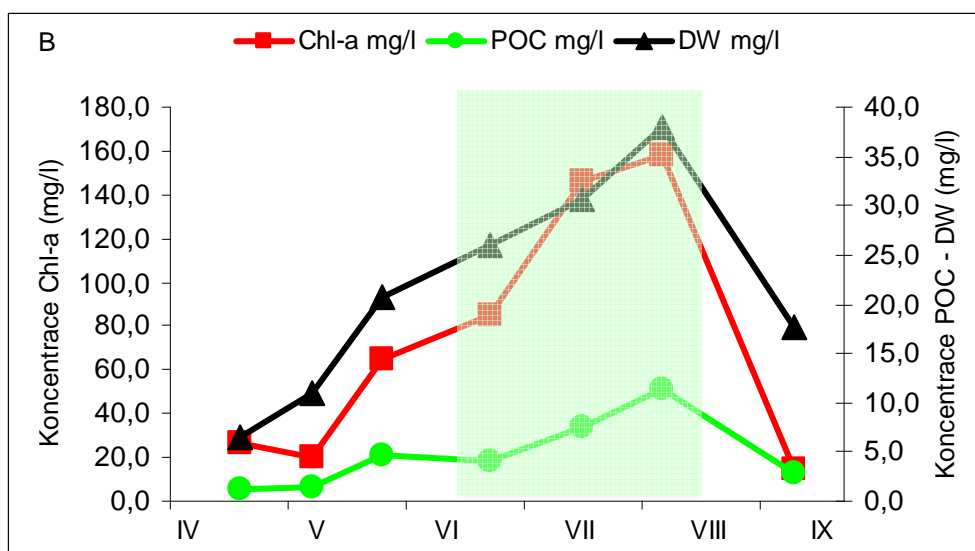
Výsledky z lokality Pěšák jsou shrnuty v tabulce č.4 a koncentrace sledovaných parametrů na obr.9 (A) a obr.10 (B). Při napouštění rybníka Pěšák obr.9 (A) se hodnoty anorganického uhlíku (IC) pohybovaly od 7 mg/l a během sledovaného období vzrostly hodnoty až k 11,5 mg/l. Celé sledované období anorganický uhlík vykazoval konstantní hodnoty. Hodnoty rozpuštěného organického uhlíku (DOC) se po napuštění rybníka postupně zvyšovaly až k hodnotám 20,4 mg/l. Na konci druhé poloviny sledovaného období došlo k mírnému zakolísání rozpuštěného organického uhlíku. Celkový organický uhlík stoupá až do konce sledovaného období na hodnoty kolem 30 mg/l. Poslední měsíc sledování došlo k výraznému poklesu celkového organického uhlíku na hodnotu 23 mg/l. Partikulovaný organický uhlík (POC) zřetelně souvisí s nárůstem i poklesem chlorofylu- a (Chl-a) a sestonu (DW), obr.10 (B). V průběhu sezóny došlo ke změně ve struktuře zooplanktonu. Zjara je zooplankton zastoupen středním zooplanktonem třídy perlooček. Od 2. poloviny června byl střední zooplankton vystřídán drobným zooplanktonem s převahou buchanek, a tím také došlo ke změně struktury fytoplanktonu obr.9 (A) a obr.10 (B), zelené zvýraznění. Výskyt velikostně středního zooplanktonu s převahou perlooček byl zaznamenán ke konci července obr.9 (A). Výsledky zooplanktonu jsou převzaty od Marka Baxy (2011).

Tabulka č.4: Sezónní průběh koncentrací anorganického uhlíku (IC), rozpuštěného organického uhlíku (DOC), celkového organického uhlíku (TOC), partikulovaného organického uhlíku (POC), chlorofylu- a (Chl-a) a sušiny sestonu (DW)

Datum	IC mg/l	DOC mg/l	TOC mg/l	POC mg/l	Chl-a mg/l	DW mg/l
15.04.11	7,0	7,0	8,1	1,2	26,7	6,5
06.05.11	6,5	13,9	12,9	1,4	20,5	11,0
27.05.11	7,7	15,2	13,7	4,7	64,9	20,8
28.06.11	8,5	17,8	21,7	4,0	84,8	26,0
25.07.11	9,1	20,4	27,5	7,6	146,2	30,7
18.08.11	9,8	18,4	29,3	11,3	157,9	38,0
26.09.11	11,5	20,2	22,9	2,9	14,6	17,6



Obr.9 Sezónní průběh koncentrací anorganického uhlíku (IC), rozpuštěného organického uhlíku (DOC), celkového organického uhlíku (TOC), partikulovaného organického uhlíku (POC) a také znázorněna změna struktury zooplanktonu i fytoplanktonu (zelené zvýraznění)



Obr.10 Znázorněna koncentrace Chlorofylu- a (Chl-a), partikulovaného organického uhlíku (POC), sušiny sestony (DW) a změna struktury fytoplanktonu (zelené zvýraznění)

5 Diskuse výsledků

5.1 Sledované rybníky na Nadějské rybníční soustavě

Třeboňské rybníky prošly za posledních sto let velmi zásadními změnami, které jsou poměrně dobře dokumentovány. Tyto změny zahrnují jak posun v základním chemismu vod, eutrofizace, tak i změny v intenzitě rybích obsádek a způsobu hospodaření. Obsah rozpuštěných látek a zejména živin v povrchových vodách Třeboňska byl na počátku 19. století nepochybně velmi nízký. Touto skutečností se již ve svých pracích zabýval Josef Šusta (1898). Při postupném hnojení statkovými hnojivy, které započal Josef Šusta, bylo dosaženo nejen zvýšení produkce ryb, ale i značné změny v rybníční biocenóze zejména nárůstu zooplanktonu (Šusta, 1884). Třeboňské rybníky vlivem těchto zásahů patří v dnešní době mezi nejvíce eutrofizované vodní nádrže střední Evropy (Pechar a kol., 2002). Eutrofizace je obecně posuzována především z hlediska dusíku (N) a fosforu (P), nicméně uhlík je také velmi důležitý indikátor eutrofizace vod, jelikož je významným indikátorem přísunu organických látek do rybníků (Hartman a kol., 2005).

5.2 Celkový stav a vývoj planktonu na rybnících

Vývoj planktonu (fytoplanktonu a zooplanktonu) je závislý na zásobě a dostupnosti živin, ale také na struktuře a velikosti obsádky. K posouzení množství fytoplanktonu nám umožňuje stanovení chlorofylu-a (Chl-a). Z šetření v letech 2000 – 2001 vyplývá, že při množství fytoplanktonu, které se projevuje koncentracemi chlorofylu nad 100 µg/l, jsou oscilace koncentrací kyslíku běžné (Punčochář a Desortová, 2003). S ohledem na skutečnost, že se v rybnících takové koncentrace chlorofylu vyskytují pravidelně, jedná se o významný faktor s negativním dopadem na ukazatele jakosti vod. Aktivita fytoplanktonu ovlivňuje rovněž iontovou rovnováhu uhličitanu a hydrogenuhličitanu a projevuje se také růstem hodnot pH často k úrovni 9 i více. Hydrogenuhličitany za přítomnosti volného amoniaku mohou mít toxický účinek na rybí obsádku (Punčochář a Desortová, 2003).

O složení fytoplanktonu i celkovém obrazu planktonního společenstva v 30. letech dobře informují práce Nováčka (1941) a B. Fotta (1938). Z jejich výsledků je

patrné, že vyšší nabídka živin, zejména hydrogenuhličitanů (tj. vyšší alkalita) a fosfátů umožnila intenzivnější rozvoj fytoplanktonu. Dle velikostní struktury zooplanktonu je také možné odhadnout strukturu fytoplanktonu vytvořeného během vegetační sezóny sledovaných rybníků. Podle výsledků M. Baxy (2011) o struktuře zooplanktonu (příloha druhové složení a velikostní struktura zooplanktonu), námi sledovaných rybníků byl větší výskyt velkých perlooček rodu *Daphnia* zaznamenán pouze zjara. Velké perloočky tak na počátku sezóny potlačily drobný fytoplankton. Zároveň se tak uvolnila nabídka živin, a to zřejmě umožnilo rozvoj sinic v letních měsících (příloha druhové složení a velikostní struktura zooplanktonu) díky nabídce živin, především fosforu. Během července a srpna došlo nárůstu koncentrací chlorofylu-a, a tím i ke změně velikostní struktury zooplanktonu (příloha druhové složení a velikostní struktura zooplanktonu). S měnící se koncentrací chlorofylu-a zřetelně souvisí koncentrace POC (partikulovaný organický uhlík) a také koncentrace sestonu DW (grafy B u jednotlivých sledovaných rybníků). Tyto výsledky a pozorování nijak nevybočují z předchozích studií Třeboňských rybníků Pechara a Radové (1996). Také dřívější studie ukazují ovlivnění biomasy fytoplanktonu zooplanktonem a následným rozvojem sinic (Marvan a kol., 1978, Komárková a kol., 1986).

Vyšší průhlednost vody, tj. nižší množství fytoplanktonu, je možné spolehlivě očekávat pouze v případě 60 % a vyšší dominance perlooček rodu *Daphnia* a při dosažení průměrné velikosti alespoň 1,5 mm. Takový stav planktonu se v současné době vyskytuje jen zřídka a zároveň přináší riziko kyslíkových deficitů (Pechar a Radová, 1996).

Dosažením rovnováhy v rybnících lze optimální velikostí rybí obsádky a zabránění přísunu živin do vod rybníků. Tím by došlo ke stabilizaci vodního prostředí v rybnících, k rovnováze biocenóz a ke zlepšení kvality vody i po fyzikálně - chemické stránce.

5.3 Porovnání koncentrací anorganického uhlíku (IC), celkového uhlíku (TC) a celkového organického uhlíku (TOC)

Rybníky byly a stále jsou hnojené statkovými hnojivy, proto je stanovení bilance anorganických i organických forem uhlíku důležitým zdrojem informací stále více řešené problematiky eutrofizace povrchových vod. Na sledovaných rybnících byl sice zaznamenán rozdíl v anorganickém uhlíku (IC), ale v celkovém organickém uhlíku (TOC), rozpuštěném organickém uhlíku (DOC) a partikulovaném organickém uhlíku (POC) nikoliv (grafy A u jednotlivých sledovaných rybníků), a to i přesto, že rybníky mají různý přísun organických látek v krmení.

Celkový uhlík (TC) je složen z anorganického a organického uhlíku. Anorganický uhlík se podílí na základním chemismu, dále ovlivňuje pufrací kapacitu i kyslíkový režim a stejně tak se fyzikálně chemické podmínky podílejí na distribuci forem uhlíku (Pechar a kol., 2002).

5.3.1 Anorganický uhlík a alkalita

Anorganický uhlík se ve vodách vyskytuje ve 3 formách. Jednak je rozpuštěn převážně v molekulární formě jako volně hydratovaný CO_2 , a jen velmi malá část reaguje s vodou za vzniku nedisociované molekuly H_2CO_3 . Rozpuštěný CO_2 se nazývá volný CO_2 . Koncentrací volného CO_2 se rozumí součet koncentrací volně hydratovatelného CO_2 a H_2CO_3 . Další dvě formy jsou iontové: HCO_3^- a CO_3^{2-} . V nich obsažený CO_2 je tzv. vázaný a dělí se na hydrogenuhličitanový a uhličitanový CO_2 . Součet všech 3 forem je tzv. veškerý CO_2 (Horáková a kol., 1989).

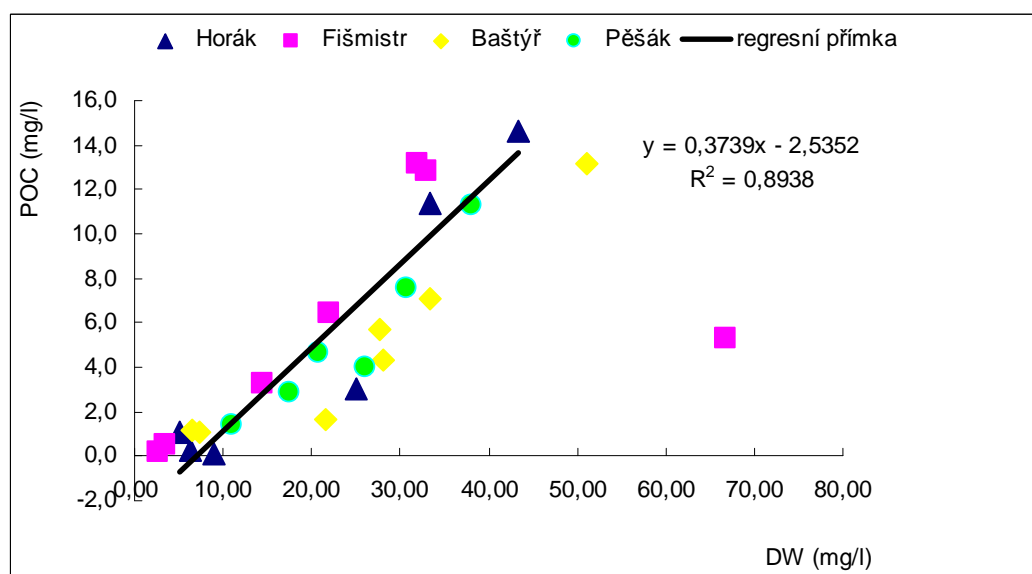
Koncentrace oxidu uhličitého ovlivňuje veškerý život v povrchových vodách. Je nedílnou součástí fotosyntézy a uvolňuje se dýcháním planktonu. Ovlivňuje tak pH během dne a alkalitu (kyselinovou neutralizační kapacitu vod) ; (Hartman a kol., 2005).

Hodnoty anorganického uhlíku na sledovaných lokalitách nevykazovaly v průběhu sledovaného období výraznější kolísání, během sezóny se zvyšovaly ze 7 mg/l na 14 mg/l. Z výsledků Pechara a Radové, (1996) o chemismu Třeboňských rybníků jsou hodnoty jednoznačně určovány hospodářskými zásahy, především dlouholetým vápněním a dále splachy z povodí.

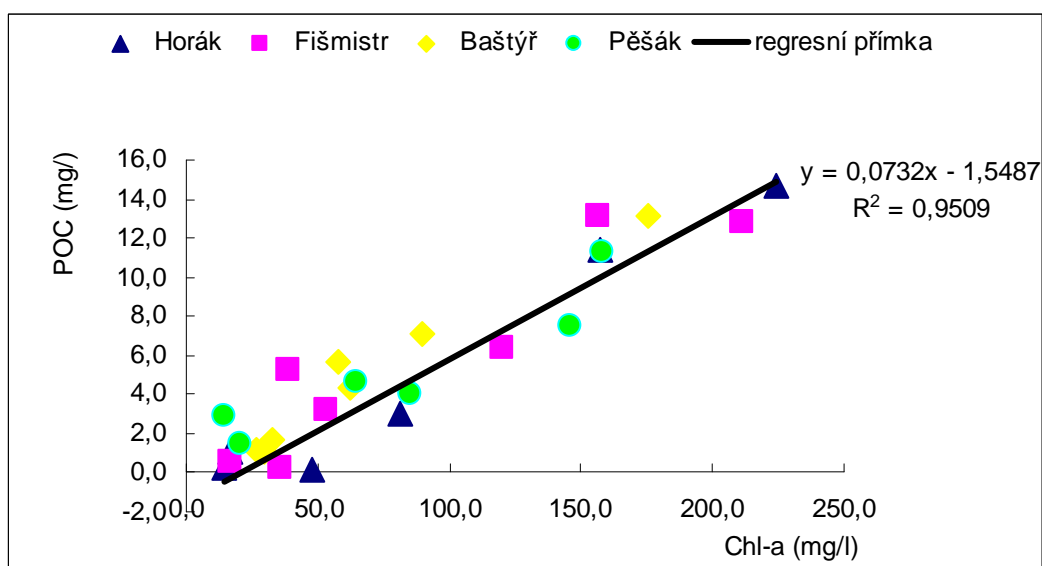
Kyselinová neutralizační kapacita vody (KNK) sledovaných rybníků v průběhu vegetační sezóny stoupá. To je tím, že volný (přebytečný) CO₂ rozpouští sloučeniny vápníku v rybníční vodě a převádí tento „dostupný“ uhličitán do vody na rozpustné hydrogenuhličitany. Chceme-li dodržet dostatečnou neutralizační – kyselinovou kapacitu vody a půdy, neměl by obsah dostupného Ca²⁺ klesnout pod 60 mmol.kg⁻¹ (Hartman a kol., 2005). Sledované rybníky vykazovaly v průběhu vegetační nárůst pH v letním období a také zvýšení hodnot KNK.

5.3.2 Koncentrace celkového organického uhlíku (TOC) a jeho korelační vztah s CHSK_{cr} (chemická spotřeba kyslíku)

Nárůst celkového organického uhlíku (TOC) na sledovaných lokalitách je zřetelně dáno nárůstem fytoplanktonu v letních měsících. Tomu odpovídá také zvýšení obsahu sušiny sestonu. Zřetelné vzájemné vztahy mezi TOC, POC, Chl-a a DW jednoznačně potvrzují zjištěné signifikantní korelace (obr. 11 a 12).



Obr.11 Regresní závislost mezi koncentrací POC a množstvím sušiny (DW) pro sledované rybníky v roce 2011



Obr.12 Regresní závislost mezi koncentrací POC a Chl-a pro sledované rybníky v roce 2011

Celkový organický uhlík koreluje s chemickou spotřebou kyslíku ($CHSK_{Cr}$), který je také ukazatelem organického znečištění vod. Již od poloviny devadesátých let 20. století v SRN (Spolková republika Německo) probíhalo postupné měření řad závislostí $CHSK_{Cr}$ a TOC ve sledovaných vodách s cílem získat pro konkrétní odběrové profily přepočítávací faktory umožňující na základě stanovení TOC vypočítat „ $CHSK_{Cr\text{vyp.}}$ “ a provést srovnání s aktuálně platnou limitní hodnotou $CHSK_{Cr}$. Gierszewski uvádí, že přepočítávací faktor mezi $CHSK_{Cr}$ a TOC teoreticky činí 2,67, v praxi se obvykle dosahuje hodnot mezi 2,5 až 4.

Stanovením a korelačními vztahy mezi TOC a $CHSK_{Cr}$ v povrchových vodách České republiky se také zabývali pracovníci Výzkumného ústavu vodohospodářského T.G. Masaryka. Zpracováním dat získaných v rámci projektu Situačního monitoringu povrchových vod České republiky byla určena průměrná hodnota poměru $CHSK_{Cr}/TOC$ 2,76 (Vymazalová a kol., 2009). Stanovená hodnota se jen minimálně liší od hodnoty poměru $CHSK_{Cr}/TOC$ 2,67, která je uváděna v literatuře (Pitter, 1999).

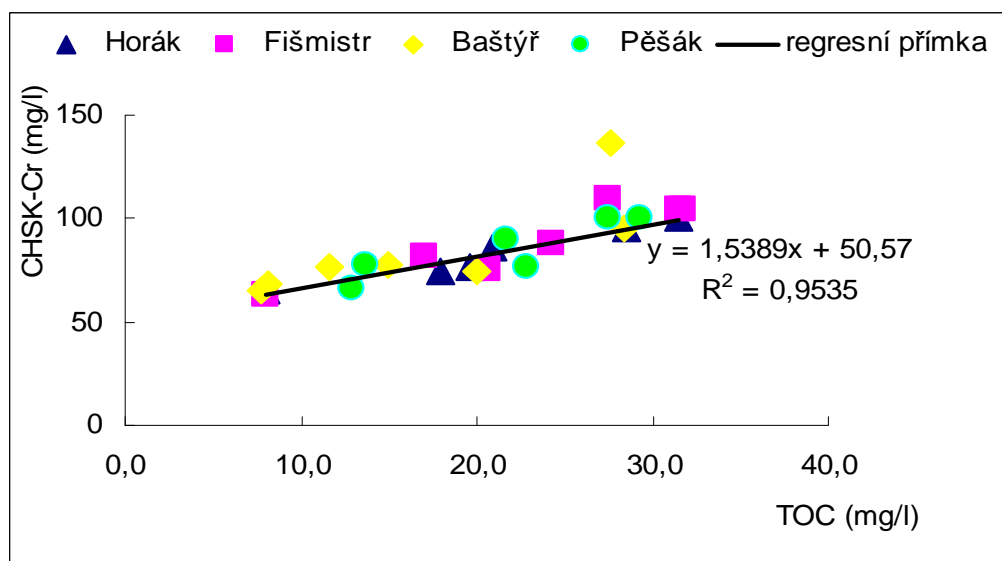
Na obrázku č.13 je znázorněna regresní závislost $CHSK_{Cr}/TOC$ pro data ze sledovaných rybníků. Vypočítaná průměrná hodnota poměru $CHSK_{Cr}/TOC$ sledovaných rybníků je 4,8. Lze uvažovat o tom, že tato hodnota je nadhodnocená. Jedna z možných příčin je pravděpodobně vysoká hodnota interceptu zřejmě určuje intercept (bod na ose y, pro $x = 0$) 50,6. Při zkorigování hodnot odečtem interceptu 50,6, byla stanovena hodnota poměru $CHSK_{Cr(\text{cor})}/TOC$ 1,7. Tato hodnota je ale

velmi nízká Výchozím bodem regresní přímky po odečtu interceptu 50,6 na ose y, byl $y = 0$ (obr.14).

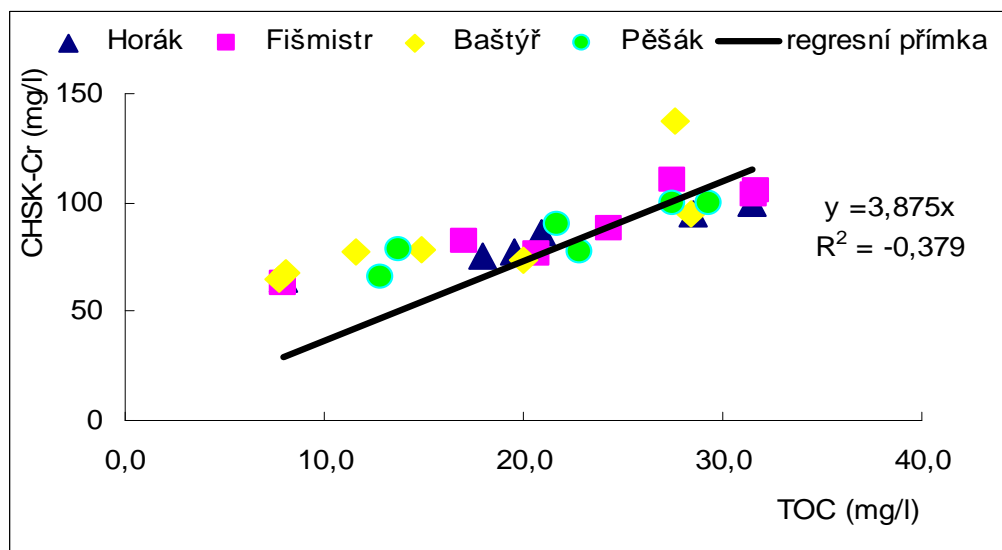
Spočítaná průměrná hodnota poměru $\text{CHSK}_{\text{Cr}}/\text{TOC}$ sledovaných rybníků Nadějské soustavy z roku 2009 činila 3,8 (Belušová, 2010). I když Gierszewski uvádí, že v praxi se obvykle pohybují hodnoty poměru $\text{CHSK}_{\text{Cr}}/\text{TOC}$ do hodnoty 4. Na sledovaných rybnících byla hodnota poměru CHSK/TOC 4,8, zřejmě je to dáno zřejmě delší dobou zvýšené hodnoty TOC ve vodě.

Rybníky jsou specifické vodní nádrže, kde je vodní prostředí ovlivňováno z velké části vstupy látek lidskou činností a také je narušen kyslíkový režim, který způsobuje zpomalení koloběhu živin.

K potvrzení či vyvrácení možnosti překročení hodnoty poměru $\text{CHSK}_{\text{Cr}}/\text{TOC}$ je zapotřebí delší časové sledování hodnot TOC a CHSK_{Cr} u eutrofizovaných rybníků.



Obr.13 Regresní závislost mezi CHSK a koncentrací TOC pro sledované rybníky v roce 2011 (počáteční bod osy $y = 50,6$)



Obr.14 Regresní závislost mezi CHSK a koncentrací TOC pro sledované rybníky v roce 2011 (s předpokladem, že regresní přímka prochází počátkem $x = 0, y = 0$)

5.3.3 Rozpuštěný organický uhlík (DOC)

Naměřené hodnoty DOC sledovaných rybníků se pohybovali v průměru kolem 16 mg/l a odpovídají tak hodnotám eutrofních vod. Rozdělení povrchových vod podle hodnot rozpuštěného organického uhlíku publikoval Riemann v roce 1986. Rozdělil produktivitu vod podle rozpuštěného organického uhlíku (DOC) na oligotrofní vody, které nepřesahují množství rozpuštěného organického uhlíku ve vodě 3 mg/l. V produktivnějších vodách je obsah DOC od 4 do 10 mg/l. V nejproduktivnějších vodách může dosáhnout koncentrace DOC až 25 mg/l. Ve většině povrchových vod, představují huminové látky asi 50 % rozpuštěného organického uhlíku (DOC), (Kronberg, 1999). Huminové látky tak mohou snižovat kvalitu a jakost vod pro vodárenské účely, jako se tomu stalo na vodní nádrži Fláje v Krušných horách. Zpravidla huminové látky nejsou problémem rybníčních ekosystémů, jen ve výjimečných případech jako mohou být povodně.

Servais, P a kol., v roce 1987 poprvé použili pro hodnocení biologické stability vod parametr BDOC (mg/l). Jedná se o ukazatel, který pomocí DOC (rozpuštěného organického uhlíku) vypovídá, zda je voda odolná proti růstu bakteriální populace či nikoli. Na přítocích do nádrže Fláje byly naměřeny různé poměry mezi hodnotami BDOC:DOC během roku. Bylo tak prokázáno, že v případě konstantního

organického znečištění povrchového přítoku do nádrže bude možné předpovědět hodnotu BDOC (Strnadová a kol., 2003).

5.4 Jakost vod sledovaných lokalit

Z výsledků průměrných hodnot celkového organického uhlíku (TOC) a chlorofylu- a (Chl-a) sledovaných rybníků (tab.č.6) je patrné, že spadají podle normy ČSN 75 5221 tříd jakosti vod (tab.č.5) do IV. a V. třídy. Tyto třídy znamenají, že stav povrchové vody sledovaných rybníků je ovlivněn lidskou činností, takže ukazatele jakosti vod dosahují hodnot, které navozují nestabilní podmínky ve vodním prostředí (Hanel a Lusk., 2005).

Tabulka č.5: Mezní hodnoty tříd jakosti vod dle ČSN 75 5221 (TOC a Chlorofyl-a)

Ukazatel	Měrná jednotka	Třída				
		I	II	III	IV	V
TOC	mg/l	<7	<10	<16	<20	≥20
Chl-a	µg/l	<10	<25	<50	<100	≥100

Tabulka č.6: Průměrné hodnoty TOC a Chl-a sledovaných rybníků za vegetační období 2011

Lokalita/Ukazatel	TOC (mg/l)	Chl-a (µg/l)
Horák	21	90
Fišmistr	23	94
Baštýř	18	75
Pěšák	19	84

5.5 Statistické zhodnocení variability frakcí uhlíku mezi sledovanými rybníky

Pro statistické zhodnocení uhlíku byla zvolená analýza rozptylu při jednoduchém třídění. Analýza rozptylu při jednoduchém třídění analyzuje difference průměrů sledované závisle proměnné mezi skupinami, které jsou určeny jednou kategoriální nezávisle proměnnou (faktorem). Zkoumá se, zda skupiny vytvořené tímto klasifikačním faktorem jsou podobné, nebo zda jednotlivé průměry tvoří nějaké shluky (Hendl, 2004).

Statisticky významný rozdíl byl zaznamenán u anorganického uhlíku (IC) mezi rybníky Baštýř a Fišmistr (seznam příloh – statistické zhodnocení forem uhlíku). U rozpuštěného organického uhlíku (DOC) a celkového organického uhlíku (TOC) nebyl mezi rybníky zjištěn statisticky významný rozdíl (seznam příloh – statistické zhodnocení forem uhlíku).

5.6 Přísun uhlíku v biomase ryb a krmivy do vod experimentálních rybníků

Využití krmiv ve výživě ryb označujeme jako přímý faktor, protože přinášejí přírůstek rybího masa jejich vlastní spotřebou (Čítek a kol., 1998). Základem krmné dávky je přirozená potrava, která je hlavním zdrojem bílkovin. Jako krmiva se uplatňují méně hodnotná krmiva rostlinného původu, hlavně obiloviny, a doplňkové krmné směsi s nízkým obsahem bílkovin živočišného původu. Krmiva jsou především zdrojem energie (glycidů, tuků, neplnohodnotných bílkovin) a krmnou dávku vyvažují. Na výsledném přírůstku se přirozená potrava a příkrmování podílí zhruba v poměru 1:1 (Dubský a kol., 2003).

Uhlík patří mezi makroprvky a je nejvíce rozšířeným prvkem na naší planetě, a tak není pochyb o tom, že je součástí všech živých organismů. Je důležitým stavebním prvkem rostlinných pletiv i živočišných tkání. Uhlík je rybami a zooplanktonem přijímán především konzumací přirozené potravy a předkládanými krmivy. Tělo organismu se skládá z vody a sušiny (látky anorganické, organické). Uhlík tvoří zhruba polovinu celkové sušiny organismu. Sušina tvoří zhruba 45 % z těl organismů (Čítek a kol., 1998).

Délka pokusů na experimentálních rybnících činila 156 dnů. Hlavní nasazovanou rybou byl kapr obecný (*Cyprinus carpio*). Na rybníku Horák obsádku tvořily kapr obecný (*Cyprinus carpio*), amur bílý (*Ctenopharyngodon idella*) a lín obecný (*Tinca tinca*). Na rybníku Baštýř byl nasazen kapr obecný a lín obecný. Na rybnících Fišmistr a Pěšák byl nasazen jen kapr obecný.

Na pozorovaných rybnících byl vypočten celkový uhlík v krmivech a v přírůstku ryb v kg/ha (tab.č.7 Přísun uhlíku v biomase ryb a krmivy do vod rybníků), (Hůda a kol.,2011).

Obsah uhlíku v biomase těl ryb na rybníku Horák byl vyšší z důvodu početnější polykulturní obsádky (příloha Obsádky a přírůstky ryb na experimentálních rybnících). Na tomto rybníku nebylo uskutečněno krmení obilím. Zdrojem uhlíku pro rybí obsádku byla pouze přirozená potrava (fytoplankton a zooplankton). Rybník Horák podle „bonitní třídy rybníků“ – dosahoval přirozeného přírůstku přes 200 kg/ha (370 kg/ha) a řadí se tak mezi rybníky vysoce úrodné. Rybníky Fišmistr, Baštýř a Pěšák byl do vod přísun uhlíku zajištěn obilím (Triticale) s různou úpravou a množstvím (příloha Obsádky a přírůstky ryb na experimentálních rybnících), (Hůda a kol., 2011). Přesto, že poměr vstupu a výstupu (výlov) uhlíku se u jednotlivých rybníků diametrálně liší, je organický uhlík rozhodujícím způsobem dán primární produkcí, která může dosahovat až 12000 kg/ha.rok (Tesařová, 2011), a vlastními procesy v rybníce (tab.č.7 Přísun uhlíku v biomase ryb a krmivy do vod experimentálních rybníků).

Tabulka č.7: Přísun uhlíku v biomase ryb a krmivy do vod experimentálních rybníků (Hůda a kol.,2011)

Rybník	Výstup uhlíku v biomase ryb kg/ha	Vstup uhlíku krmivem kg/ha	Rozdíl uhlíku krmiva - výlov kg/ha
Horák	166,50	—	-166,5
Fišmistr	136,13	245,03	109
Baštýř	126,91	144,23	18
Pěšák	143,1	245,03	102

6 Závěr

1. Na experimentálních rybnících (Horák, Fišmistr, Baštýř a Pěšák) na Nadějské rybniční soustavě, byla v sezóně 2011 zhodnocena koncentrace a distribuce hlavních složek frakcí uhlíku ve vodě eutrofních rybníků. Sledovanými frakcemi uhlíku byly anorganický uhlík (IC), celkový organický uhlík (TOC), rozpuštěný organický uhlík (DOC) a partikulovaný organický uhlík (POC), zároveň byla měřena alkalita, chemická spotřeba kyslíku ($CHSK_{Cr}$) a také sledována struktura a množství fytoplanktonu a zooplanktonu.
2. Cílem práce bylo posoudit možný vliv krmení ryb různými obilovinami na koncentraci a distribuci složek frakcí uhlíku.
3. Během vegetační sezóny došlo k mírnému nárůstu anorganického uhlíku. U rybníků Horák a Fišmistr, byl zaznamenán mírný pokles během července. Tento pokles mohl být způsoben primární produkcí, kdy fytoplankton anorganický uhlík během fotosyntézy vyčerpával. U rybníků Baštýř a Pěšák koncentrace anorganického uhlíku i přes vyšší fotosyntézu v letních měsících rovnoměrně stoupají. Větší nárůst celkového organického uhlíku v letních měsících, souvisí také s nárůstem fytoplanktonu. Tomu také odpovídá zvýšení obsahu sušiny sestonu.
4. Průměrné hodnoty frakcí uhlíku pro jednotlivé rybníky se příliš nelišily a ani nevybočují od hodnot předchozích měření na Třeboňských rybnících. Hodnoty anorganického uhlíku (IC) se pohybovaly v průměru 9 mg/l. Hodnoty celkového organického uhlíku činily v průměru 20 mg/l. Rozpuštěný organický uhlík (DOC) se pohyboval v průměru kolem hodnot 15 mg/l. Hodnoty partikulovaného uhlíku (POC) činily v průměru přes 5 mg/l. Koncentrace chlorofylu-a, která zřetelně souvisí s koncentrací (POC), dosahovala hodnot až přes 200 mg/l v letních měsících. Koncentrace hodnot sušiny sestonu činila v průměru přes 30 mg/l.
5. Byla zjištěna poněkud vysoká hodnota poměru $CHSK_{Cr}/TOC$, která činila 4,8. Rybníky patří mezi specifické vodní ekosystémy a není tak vyloučeno, že v eutrofních vodách sledovaných rybníků je vyšší hodnota poměru $CHSK_{Cr}/TOC$ právě díky vysokému obsahu organických látek.
6. Různé množství uhlíku dodaného krmivy do vod sledovaných rybníků, významně neovlivnilo hodnoty koncentrací TOC. Toto zjištění je důležité pro efektivnější využití krmiv a primární produkce v chovu ryb. Relativně velký přísun organických látek v krmivech sice nezvyšuje významně zátěž rybníků organickými

látkami, ale zároveň snižuje využití současné vysoké primární produkce. Tím dochází patrně k udržování stavu vysokého stupně eutrofizace rybníčních vod.

7 Seznam použité literatury

Adámek, Z a kol. 1995. Rybářství ve volných vodách. Victoria Publishing. Praha, 205 s.

Ambrožová, J. 2003. Aplikovaná a technická hydrobiologie. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Praha, 226 s.

Andreska, J. 1997. Lesk a sláva Českého rybářství. Nuga. Pacov, 166 s.

Andreska, J. 1987. Rybářství a jeho tradice. Státní zemědělské nakladatelství. Praha, 208 s.

Belušová, V. 2010. Organické látky v povrchových vodách – diplomová práce, VŠCHT v Praze, 66 s.

Binhe, G., Claire, L., Schelske, Coveney, M.F. 2010. Low carbon dioxide partial pressure in a productive subtropical lake. *Aquatic Science*, 73, (3), 317 – 330.

Bohle, H.W. 1995. Spezielle Ökologie, Limnische Systeme, Springer – Verlag, Berlin, 267 s.

Burns, C.W., Brett, M.T., Schallenberg, M. 2011. A comparison of the trophic transfer of fatty acids in freshwater plankton by cladocerans and calanoid copepods. *Freshwater Biology*, 56, (5), 889 – 903.

Brönmark, Ch., Hansson, L-A. 1998. *The Biology of Lakes and Ponds*. Oxford University Press. New York, 216 s.

Brönmark, Ch., Hansson, L-A. 2005 in Sýkorová, V. 2010. *The Biology of Lakes and Ponds in Vliv kvality potravy na růst a přežívání sladkovodního zooplanktonu – bakalářská práce*, 35 s.

Cauchie, H.M., Hofmann, L., Thome, J.P. 2000. Metazooplankton dynamics and secondary production of *Daphnia magna* (Crustacea) in an aerated waste stabilization pond. *Journal of Plankton Research*, 22, (12), 2263 – 2287.

Čítek, J., Krupauer, V., Kubů, F. 1998. *Rybníkářství*. Informatorium, Praha, 306 s.

Devetter, M. 2010. A method for efficient extraction of rotifers (Rotifera) from soils. *Pedobiologia*, 53, (2), 115 – 118.

Dubský, K., Kouřil, J., Šrámek, V. 2003. *Obecné rybářství*. Informatorium, Praha, 307 s.

Eiseltová, M. (ed.) 1996. *Obnova jezerních ekosystémů – holistický přístup*. Wetlands International publ. 190 s.

Elser, J.J., Hayakawa, K., Urabe, J. 2001. Nutrient limitation reduces food quality for zooplankton: *Daphnia* response to seston Phosphorus Enrichment. *Ecology*, 82, (3), 898 – 903.

Fábio, R., Luciana, O., Felipe, S., Pacheco, Nathan O., Barros, Assireu. 2010. Variability of carbon dioxide flux from tropical (Cerrado) hydroelectric reservoirs. *Aquatic science*, 72, (3), 283 – 293.

Fott, B. 1933. Fytoplankton jako rostlinné společenstvo. *Věda přírody*, (14), 97 – 128.

Friedl, K. a kol. 1991. *Chráněná území v České republice*. Informatorium, Praha, 274 s.

Geller, W., Müller, H. 1981. The filtration apparatus of Cladocera - Filter Mesh-Sizes and Their implications on food selectivity. *Oecologia*, 49, (3), 316 – 321.

Hanel, L., Lusk., S. 2005. *Ryby a Mihule České republiky – Rozšíření a ochrana*. Český svaz ochránců přírody Vlašim, 396 s.

Hart, R.C., Bychek, E.A. 2010 Body size in freshwater planktonic crustaceans: an overview of extrinsic determinants and modifying influences of biotic interactions. *Hydrobiologia*, 668, (1), 61 – 108.

Hartman, P., Příkryl, I., Štědranský, E. 2005. *Hydrobiologie*. Informatorium, Praha, 359 s.

Hejný, S., Husák, Š., Květ, J., Pecharová, E., Pokorný, J. 2000. *Rostliny vod a pobřeží*. East West Publishing Company, Praha, 118 s.

Hendl, J. 2004. *Přehled statistických metod zpracování dat*. Portál, s.r.o., Praha, 583 s.

Hlásek, J. 2000. Intenzifikace hospodaření a ekologická stabilita rybníků – klíčových vodních biotopů Třeboňské pánve in Pokorný, J., Šulcová, J., Hátle, M., Hlásek, J. (eds), *Třeboňsko 2000. Ekologie a ekonomika Třeboňska po dvaceti letech*. UNESCO/MaB., ENKI, o.p.s., Třeboň, s.15.

Horáková, M., Lischke, P., Grünwald, A. 1989. *Chemické a fyzikální metody analýzy vod*. SNTL, Alfa, Praha, Bratislava, 389 s.

Hůda, J., Malecha, J., Bůžek, V., Hartvich, P., Másílko, J. 2011. *Ověření technologických úprav obilných krmiv v chovu tržního kapra, rybářství Třeboň*, 34 s.

Janda, J., Pechar, L., a kol. 1996. *Význam rybníků pro krajinu střední Evropy. Trvale udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko*. České koordinační středisko IUCN – Světového svazu ochrany přírody, Praha, 189 s.

Janeček, M., Kratochvíl, A., Vašků, Z., Hule, M. 1995. *Z historie Českých rybníků. Carpio v Třeboni*, 45 s.

Jonathan, J.C., Nina, F.C., George, W.K., Timothy, K.K. 1994. Carbon Dioxide Supersaturation in the Surface Waters of Lakes. *Science Journals*, 265, (5178), 1568 – 1570.

Kalff, J. 2002. *Limnology*. Prentice Hall, New Jersey, 592 s.

Komárková, J., Faina, R., Pařízek, J. 1986. Influence of the watershed and fishstock upon the fishpond biocenoses. *Limnologica*, Berlin, 17, (2), 335 – 354.

Kortelainen, P. 1999. Source of Aquatic organic Carbon in Keskitalo, J., Eloranta, P. (eds). *Limnology of Humic Waters*. Backhuys Publishers, Leiden, 95 – 109 s., 284 s.

Kronberg, L. 1999. Content of Humic Substances in Freshwater in Keskitalo, J., Eloranta, P. (eds). *Limnology of Humic Waters*. Backhuys Publishers, Leiden, 9 – 10 s., 284 s.

Langhammer, J. 2002. *Kvalita povrchových vod a jejich kvalita*. Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova, Praha, 225 s.

Lellák, J., Kubíček, F. 1991. *Hydrobiologie*. Karolinum, Praha, 257 s.

Marvan, P., Komárek, J., Ettl, H., Komárková, J. 1978. Principal Populations of Algae in Dykyjová, D a Květ, J. (eds), *Pond littoral ecosystems*. *Ecolog studies*. Springer Verlag, Berlin, 28, (4), 195 – 313.

Masclaux, H., Bec, A., Kagami, M., Perga, M.E., Sime – Ngando, Desyilettes, C., Bourdier, G. 2011. Food quality of anemophilous plant pollen for zooplankton. *Limnology and Oceanography*, 56, (3), 936 – 946.

McComas, S. 2003. *Lake and Pond Management, Guidebook*. Lewis Publisher. Florida, 286 s.

Mokrý, T. 1935. *Hospodářství rybníční*. Knihtiskárna František Podhajský a spol., Písek, 349 s.

Nalepa, T.F. 1985. Occurrence of a Resting Stage in Cyclopoid and Harpacticoid Copepods in Nearshore Lake Michigan. *Journal of Great Lakes Research*, 11, (1), 59 – 66.

Němec, J., Hladný, J., a kol. 2006. Voda v České republice. Consult, Praha, 253 s.

Neori, A. 2011. "Green water" microalgae: the leading sector in world aquaculture. *Journal of Applied Phycology*, 23, (1), 143 – 149.

Nováček, F. 1941. Fytoplankton a zooplankton rybníka Hladu u Studence. *Práce Moravské přírodovědné společnosti Brno*, 13, (1), 1 – 30.

Pechar, L. 1987. Use of an acetone: Methanol mixture for the extraction and spectrophotometric determination of chlorophyll-a in phytoplankton. *Hydrobiologia*, 78, (1), 99 – 117.

Pechar, L., Radová, J. 1996. Hydrobiologické zhodnocení vývoje třeboňských rybníků od konce 19. století in Janda, J., Pechar, L., a kol. 1996. Význam rybníků pro krajinu střední Evropy. Trvale udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko. České koordinační středisko IUCN – Světového svazu ochrany přírody, Praha, 189 s.

Pechar, L. 2000. Intenzifikace hospodaření a ekologická stabilita rybníků – klíčových vodních biotopů Třeboňské pánve in Pokorný, J., Šulcová, J., Hátle, M., Hlásek, J. (eds), Třeboňsko 2000. Ekologie a ekonomika Třeboňska po dvaceti letech. UNESCO/MaB., ENKI, o.p.s., Třeboň, s. 109 – 117.

Pechar, L., Příkryl, I., Faina, R., 2002. Hydrobiological evaluation of Třeboň fishponds the end of the nineteenth century in Květ, J., Jeník, J., Soukupová, L. (eds), *Freshwater wetlands and their sustainable future*, Paris, s 31 – 61.

Pokorný, J., Kučerová, A. 2000. Intenzifikace hospodaření a ekologická stabilita rybníků – klíčových vodních biotopů Třeboňské pánve in Pokorný, J., Šulcová, J., Hátle, M., Hlásek, J. (eds), Třeboňsko 2000. Ekologie a ekonomika Třeboňska po dvaceti letech. UNESCO/MaB., ENKI, o.p.s., Třeboň, s. 87 – 91.

Polesello, S., Tartari, G., Giacomotti, P., Mosello, R., Cavalli, S. 2006. Determination of total dissolved inorganic carbon in freshwaters by reagent-free ion chromatography. *Journal of Chromatography A*, 1118, (1), 56 – 61.

Pitter, P. 1999. *Hydrochemie*. Vysoká škola chemicko – technologická v Praze, Vydavatelství VŠCHT, Praha, 568 s.

Pitter, P. 2009. *Hydrochemie*. Vysoká škola chemicko – technologická v Praze, Vydavatelství VŠCHT, Praha, 592 s.

Punčochář, P., Desortová, B. 2003. Informace o stavu trofie našich vodních zdrojů pro veřejnost. *Sovak – časopis oboru vodovodů a kanalizací*, 12, (5), 1 – 3.

Rettig, J.E., Schuman, L.S., McCloskey, J.K. 2006. Seasonal patterns of abundance: do zooplankton in small ponds do the same thing every spring-summer?. *Hydrobiologia*, 556, (1), 193 – 207.

Riemann, B., Søndergaard, M. 1986. Carbon dynamics in eutrophic, temperate lakes. Elsevier Science Publisher, Kalifornská univerzita, 284 s.

Rulík, M., Uvíra, V., Uvírová, I., Hekera, P. 2011. Stanovení obsahu organického uhlíku (TOC) a chlorofylu a – metodiky katedry ekologie a životního prostředí, Univerzita Palackého v Olomouci, 29 s.

Santer, B. 1998. Life cycle strategies of free-living copepods in fresh waters. *Journal of Marine Systems*, 15, (4), 327 – 336.

Sarvala, J., Kankaala, P., Zingel, P., Arvola, L. 1999. Source of Aquatic organic Carbon in Keskitalo, J., Eloranta, P. (eds). *Limnology of Humic Waters*. Backhuys Publishers, Leiden, 173 – 187 s., 284 s.

Servais, P., Billen, G., Hascoët, M.C. 1987. Determination of biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters. *Elsevier*, 21, (4), 445 – 450.

Sedell, J.R., Dahm, C.N. 1990. Spatial and Temporal Scales of Dissolved Organic Carbon in Streams and Rivers in Perdue, E. M., Gjessing, E.T. (eds). *Organic Acids in Aquatic Ecosystems*. Dahlem Workshop Reports, Berlin, 261 – 279 s., 345 s.

Sládeček, V., Sládečková, A. 1997. Atlas vodních organismů se zřetelem na vodárenství, povrchové vody a čistírny odpadních vod. 2. díl: Konzumenti. Česká vědecko-technická vodohospodářská společnost, Praha, 358 s.

Sterner, R. W., Hessen, D. O. 1994. Algal nutrient limitation and the nutrition of aquatic herbivores. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 25, (1), 29 – 34.

Sterner, R.W. 1997. Modelling interactions of food quality and quantity in homeostatic consumers. *Freshwater Biology*, 38, (3), 473 – 481.

Straškrabová V., Hartman P., Macek M., Nedoma J., Šimek K., Vrba J. 1996 *Mikrobiální ekologie vody*. Jihočeská univerzita, České Budějovice. 122 s.

Strnadová, N., Schejbal, P., Němcová, M., Grünwald, A. 2003. Biologická stabilita vody – BDOC. *Vodní hospodářství*, 7, 177 – 179.

Sukop, I. 1998. *Aplikovaná Hydrobiologie*. Mendlova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, 146 s.

Šusta, J. 1884. *Výživa kapra a jeho družiny rybníčné*. Praha, 224 s. – překlad Lhotský, O. 1997 v Třeboni, *Carpio Třeboň*, 180 s.

Šusta, J. 1898. *Fünf Jahrhunderte der Teichwirtschaft zu Wittingau – Štětín*. Překlad Lhotský, O. 1995. *Pět století rybníčního hospodářství v Třeboni, Carpio Třeboň*, 205 s.

Tesařová, B. 2011. *Fotosyntetické charakteristiky fytoplanktonu eutrofních vod – Diplomová práce, PŘF UK v Praze*, 49 s.

Úřední věstník Evropských společenství. 2000. Směrnice evropského parlamentu a rady 2000/60/ES, pro činnost společenství v oblasti vodní politiky, 15 (5), 275 – 346 s.

Vymazalová, E., Belušová, V., Palečková, H., Průcha, K. 2009. Hledání vztahu mezi hodnotami parametrů CHSK_{Cr} a TOC v povrchových vodách in Sýkorová, V., Kubalová, H. (eds). Sborník Hydroanalytika 2009, Ústav technologie vody a prostředí, VŠCHT Praha, 53 – 59 s., 247 s.

Wetzel, R.G. 1983. Limnology, Second Edition. Saunders College Publishing. Orlando, 767 s.

Electronic Publishing Policy and Support Branch Communication Division Fao. The State of world fisheries and aquaculture [online]. Food and agriculture organization of the united nations, Rome 2009 [cit. 2011 –08– 11]. Dostupné z <<http://www.fao.org/fishery/sofia/en>>.

Evropsky významné lokality v České republice, Nadějská soustava [online]. Ministerstvo životního prostředí, 2006. [cit. 2011-09-20]. Dostupné z <http://www.nature.cz/natura2000-design3/web_lokality.php?cast=1805&akce=karta&id=1000043111>.

Gierszewski B. Kontinuierliche TOC-Bestimmung in der Umweltanalytik (Kontinuální stanovení TOC v analytice životního prostředí), [online]. Shimadzu Deutschland, [cit. 2012 – 15 – 04]. Dostupné z <http://www.bionity.com/articles/d/45544/?WT.mc_id=ca0100>.

Novák, P. 2010 Živá krmiva – hodnocení a zlepšování výživových vlastností (přednáškový materiál), [online]. Botanická zahrada Praha, [cit. 2012 – 05 – 03]. Dostupné z <<http://www.akvarista.cz/web/clanky/doc/petr-novak-prednaska-ziva-krmiva.pdf>>.

Odbor státní správy, osvěty a informačních systémů ve vodním hospodářství ministerstva zemědělství a odbor ochrany vod životního prostředí. „Zpráva o stavu

vodního hospodářství České republiky v roce 2008". Ministerstvo zemědělství [online], 2009, 30.9. 2009, [cit. 2011-08-05]. Dostupné z <http://www.mze.cz/UserFiles/File/VODNI_HOSPODARSTVI/Publikace_v_oblasti/Modre_zpravy/Modra_zprava_2008_web.pdf>.

Pace, M. L., and Hairstone, N. Length of the food Chain is dependent on the size of the pond [online]. Science Daily, 2000 [cit. 2011 - 07 - 31]. Dostupné z <<http://www.sciencedaily.com/releases/2000/07/000705060459.htm>>.

Patzelt, Z., Šoltysová, L., Moucha, P., Špryňar, P., Urban, F. Chráněná krajinná oblast Třeboňsko [online]. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR ve spolupráci s Ministerstvem životního prostředí, Správou NP České Švýcarsko, Správou NP Krkonoše, Správou NP Podyjí, Správou NP a CHKO Šumava a Federací EUROPARC Česká republika, Praha, 2008 [cit. 2011-09-10]. Dostupné z <http://www.cittadella.cz/europarc/index.php?p=geologie_geomorfologie&site=CHKO_trebonsko_cz#>.

Příkrýl, I. Metodika odběru a zpracování vzorků zooplanktonu stojatých vod. VÚV TGM [online]. 2006 [cit. 2011 - 05 - 26]. Dostupné z <[http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/prehled_akceptovanych_metodik_vod/\\$FILE/OOV-stojate_zooplankton-20061001.pdf](http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/prehled_akceptovanych_metodik_vod/$FILE/OOV-stojate_zooplankton-20061001.pdf)>.

Příkrýl a kol. 1996. Obnova rybníčních ekosystémů v České republice a jejich správný management [online]. [cit. 2011-07-31]. Dostupné z <<http://www.enki.cz/download.php?id=106>>.

Rameš, V. Rybníční soustava v okolí – Nadějská soustava [online]. Lomnice nad Lužnicí-oficiální stránky města, 2011. [cit. 2011-09-15]. Dostupné z <<http://lomnice-nl.cz/c-54-rybnicni-soustava-v-okoli.html>>.

Scalet, Ch. G., Modde, T. Fish Pond Management [online]. South Dakota State University, 2003 [cit. 2011 - 07 - 31]. Dostupné z <[www.landhelp.info/.../2 199B%20Fish%20Pond%20Management.pdf](http://www.landhelp.info/.../2%20199B%20Fish%20Pond%20Management.pdf)>.

8 Přílohy

Seznam příloh:

Příloha 1 - Statistické zhodnocení forem uhlíku na experimentálních rybnících

Příloha 2 - Druhové složení a velikostní struktura zooplanktonu

Příloha 3 - Obsádky a přírůstky ryb na experimentálních rybnících

Příloha 4 - Srovnání průměrných hodnot frakcí uhlíku sledovaných rybníků

Příloha 1 – Statistické zhodnocení forem uhlíku na experimentálních rybnících

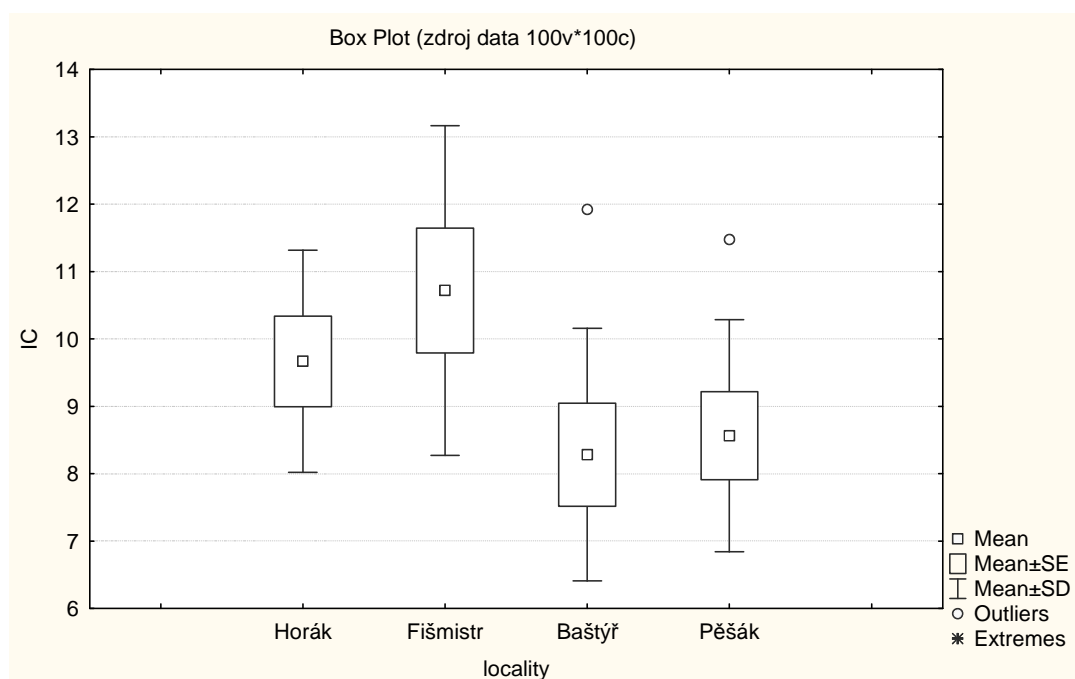
Statistické zhodnocení anorganického uhlíku (IC)

Tabulka č.1: Výsledek jednorozměrného testu významnosti pro anorganický uhlík (IC) sledovaných lokalit

Univariate Tests of Significance for IC (zdroj data) Sigma-restricted parameterization Effective hypothesis decomposition					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	2239,556	1	2239,556	579,8668	0,000000
locality	24,895	3	8,298	2,1486	0,123003
Error	84,968	22	3,862		

Tabulka č.2: Výsledek LSD testu anorganického uhlíku (IC) sledovaných lokalit

LSD test; variable IC (zdroj data) Homogenous Groups, alpha = ,05000 Error: Between MS = 3,8622, df = 22,000				
	locality	IC	1	2
3	Baštýř	8,28250	****	
4	Pěšák	8,56429	****	****
1	Horák	9,66750	****	****
2	Fišmistr	10,72000		****



Obr.1 Grafické znázornění LSD testu anorganického uhlíku (IC) sledovaných lokalit

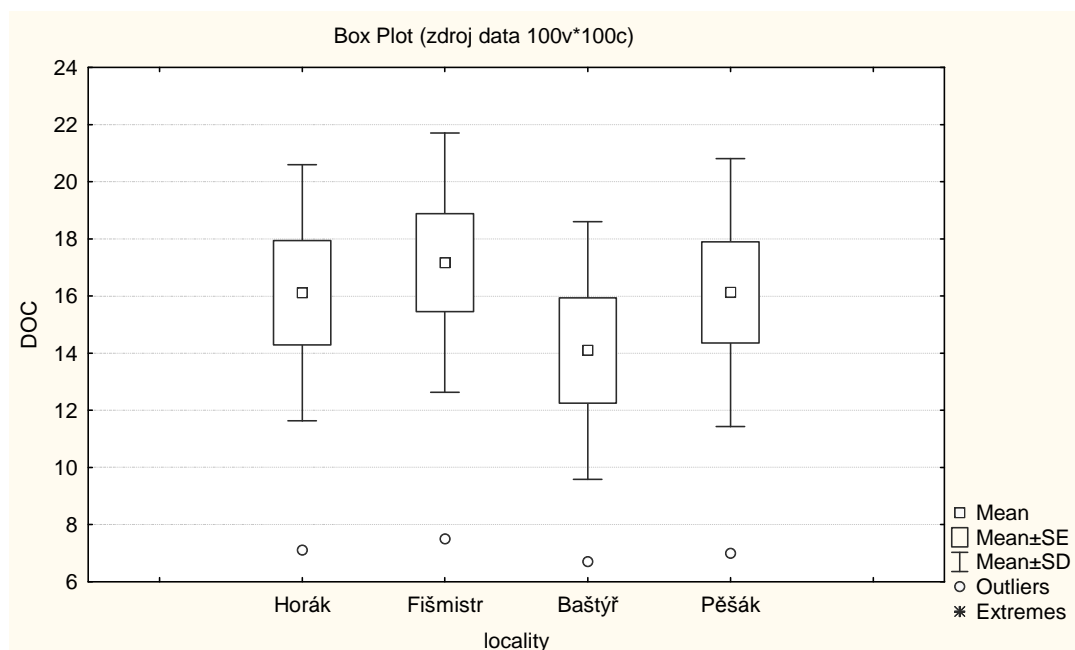
Statistické zhodnocení rozpuštěného organického uhlíku (DOC)

Tabulka č.3: Výsledek jednorozměrného testu významnosti pro rozpuštěný organický uhlík (DOC) sledovaných lokalit

Univariate Tests of Significance for DOC (zdroj data) Sigma-restricted parameterization Effective hypothesis decomposition					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	6514,514	1	6514,514	313,1813	0,000000
locality	31,495	3	10,498	0,5047	0,683016
Error	457,624	22	20,801		

Tabulka č.4: Výsledek LSD testu rozpuštěného organického uhlíku (DOC) sledovaných lokalit

LSD test; variable DOC (zdroj data) Homogenous Groups, alpha = ,05000 Error: Between MS = 20,801, df = 22,000			
	locality	DOC	1
3	Baštýř	14,09167	****
1	Horák	16,11833	****
4	Pěšák	16,12571	****
2	Fišmistr	17,16857	****



Obr.2 Grafické znázornění LSD testu rozpuštěného organického uhlíku (DOC) sledovaných lokalit

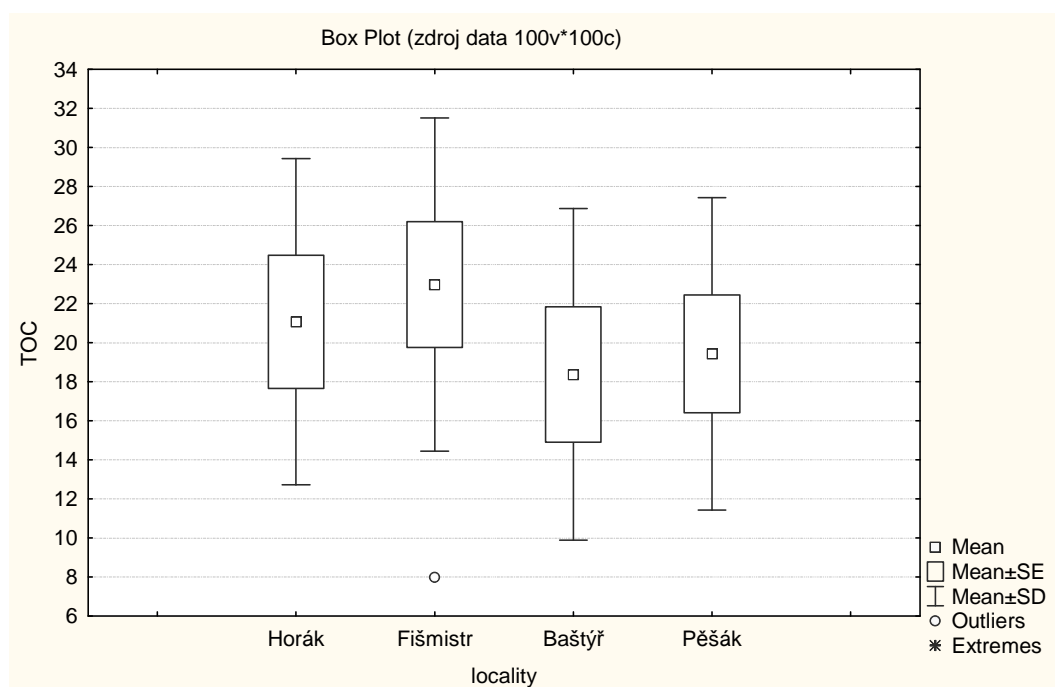
Statistické zhodnocení celkového organického uhlíku (TOC)

Tabulka č.5: Výsledek jednorozměrného testu významnosti pro celkový organický uhlík (TOC) sledovaných lokalit

Univariate Tests of Significance for TOC (zdroj data) Sigma-restricted parameterization Effective hypothesis decomposition					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	10824,79	1	10824,79	155,6734	0,000000
locality	80,01	3	26,67	0,3835	0,765879
Error	1529,78	22	69,54		

Tabulka č.6: Výsledek LSD testu celkového organického uhlíku (TOC) sledovaných lokalit

LSD test; variable TOC (zdroj data) Homogenous Groups, alpha = ,05000 Error: Between MS = 69,535, df = 22,000			
	locality	TOC	1
3	Baštýř	18,37667	****
4	Pěšák	19,43143	****
1	Horák	21,07333	****
2	Fišmistr	22,97857	****



Obr.3 Grafické znázornění LSD testu celkového organického uhlíku (TOC) sledovaných lokalit

Příloha 2 – Druhové složení a velikostní struktura zooplanktonu

Stav zooplanktonu v experimentálních rybnících v roce 2011 (převzato od Marka Baxy, 2011)

Velikostní třídění zooplanktonu: Hrubý – 2 a více mm
Střední – 1 - 2 mm
Drobný – 0,5 – 1 mm
Velmi drobný pod 0,5 mm

Horák (2,2 ha)

Tabulka č.7: Druhové složení a velikostní struktura zooplanktonu rybníka Horák

Datum	Velikostní struktura	Dominantní taxony	Přítomnost sinic
06.05.11	střední	Bosmina longirostris, Cyclops vicinus	Microcystis
27.05.11	hrubá	Daphnia galeata, Buchanky-nauplia	Microcystis
28.06.11	střední	Daphnia galeata	Aphanizomenon
25.07.11	velmi drobná	Acanthocyclops robustus	Aphanizomenom
18.08.11	střední	Daphnia galeata	Aphanizomenon

Fišmistr (2,8 ha)

Tabulka č.8: Druhové složení a velikostní struktura zooplanktonu rybníka Fišmistr

Datum	Velikostní struktura	Dominantní taxony	Přítomnost sinic
06.05.11	střední	Daphnia galeata	sporadický výskyt
27.05.11	střední	Daphnia galeata,	—
28.06.11	drobná až střední	Vířníci a Buchanky	Aphanizomenon Anabaena
25.07.11	střední	Daphnia galeata	Aphanizomenom Microcystis
18.08.11	drobná až střední	Daphnia galeata	Aphanizomenon Microcystis

Baštýř (1,7 ha)

Tabulka č.9: Druhové složení a velikostní struktura zooplanktonu rybníka Baštýř

Datum	Velikostní struktura	Dominantní taxony	Přítomnost sinic
06.05.11	drobná	Asplanchna priodonta Bosmina longirostris	sporadicky Microcystis
27.05.11	velmi drobná až drobná	Acanthocyclops robustus Bosmina longirostris Asplanchna priodonta	sporadicky Microcystis
28.06.11	drobná až střední	Daphnia galeata	sporadicky Microcystis a Anabaena
25.07.11	drobná	Acanthocyclops robustus Daphnia galeata	sporadicky Microcystis
18.08.11	velmi drobná až drobná	Bosmina longirostris Acanthocyclops robustus	Microcystis

Pěšák (2,7 ha)

Tabulka č.10: Druhové složení a velikostní struktura zooplanktonu rybníka Pěšák

Datum	Velikostní struktura	Dominantní taxony	Přítomnost sinic
06.05.11	střední	Daphnia galeata	sporadicky Anabeana
27.05.11	střední	Daphnia galeata Acanthocyclops robustus	Anabeana Aphanizomenon
28.06.11	drobná	Acanthocyclops robustus Cyclops vicinus	Aphanizomenon
25.07.11	střední	Daphnia galeata	Microcystis Aphanizomenon
18.08.11	Drobná až střední	Acanthocyclops robustus Daphnia galeata	Microcystis Aphanizomenon

Příloha 3 - Obsádky a přírůstky ryb na experimentálních rybnících

Tabulka č.11: Obsádky, přírůstky ryb a použité krmivo na experimentálních rybnících (Hůda a kol., 2011)

rybník	Nasazeno (počet ryb)	Celková hmotnost (kg)	Přírůstek (kg/ha ⁻¹)	Spotřeba krmiva (kg/ha ⁻¹)	Použité krmivo
Horák (2,2 ha)	800	1600	370	—	bez příkrmu
Fišmistr (2,8 ha)	1016	2640	605	1089	Triticale
Baštýř (1,7 ha)	617	1200	371	641	Triticale tep.upr. 100 °C
Pěšák (2,7 ha)	980	2625	636	1089	Triticale tep. upr. 100 °C, mačkané

Tabulka č.12: Obsádka vedlejších nasazovaných ryb na rybnících Horák a Baštýř (Hůda a kol., 2011)

rybník	amur bílý (ks)	lín obecný (ks)	Celková hmotnost (kg)	Přírůstek (kg/ha ⁻¹)
Horák (2,2 ha)	320	4382	321,5	370
Baštýř (1,7 ha)	—	2201	112,6	193

Tabulka č.13: Průměrná hmotnost a přírůstky při kontrolních odlovech a výlovech na experimentálních rybnících (Hůda a kol., 2011)

Datum	28.4.2011	25.5.2011	23.6.2011	28.7.2011	25.8.2011	23. a 30.9.2011
	Prům hmotnost (kg)	Prům hmotnost (kg)	Prům hmotnost (kg)	Prům hmotnost (kg)	Prům hmotnost (kg)	Prům hmotnost (kg)
Rybník						
Horák	0,98	1,24	1,53	1,6	1,77	1,97
Fišmistr	0,93	1,25	1,54	1,96	2,36	2,54
Baštýř	0,92	1,14	1,23	1,62	1,65	2,05
Pěšák	0,93	1,24	1,65	1,94	2,55	2,82

Příloha 4 - Srovnání průměrných hodnot frakcí uhlíku sledovaných rybníků

Tabulka č.13: Průměrné hodnoty a směrodatná odchylka anorganického uhlíku (IC), rozpuštěného organického uhlíku (DOC), partikulovaného uhlíku (POC) a celkového organického uhlíku (TOC) na lokalitách Horák, Fišmistr, Baštýř a Pěšák

Lokality	IC (mg/l) AVG (STD)	DOC (mg/l) AVG (STD)	POC (mg/l) AVG (STD)	TOC (mg/l) AVG (STD)
Horák	9,7 (1,4)	16,1 (3,0)	5,1 (5,3)	21,1 (6,0)
Fišmistr	10,7 (2,1)	17,2 (2,8)	6,0 (4,2)	23,0 (6,6)
Baštýř	8,3 (1,3)	14,1 (3,1)	5,5 (3,2)	18,4 (7,0)
Pěšák	8,6 (1,3)	16,1 (3,5)	4,7 (2,7)	19,4 (6,8)

Tabulka č.14: Minimalní a maximální hodnoty sledovaných hodnot anorganického uhlíku (IC), rozpuštěného organického uhlíku (DOC), partikulovaného uhlíku (POC) a celkového organického uhlíku (TOC) na lokalitách Horák, Fišmistr, Baštýř a Pěšák

Lokality	IC (mg/l) Min (Max)	DOC (mg/l) Min (Max)	POC (mg/l) Min (Max)	TOC (mg/l) Min (Max)
Horák	7,7 (12,1)	7,1 (19,4)	0,1 (14,7)	8,0 (31,5)
Fišmistr	7,4 (13,8)	7,5 (21,9)	0,2 (13,2)	8,0 (31,7)
Baštýř	6,8 (11,9)	6,7 (20,6)	1,1 (13,2)	7,7 (28,4)
Pěšák	6,5 (11,5)	7,0 (20,4)	1,2 (11,3)	8,1 (29,3)