

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: N4101 Zemědělské inženýrství

Studijní obor: Agroekologie

Katedra: Katedra krajinného managementu

Vedoucí katedry: doc. Ing. Pavel Ondr, CSc.

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Respirační procesy a rizika kyslíkových deficitů v eutrofních
rybnících

Vedoucí bakalářské práce: doc. RNDr. Libor Pechar, CSc.

Konzultant bakalářské práce: Ing. Martin Musil

Autor: Bc. Lucie Lendlerová

České Budějovice, 2016

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
Fakulta zemědělská
Akademický rok: 2013/2014

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Bc. Lucie LENDLEROVÁ**
Osobní číslo: **Z13586**
Studijní program: **N4101 Zemědělské inženýrství**
Studijní obor: **Agroekologie**
Název tématu: **Respirační procesy a rizika kyslíkových deficitů v eutrofních rybnících**
Zadávací katedra: **Katedra krajinného managementu**

Z á s a d y p r o v y p r a c o v á n í :

Eutrofizace povrchových vod živinami a přísun organických látek do vodních ekosystémů představuje vážné riziko jak pro kvalitu vody obecně, tak pro stabilitu vodního biotopu a v případě rybníků pro rybí produkci. Hlavní cílem práce bude získat informace o hlavních příčinách zvýšení respirace v rybnících, které mohou způsobit pokles koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě. Práce bude zahrnovat zpracování literárních dat i terénní měření na třeboňských rybnících, vyhodnocení dat z měřicích stanic a hodnocení celkového stavu rybníků z hlediska produkce a hospodářského zatížení.

1. Vypracování literární rešerše.
2. Seznámení s metodikou měření kyslíku v terénu a v laboratoři.
4. Analýza dostupných dat a vlastní odběry a zpracování vzorků.
5. Zpracování zjištěných výsledků a jejich interpretace z hlediska posouzení rybařského hospodaření a vnějších antropogenních vlivů z povodí.

Rozsah grafických prací: 5 - 10 grafů a tabulek

Rozsah pracovní zprávy: 40 - 60 stran textu

Forma zpracování diplomové práce: tištěná/elektronická

Seznam odborné literatury:

del Giorgio, P., Williams, P. (2005): Respiration in Aquatic Ecosystems.- Oxford Univ. Press

Hartman, P., Příkryl, I., Štědranský, E. (2005): Hydrobiologie, Informatorium Praha,

Janda, J., Pechar, L. a kol. (1996): Trvale udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko. Význam rybníků pro krajinu střední Evropy.- Pecharová, E., Plesník J. (eds.); České koordinační středisko IUCN - Světového svazu ochrany přírody Praha a IUCN Gland, Švýcarsko a Cambridge, Velká Británie, 189 pp.

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.: Freshwater wetlands and their sustainable future. Paris, 31-61.

Pitter P. (2009): Hydrochemie. VŠCHT Praha, Praha. \96 Riemann, B. (ed.) (1997): Carbon Dynamics in Eutrophic, Temperate Lakes, Elsevier

Wetzel, R.G., Likens, G.E. (2000): Limnological analysis. Springer-Verlag, New York.

Vedoucí diplomové práce: **doc. RNDr. Libor Pechar, CSc.**

Katedra krajinného managementu

Konzultant diplomové práce: **Ing. Martin Musil**

Katedra krajinného managementu

Datum zadání diplomové práce: **17. března 2014**

Termín odevzdání diplomové práce: **30. dubna 2015**

prof. Ing. Miloslav Soch, CSc., dr. h. c.
děkan

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA
studijní oddělení
Studentská 13 ④
370 05 České Budějovice
L.S.

doc. Ing. Pavel Ondr, CSc.
vedoucí katedry

V Českých Budějovicích dne 17. března 2014

Prohlášení

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracovala 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 vyznačených částí archivovaných Zemědělskou fakultou JU) elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

Dne 19. dubna 2016 v Českých Budějovicích

.....

Lucie Lendlerová

Poděkování

Ráda bych poděkovala zejména vedoucímu práce doc. RNDr. Liborovi Pecharovi, CSc. za poskytnuté informace a materiály, věcné připomínky, ochotu a celkovou podporu při zpracování této práce. Dále bych poděkovala Ing. Martinovi Musilovi a zaměstnancům ENKI, o.p.s., kteří mi umožnili poznat laboratorní techniky a metody měření a účastnit se terénních odběrů.

Abstrakt

Cílem této diplomové práce je získat informace o parametrech prostředí, které zvyšují respirační procesy v rybnících a které mohou způsobit deficit kyslíku. 24 sledovaných rybníků bylo vybráno podle požadavků Rybářství Třeboň a.s. V období od 4. 2. 2014 do 30. 9. 2014 bylo provedeno celkem 10 odběrů. Ze sledovaných rybníků byly odebrány vzorky vody pro chemickou laboratorní analýzu. Zároveň probíhalo terénní měření základních fyzikálně chemických parametrů – koncentrace rozpuštěného kyslíku, teplota, barva a průhlednost vody. Při laboratorní analýze se stanovily sloučeniny a formy dusíku, fosforu, uhlíku a množství chlorofylu-a. Také se zjišťovala respirace za 24 hodin a to měřením spotřeby kyslíku planktonem do velikosti 235 μm . Vztahy mezi respirací za 24 hodin a ostatními parametry a rozdílem koncentrace rozpuštěného kyslíku při hladině a v hloubce 1 m a ostatními parametry byly srovnávány pomocí regresních a korelačních analýz.

Zjištěná klesající tendence sezónního průběhu nasycení vody kyslíkem ukazuje, že v celém rybničním systému převládají respirační procesy. Z výsledků korelačních analýz, které porovnávají vztah parametrů prostředí a respirace pelagiálu za 24 hodin, vyplývá, že s respirací nejvíce koreluje obsah organického uhlíku, představující obsah organických látek. Dále pak pozitivně koreluje obsah partikulovaného a celkového dusíku, množství fytoplanktonu vyjádřené jako koncentrace chlorofylu-a a průhlednost vody. Nejméně ze sledovaných parametrů koreluje s respirací koncentrace celkového fosforu.

Klíčová slova: respirace, fotosyntéza, eutrofizace, deficit kyslíku

Abstract

The purpose of this thesis is to obtain informations about the parameters of environment, which increases respiratory processes in fishponds and can cause an oxygen deficit. 24 monitored lakes were chosen according to the requirements of Rybářství Třeboň a.s. Between 4. 2. 2014 and 30. 9. 2014 took place 10 samplings. Water samples were taken for chemical laboratory analysis. At the same time there were made field measurements of basic physico-chemical parameters - dissolved oxygen concentration, temperature, color and transparency. Laboratory analysis determined compound and forms of nitrogen, phosphorus, carbon and the quantity of chlorophyll-a. Plankton respiration per 24 hours was detected by measuring the oxygen consumption by plankton in sizes up to 235 microns. Relations between respiration and other parameters, and different concentration of dissolved oxygen at the surface and in the depth of 1 m and the other parameters were compared using regression and correlation analysis.

The observed decreasing trend of the seasonal oxygen saturation indicates that whole fishpond is dominated by respiratory processes. The results of correlation analysis, comparing the relationship of environmental parameters and respiration pelagial per 24 hours, shows that respiration correlates most with organic carbon content (representing the amount of organic substance). Furthermore, positively correlates content of total nitrogen, the amount of phytoplankton expressed as chlorophyll-a concentration and transparency. Content of particulate and total nitrogen, amount of phytoplankton and transparency also positively correlated with respiration. Total phosphorus concentration correlates with the respiration least of the monitored parameters.

Keywords: respiration, photosynthesis, eutrophication, oxygen deficit

Obsah

1. ÚVOD	10
1. LITERÁRNÍ PŘEHLED	12
1.1. Charakteristika rybníčních vod	12
1.2. Respirační procesy ve vodě	14
1.2.1. Dýchání v biochemickém kontextu	14
1.2.2. Respirace pelagiálu	17
2.3.1.1 Bakteriální respirace	17
2.3.1.1 Respirace zooplanktonu	18
1.2.3. Sedimentární respirace	19
1.3. Činitelé zvyšující riziko kyslíkových deficitů	20
1.3.1. Živiny a organický uhlík	21
2.3.1.1 Dusík	21
2.3.1.2 Fosfor	22
2.3.1.3 Organický uhlík	23
1.3.2. Teplota a světlo	24
1.3.3. Nadprodukce fytoplanktonu	26
2. METODIKA	29
2.1. Terénní odběry a měření	29
2.2. Měření respirace planktonu za 24 hodin	30
2.3. Stanovení dusíku, fosforu, uhlíku a chlorofylu-a	31
2.4. Metodika statistického vyhodnocení	32
3. VÝSLEDKY	33
3.1. Rozpuštěný kyslík a pH	33
3.2. Koncentrace dusíku, fosforu a uhlíku	33
3.3. Kyslíkový režim	34
3.4. Rybník Cirkvičný	35
3.5. Rybník Dobrá Vůle	37
3.6. Rybník Velký Tisý	39

3.7.	Vliv parametrů prostředí na respiraci	42
4.	DISKUSE	45
4.1.	Eutrofizace rybníčních vod.....	45
4.2.	Deficit kyslíku ve vztahu s primární produkcí fytoplanktonu	46
4.3.	Deficit kyslíku ve vztahu s průhledností vody.....	48
4.4.	Deficit kyslíku ve vztahu s obsahem fosforu.....	49
4.5.	Deficit kyslíku ve vztahu s teplotou vody	50
4.6.	Deficit kyslíku ve vztahu s morfometrií nádrže.....	51
4.7.	Řešení kyslíkových deficitů.....	51
5.	ZÁVĚR.....	54
6.	CITOVANÁ LITERATURA	56
7.	PŘÍLOHY	62

1. Úvod

Rybníky v krajině zastávají mnoho funkcí. Mimo jejich primární rybochovné funkce, spočívá jejich význam také ve funkci ekologické. Jejich akumulární schopnost vytváří zásobu vody v krajině, dále pozitivně ovlivňuje mikroklima a slouží jako stabilizační prvek v krajině. Aby se tyto i další funkce rybníků zachovaly, je dobré sledovat jejich vývoj a dbát na jejich trvale udržitelné využívání. Neboť samotné obhospodařování rybníků, ale také způsob využívání krajiny významně ovlivňuje jejich charakter.

Vyšší nároky na produkci ryb v minulém století si vyžádaly intenzifikace rybářského hospodaření. Kromě vápnění se aplikovala minerální hnojiva, později i organická a rybí obsádka se začala přikrmovat obilím či granulemi. To spolu s intenzivním zemědělstvím vedlo k velkému zatížení rybníků živinami a organickou hmotou.

V takto eutrofizovaných rybnících dochází ke kvalitativním i kvantitativním změnám biocenóz, které svými životními projevy ovlivňují biochemické pochody a tím i kvalitu vody. Typickým projevem eutrofizace je nadměrný rozvoj sinic a řas, extrémní kolísání koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě a velké výkyvy pH.

Koncentrace rozpuštěného kyslíku a pH jsou závislé jednak na fotosyntéze a jednak na respiraci. Obzvláště v předjarním období dochází v důsledku vysoké fotosyntetické činnosti fytoplanktonu k přesycení kyslíkem a ke zvýšení hodnot pH až na 10. Naopak na počátku léta, kdy se začne prohřívát voda, dochází ke zvýšení respirace planktonu i sedimentů. A i přes rozvoj fytoplanktonu, převládají respirační procesy, dochází k poklesu hodnot pH a poklesu koncentrace rozpuštěného kyslíku.

Velká primární produkce fytoplanktonu znamená také velký zdroj organických látek (autochtonního původu). Spolu s organickými látkami alochtonními (např. látky dodávané přítokem či ve formě hnojení a krmení) způsobují odčerpávání kyslíku při jejich dekompozici. Nedostatek kyslíku znamená zhoršení kvality vody a tím i prostředí pro ryby. Navíc jestliže dochází ke kyslíkovému deficitu, má rybníční ekosystém tendenci k intenzivnějším projevům eutrofizace.

I na takto zatížených rybnících lze efektivně hospodařit, avšak nese to sebou svá rizika. Jedním z rizik je kyslíkový deficit, který představuje vážné nebezpečí pro rybí obsádku. Příčiny vzniku kyslíkového deficitu jsou námětem pro tuto práci.

Cílem práce je získat informace o parametrech prostředí, které zvyšují respirační procesy v rybnících a které mohou způsobit deficit kyslíku.

1. Literární přehled

1.1. Charakteristika rybníčních vod

Rybníky, jejichž výstavba na našem území nabývá významu ve 13. století, jsou neodmyslitelnými prvky naší krajiny. Jsou to nádrže vybudované člověkem za účelem chovu ryb a obhospodařování. Jejich odlišností od jiných vodních nádrží je, že jsou pravidelně vypouštěny za účelem výlovu ryb a opět nasazeny rybí obsádkou.

Rybníky vznikaly v místech s příznivou konfigurací terénu. Rybníky mohly vznikat v místech mlák. Mláky jsou malé až velké zamokřené deprese, většinou v lesích. Společenstva mlák byla primárním elementem Třeboňských mokřadů. Rybníční nádrže mohly vznikat v místech malých rašelinišť, která bylo možné odtěžit a přeměnit tak ve vodní nádrž. Další možností byla jezera, především aluviální, pořiční jezera, nebo odlesněné plochy a bezlesé partie značných bezodtokových rozliti (Kubů et al., 1996).

Aluviální lokality a přirozené mokřady v krajině Třeboňska postupně mizely, naproti tomu rybníky se staly její neoddelitelnou součástí a v průběhu staletí byly osídleny specifickými společenstvy vodních organismů, původem převážně z biotopů tůní a aluvií. Tyto biocenózy našly v rybnících volnou niku a postupem času se dokonale adaptovaly na nové podmínky (Pechar et al., 2002). Původní aluviálním vodám blízké biocenózy byly v rybnících dominující. Jejich výskyt díky eutrofizaci rybníčních vod v minulém století postupně klesal. Na počátku své existence byla většina rybníků oligotrofních až mezotrofních. Nebyla uplatňována žádná intenzifikační opatření, jak je známe dnes a přísun živin z povodí nebyl tak vysoký, neboť lidská činnost jako zemědělství, průmysl či počet obyvatel nebyl tak rozvinut (Adámek et al., 2008).

Až dokonce 19. století byl chov ryb založen pouze na využití přirozeného produkčního potenciálu rybníků. Tehdejší rybářská praxe neměla v té době možnost ani znalosti jak ovlivňovat produkci ryb. Až pokles přirozené produkce rybníků vlivem jejich stárnutí, způsobený vyčerpáním zásoby živin, stimuloval zájem J. Šusty o pochopení produkční podstaty rybníční biocenózy. Studium vzájemných interakcí mezi vodními rostlinami, živočichy a jejich prostředím bylo na svém počátku. Šusta se o tuto problematiku zajímal a byl si vědom, že produkce rybníků je závislá na

nejnižších článkách potravního řetězce. V následujícím období začala rybářská praxe uplatňovat tento přístup založený na vědeckých základech (Pechar, 2000).

Ještě v období 30. let byla přirozená produkce rybníků poměrně nízká (průměrně 50 až 100 kg ryb na hektar). Obsádky byly nízké, ale většinou druhově pestré. Rybníky měly často kyselou vodu, velkou průhlednost a byly pravidelně silně zarostlé vodní makrovegetací s dobře vyvinutým a různorodým bentosem. Celkově diverzita vodní biocenózy byla vysoká. K významné změně rybníčních ekosystémů došlo až ve druhé polovině 20. století v důsledku intenzifikace jak chovu ryb, tak i celkové intenzifikace zemědělství. Díky použití minerálních hnojiv, intenzivnímu vápnění (v 50. letech) a později i aplikaci krmiv, došlo k nárůstům obsádek, následně i ke změně chemismu vody a ke snížení diverzity vodních organismů. Tento vývoj se projevil celkovým nárůstem živin v rybnících (Příkryl, 1996).

Některé rybníky však z různých důvodů nebyly eutrofizací téměř vůbec postiženy (vodárenské rybníky, malé a odlehlé lesní rybníky ve vyšších polohách) nebo jen částečně (rekreační rybníky a některé rybníky v chráněných oblastech). Stejně tak nově vybudované rybníky nebo nádrže rybníčního typu jsou mezotrofní až oligotrofní (Příkryl, 1996). Budeme-li posuzovat rybníky, např. Třeboňské, podle nejčastěji používaných kritérií trofie (tj. koncentrací celkového dusíku a fosforu a podle množství fytoplanktonu), lze je vesměs označit jako nádrže silně eutrofní nebo hypertrofní (Pechar, Radová, 1996).

Jak uvádí Pechar et al. (1988), problémem použitelnosti různých kritérií spočívá v tom, že většina z nich byla odvozena pro znečištěné původně oligotrofní jezera nebo pro přehrady, kde čistota vody je hlavním požadavkem. Rybníky však byly naproti tomu záměrně eutrofizovány s cílem zvýšit jejich produkci. Kromě toho se vyskytují v krajině, kde zatížení povrchových vod živinami je v současnosti vysoké a v mnoha případech i přirozená trofie dosahuje značných hodnot ve srovnání s výše uvedenými parametry.

Například v současnosti většina dochovaných aluviálních tůní na horní Lužnici vykazuje přirozeně eutrofní charakter. Pokud srovnáme průměrné koncentrace živin v tůních a rybnících, zjistíme, že rozdíly nejsou nijak patrné. Systematický rozdíl je pouze ve vodivosti, alkalitě a pH, kdy v rybnících jsou hodnoty vyšší. Nejdůležitější

příčinou je dlouholeté vápnění rybníků, které zvyšuje obsah hydrogenuhličitanů a způsobuje tak i zvyšování hodnot pH (Pechar, 2000).

1.2. Respirační procesy ve vodě

Kyslík je nejzákladnější parametr kvality vody samotné, ale předurčuje také fungování celé vodní nádrže. Dostatečný obsah rozpuštěného kyslíku je zcela nezbytný pro metabolismus aerobních vodních organismů. Znat dynamiku změn koncentrací rozpuštěného kyslíku je důležité, abychom porozuměli chování, růstu a rozšíření vodní bioty (Wetzel, 1983). V případě rybníků je tato znalost obzvláště důležitá pro chov ryb. A právě rybníky, které bývají často bohatě zásobené živinami, mají obsah rozpuštěného kyslíku nestálý a značně kolísavý během dne, ale i během celého roku.

Kyslík se spotřebovává respirací vodních živočichů (ryby, zooplankton, bentos), při respiraci vodních rostlin a fytoplanktonu a bakteriemi při aerobním biologickém rozkladu organických látek, dále při nitrifikaci a oxidaci železa, manganu a sulfidů (Pitter, 2009). Snížení obsahu rozpuštěného kyslíku může také způsobit přítok podzemní vody s nízkým obsahem kyslíku či pouhý vzestup teploty nebo průchod různých plynů vodním sloupcem ve formě bublin (Hartman et al., 1998).

1.2.1. Dýchání v biochemickém kontextu

Respirace probíhá ve všech živých organismech. Je to proces, díky kterému prostřednictvím různých biochemických projevů, mikroorganismy získávají životní energii z různých redukovaných sloučenin. Respirace na úrovni ekosystému, představuje největší „sink“ organických látek v biosféře, tzn., že respirace je proces, při kterém dochází k největšímu využití asimilátů. Reakční složky a produkty z dýchání, jako je kyslík, oxid uhličitý, metan a nízkomolekulární sloučeniny, jsou klíčovými prvky ve funkci biosféry.

Energie uložená v sacharidech je řízeně uvolňována v procesech, které se souhrnně nazývají respirace. Ve své podstatě, dýchání představuje přenos protonů a elektronů z interního donoru k receptoru. Kyslík v současném prostředí je hlavním a ve většině případů i konečným akceptorem elektronů. Pro heterotrofní organismy je většinou hlavní donor organický materiál, avšak ne ve všech případech.

Mnoho procesů popsaných jako respirace můžeme rozdělit do dvou širokých kategorií: 1) reakce, které probíhají na světle a zahrnují cyklus kyslíku a ztrátu energie, 2) reakce, které probíhají jak na světle, tak i ve tmě a ovlivňují získávání energie (del Giorgio, Williams, 2005).

Reakce podílející se na cyklu kyslíku a transformaci energie

První skupina reakcí se zdá být omezena na fotoautotrofní organismy. Tyto reakce probíhají za přítomnosti světla a jsou úzce propojeny buď s transportem elektronů, nebo s asimilací uhlíku. Důležité je, že se podílejí na pohlcení energie a na kyslíkovém cyklu. Takové reakce jsou dvě, Mehlerova reakce a fotorespirace (del Giorgio, Williams, 2005).

Mehlerova reakce je redukce kyslíku u PS I (fotosystém I) po přijetí elektronů z elektronového transportního řetězce (Mittler et al., 2004 in Kyseláková, 2012). Primárním produktem této reakce je O_2^- (superoxidový radikál), který je disproportionován na H_2O_2 (peroxid vodíku) a kyslík. Poté je H_2O_2 zneškodněn na vodu, a tak se celý cyklus uzavírá. Za normálních podmínek je podíl Mehlerovy reakce menší než 10% (Badger et al., 2000 in Kyseláková, 2012). Mehlerova reakce však nabývá na významu za stresových podmínek, např. když je inhibován Calvinův cyklus, při podmínkách nadměrné ozáření nebo při vysoké koncentraci CO_2 (oxidu uhličitého) v chloroplastech. Kapacita tohoto ochranného mechanismu je podmíněna dostupností kyslíku a kapacitou detoxifikačních mechanismů (Mano, 2002; Polle, 1996; Asada, 1999; Apel, Hirt, 2004 in Kyseláková, 2012).

Druhá reakce nebo komplex reakcí, je karboxylačně-oxidační aktivita enzymu Rubisco (ribulosa-1,5-bisfosfát karboxyláza/oxygenáza), neboli fotorespirace. Tento enzym má pozoruhodnou dvojí funkci oxygenázy-karboxylázy. Rovnováha mezi těmito dvěma funkcemi je řízena poměrem O_2/CO_2 , vysoký poměr vede k oxygenaci, nízký poměr zapříčiní karboxylázu. Při vysokém poměru O_2/CO_2 (např. vysoká teplota snižuje dostupnost CO_2) způsobí Rubisco substrátovou oxidaci ribulosa-1,5-bis-fosfátu a vzniká fosfoglykolát, jedna molekula kyslíku se spotřebovává a fosfoglykolát je dále převeden na glykolát. Pak následuje řada reakcí, které zahrnují uvolňování jedné molekuly oxidu uhličitého a eventuální reformaci ribulosa-1,5-bis-fosfátu (del Giorgio, Williams, 2005).

Předpokládá se, že Mehlerova reakce a Rubisco oxygenáza slouží jako bezpečnostní ventily k uvolnění přebytku reductantů spojené s fotoreakcí. Zdá se tedy, že mají jen malý, v případě Mehlerovy reakce žádný, vliv na organickou produkci nebo rozklad. Avšak často a mylně se uvádí, že by mohly mít vliv na měření respirace a produkce ve vodních ekosystémech (del Giorgio, Williams, 2005).

Reakce, které se podílejí na zajišťování energie

Reakce, které se podílejí na zajišťování energie, mohou být považovány za dýchání v pravém slova smyslu. Tyto reakce zajišťují přenos protonů a elektronů z redukovaných substrátů (interně získaných v případě autotrofních organismů, externě v případě heterotrofních) na protony a elektrony. Donorem jsou obvykle organické sloučeniny, ale může to být celá řada i redukovaných anorganických substrátů. Převládající akceptor protonů je atom kyslíku, ale i řady dalších oxidovaných anorganických či organických (například chinin, část huminových kyselin) substrátů mohou také sloužit jako akceptory. Při příznivých termodynamických okolnostech, jsou mikroorganismy schopni extrahovat energii z téměř jakéhokoliv oxidačně - redukční reakce (del Giorgio, Williams, 2005).

Těmito reakcemi jsou Krebsův cyklus neboli cyklus trikarboxylové kyseliny (TCA) a oxidační fosforylace. Během Krebsova cyklu se vytváří dvě molekuly oxidu uhličitého a řadu molekul redukovaných nukleotidů, tři molekuly NADH (nikotinamidadeninukleotid) a jedna FADH₂ (Flavinadeninukleotid). Tyto molekuly dále předávají elektrony, které průchodem elektron-transportním řetězcem uvolňují energii ve formě vodíkových protonů. Ty pak spolu s elektrony reagují s kyslíkem za vzniku vody. Zároveň tok vodíkových protonů pohání ATP-syntázu, která vytváří ATP (adenosintrifosfát), jako výsledek oxidační fosforylace (del Giorgio, Williams, 2005; Markoš, 1989).

TCA cyklus, v případě sacharidů ale i jiných sloučenin, navazuje na proces glykolýzy. Ta vede k tvorbě malého množství NADH (dvou molekul za tři atomy uhlíku) a produkce molekuly acetyl-koenzymu A, molekuly guanosin-trifosfátu a molekuly oxidu uhličitého. V součtu těchto reakcí (glykolýza, TCA cyklus, a oxidační fosforylace) vede k produkci tří molekul CO₂ a spotřebu stejného počtu molekul O₂ (del Giorgio, Williams, 2005; Markoš, 1989).

1.2.2. Respirace pelagiálu

2.3.1.1 Bakteriální respirace

Bakterie hrají v našich vodách důležitou roli. Je to nejpočetnější skupina organismů s krátkou generační dobou a rychlou tvorbou biomasy. Společně s prvoky, fytoplanktonem a zooplanktonem biochemicky transformují rozpuštěné látky do organických částic a vytváří tak základ dynamiky koloběhu živin a toku energie ve vodním ekosystému (Azam et al., 1983). Důležitou roli mají bakterie i při samočisticích procesech vody, kdy mineralizují organické látky ve vodě obsažené (Hartman et al., 1998).

Ve vodním prostředí dochází k úbytku kyslíku mj. při aerobním biologickém rozkladu organické hmoty (Pitter, 1999), na které se podílejí bakterie. Hlavním úkolem bakterií a archeí ve vodě, je tedy rozklad organické hmoty a recyklace klíčových prvků, které jsou přítomné v různých organických sloučeninách (Rulík et al., 2013).

Heterotrofní bakterie při transformaci organických látek produkují novou bakteriální biomasu (BP - bakteriální sekundární produkce) a respirují organický uhlík na anorganický (BR - bakteriální respirace). Tyto dva procesy dohromady vypovídají o tzv. bakteriální účinnosti růstu, BGE – „bacterial growth efficiency“ (Rulík et al., 2013).

Neživá organická hmota ve vodě se dělí na partikulovanou (POM – „particulate organic matter“) a rozpuštěnou (DOM – „dissolved organic matter“). Rozpuštěná organická hmota (vyjadřována jako DOC – „dissolved organic carbon“) je hlavní složkou celkového množství organických látek ve vodě, zatímco partikulovaná hmota tvoří jen minoritní část (Rulík et al., 2013).

DOM je hlavní složkou redukovaného uhlíku ve většině vodních ekosystémů a bakteriální respirace během utilizace DOM představuje hlavní podíl na celkové respiraci většiny vod. Avšak pouze malá část DOM je přímo využitelná pro mikroorganismy a bakteriální účinnost růstu je ovlivňována vlastnostmi DOM, jako je např. obsah termodynamické energie (Rulík et al., 2013). Bakteriální účinnost růstu je závislá nejen na množství, ale i kvalitě organické hmoty.

Výpočty BGE bakterií závislých na DOM z různých substrátů povrchových vod se pohybují od < 0,4% až do 80%. Nedávné studie však naznačily, že bakteriální respirace je všeobecně ve vodách vysoká a hodnoty BGE na základě zjištěných výsledků proto kolísá mezi < 10% až 25% ve většině sladkovodních i mořských systémů. BGE má tendence se zvyšovat v eutrofním prostředí a klesá se vzrůstající oligotrofií (Rulík et al., 2013). Možným vysvětlením je, že právě v eutrofních vodách je kvalita DOM vyšší než ve vodách oligotrofních (Eiler et al., 2003).

2.3.1.1 Respirace zooplanktonu

Biomasa zooplanktonu je v rybnících mnohem vyšší, než v méně úživných vodách, proto zooplanktonní respirace má v rybnících velký význam. V oligotrofních jezerech činí biomasa zooplanktonu v průměru 0,01 až 1,5 mg/m³, kolem 5 mg/m³ v extenzivních rybnících, 5 až 20 mg/m³ v polointenzifikačních rybnících, tůních a málo průtočných říčních ramenech, 10 až 40 mg/m³ v intenzifikačních rybnících a rybnících s průmyslovým chovem ryb a až po stovky mg/m³ v planktonních rybnících (Hartman et al., 2005).

Složení rybniční biocenózy, kvalitativní i kvantitativní, je dáno zejména intenzitou a způsobem rybářského hospodaření. Čím intenzivnější hospodaření je, tím je druhové spektrum užší. Mezi rybničním zooplanktonem se vyskytují zejména perloočky *Daphnia galeata*, *Daphnia magna*, *Bosmina longirostris*, buchanky *Cyclops vicinus* a *Acanthocyclops robustus* a početní jsou vířníci *Polyarthra*, *Keratela*, *Brachionus*, příležitostně se objevují i planktonní prvoci (Hartman et al., 1998).

Lellák a Kubíček (1991) popisuje, jak získává aerobní organismus kyslík z prostředí difúzí přes vnitřní i vnější buněčné membrány. Jednobuněční jsou proto značně závislé na jeho obsahu v okolním prostředí. U mnohobuněčných se vyvinul systém zajišťující přísun O₂ k jednotlivým orgánům, buňkám a jejich organelám dvěma základními cestami:

1. speciálními chemickými nosiči (např. bílkovinami obsahujícími Fe, Cu) zvyšujícími kapacitu tělních tekutin pro přenos O₂,
2. morfologickou a anatomickou strukturou tracheálního systému a orgánů s velkým povrchem umožňujícím rychlou výměnu plynů mezi organismem a prostředím (žábry, plíce).

Nejdůležitějším zástupcem zooplanktonu eutrofních vod je rod *Daphnia*. Lampert (2011) uvádí, že již Swammerdam (1758) popsal příležitostně se objevující perloočky zbarvené do růžova nebo červena. Později toto barvivo bylo identifikováno jako hemoglobin rozpuštěný v hemolymfě a Fox (1948) provedl experimenty, které prokázaly, že hemoglobin byl produkován při nedostatku kyslíku ve vodě a naopak pokud byl rozpuštěný kyslík opět dostupný, hemoglobin byl vyloučen. Fox také poznamenal, že druhy perlooček obývajících rybníky byly schopné produkce hemoglobinu, avšak perloočky vyskytující se v jezerech tuto schopnost neměly.

Srovnání jezerních a rybníčních druhů perlooček vedlo k rozdělení metabolismu perlooček na dva typy: „conformers“ a „regulators“ (přizpůsobivý a regulující). Pokud se vystaví rybníční, hemoglobin tvořící, druhy perlooček vzrůstající saturaci kyslíkem, jejich úroveň respirace bude stále stejná, a to i přes značný rozsah koncentrace kyslíku. Zatímco druhy vyskytující se v jezerech mění jejich úroveň respirace úměrně podle gradientu kyslíku (Heisey, Porter, 1977). Při této studii byly perloočky kultivovány za pomoci provzdušňovací techniky. Avšak Kobayashi a Hoshi (1982) prokázali, že *Daphnia magna* dokáže regulovat míru respirace ještě ve větším rozsahu, pokud je aklimatizována v podmínkách hypoxie. To poukázalo na to, že produkce hemoglobinu závisí na fenotypové flexibilitě, která se vyvinula jako odpověď na měnící se nasycení kyslíkem (Lampert, 2011).

1.2.3. Sedimentární respirace

Hlavní určující faktor vhodnosti sedimentů jako substrát pro biotu je jeho fyzikální a chemická struktura. Na povrchu i mezi částicemi sedimentů žijí heterotrofní bakterie a bezobratlí živočichové. Bakteriální osídlení sedimentů, které se vyjadřuje v jednotkách objemu vztažených na povrch sedimentu, bývá dvakrát až tisíckrát větší než ve vodním sloupci (Kalf, 2001).

Sedimentární respirace ovládána mikroorganismy určuje, zdali bude povrch sedimentů okysličený či nikoliv a jaký bude redoxní potenciál. To má významný dopad pro bezobratlé živočichy vyžadující přítomnost kyslíku. Respirace sedimentů také určuje, zda bude sediment spíše „sink“ (místo využití) nebo „source“ (zdroj) živin a kovů (Kalf, 2001).

Sedimenty se skládají ze třech primárních složek: a) organický materiál v různých stádiích rozkladu; b) nerozpuštěný minerální materiál zahrnující jíly, uhličitany a nejílové křemičitany; c) anorganické sloučeniny biogenního původu, např. schránky rozsivek (Wetzel, 1983).

Význam sedimentů, jakožto místo rozkladu organické hmoty a bakteriální produkce, vzrůstá se snižující se hloubkou nádrže. Rychlá sedimentace částic v mělkých nádržích s malým vodním sloupcem za bezvětrí snižuje dobu bakteriální dekompozice ve vodním sloupci (Kalff, 2001). Rulík et al. (2013) uvádí, že v eutrofním jezeře může být bakteriální produktivita pelagiálu vyšší než sedimentů. Jako příklad uvádí Lake Mendota (USA) s průměrnou hloubkou 12,4 m. Jako opačný příklad uvádí oligotrofní jezero Mirror Lake (USA) s průměrnou hloubkou 5,75 m, zde převládá bakteriální produktivita v sedimentech.

Při koloběhu látek v sedimentech je také důležitá aktivita bentosu. Fytobentos je ovlivňován především intenzitou světla a složením sedimentů. Zoobentos je do velké míry závislý na přísunu potravy z pelagiálu. Proto se mu lépe daří v mělkých nádržích, kde se dopadající detritus nestihne rozložit (Hartman et al., 1998). Se vzrůstající eutrofizací a intenzivním rozkladem organické hmoty se bentická fauna eliminuje, důvodem je snížení obsahu rozpuštěného kyslíku (Wetzel, 1983; Kalff, 2001)

1.3. Činitelé zvyšující riziko kyslíkových deficitů

Wetzel (1983) sumarizuje výsledky mnoha studií (Ohle, 1956; Edmondson, 1966; Lasenby, 1975; Stewart, 1975; Cornett and Rigler, 1979, 1980; Charlton, 1980), které prokázaly řadou zásadních analýz a porovnáním různých parametrů několika jezer, že plošný deficit kyslíku v hypolimniu:

- pozitivně koreluje s primární produkcí fytoplanktonu,
- je nepřímo úměrný s průhledností vody,
- bývá větší v jezerech s vyšší koncentrací fosforu,
- je větší v jezerech s vyšší průměrnou teplotou hypolimnia
- a je větší v jezerech, kde je i větší hypolimnitická vrstva.

1.3.1. Živiny a organický uhlík

Míra planktonního a bentického dýchání závisí především na trofických podmínkách jezera a sekundárně na teplotě a dalších faktorech, jako je množství rozpuštěného organického uhlíku a struktura společenství. Planktonní dýchání se zvyšuje ve shodě s růstem chlorofylu, fosforu a rozpuštěného organického uhlíku (del Giorgio, Williams, 2005). Také dusík, makrobiogenní prvek, je pro vodní organismy nezbytný.

2.3.1.1 Dusík

Koloběh dusíku ve vodě se zakládá na rovnováze mezi vstupy a ztrátami dusíku. Zdroje dusíku jsou: spady a srážky dopadající na hladinu, dusík již fixovaný v sedimentech a vodě, splachy a výluhy z půd (Wetzel, 1983) a dále je také možná fixace elementárního dusíku prostřednictvím bakterií a sinic, ta však probíhá ve vodách jen v malé míře (Pitter, 1999). Ke ztrátám dusíku dochází odtokem z povodí, denitrifikací a následnými ztrátami N_2 (elementární dusík) do atmosféry, sedimentací částic obsahující anorganický či organický dusík (Wetzel, 1983).

Hlavní formy dusíku ve vodě jsou: rozpuštěný elementární N_2 , amoniakální (NH_4^+ , NH_3), dusitanový (NO_2^-), dusičnanový (NO_3^-) a nespočet organických sloučenin, např. aminokyseliny, aminy, nukleotidy, proteiny (Wetzel, 1983).

Sloučeniny dusíku ve vodách jsou nestabilní a v závislosti na oxidačně-redukčním potenciálu a hodnotě pH podléhají zejména biochemickým přeměnám. Ta nejpodstatnější je oxidace amoniakálního dusíku na dusitany až dusičnany (nitrifikace) a redukce dusičnanů na elementární dusík (denitrifikace). Pro nitrifikační bakterie (*Nitrosomonas*, *Nitrobacter*) je charakteristická nízká specifická tvorba biomasy, neboť oxidací amoniakálního dusíku se získá jen málo energie. Z 1 g dusíku se vytvoří asi jen 0,16 g až 0,19 g biomasy (Pitter, 1999). A uvádí se, že k úplné nitrifikaci 1 g amoniakálního dusíku je třeba asi 4,33 g kyslíku (Painter, 1970; Grau, Wanner, 1986; Chudoba et al., 1991). Při této reakci se zároveň uvolňují vodíkové ionty, které okyselují prostředí. V anoxickém prostředí nebo při koncentraci rozpuštěného kyslíku $< 0,5 \text{ mg l}^{-1}$ dochází díky denitrifikačním bakteriím (např. rody *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Micrococcus*) k redukci dusičnanů a dusitanů na elementární dusík nebo oxidy dusíku. Pro denitrifikaci je nutný organický substrát jako zdroj energie. Při denitrifikaci dochází k alkalizaci, neboť se

uvolňují hydroxidové ionty OH^- a ty reagují zejména s rozpuštěným CO_2 za vzniku hydrogenuhličitanu - HCO_3^- (Pitter, 1999).

2.3.1.2 Fosfor

Přírodním zdrojem fosforu ve vodách je rozpouštění a vyluhování některých minerálů a hornin. Antropogenním zdrojem anorganického fosforu je aplikace fosforečných hnojiv, odpadní a splaškové vody. Zdrojem organického fosforu je biomasa fytoplanktonu a zooplanktonu usazující se na dně. Sloučeniny fosforu se do vod mohou dostávat i z atmosférických depozic. Obsah celkového fosforu v eutrofních vodách může dosahovat hodnot i více než $100 \mu\text{g l}^{-1}$ (Pitter, 1999). Do rybníků se fosfor navíc dostává spolu s krmivem (Pechar, 2015).

Ve vodách se fosfor vyskytuje ve formě organické rozpustné (součást rozpuštěné organické hmoty) a nerozpustné (vodní biota a detritus) a ve formě rozpustné anorganické (fosfáty). Většina fosforu ve vodách je obsažena v tělech živých organismů (Rulík et al., 2013). Pro asimilaci fytoplanktonem je nejdůležitější tzv. biologicky dostupný fosfor, který zahrnuje rozpuštěné orthofosforečnany a orthofosforečnany volně vázané na nerozpuštěných látkách (Sharpley, 1993).

Výměna fosforu na rozhraní voda – sediment je regulována oxidačně-redukčními interakcemi závislých na zásobení kyslíkem, minerální rozpustnosti a sorpčních mechanismech, metabolické aktivitě bakterií a hub a promíchávání.

- V sedimentech, kromě několika horních milimetrů sedimentů, je pohyb fosforu pomalý a ovlivňován pomalou difuzí.
- Pokud je voda nad sedimenty okysličená (přibližně $> 1 \text{mg O}_2 \text{l}^{-1}$), pak v sedimentech v hloubce 0 – 5 mm se vytvoří okysličená mikro-zóna, pod kterou jsou sedimenty již redukovány. Okysličená vrstva tedy zabraňuje difuzi fosforu a následnému úniku z vody.
- V hypolimniu úživných vod, však nastávají anoxické podmínky a nevytvoří se okysličená vrstva sedimentů. A pokud nastanou redukční podmínky a redoxní potenciál je $+200 \text{mv}$, snadno pak dochází k uvolnění fosfátu a železa.
- Bakteriální rozklad organické hmoty v sedimentech je primární mechanismus, kdy je organický fosfor přeměněn na fosfát a kdy dochází k redukčním podmínkám, které jsou zapotřebí pro uvolnění fosfátu do vody.

Nedávné studie koloběhu fosforu v trofogenní zóně prokázaly, že přechod mezi jednotlivými formami fosforu je často rychlý a zahrnuje řadu cest.

- Velká část, někdy i více než 95% fosforu je vázaná v tělech organismů, zvláště v řasách.
- Organický fosfor sestonu ve vodním sloupci zahrnuje 2 hlavní frakce:
 - o Rychle kolující frakci, která je přeměněna na rozpustné formy. V této frakci je fosfát rychle přeměněn, přes partikulární částice, na nízkomolekulární sloučeniny.
 - o Frakce rozpuštěného organického a koloidního materiálu, která se rozpouští pomaleji.
- Zooplankton, který se živí sestonem, vylučuje rozpustný fosfor a amoniak. Tyto živiny jsou rychle využity řasami a bakteriemi. Pokud je obsah fosforu ve vodě nízký, tak tento „recyklovaný“ fosfor může mít pro fytoplankton rozhodující význam (Wetzel, 1983).

2.3.1.3 Organický uhlík

Téměř všechn organický uhlík ve vodách se vyskytuje ve formě rozpuštěného organického uhlíku (DOC – „dissolved organic carbon“) a partikulovaného organického uhlíku (POC – „particulate organic carbon“). Poměr obsahu DOC a POC se pohybuje od 6:1 do 10:1, a to jak v jezerních tak i průtočných ekosystémech (Wetzel, Rich, 1973).

Živá část POC v biotě představuje jen velmi malou část celkového obsahu POC. Avšak metabolismus organismů má prvořadý význam při zprostředkování uhlíku mezi rozpuštěnou a partikulovanou částí detritového organického uhlíku (Wetzel, 1983).

DOC alochtonního původu představuje primární zdroj organického uhlíku povrchových vod. Během toku alochtonního DOC do vodního útvaru, dochází k jeho značné modifikaci mikrobiálním metabolismem. Rozpuštěná organická hmota (DOM – „dissolved organic matter“), která vstupuje do vody povrchovým odtokem nebo průsakem podzemní vody obsahuje nízké procento dusíku (C:N přibližně 50:1). Vysoký poměr C:N je výsledkem vysokého podílu relativně odolných stavebních látek suchozemských rostlin a emergentních makrofyt. Zatímco autochtonní DOM produkovaná fytoplanktonem a makrofyty obsahuje mnohem více dusíku (poměr

C:N je okolo 12:1). Z toho vyplývá, že vody huminového charakteru obsahují organický uhlík zejména alochtonního původu (Black, Christman, 1963; Lock et al., 1977; Stewart, Wetzel, 1981).

Obsah DOC (g/m^3) ve vodě pozitivně koreluje planktonní respirací ($R^2 = 0,49$). Tento pozitivní vztah částečně vyplývá z mikrobiální aktivity, která vzrůstá spolu se zvyšujícím se obsahem DOC ve vodě (del Giorgio, Williams, 2005).

Na rozkladu organické hmoty a mineralizaci mají hlavní podíl mikroorganismy, zejména bakterie. Na počátku rozkladu a uvolňování chemických vazeb se také významně podílejí autolytické procesy. Po autolytickém rozkladu pokračuje mikrobiální rozklad organické hmoty. Během 24 hodin dochází k výraznému rozvoji heterotrofních bakterií a vzrůstu jejich biomasy (Lellák, Kubíček, 1991).

Výsledkem činnosti mikroorganismů je dekompozice organických látek na jednodušší monomery, anorganické látky jako nitráty a fosfáty, oxid uhličitý a vodu. Během těchto metabolických dějů je spotřebováván kyslík. Zvýšený obsah organických látek tedy bude stimulovat aktivitu aerobních dekompozitorů. A když rychlost jejich spotřeby kyslíku přesáhne rychlost re-aerace vody (z atmosféry a díky fotosyntéze), obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě klesá (Adámek et al., 2008).

1.3.2. Teplota a světlo

Teplota vody je jeden z nejdůležitějších fyzikálních činitelů ovlivňující životní děje ve vodě. Teplota závisí na počasí, slunečním záření a charakteru vodní nádrže, její hloubka, pohyb vody, průhlednost, barva aj. (Hartman et al., 1998).

Pro rybniční biocenózu má teplota velký význam, neboť ovlivňuje rozpustnost plynů ve vodě, zejména kyslíku. Ale také např. zvyšuje podíl toxického nedisociovaného amoniaku. A neméně důležitý je její vliv na stratifikaci ve vodním útvaru (Pitter, 1999).

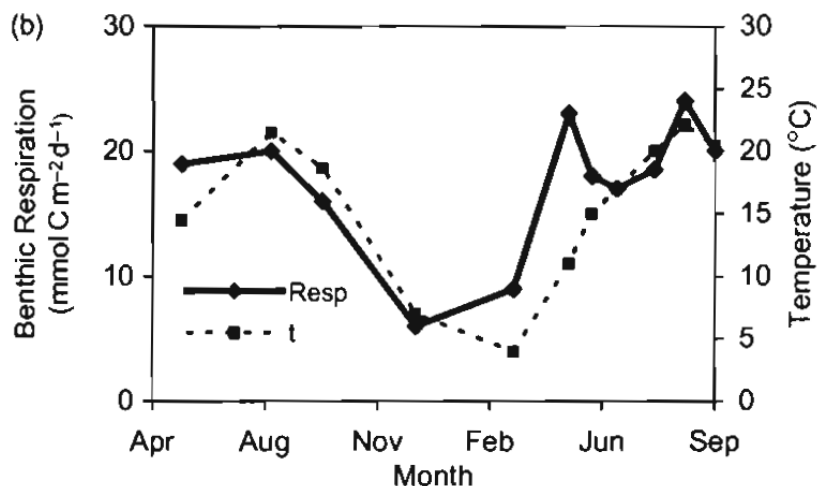
Fyziologické procesy, jako metabolismus, respirace či fotosyntéza, ale také chování, jsou na teplotě závislé (Brönmark, Hansson, 2005). Zatímco fotosyntéza není při nižších teplotách významně zpomalena, respirace je na teplotě značně závislá a za nižší teploty je podstatně nižší (Adámek et al., 2010). Vysoká teplota vody a vysoká

míra mikrobiální dekompozice a recyklace živin obsažených v organické hmotě, umožňuje rychlý nárůst fytoplanktonu (Kalff, 2001).

Vliv teploty na fotosyntézu vyplývá pouze z nízké intenzity záření nebo nutričního omezení, jakožto klíčového faktoru v oligotrofním prostředí (Fee et al., 1987; Markager et al., 1999). Avšak podle Jewson (1976) i v podmínkách, kde světlo a živiny jsou příznivé, například v mělkých a na živiny bohatých nádržích, je vliv teploty dobře prokazatelný.

Banta et al. (1995) prokázal poměrně silný vztah mezi průběhem sezónních teplot a bentickým dýcháním, ale s výraznou odchylkou brzy na jaře. Zatímco teplota stále klesala, bentické dýchání se zvyšovalo (obr. 1). To Banta et al. (1995) vysvětluje depozicí jarního fytoplanktonu.

Obrázek 1: Vztah mezi průběhem sezónních teplot a bentickým dýcháním (del Giorgio, Williams, 2005).



Za zvyšující se respiraci při vyšších teplotách stojí zejména rozklad organické hmoty prostřednictvím mikrobiální aktivity. Obecně je bakteriální biomasa ve vodách menší během zimního období a v létě je tomu naopak. Souvisí to jak s nižší teplotou vody, ale i s nižším obsahem rozpuštěného organického materiálu. Dekompoziční procesy, jak aerobní, tak i anaerobní, jsou silně ovlivněny teplotou. Zpravidla se tyto procesy urychlují se zvyšující se teplotou. S teplotou také pozitivně koreluje utilizace organických sloučenin. 32 až 95% podzimní bakteriální produkce vzniklo na základě využití uhlíku uvolněného z řas (Wetzel, 1983).

Sluneční záření je hlavním zdrojem energie, který řídí produktivitu vodního ekosystému. Ať už se jedná o začlenění jako potenciální energie pomocí biochemických konverzí přímo do biomasy rostlin ve vodě, nebo v terestrickém prostředí v rámci povodí a do vodního útvaru je importována ve formě organické hmoty (Wetzel, 1983).

Světlo ovlivňuje vodní ekosystém především díky fotosyntéze fytoplanktonu. Platí zde vztah, že se vrůstajícím množstvím světla ve vodním sloupci narůstá i intenzita fotosyntézy. Přitom je důležité kvalitativní složení fotoautotrofního planktonu a jeho selektivita absorpce světla (Lellák, Kubíček, 1991). Ta záleží na typu chlorofylu, tak např. absorpce světla primárního pigmentu chlorofylu-a dosahuje 640 nm až 405 nm a chlorofyl-b od 620 nm do 440 nm (Wetzel, 1983). Světelné optimum konkrétních fotosyntetizujících producentů je nastaveno podle jejich teplotní tolerance. Obvykle se stoupající teplotou se hladina světelného optima také zvyšuje (Lellák, Kubíček, 1991).

Teplota a množství světla pronikající vodním sloupcem zásadně ovlivňuje primární produkci. V našich zeměpisných šířkách má primární produkce sezónní charakter. Během vegetační sezóny dochází v rybnících k intenzivnímu rozvoji řas či sinic, a primární produkce může dosáhnout mimořádně vysokých hodnot (10 O₂ g/m²/den, ale i více). Naopak v zimním období je primární produkce velmi nízká (Lellák, Kubíček, 1991).

S množstvím pronikajícím do vody také souvisí průhlednost vody. Průhlednost závisí na zákalu (turbidita) a barvě vody (Lellák, Kubíček, 1991; Valentová et al., 2009). Příčinou zákalu může být anorganické znečištění nebo masový rozvoj fytoplanktonu, pak se jedná o tzv. vegetační zákal (Dubský et al., 2003; Křivánek et al., 2012).

1.3.3. Nadprodukce fytoplanktonu

Druhové složení, sezónní dynamika a primární produkce fytoplanktonu významně ovlivňují jak trofické poměry, tak i celkovou produkci a základní fyzikálně-chemické parametry kvality vody jako jsou průhlednost, pH, koncentrace rozpuštěného kyslíku. Obsah fytoplanktonu zpětně ovlivňuje i koncentrace rozpuštěných živin a významně souvisí s celkovým obsahem fosforu a dusíku v rybniční vodě. Druhové

složení fytoplanktonu má také důležitý význam pro formování zooplanktonu a může tak značně ovlivnit přirozenou produkci ekosystému (Pechar, Radová, 1996).

Takto fytoplankton ovlivňuje režim celého ekosystému. Eutrofní nádrže se tedy díky vnitřní variabilitě projevují značnými fluktuacemi, a to jak v množství a druhové četnosti fytoplanktonu, tak i v evidentních oscilacích fyzikálně-chemických ukazatelů. Jedná se ale o přirozenou vlastnost těchto biotopů. Předpovědět chování těchto systémů je tedy obtížné a v případě rybníků nastávají další komplikace díky vnějším zásahům, a to rybářské hospodaření či náhodné vlivy z povodí (Pechar, 2000).

Hojný výskyt fytoplanktonu je jedním z charakteristických projevů eutrofních nádrží. Obdobné hodnoty fytoplanktonu vyjádřené jako koncentrace chlorofylu, lze zjistit jak v přirozeně eutrofních tůních, tak i v rybnících. A je tedy zřejmé, jak uvádí (Pechar, 2000), že reakce obou typů vodních biotopů na vysoký obsah živin ve vodě je stejná. Avšak Adámek et al. (2008) píše, že k nárůstu fytoplanktonu nestačí pouze vysoká koncentrace živin. Aby se potenciál dostupných živin realizoval je zapotřebí i jiných faktorů, jako např. zadržetí vody, její oteplení, změna výšky vodního sloupce, biocenotické vztahy atd. Zároveň Adámek et al. (2008) uvádí, že eutrofizace nevede vždy jednoznačně k nárůstu fytoplanktonu. Zvýšená úživnost vody může být totiž realizována i do masivních společenstev fyto-bentosu nebo makrofyt.

Pro rybníční biocenózu je důležité, aby fotosyntéza a respirace byly v rovnováze. Bohužel v současné době v celé řadě rybníčních ekosystémů nastává problém s vysokou biomasou fytoplanktonu. A to již v předjarním období a tento stav kulminuje obvykle v květnu. V tomto období může fytoplankton svou fotosyntetickou činností způsobit zvýšení hodnot pH až nad 10. Živiny umožňující rychlý nárůst biomasy fytoplanktonu, světelné podmínky na jaře (vysoká sluneční radiace, délka dne) a nižší respirace celého planktonního společenstva a sedimentů jsou toho příčinou. Při fotosyntéze dochází ve vodě k alkalizaci, neboť je spotřebováván oxid uhličitý, a pH se tudíž zvyšuje díky úbytku kyseliny uhličitě. Tento proces je doprovázen fluktuací hodnot pH v rozsahu cca 1 stupně v průběhu dne. Při dýchání dochází k uvolňování oxidu uhličitého, a tudíž naopak dochází k poklesu pH. Převaha fotosyntetických procesů na jaře je tak důvodem rapidního růstu pH v tomto období (Adámek et al., 2010).

V létě poté, co teplota stoupne přibližně nad 16°C, dochází k dalšímu rozvoji fytoplanktonu a zvýšené respiraci jak planktonu, tak sedimentů. Počátkem léta lze registrovat nárůst dostupných živin, amoniaku a fosfátů, které se intenzivně uvolňují ze sedimentů, případně z aplikovaných hnojiv. To přirozeně stimuluje rozvoj fytoplanktonu, avšak současně vzrůstá intenzita respiračních procesů. Důsledkem toho je paradoxní pokles hodnot pH, přestože biomasa fytoplanktonu může být i řádově vyšší než na jaře. Významnou roli zde hraje také zhoršení světelných podmínek v důsledku „samozastínění“ hustým fytoplanktonem. V povrchových vrstvách tedy dochází k výraznému přesycení kyslíkem, a to především během slunných dnů, avšak u dna bývá kyslík naopak deficitní, protože je zde nedostatek světla a zvýšený obsah organické hmoty v bahně podléhá bakteriálnímu rozkladu, spojenému s kontinuálním odčerpáváním kyslíku (Adámek et al., 2010).

Další problematická situace může nastat koncem srpna a začátkem září, kdy v důsledku intenzivní respirace planktonu i sedimentů při přetrvávajících vyšších teplotách a snížení intenzity fotosyntézy kvůli markantnímu zkrácení světelné periody může v noci dojít k poklesu koncentrace kyslíku až na hodnoty kritické pro přežití rybí obsádky (Pechar et al., 2002). Tento deficit je zvláště prohloubený hlavně v brzkých ranních hodinách (v srpnu a v září mezi 4. - 6. hodinou ranní), neboť „nastartování“ fotosyntézy má přibližně jedno až dvouhodinové zpoždění za začátkem světla (Adámek et al., 2010).

K úbytku kyslíku dochází také mikrobiálním rozkladem velkého množství odumřelých sinic a řas. Po úhynu řas a sinic jejich biomasa klesne ke dnu. Zde pak vlivem činnosti bakterií rozkládajících řasovou hmotu dochází k úbytku rozpuštěného kyslíku a opět vznikají anoxické zóny, na což jsou citlivé zejména některé bentické organizmy (Kočí et al., 2000).

Deficit kyslíku je jedna z nejčastějších příčin úhynu ryb v rybnících. Pro chovatele představují kyslíkové deficity rozsáhlá rizika a ekonomické ztráty. I když ne příliš hluboké, ale déletrvající kyslíkové deficity znamenají pro rybí obsádku problémy, jako např. zhoršený příjem potravy a nízká konverze přijaté potravy, zvýšení citlivosti obsádky k bakteriálním a plísňovým chorobám, ale také zvýšení koncentrace (pro ryby toxického) amoniaku ve vodě (Faina et al., 2011). Kromě ryb jsou v ohrožení i bezobratlí živočichové, zejména zoobentos (Kalff, 2001).

2. Metodika

Tato diplomová práce je založená na datech, která byla získána v rámci pilotního projektu s názvem Identifikace a eliminace rizik kyslíkových deficitů. Tento projekt byl veden společností ENKI, o.p.s.

Mým úkolem v týmu bylo zpracovat a vyhodnotit část dat, která se týkají vztahů respirace ve vodním sloupci k parametrům prostředí. Zároveň jsem měla možnost se seznámit s laboratorními technikami a metodami měření, avšak nebylo v mých časových možnostech absolvovat celý sezónní cyklus odběrů a experimentálních měření.

Seznam rybníků byl stanoven podle požadavků Rybářství Třeboň a.s. (příloha 1). Výběr byl určen podle produkčního významu lokalit a podle typů rybníků (plůdkové, výtažníky, hlavní). Byly zařazeny také lokality, kde již dříve nastaly kyslíkové deficity. Mezi sledovanými rybníky jsou i lokality, které byly zkoumány v rámci dříve realizovaných monitorovacích odběrů nebo v projektech VaV realizovaných na rybnících ve spolupráci s Rybářstvím Třeboň a.s.

2.1. Terénní odběry a měření

Terénní odběry probíhaly v intervalu po třech týdnech. V období od 4. 2. 2014 do 30. 9. 2014 bylo provedeno celkem 10 odběrů. Cílem prvního zimního odběru „pod ledem“ bylo zachytit případnou kyslíkovou stratifikaci a určit potenciálně rizikové rybníky ještě před začátkem produkční sezóny. Devátý odběr se zaměřoval pouze na měření rozdílů koncentrace kyslíku u hladiny a nade dnem rybníků. Většina odběrů probíhala v dopoledních hodinách.

Vzorky vody pro chemickou laboratorní analýzu a pro rozbor fytoplanktonu byly odebírány do 1 L nebo 3 L polyethylenových lahví. Zároveň probíhalo terénní měření základních fyzikálně-chemických parametrů: koncentrace rozpuštěného kyslíku, teplota, barva a průhlednost vody. Tato měření byla provedena přenosným multimetrem Hach-HQ40, vybaveným optickou sondou pro stanovení koncentrace rozpuštěného kyslíku.

Měření rozpuštěného kyslíku

Rozpuštěný kyslík (DO, mg/L, %) byl v terénu měřen pomocí přístroje WTW Multi 340i se zabudovaným Clarkovým platinovým čidlem nebo pomocí multimetru Hach-HQ40 s kyslíkovou optickou sondou. DO byl měřen u hladiny a v hloubce 1 m. Také byl zjišťován rozdíl mezi koncentrací DO u hladiny a koncentrací DO v hloubce 1 m (dif DO h-1 m, mg/L, %).

Při měření Clarkovým čidlem se na elektrody vkládá napětí 650mV, přičemž pracovní elektroda (nejčastěji platinová či zlatá) je záporným pólem a referentní elektroda (stříbrná nebo olověná) kladným pólem. Pokud není ve vzorku přítomen žádný kyslík, pak mezi elektrodami neprochází proud. Naopak je-li ve vzorku kyslík, dojde k jeho difúzi přes membránu (teflonovou či polyethylenovou) a na pracovní elektrodě k jeho redukci. Systémem probíhá proud, jehož velikost je úměrná koncentraci kyslíku (Broncová et al., 2010).

Při optickém měření neprobíhají žádné chemické reakce. Místo toho se vyvolá fluorescence dopadem světla na speciální barevnou látku v měřicí membráně. V přítomnosti kyslíku se tato fluorescence charakteristicky mění („zhasíná“). Míra „zhasnění“ je tedy přímo úměrná koncentraci kyslíku, tzn. čím více kyslíku je přítomno, tím je fluorescence nižší (WTW, měřicí a analytická technika, s.r.o.).

Stanovení ostatních parametrů

Teplota vody (T, °C) byla zaznamenána při měření kyslíku integrovanou teplotní sondou na přístrojích WTW Multi 340i a Hach-HQ40.

Hodnota pH byla měřena v laboratoři využitím automatického titrátoru Schott-TitroLine alpha plus.

Průhlednost vody (Zs, m) byla určována spolu s barvou a zákalem rybníční vody pomocí Secchiho desky.

2.2. Měření respirace planktonu za 24 hodin

K měření respirace planktonu za 24 hodin (Resp. 24 h, mg O₂/L) byl použit plankton do velikosti 235 μm, tj. hlavně fytoplankton a drobný zooplankton (nálevníci, vířníci a klanonožci). Spotřeba kyslíku byla měřena v uzavřených zábrusových lahvích

(250 ml) v termostatu ve tmě a při teplotě, která odpovídala aktuálním teplotním poměrům v rybnících. Měření trvalo mezi 20-28 hodinami a výsledný rozdíl koncentrace O₂ byl přepočten na 24 hod.

2.3. Stanovení dusíku, fosforu, uhlíku a chlorofylu-a

Dále se stanovovaly sloučeniny a formy dusíku: amoniakální dusík (NH₄-N), dusičnanový dusík (NO₃-N), celkový rozpuštěný dusík (SN), celkový dusík (TN), vypočtený rozpuštěný organický dusík, DON = SN - (NH₄-N + NO₃-N) a vypočtený partikulovaný dusík (PN = TN - SN), vše v mg/L. Stanovení koncentrací NH₄-N využívá metodu plynové difuze. NO₃-N se stanovuje spektrofotometricky reakcí dusičnanů s naftylethylendiaminem a sulfonilamidem s využitím analytického přístroje FIAstar 5000 Foss-Tecator. Celkový dusík byl stanoven jako dusičnan po mineralizaci s persulfátem při teplotě 150°C a to ve dvou frakcích, ve vzorku filtrovaném přes skleněné filtry GF/C (rozpuštěný dusík) a ve vzorku filtrovaném přes síto 100 μm (celkový dusík včetně dusíku v partikulích).

Rozpuštěný reaktivní fosfor (DRP) se stanovil spektrofotometricky fosfomolybdenovým komplexem s využitím průtokové injekční analýzy, FIAstar 5000 Foss-Tecator. Celkový fosfor (TP) byl stanoven jako DRP po mineralizaci s persulfátem při teplotě 150°C a to ve dvou frakcích, ve vzorku filtrovaném přes skleněné filtry GF/C (rozpuštěný fosfor) a ve vzorku filtrovaném přes síto 100 μm (celkový fosfor včetně fosforu v partikulích). Rozpuštěný organický fosfor byl vypočten (DOP = SP - DRP), stejně tak partikulovaný fosfor (PP = TP - SP), vše v mg/L.

Určovaly se také formy uhlíku: celkový uhlík (TC), anorganický uhlík (IC), celkový organický uhlík (TOC) a partikulovaný organický uhlík (POC), vše v mg/L. Koncentrace forem uhlíku byly stanoveny za použití analyzátoru Formacs HT firmy Skalar na principu vysokoteplotního spalování s NDIR („non-dispersive infra-red“) detektorem pro stanovení TOC/DOC. Stanovení organického uhlíku představuje základní informaci o obsahu organických látek, jak v rozpuštěné formě, tak v sestonu.

Chlorofyl-a (Chl-a, $\mu\text{g/L}$) byl stanoven fluorescenčním měřením, které bylo několikrát během sezóny kalibrováno spektrofotometrickým stanovením po extrakci zachyceného materiálu na filtru organickým rozpouštědlem.

2.4. Metodika statistického vyhodnocení

Základní zpracování dat bylo provedeno v tabulkovém procesoru MS-Excel spolu se základními popisnými statistikami (průměr, median, standardní odchylka, minimální a maximální hodnoty). Ve stejném programu byly vzájemné vztahy sledovaných parametrů vyhodnoceny lineární regresní analýzou.

Vztahy mezi respirací za 24 hodin a ostatními parametry a rozdílem DO h-1 m a ostatními parametry byly srovnávány pomocí regresních a korelačních analýz. Pro zpracování dat byl použit program Statistika 12.0. Vztahy byly vyjádřeny graficky, pomocí grafů regresních lineárních závislostí s vyznačením rovnice funkce a koeficientu determinace R^2 .

3. Výsledky

Podrobně byly vyhodnoceny zásadní parametry kvality rybníční vody, které jsou klíčové pro hodnocení podmínek chovu ryb, a tj. nasycení vody rozpuštěným kyslíkem, pH, a z hlediska hodnocení míry eutrofizace, koncentrace amoniakálního a dusičnanového dusíku, koncentrace celkového dusíku, koncentrace rozpuštěného reaktivního fosforu a celkového fosforu. Obsah nerozpuštěných látek (sestonu) byl hodnocen jako koncentrace chlorofylu-a a celkového organického uhlíku.

3.1. Rozpuštěný kyslík a pH

Průměrné procentuální nasycení vody kyslíkem se pohybovalo od 59 % do 121 %. Nejnižší průměrné hodnoty nasycení O₂ (okolo 60%) byly zjištěny i u rybníků Stružky, Verfle, Cirkvičný a Ruda. Nejvyšší průměrné hodnoty O₂ nad 100% byly pak zjištěny na rybnících Svět, Opatovický, Spolský a Nový Vdovec. Nejnižší hodnota byla zjištěna na rybníku Cirkvičný (8,8%) v polovině června. Maximální nasycení vody kyslíkem (293%) bylo zaznamenáno na rybníku Nový Vdovec v polovině července.

Průměrné hodnoty pH se na jednotlivých lokalitách pohybovaly od 6,94 (rybník Ruda) do 8,25 rybník Velký Tisý. Nejnižší hodnota pH (6,37) byla zjištěna na rybníku Hejtman na počátku června, nejvyšší pak na rybníku Rožmberk v polovině července a to 9,67.

3.2. Koncentrace dusíku, fosforu a uhlíku

Průměrné hodnoty NH₄-N se na sledovaných rybnících pohybovaly od 0,005 mg/L na rybníku Malý Tisý do 0,547 mg/L na rybníku Rod. Nejnižší průměrné hodnoty (okolo 0,01 mg/L) byly zjištěny i na rybnících Ruda a Cirkvičný. Nejvyšší průměrné hodnoty byly zjištěny na rybnících Verfle (0,5 mg/L) a Nový Vdovec (0,3 mg/L). Extrémní hodnota 3,218 mg/L byla zjištěna na rybníku Verfle v polovině května, na rybníku Dubenský na konci června (1,098 mg/L), Břilický na začátku srpna (1,122 mg/L) a na rybníku Nový Vdovec na konci září (2,308 mg/L).

Hodnoty NO₃-N se průměrně pohybovaly od 0,002 mg/L na rybníce Malý Tisý do 0,3 mg/L na rybníce Dubenský. Průměrná hodnota za celou sezónu však byla 0,09 mg/L. Nízké průměrné hodnoty byly zjištěny i na rybnících Ruda, Služebný a

Břilický. Nejvyšší hodnota (1,692 mg/L) byla naměřena na rybníku Opatovický během prvního odběru „pod ledem“ (5. 2. 2014).

Průměrné hodnoty TN se pohybovaly v rozmezí od 1,25 mg/L na rybníku Staňkovský a Hejtman (1,31 mg/L) do 4,48 mg/L na rybníku Cirkvičný. Vysoké průměrné hodnoty byly zjištěny i u rybníků Verfle, Stružky a Břilický. Nejnížší hodnota 0,884 mg/L byla naměřena na rybníku Staňkovský, nejvyšší pak na rybníku Verfle v polovině května 11,517 mg/L.

Koncentrace DRP byly průměrně v rozmezí od 0,005 mg/L na rybníku Staňkovský a 0,008 mg/L na rybníku Svět a Hejtman do 0,054 mg/L na rybníku Podsedek. Vysoké hodnoty byly zjištěny i na rybnících Dubenský a Klec. Nejnížší hodnoty byly zjištěny téměř po celé sledované období na rybnících Staňkovský a Hejtman (0,001 mg/L). Nejvyšší pak v polovině července na rybnících Malý Tisý (0,219 mg/L), Služebný (0,171 mg/L) a Rod (0,191 mg/L).

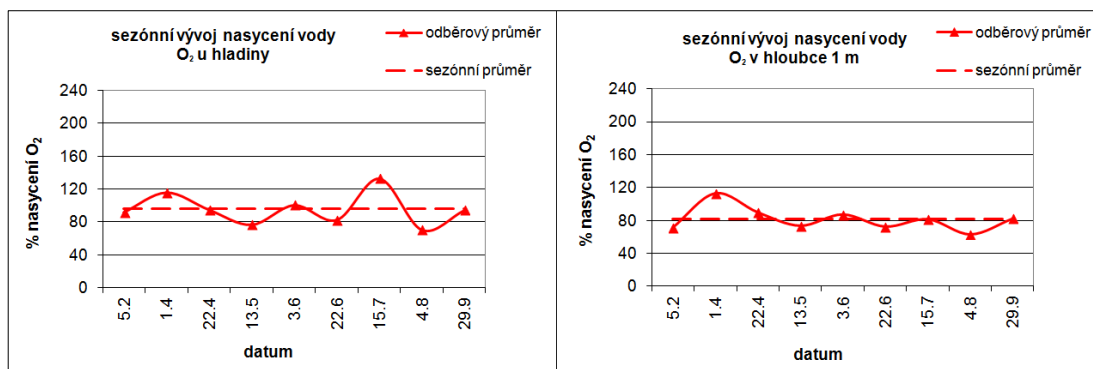
Hodnoty TP se v průměru pohybovaly od 0,104 mg/L (rybník Staňkovský a Hejtman) až do 0,421 mg/L na rybníce Cirkvičný. Nejnížší hodnota byla zjištěna na rybníku Staňkovský na začátku června 0,06 mg/L a nejvyšší pak na rybníku Verfle v polovině května 0,954 mg/L.

Průměrné hodnoty TOC byly od 10,1 mg/L (rybník Staňkovský) do 45,6 mg/L (rybník Cirkvičný). Nejnížší hodnoty se na rybnících pohybovaly okolo 10 mg/L (Staňkovský, Hejtman). Maximální hodnota TOC byla zjištěna na rybníku Cirkvičný v polovině července 92,01 mg/L.

3.3. Kyslíkový režim

Sezónní trend nasycení rybniční vody kyslíkem (obr. 2) vykazuje mírnou tendenci k poklesu pod 100% v druhé polovině vegetační sezóny. Při odběru 16. 7. bylo sice zaznamenáno přesycení kyslíkem, ale sezónní průběh nasycení vody kyslíkem v hloubce 1 m potvrzuje klesající tendenci. Pokles nasycení kyslíkem je poněkud v rozporu s rozvojem fytoplanktonu, který dosahuje maximálního rozvoje právě v letním období a lze předpokládat i intenzivní fotosyntézu. Přesto však lze pozorovat v průměru pokles nasycení pod 100% což ukazuje, že v celém rybničním systému převládají respirační procesy.

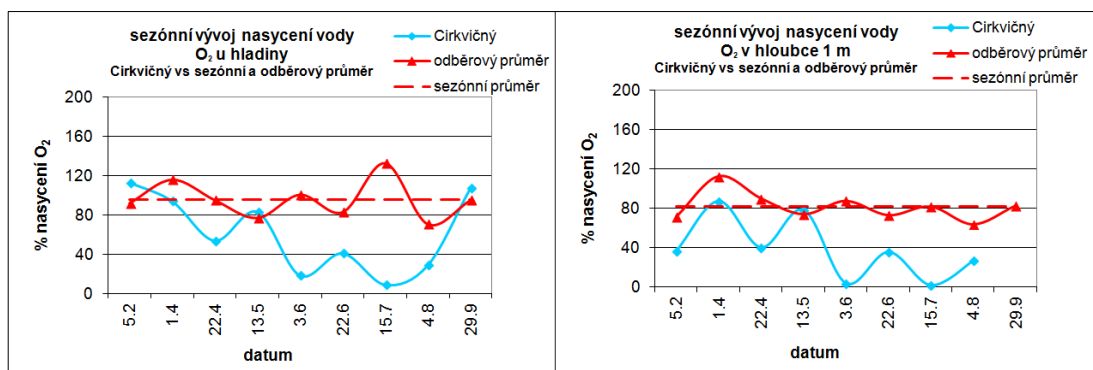
Obrázek 2: Sezónní vývoj nasycení vody kyslíkem u hladiny a v 1m. Jednotlivé hodnoty jsou průměrná nasycení vody kyslíkem pro soubor sledovaných rybníků v daném odběrovém termínu, přerušovaná čára označuje hodnotu sezónního průměrného nasycení (Baxa et al., 2014).



3.4. Rybník Cirkvičný

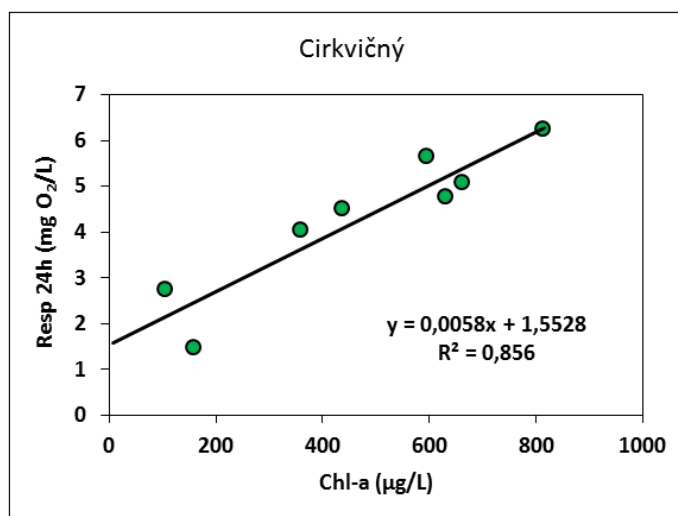
Příkladem rizikové lokality, náchylné ke kyslíkovým deficitům je rybník Cirkvičný. Tento rybník vykazuje zejména během letního období nízké hodnoty rozpuštěného kyslíku a to jak u hladiny, tak i v hloubce 1m (obr. 3).

Obrázek 3: Sezónní vývoj nasycení vody kyslíkem u hladiny a v 1m na rybnici Cirkvičný (Baxa et al., 2014).

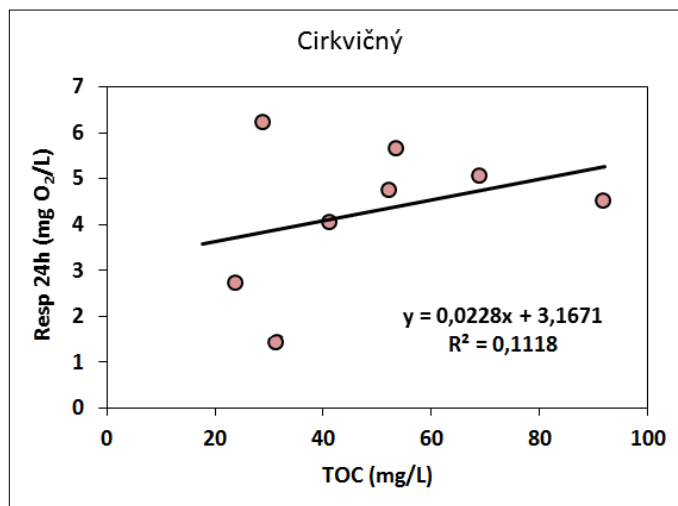


Jak je možné vidět na obr. 4, převažující respirační procesy v rybníku Cirkvičný byly značnou mírou ovlivněny vysokou biomasou fytoplanktonu vyjádřenou jako koncentrace Chl-a ($R^2 = 0,86$). Jeho průměrný obsah byl 421 $\mu\text{g/L}$ a několikanásobně převyšoval koncentraci chlorofylu-a v ostatních sledovaných rybnících. I přes velkou koncentraci TOC (45,55 mg/L), korelační analýza nepotvrdila významnou závislost ($R^2 = 0,11$) mezi TOC a respirací (obr. 5).

Obrázek 4: Vztah mezi respirací a chlorofylem-a na rybníce Cirkvičný.

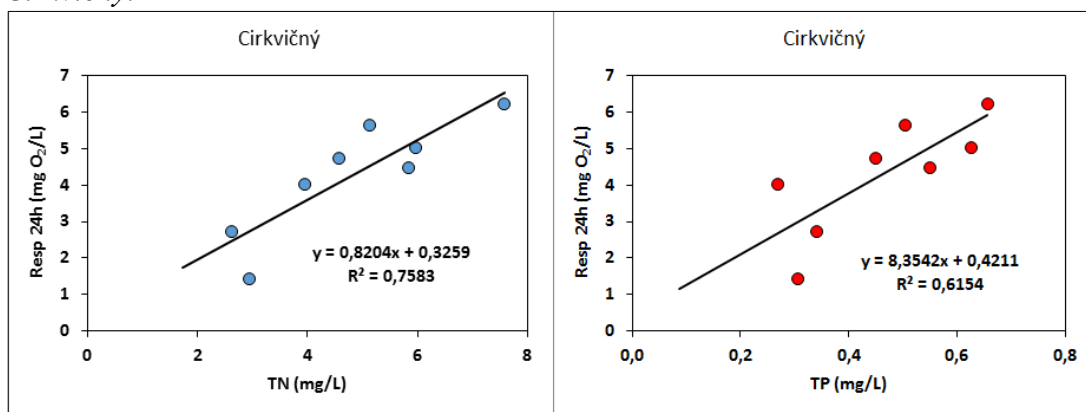


Obrázek 5: Vztah mezi respirací a TOC na rybníce Cirkvičný.



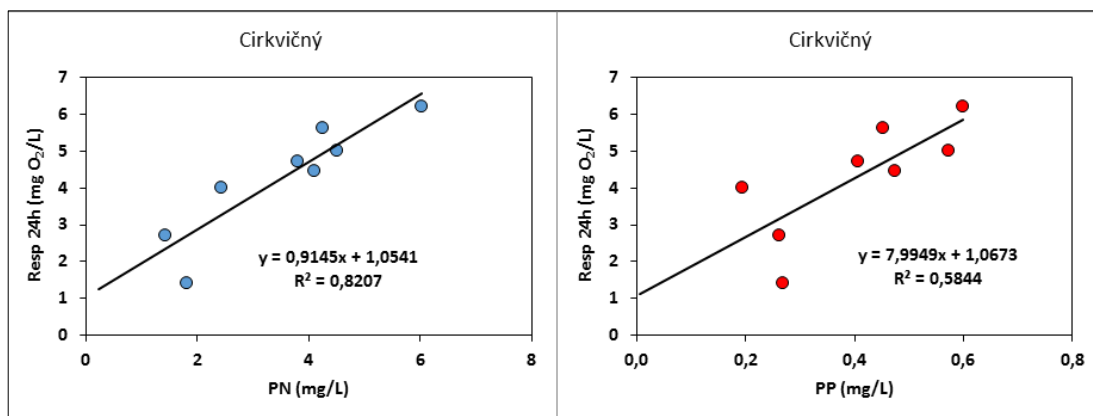
Rybník Cirkvičný byl také nejvíce zatížen živinami, průměrný obsah celkového dusíku činil 4,48 mg/L a celkového fosforu 0,42 mg/L. Vzájemný vztah mezi respirací za 24 hodin a koncentrací dusíku a fosforu znázorňuje obr. 6. Korelační analýza prokázala značný vliv jak celkového dusíku ($R^2 = 0,76$), tak i celkového fosforu ($R^2 = 0,62$).

Obrázek 6: Vztah mezi respirací a celkovým dusíkem a celkovým fosforem na rybníce Cirkvičný.



Na obr. 7 je znázorněna korelace partikulovaného dusíku a partikulovaného fosforu, který je součástí sestonu a také fytoplanktonu. Zvláště patrná je korelace s partikulovaným dusíkem ($R^2 = 0,82$), menší pak s partikulovaným fosforem ($R^2 = 0,58$). Rybník Cirkvičný průměrně obsahoval 3,16 mg/L partikulovaného dusíku a 0,36 mg/L partikulovaného fosforu.

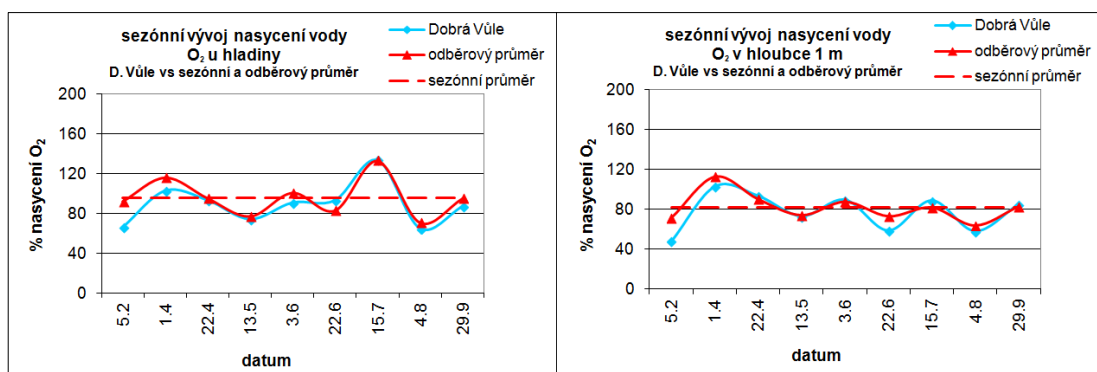
Obrázek 7: Vztah mezi respirací a partikulovaným dusíkem a partikulovaným fosforem na rybníce Cirkvičný.



3.5. Rybník Dobrá Vůle

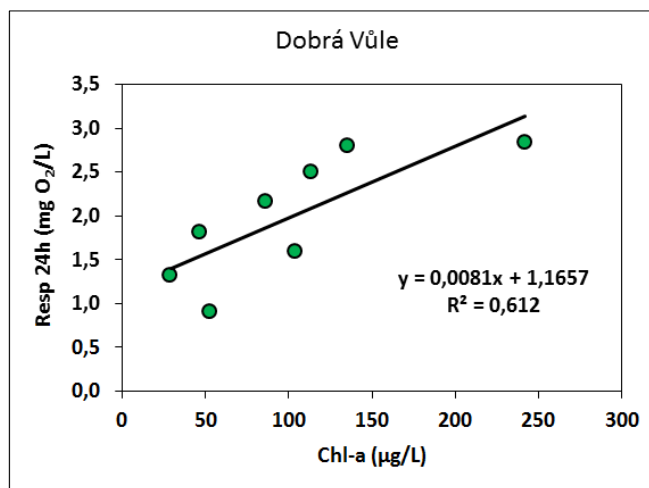
Dobrá Vůle je příkladem rybníku s vyrovnanou kyslíkovou bilancí, která koresponduje s odběrovým průměrem, jak u hladiny, tak i v hloubce 1m (obr. 8).

Obrázek 8: Sezónní vývoj nasycení vody kyslíkem u hladiny a v 1m na rybníce Dobrá Vůle (Baxa et al., 2014).

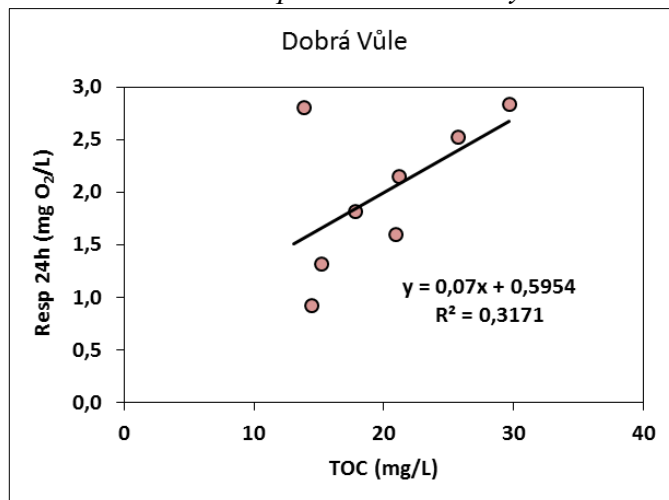


Průměrná koncentrace chlorofylu-a činila 96,86 $\mu\text{g/L}$ a jeho signifikantní korelaci ($R^2 = 0,61$) s respirací znázorňuje obr. 9. Průměrný obsah TOC (19,16 mg/L) v rybníku Dobrá Vůle byl sice oproti rybníku Cirkvičný méně než poloviční, ale jak ukazuje obr. 10, korelace s respirací byla těsnější ($R^2 = 0,32$).

Obrázek 9: Vztah mezi respirací a chlorofylem-a na rybníce Dobrá Vůle.

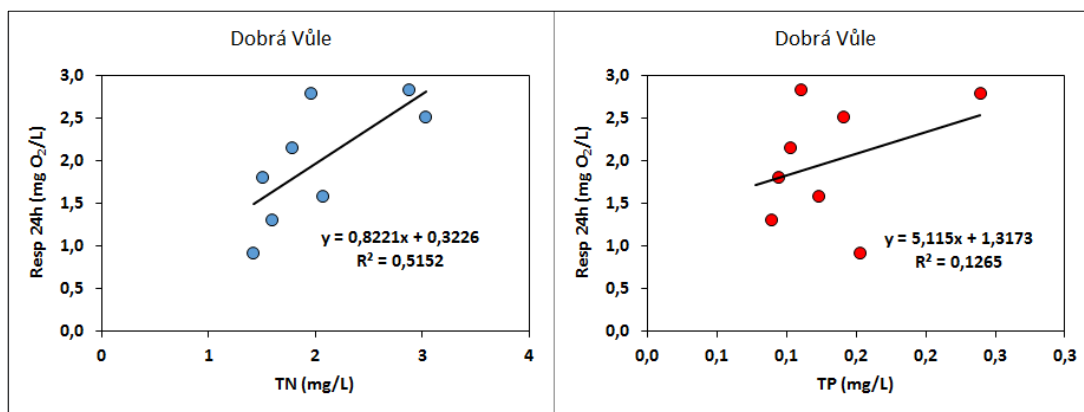


Obrázek 10: Vztah mezi respirací a TOC na rybníce Dobrá Vůle.



Korelaci koncentrace celkového dusíku a celkového fosforu s respirací za 24 hodin vyjadřuje obr. 11. Jejich průměrná koncentrace byla 1,99 mg/L (TN) a 0,13 mg/L (TP). Korelační koeficienty $R^2 = 0,52$ (TN) a $R^2 = 0,13$ (TP) vypovídají o nižší míře závislosti, než tomu bylo v případě rybníku Cirkvičný.

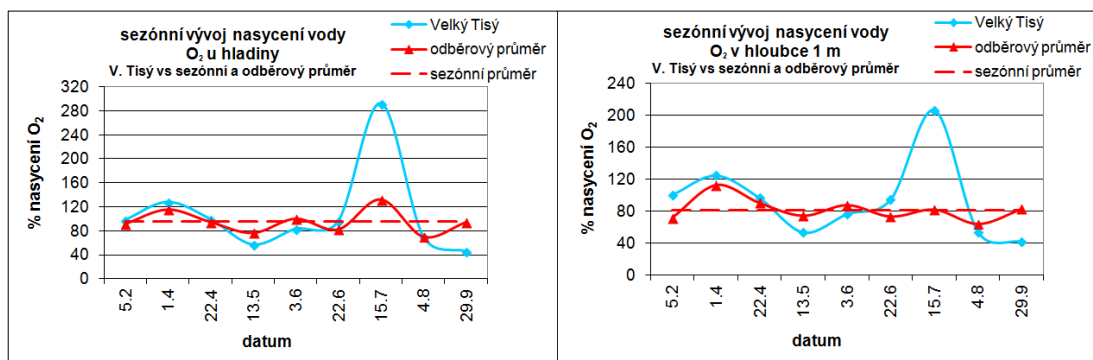
Obrázek 11: Vztah mezi respirací a celkovým dusíkem a celkovým fosforem na rybníce Dobrá Vůle.



3.6. Rybník Velký Tisý

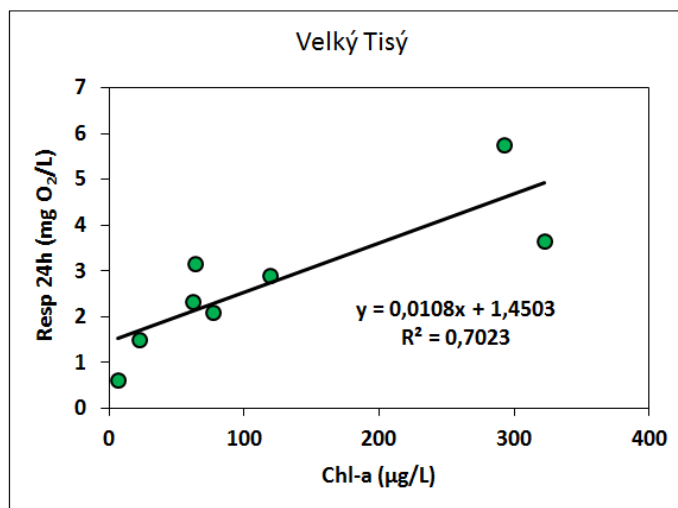
Příkladem nevyrovnané kyslíkové bilance je rybník Velký Tisý, kde bylo během 7. odběru zjištěno výrazné přesycení kyslíkem a to až 293% u hladiny a 209% v hloubce 1m (obr. 12).

Obrázek 12: Sezónní vývoj nasycení vody kyslíkem u hladiny a v 1m na rybníce Velký Tisý (Baxa et al., 2014).

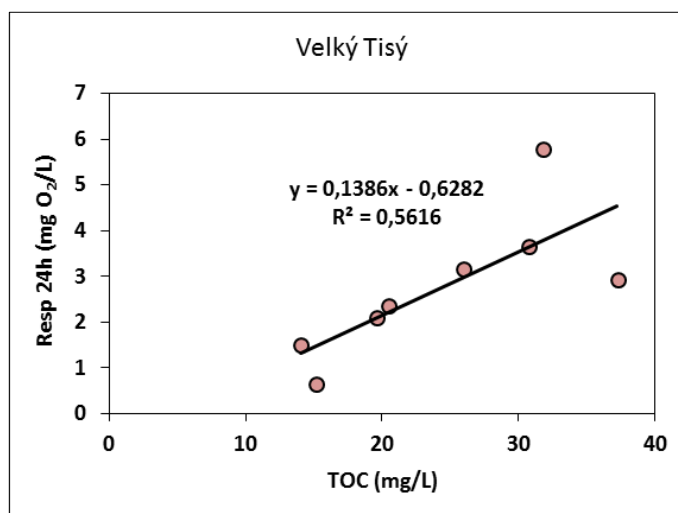


Mezi obsahem chlorofylu-a a respirací byla zjištěna významná závislost $R^2 = 0,70$ (obr. 13), podobně jako na rybníku Cirkvičný a Dobrá Vůle. Průměrná koncentrace chlorofylu-a zde byla 109,60 $\mu\text{g/L}$. Na rybníku Velký Tisý byla dobře patrná závislost mezi organickým uhlíkem a respirací. Průměrná koncentrace TOC činila 23,51 mg/L a jeho korelace s respirací ($R^2 = 0,56$) je patrná z obr. 14. Korelaci mezi respirací a DOC ($R^2 = 0,60$) a také POC ($R^2 = 0,54$) představuje obr. 15. Průměrná koncentrace DOC byla 14,30 mg/L a POC 9,21 mg/L.

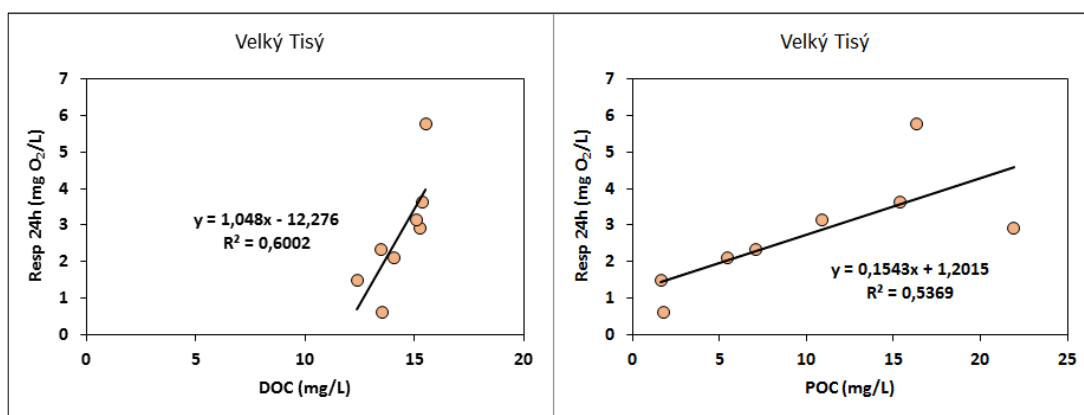
Obrázek 13: Vztah mezi respirací a chlorofylem-a na rybníce Velký Tisý.



Obrázek 14: Vztah mezi respirací a TOC na rybníce Velký Tisý.

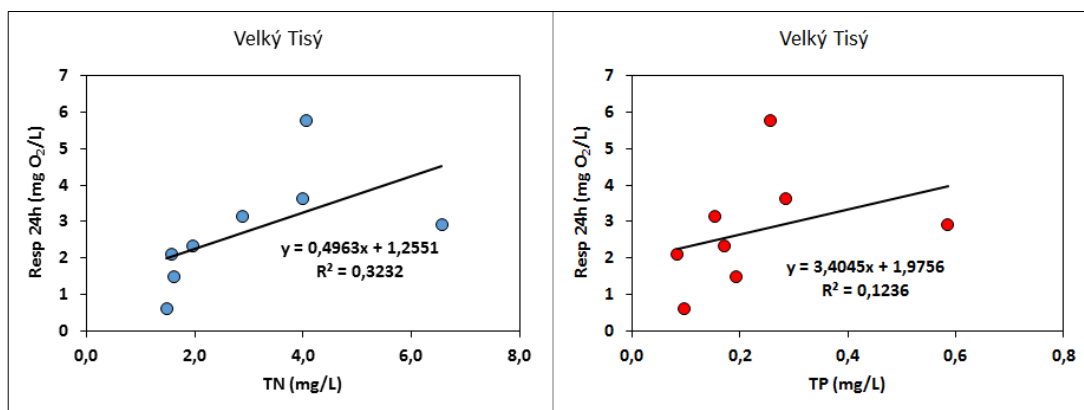


Obrázek 15: Vztah mezi respirací a DOC, POC na rybníce Velký Tisý.



Ve srovnání s rybníky Cirkvičný a Dobrá Vůle, se korelace celkového dusíku ($R^2 = 0,32$) a celkového fosforu ($R^2 = 0,12$) s respirací neprokázala jako významná (obr. 16). Jejich průměrné koncentrace byly 3,01 mg/L (TN) a 0,21 mg/L (TP).

Obrázek 16: Vztah mezi respirací a celkovým dusíkem a celkovým fosforem na rybníce Velký Tisý.

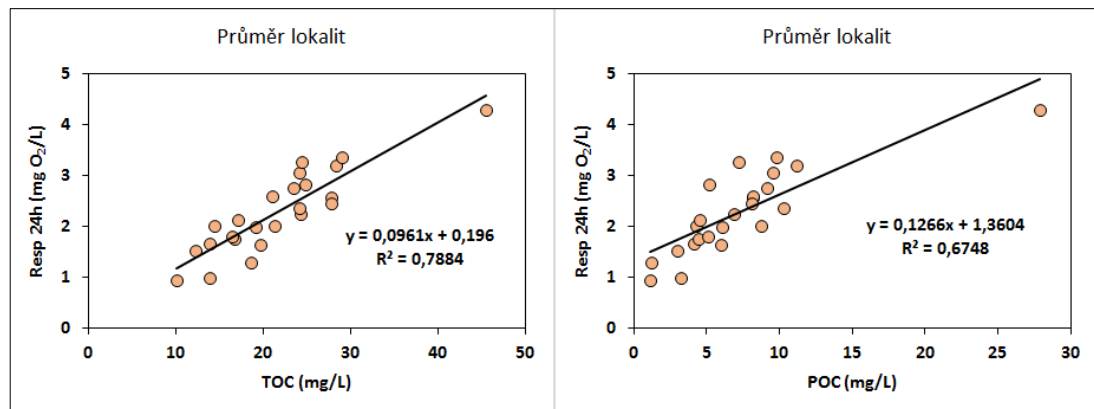


3.7. Vliv parametrů prostředí na respiraci

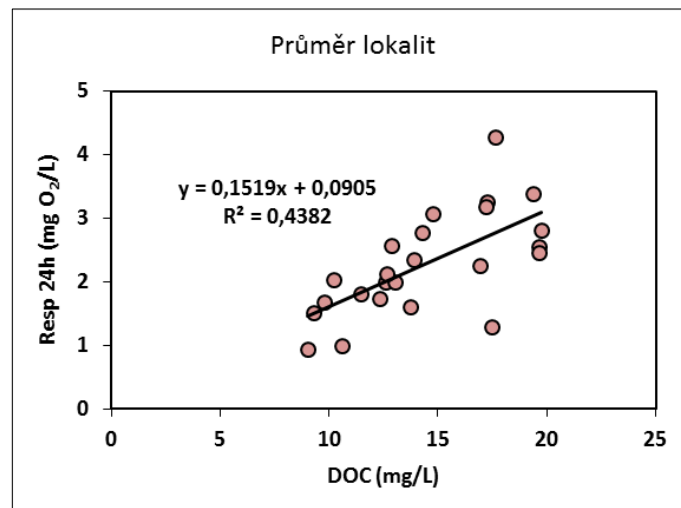
Výsledky z jednotlivých rybníků ukazují, jaké mohou být individuální rozdíly, ale shrnutí výsledků ze všech lokalit představuje již obsáhlejší soubor dat, který umožňuje dobře postihnout význam jednotlivých faktorů pro zvýšení respirace a tudíž pro riziko kyslíkových deficitů.

Prokazatelná souvislost je mezi respiračními procesy a hlavními živinami jako dusík, fosfor a uhlík. Největší těsnost závislosti se projevil mezi respirací a celkovým organickým uhlíkem ($R^2 = 0,79$). Korelaci dalších forem uhlíku, partikulované ($R^2 = 0,67$) a rozpuštěné ($R^2 = 0,44$), spolu s korelací TOC lze vidět na obr. 17 a 18. Průměrné hodnoty těchto forem uhlíku byly TOC = 21,66 mg/L, POC = 7,25 mg/L, DOC = 14,40 mg/L.

Obrázek 17: Průměr lokalit – vztah mezi respirací a TOC, POC.



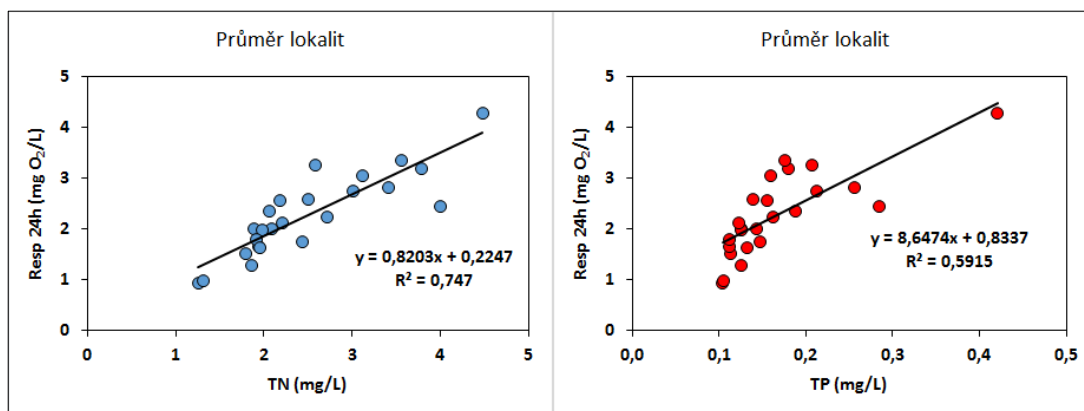
Obrázek 18: Průměr lokalit – vztah mezi respirací a DOC.



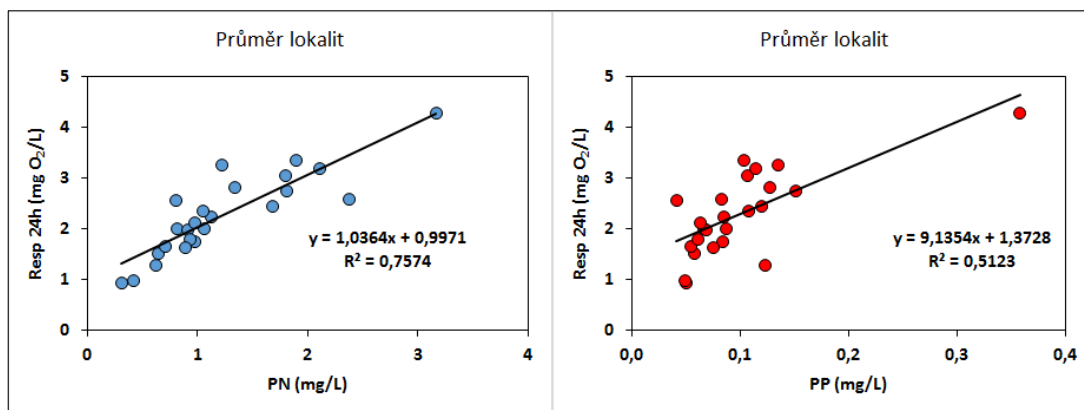
Také mezi respirací a koncentrací TN byla zjištěna významná a těsná závislost. Na obr. 19 je zobrazena korelace celkového dusíku ($R^2 = 0,75$). Průměrný obsah celkového dusíku byl 2,5 mg/L. Na obr. 20 lze vidět korelaci dusíku partikulovaného ($R^2 = 0,76$), jehož průměrná koncentrace byla 1,24 mg/L.

Koncentrace TP koreluje s respirací méně než koncentrace TN. Závislost celkového fosforu ($R^2 = 0,59$) a jeho partikulované formy ($R^2 = 0,51$) mezi respirací znázorňují obr. 19 a obr. 20. Průměrná koncentrace celkového fosforu byla 0,17 mg/L a fosforu partikulovaného 0,1 mg/L.

Obrázek 19: Průměr lokalit – vztah mezi respirací a celkovým dusíkem a celkovým fosforem.

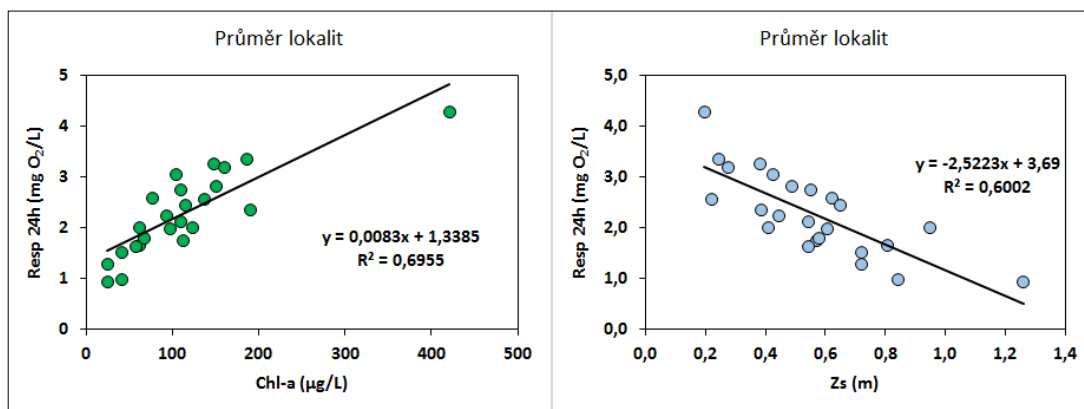


Obrázek 20: Průměr lokalit – vztah mezi respirací a partikulovaným dusíkem a partikulovaným fosforem.



Závislost mezi respirací a biomasou fytoplanktonu, respektive obsahem chlorofylu-a je zřejmá z obr. 21. Korelační koeficient ($R^2 = 0,70$) vypovídá o velmi těsném vztahu mezi respirací a fytoplanktonu vyjádřeného jako koncentrace chlorofylu-a. Jeho průměrný obsah ve zkoumaných rybnících byl 113,15 $\mu\text{g/L}$.

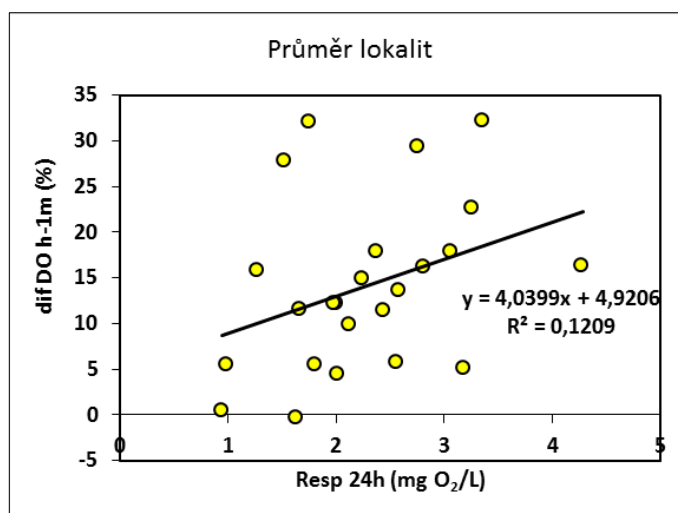
Obrázek 21: Průměr lokalit – vztah mezi respirací a chlorofylem-a a průhledností vody.



Množství fytoplanktonu spolu s dalšími faktory ovlivňuje průhlednost vody. Se snižující se průhledností vody vzrůstá respirace. Korelace mezi respirací a průhledností vody ($R^2 = 0,60$) je patrná z obr. 21.

Další sledovaný parametr byl rozdíl koncentrace rozpuštěného kyslíku mezi hladinou a hloubkou 1m značený jako dif DO h-1m (%). Předpokladem bylo, že tento úbytek kyslíku se bude odvíjet od respirace ve vodním sloupci. Obr. 22 však ukazuje jen nepatrnou závislost ($R^2 = 0,12$).

Obrázek 22: Průměr lokalit – vztah mezi respirací a dif DO h-1m.



4. Diskuse

4.1. Eutrofizace rybníčních vod

Kvalita vody úzce souvisí s kyslíkovými poměry jak ve vodních tocích, tak v nádržích. Vyrovnané kyslíkové poměry, tj. koncentrace rozpuštěného kyslíku okolo 100% nasycení, jsou indikátorem dobrého ekologického stavu vodního útvaru (Směrnice 2000/60/ES), ale i dobré kvality vody samotné. Právě rozpuštěný kyslík je nezbytný pro aerobní pochody při samočisticím procesu, tj. rozkladu autochtonních i alochtonních organických látek v povrchových vodách. Povrchové vody zatížené živinami (eutrofizací) a vysokým přísunem organických látek z povodí trpí nedostatkem rozpuštěného kyslíku, neboť je spotřebováván při rozkladu přítomných organických látek (Lellák, Kubíček, 1991; Pitter, 1999).

Procesy rozkladu organických látek mohou být v nádržích významně ovlivněny dalšími okolnostmi. Významný faktor způsobující znečištění vod je vodní eroze. Půdní částice v povrchových vodách způsobují zákal a sedimentují na dno nádrží. Tyto částice navíc mohou na sebe vázat organické látky. Ritchie (1972) uvádí, že snížení obsahu kyslíku v důsledku pouhého zakalení nebylo zjištěno, avšak rozklad organické hmoty obsah rozpuštěného kyslíku snižuje a to zejména v sedimentech. Obsah organické hmoty v sedimentech je ovlivněn rychlostí jejich přírůstků, intenzitou usazování sestonu a rychlostí sedimentace (Keeney, 1973). Množství sedimentů v rybnících na našem území bylo v posledním desetiletí odhadováno na 200 milionů m³ (Ženíšková, Gall, 2007). Výzkumy také ukazují, že schopnost sedimentů udržovat přebytek živin v nádržích trvá ještě dlouho potom, co byl přísun živin omezen (Pasák et al., 1984).

Půdní erozi ještě umocnilo intenzivní zemědělství. Scelování pozemků, odstraňování krajinných prvků, vysoké dávky hnojiv a pesticidů, ale také rozsáhlá živočišná výroba výrazně ovlivňuje kvalitu povrchových i podzemních vod (Tlapák et al., 1992). A právě intenzivní živočišná výroba v 70. až 80. letech vedla k vysoké produkci statkových hnojiv (zejména kejdy), které se následně využívaly ke hnojení rybníků. Organické hnojení rybníků postupně zcela převládlo nad aplikací minerálních hnojiv. Intenzivní aplikace statkových hnojiv představuje významný přísun organické hmoty, která zvyšuje intenzitu respiračních procesů a toto zatížení rybníků je patrné i v současné době (Pechar, 2015).

Dalším aspektem znečišťování povrchových vod v minulosti byla absence kanalizačního systému a čistíren odpadních vod v menších sídlech a některých zemědělských provozech. To znamenalo, že odpadní komunální vody či vody z živočišné výroby a průmyslových objektů byly často bez jakéhokoliv předčištění odváděny do rybníků. Tyto vody byly taktéž zdrojem velkého množství organických látek i živin. V současné době jsou tyto vody díky kanalizacím a čistírnám odpadních vod centralizovány a předčištěny, avšak dotují rybníky vyššími dávkami reaktivního fosforu, než tomu bylo dříve (Potužák, Duras, 2009). Výsledkem toho je hypertrofní charakter 80% rybníků v ČR, změna kvality i kvantity dnových sedimentů a zvýšená saprobita (Faina et al., 2007).

Důsledkem eutrofizace rybníků je enormní rozvoj fytoplanktonu. Fotosyntéza řas a sinic rozhodujícím způsobem ovlivňuje dva nejdůležitější faktory určující stabilitu planktonu jako klíčového společenstva rybníční biocenózy, tj. pH a koncentraci rozpuštěného kyslíku. Kyslíkový režim významně ovlivňuje jak respirační procesy ve dně, tak i ve vodním sloupci (Pechar, 2015).

V takto eutrofizovaných nádržích nastávají nevyrovnané kyslíkové poměry. Při intenzivním slunečním svitu sice díky vysoké fotosyntetické aktivitě fytoplanktonu často dochází i k přesycení vrstvy epilimnia, avšak v nižší vrstvě vody koncentrace kyslíku rychle klesá (Pitter, 1999).

Rybníky jsou významnou složkou vodních útvarů (v řadě případů i samostatné vodní útvary). Proto je důležité sledovat kvalitu rybníčních vod nejen z hlediska podmínek pro chov ryb, ale také proto, že rybníční soustavy mohou významně ovlivňovat kvalitu vody v recipientu po toku níže. Rybníky mohou významně ovlivňovat transport látek v krajině, jak pozitivně (retencí živin a organických látek) tak negativně uvolňováním živin. Pro pochopení těchto rolí rybníků je třeba znát zejména dynamiku kyslíku v rybníčních vodách a příčiny možných kyslíkových deficitů.

4.2. Deficit kyslíku ve vztahu s primární produkcí fytoplanktonu

Při fotosyntetické činnosti fytoplanktonu je produkován kyslík, avšak zároveň fytoplankton tvoří organickou hmotu, která podléhá aerobnímu rozkladu vyžadující rozpuštěný kyslík. V noci se fytoplankton také významně podílí na spotřebě kyslíku.

Námi zjištěná korelační závislost mezi respirací a množstvím fytoplanktonu vyjádřeného jako koncentrace chlorofylu-a odpovídá výsledkům Ohle (1956), Edmondson (1966), Lasenby (1975), Stewart (1975), Cornett a Rigler (1979, 1980), Charlton (1980), které shrnuje ve své práci Wetzel (1983). V těchto studiích bylo prokázáno, že právě množství fytoplanktonu pozitivně koreluje s deficitem kyslíku. Podle Jørgensena (1979) může směs různého fytoplanktonu spotřebovat 0,2 až 4 mg O₂/mg Chl-a/hod. V případě námi sledovaných rybníků, kde průměrné množství chlorofylu-a bylo 113,15 µg/L, by mohla respirace fytoplanktonu podle Jørgensena (1979) dosahovat až 0,452 mg O₂/mg Chl-a/hod a za 24 hodin tedy až 10,86 mg O₂/mg Chl-a. Avšak námi zjištěné průměrné hodnoty respirace za 24 hodin se pohybovaly od 0,94 do 4,28 mg O₂/mg Chl-a.

Kalff (2001) uvádí, že Strøm (1931) a Hutchinson (1938) vztáhli deficit rozpuštěného kyslíku na plochu hypolimnia a zavedli tak pojem „areal hypolimnetic oxygen depletion rate“ (AHOD, g O₂/m²/d). Hutchinson (1938) vypořezoval těsný vztah právě mezi AHOD a primární produkcí 4 různých jezer. Jeho výsledky byly všeobecně akceptovány jako dostatečný důkaz toho, že AHOD lze považovat za indikátor primární produkce a to v době kdy přímé měření primární produkce bylo obtížné. V rybnících se sice vrstva hypolimnia nenachází, ale AHOD ukazuje, jak může fytoplankton přispět k celkové respiraci. Navíc procesy probíhající v hypolimniu lze přirovnat k pochodům ve vrstvě vody nad dnem v rybnících.

Cornett a Rigler (1980) prokázali na 65 jezerech severního mírného pásu, že podíl primární produkce na AHOD je méně než poloviční, jak předpokládal Hutchinson (1938). Cornett a Rigler (1980) tedy uvádí, že AHOD koreluje kromě primární produkce také s trofíí a průhledností vody. Charlton (1980) také prokázal s ohledem na teplotu vody, těsný vztah s mikrobiální respirací a rozsahem vrstvy hypolimnia.

Kyslíkový deficit ve vztahu s fytoplanktonem také popisuje Barica (1975), kdy při nadměrném rozvoji fytoplanktonu v hypertrofních a mělkých nádržích dochází k hypoxii v nočních hodinách až k anoxii v brzkých ranních hodinách.

V eutrofních až hypertrofních rybnících s organickou zátěží se zvýšeným vyžíráním tlakem rybí obsádky při intenzivním přikrmování a v době zvýšených teplot dochází ke kyslíkovému deficitu, který je zapříčiněn snížením fotosyntetické aktivity fytoplanktonu v důsledku nedostatku disponibilního fosforu. Nedostatek tohoto

disponibilního fosforu nelze prokázat chemickým rozborem, nýbrž jen biologickou zkouškou. I při relativně vysoké koncentraci fosforu v ortofosforečnanové formě (setiny až desetiny mg/L PO₄-P), není přítomný fytoplankton schopný tento fosfor přijímat. Typickým projevem takového kolapsu fotosyntetické aktivity řas, je nízká a ani během dne se téměř nezvyšující koncentrace kyslíku v celém vodním sloupci. Pokud biologická zkouška potvrdí nedostatek fosforu dostupného pro fytoplankton, lze přistoupit k řešení pomocí aplikace nízké dávky superfosfátu dle metodických pokynů Fainy et al. (2011).

4.3. Deficit kyslíku ve vztahu s průhledností vody

Námi zjištěná pozitivní korelace průhlednosti vody s respirací odpovídá již výše zmíněnému tvrzení Cornetta a Riglera (1980). Tedy čím nižší je průhlednost vody, tím vyšší je míra respirace.

Výjimkou může být situace, kdy dojde k nadměrnému rozvoji zooplanktonu, který zredukuje fytoplankton až do tzv. fáze čisté vody. Průhlednost vody je tedy vysoká, avšak koncentrace rozpuštěného kyslíku, v důsledku neprobíhající fotosyntézy a převládající respirace zooplanktonu, rychle klesá až k silně deficitním hodnotám. Tuto situaci popisuje Faina et al. (2007).

Průhlednost vody v nádrži odráží její trofii a produkční schopnost. V nádržích s malou zásobou živiny a s nízkou produkcí organické hmoty, jako jsou oligotrofní horská jezera, dosahuje průhlednost 15 až 20 m. Naopak v eutrofních a hypertrofních nádržích, bohatě zásobených živinami a s vysokou produkcí organické hmoty, se průhlednost pohybuje v řádech decimetrů (Lellák, Kubíček, 1991).

V létě bývá průhlednost ovlivňována biomasou fytoplanktonu a vzniká vegetační zákal (Lellák, Kubíček, 1991). Při stále se zvyšující biomase fytoplanktonu dochází k tzv. „samozastínění“ a v takovém případě je fotosyntéza fytoplanktonu limitována množstvím světla a v rybníce převládají respirační procesy (Faina et al., 2011).

Faktory, které snižují průhlednost vody, tedy nerozpuštěné anorganické a organické látky (tj. seston), samy o sobě významně korelují s respirací. Proto jsme zjistili významné korelace jak s koncentracemi celkových živin (TP, TN), tak i s množstvím

fytoplanktonu (vyjádřeného jako koncentrace Chl-a) a s obsahem organické hmoty (TOC).

4.4. Deficit kyslíku ve vztahu s obsahem fosforu

Fosfor patří mezi nejdůležitější biogenní prvky, který je nezbytný pro růst organismů, a to od jednobuněčných organismů, přes rostliny až po obratlovce. A prostřednictvím životních projevů těchto organismů, ovlivňuje fosfor biochemické procesy ve vodě. Fosfor je na rozdíl od dusíku častěji limitujícím prvkem pro rozvoj fytoplanktonu a má tedy rozhodující význam pro celý rybníční ekosystém.

Závislost mezi obsahem celkového fosforu a fytoplanktonem potvrzuje mnoho studií. Např. Pridmore a McBride (1984) zkoumali 82 jezer v Evropě, Severní Americe i na Novém Zélandu. Pomocí korelační analýzy porovnávali nejvyšší naměřené koncentrace chlorofylu-a a průměrné sezónní koncentrace celkového fosforu. Vztah mezi chlorofylem-a a TP odpovídal velmi těsné závislosti ($R^2 = 0,83$).

Kalff (2001) uvádí, že jezera s častými deficity kyslíku jsou právě bohatě dotována fosforem, přičemž zde dochází k vysoké produkci fytoplanktonu. Tato jezera bývají mělká a právě nízká koncentrace rozpuštěného kyslíku a nízký redox potenciál vede k dalšímu uvolňování fosforu ze sedimentů.

Avšak Prairie et al. (2002) představil studii jezer v kanadské provincii Quebec, ve které došel k závěru, že mezi uvolňováním fosforu a anoxií v hypolimniu není žádný vztah. Poukázal na několik oligotrofních jezer, ve kterých dochází k anoxii i bez uvolňování fosforu ze sedimentů. Důležitější než koncentrace rozpuštěného kyslíku, je rovnováha mezi zásobou sedimentujícího fosforu a retenční kapacitou. Pro rybníky je však důležitější poznatek z jezera Søbygaard.

Studie hypertrofního jezera Søbygaard v Dánsku s průměrnou hloubkou 1 m prokázala, že výjimečně velké množství uvolněného fosforu (100-200 mg P m²/d) ze sedimentů během léta je vyrovnáno množstvím sedimentujícího fosforu (100-150 mg P m²/d). Pokud je tedy proces sedimentace narušen či zpomalen dochází ke kolapsu fytoplanktonu (Søndergaard et al., 1993). Z této situace vyplývá riziko kyslíkového deficitu.

Babin a Prepas (1985) zjišťovali míru kyslíkového deficitu, který může nastat v zimním období pod ledem – „winter oxygen depletion rate“ (WODR, mg O₂/m²/d). K tomu využili letní koncentrace celkového fosforu – „total phosphorus-summer concentration“ (TP_{SU}, mg/m²) naměřené v kanadských jezerech a průměrnou hloubkou jezera (m). TP_{SU} umožnil představu o produkci fytoplanktonu v letním období. Biomasa fytoplanktonu částečně určuje zásobu organické hmoty, která právě v zimním období pod ledem podléhá dekompozici a dochází tak k odčerpávání kyslíku. Větší průměrná hloubka znamená větší objem vody a tedy i větší zásobu rozpuštěného kyslíku.

4.5. Deficit kyslíku ve vztahu s teplotou vody

Obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě závisí na jeho rozpustnosti ve vodě. Rozpustnost kyslíku je primárně určena teplotou vody, ale také parciálním tlakem. Se vzrůstající teplotou vody klesá obsah rozpuštěného kyslíku. Podle Kalffa (2001), jezero s průměrnou teplotou vody 25°C může mít i o třetinu méně rozpuštěného kyslíku než podobné jezero s průměrnou teplotou 10°C.

Zatímco fotosyntéza není při nízkých teplotách příliš zpomalena, respirace je na teplotě značně závislá, v zimě a časně na jaře je podstatně nižší. Když teplota vody v rybnících stoupne nad 16°C a dochází ke zvýšené respiraci jak planktonu, tak sedimentů. Důsledkem toho je nárůst dostupných živin, amoniaku a fosforečnanů, které se patrně intenzivně uvolňují ze sedimentů a z aplikovaných statkových hnojiv (Pechar, Radová, 1996).

Se zvyšující se teplotou vody, se respirace planktonu zvyšuje a to až na úroveň optimální teploty a po překročení optimální teploty respirace planktonu opět klesá. Se zvyšující se teplotou vody, se tedy snižuje obsah rozpuštěného kyslíku ($R^2 = 0,55$). Zvýšená teplota vody také způsobuje vyšší mikrobiální dekompozici, během které se také odčerpává kyslík (Mwegoha et al., 2011).

Carignan et al. (2000) určoval vztah mezi respirací planktonu a několika proměnnými, mezi nimiž byla i teplota vody, pomocí vícenásobné lineární regrese. Závislost respirace planktonu a teploty vykazovala hodnotu $R^2 = 0,43$. Avšak podle del Giorgio a Williamse (2005) teplota neovlivňuje samotné dýchání planktonu, ale

spíše růst biomasy planktonu. S rostoucí biomasou planktonu se zvyšují i nároky na spotřebu kyslíku.

4.6. Deficit kyslíku ve vztahu s morfometrií nádrže

Morfometrie nádrže má pro rybník velký význam. Například hloubka rybníka ovlivní průnik světla vodním sloupcem a rychlost ohřívání vody, ale i dnových sedimentů. Morfometrie také ovlivňuje stratifikaci vodního útvaru. Díky malé hloubce, je však stratifikace v rybnících velmi nestabilní. Pro kyslíkové poměry v rybnících je důležitý poměr povrchu dna a objemu nádrže. Nízký sloupec vody v mělké nádrži je pod větším vlivem respiračních procesů na dně než v hlubší nádrži, kde je větší objem vody. Vztah mezi kyslíkovými poměry a morfometrií rybníka ($R^2 = 0,37$) dokládá Baxa et al. (2014). Zhoršené kyslíkové poměry byly u rybníků s kubaturou do 10 tis. m³ vody na 1 ha vodní plochy. Jedná se tedy o rybníky spíše mělké.

Hloubka nádrže také ovlivňuje sedimentaci. Například Cornett a Rigler (1987) uvádí, že sedimentace organických částic v hlubší nádrži trvá déle a tudíž spotřebuje i více rozpuštěného kyslíku ve vodním sloupci než v nádržích mělkých. Navíc podle Kalffa (2001) v mělkých nádržích se organické částice rychleji stanou součástí sedimentů, kde probíhá většinou anaerobní respirace, a ve výsledku spotřebují méně rozpuštěného kyslíku, než ve větším a lépe prokysličeném vodním sloupci.

Wetzel (1983) i Kalff (2001) uvádí, že hloubka nádrže pozitivně koreluje s primární produkcí. Tedy čím je hloubka nižší, tím je primární produkce vyšší. A primární produkce fytoplanktonu je ve velmi těsném vztahu s respirací.

4.7. Řešení kyslíkových deficitů

Řešení kyslíkových deficitů z dlouhodobého hlediska je velice problematické, protože primární příčina těchto deficitů v rybnících je jejich zatěžování živinami a organickými látkami trvajícím již několik desetiletí. Dlouhodobé řešení nevyrovnaného kyslíkového režimu si žádá extenzivní rybářské hospodaření a omezení těžko kontrolovatelného přísunu živin a organických látek z povodí.

Při akutních deficitních situacích mají rybáři možnost využít krátkodobých řešení, které však mohou mít pro rybí obsádku rozhodující význam. Jednou z přímých metod napomáhající obohacení vody kyslíkem může být provzdušňování vodního sloupce

pomocí aerační techniky různých typů. Avšak Kopp a Mareš (2013) uvádí, že použití aerační techniky v letním období na hypertrofních rybnících k tlumení ranních deficitů kyslíku nemá prakticky význam. Pokud je koncentrace kyslíku v celém vodním sloupci pod 50%, nedochází k požadovanému efektu zvýšení obsahu kyslíku, naopak při vyšších hodnotách nasycení vody kyslíkem může po použití aerační techniky dojít i ke snížení jeho koncentrace.

Velké nebezpečí kyslíkového deficitu hrozí při přemnožení hrubého dafniového zooplanktonu. K tomu dochází ve vysoce úživných rybnících při zvyšující se teplotě. Zooplankton, vedle své vlastní vysoké spotřeby kyslíku, vyžíráním tlakem silně redukuje fytoplankton a navíc jako svůj metabolický produkt vylučuje amoniak. Následuje zvyšující se průhlednost vody a obsah rozpuštěného kyslíku prudce klesá. Pro rybí obsádku to znamená velké ohrožení ve formě toxické nekrózy žaber či dokonce úhynu. Pokles vyžíracího tlaku rybí obsádky podpoří rozvoj zooplanktonu a prohloubí kyslíkový deficit. Tuto situaci je možné řešit v krajním případě použitím biocidu Diazinon 60 EC. Mnohem vhodnější je však dodržovat správné zásady hospodaření a dbát na prevenci (Faina et al., 2007).

Kyslíkové poměry v rybníce jsou do značné míry závislé na přítomnosti fytoplanktonu, proto při řešení kyslíkových deficitů je potřeba zaměřit se na jeho omezení rozvoje. Adámek et al. (2010) uvádí metody chemické (použití algicidů, koagulantů či flokulantů), fyzikálně-mechanické (ultrazvuk, proplachování a ředění) nebo biologické prostřednictvím mikroorganismů, rostlin a regulace biotických vztahů v nádržích. Podstatné jsou také metody nepřímé, které jsou založeny na omezení živin dostupných pro fytoplankton.

Vhodný způsob zamezení nadměrného rozvoje fytoplanktonu v rybnících je biomanipulace vztahů mezi rybami, zooplanktonem a fytoplanktonem. Biomasa rybí obsádky zásadně ovlivňuje kvalitativní i kvantitativní poměry společenstva zooplanktonu (Adámek et al., 2010). Pechar (1995) prokázal, že biomasa obsádky značně koreluje s průměrnou velikostí a procentickým zastoupením perlooček rodu *Daphnia*. Na základě toho definoval Potužák a Pechar (2009) tzv. *Daphnia* index, který vypovídá o schopnosti zooplanktonu kontrolovat rozvoj fytoplanktonu.

Velmi efektivní způsob jak snížit obsah živin a organické hmoty v rybnících je těžba sedimentů. Tato metoda vzhledem k její finanční i technické náročnosti je vhodnější

pro menší a mělčí nádrže (čemuž rybníky odpovídají). Pro dlouhodobý efekt je potřeba také snížit přísun alochtonních živin a organických látek z povodí. Těžbou se zredukuje zásoba živin ve svrchní vrstvě sedimentů a dokryje vrstva s větší kapacitou pro následné vázání živin, zejména fosforu. Další výhodou této metody je i odstranění inokula sinic, které je v sedimentu obsažené (Adámek et al., 2010).

Vytěžené sedimenty vysoce bohaté na živiny a organickou hmotu mohou navíc posloužit ke znovu zúrodnování polí. Zároveň jsou omezeny eutrofizační rizika v povodí pod rybníky a také odtěžením sedimentů se upraví objem nádrže. Využití rybníčních sedimentů jako hnojivo představuje recyklaci živin, zejména fosforu, jehož zásoby na Zemi jsou nekontrolovatelně vyčerpávány (Potužák, Duras, 2015).

5. Závěr

Výsledky shrnují data z 10 provedených odběrů na 24 rybnících, které byly provedeny v roce 2014 v rámci pilotního projektu, Identifikace a eliminace rizik kyslíkových deficitů, vedeného společností ENKI, o.p.s.

Průměrné hodnoty získané ze sledovaného souboru rybníků ukazují, že respirace ve vodním sloupci koreluje s obsahem fytoplanktonu ($R^2 = 0,69$) vyjádřeného jako množství chlorofylu-a. Fytoplankton svoji fotosyntetickou činností ve vodě zajišťuje největší přísun rozpuštěného kyslíku, ale na straně druhé při disimilaci také kyslík z vody odčerpává. Navíc při rozkladu odumřelé hmoty fytoplanktonu dochází k dalšímu odčerpávání kyslíku z vody.

Dalšími parametry prostředí, které korelují s respirací, jsou hlavní živiny, tj. koncentrace celkového fosforu ($R^2 = 0,59$) a koncentrace celkového dusíku ($R^2 = 0,74$). Jejich vysoký obsah ve vodě může být příčinou nadměrného rozvoje fytoplanktonu.

Nejtěsnější korelační závislost ze všech sledovaných parametrů, byla zjištěna mezi respirací a celkovým obsahem organického uhlíku ($R^2 = 0,78$). Obsah organického uhlíku představuje organické látky obsažené v rybníční vodě. Zvýšený obsah organických látek stimuluje respirační aktivitu aerobních dekompozitorů. Během těchto metabolických dějů je spotřebováván kyslík. A když rychlost jejich spotřeby kyslíku přesáhne rychlost re-aerace vody (z atmosféry a díky fotosyntéze), obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě klesá.

Těsná závislost byla také prokázána mezi respirací a průhledností vody ($R^2 = 0,60$). Čím menší byla průhlednost vody, tím vyšší byla respirace. Menší průhlednost bývá v eutrofních až hypertrofních rybnících s vysokou produktivitou. Častou příčinou nízké průhlednosti vody je vegetační zákal způsobený vysokou biomasou fytoplanktonu.

Mezi respirací planktonu a úbytkem kyslíku v hloubce 1 m nebyla prokázána významná závislost ($R^2 = 0,12$). Je tedy zřejmé, že úbytek rozpuštěného kyslíku v hloubce 1 m je způsobený spíše respiračními pochody na dně rybníka. S tímto jevem souvisí morfometrie nádrže, tj. poměr objemu vody a plochy rybníka

(respektive plocha dna a objem vody nad dnem). Čím je objem vody nižší a plocha dna větší, tím více se zvyšuje riziko zhoršení kyslíkových poměrů a možnosti kyslíkového deficitu.

6. Citovaná literatura

- ADÁMEK Z., HELEŠIC J., MARŠÁLEK B., RULÍK M. (2008): Aplikovaná hydrobiologie. 1. vydání. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, 256 s., ISBN 978-80-85887-79-2.
- ADÁMEK Z., HELEŠIC J., MARŠÁLEK B., RULÍK M. (2010): Aplikovaná hydrobiologie. 2. rozš. upr. vydání. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 350 s., ISBN 978-80-87437-09-4.
- AZAM F., FENCHEL T., FIELD J. G., GRAY J. S., MEYER-REIL L. A., THINGSTAD F. (1983): The ecological role of water-column microbes in the sea. *Marine ecology progress series*, 10: 257-263.
- BABIN J., PREPAS E. E. (1985): Modelling winter oxygen depletion rates in ice-covered temperate zone lakes in Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42: 239-249.
- BANTA G. T., GIBLIN A. E., HOBBIE J. E., TUCKER J. (1995): Benthic respiration and nitrogen release in Buzzards Bay, Massachusetts. *Journal of Marine Research*, 53: 107-135.
- BARICA J. (1975): Summerkill risk in prairie ponds and possibilities of its prediction. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 32: 1283-1288.
- BAXA M., BENEDOVÁ Z., CHMELOVÁ I., MUSIL M., PECHAR L., POKORNÝ J. (2014): Technická zpráva pilotního projektu: Identifikace a eliminace rizik kyslíkových deficitů. Třeboň.
- BLACK A. P., CHRISTMAN R. F. (1963): Chemical characteristics of fulvic acids. *Journal (American Water Works Association)*, 55: 897-912.
- BRÖNMARK C., HANSSON L. A. (2005): The biology of lakes and ponds. 2nd edition. Oxford: Oxford University Press, 285 s., ISBN 0198516134.
- BULÍČEK J. (1972): Povrchové vody v Československu a jejich ochrana. Praha: Academia.
- CARIGNAN R., PLANAS D., VIS CH. (2000): Planktonic production and respiration in oligotrophic Shield lakes. *Limnology and Oceanography*, 45: 189-199.
- CORNETT R. J., RIGLER F. H. (1980): The areal hypolimnetic oxygen deficit: an empirical test of the model. *Limnology and Oceanography*. 25: 672-679.
- CORNETT R. J., RIGLER F. H. (1987): Decomposition of Seston in the hypolimnion. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44: 146-151.

- DEL GIORGIO P. A., WILLIAMS P. J. B. (2005): Respiration in aquatic ecosystems. New York: Oxford University Press, 326 s., ISBN 978-0-19-852708-4.
- DUBSKÝ K., KOUŘIL J., ŠRÁMEK V. (2003): Obecné rybnářství. Praha: Informatorium, 308 s., ISBN 80-7333-019-9.
- EILER A., LANGENHEDER S., BERTILSSON S., TRANVIK L. J. (2003): Heterotrophic bacterial growth efficiency and community structure at different natural organic carbon concentrations. *Applied and Environmental Microbiology*, 69: 3701-3709.
- FAINA R., MÁCHOVÁ J., SVOBODOVÁ Z., KROUPOVÁ H., VALENTOVÁ O. (2007): Použití přípravku Diazinon 60 EC v rybníkářské praxi k tlumení nadměrného rozvoje hrubého dafniového zooplanktonu. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybnářský a hydrobiologický, 18 s., ISBN 978-80-85887-64-8.
- FAINA R., MÁCHOVÁ J., VALENTOVÁ O. (2011): Možnost řešení kritických deficitů kyslíku v rybníčním chovu ryb pomocí aplikace nízké dávky superfosfátu. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybnářství a ochrany vod, 13 s., ISBN 978-80-87437-34-6.
- FEE E. J., HECKY R. E., WELCH H. A. (1987): Phytoplankton photosynthesis parameters in central Canadian lakes. *Journal of plankton research*, 9: 305-316.
- FOX H. M. (1948): The haemoglobin of *Daphnia*. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 135: 195-212.
- GRAU P., WANNER J. (1986): Kyslíková bilance nitrifikačně-denitrifikačního procesu. *Vodní hospodářství*, 36B: 265-270.
- HARTMAN P., PŘIKRYL I., ŠTĚDRONSKÝ E. (1998): Hydrobiologie. 2. přepr. vydání. Praha: Informatorium, 335 s., ISBN 80-86073-27-0.
- HARTMAN P., PŘIKRYL I., ŠTĚDRONSKÝ E. (2005): Hydrobiologie. 3. přepr. vydání. Praha: Informatorium, 359 s., ISBN 80-7333-046-6.
- HEISEY D., PORTER K. G. (1977): The effect of ambient oxygen concentration on filtering and respiration rates of *Daphnia galeata mendotae* and *Daphnia magna*. *Limnology and Oceanography*, 22: 839-845.
- CHARLTON M. N. (1980): Hypolimnion oxygen consumption in lakes: discussion of productivity and morphometry effects. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 1531-1539.
- CHUDOBA J., DOHÁNYOS M., WANNER J. (1991): Biologické čištění odpadních vod. 1. vydání. Praha: Nakladatelství technické literatury, 468 s., ISBN 04-609-91.

- JEWSON D. H. (1976): The interaction of components controlling net phytoplankton photosynthesis in a well-mixed lake (Lough Neagh, Northern Ireland). *Freshwater biology*, 6: 551-576.
- JØRGENSEN S. E. (ed.) (1979): Handbook of environmental data and ecological parameters. International Society for Ecological Modelling, Denmark: Pergamon Press, 1162 s.
- KALFF J. (2001): Limnology: inland water ecosystems. New Jersey: Prentice Hall, 592 s., ISBN 0-13-033775-7.
- KEENEY D. R. (1973): The nitrogen cycle in sediment-water systems. *Journal of Environmental Quality*, 2: 15-29.
- KOBAYASHI M., HOSHI T. (1982): Relationship between the haemoglobin concentration of *Daphnia magna* and the ambient oxygen concentration. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 72: 247-249.
- KOČÍ V., BURKHARD J., MARŠÁLEK B. (2000): Eutrofizace na přelomu tisíciletí. In: KOČÍ V. (ed.): Eutrofizace 2000, sborník semináře 10. 10. 2000. Praha: Vydavatelství VŠCHT, s. 3-13, ISBN 80-7080-396-7.
- KOPP R., MAREŠ J. (2013): Technická zpráva pilotního projektu: Provozní ověření různých typů aerátorů ke zvýšení obsahu rozpuštěného kyslíku v rybnících. Brno.
- KŘIVÁNEK J., NĚMEC J., KOPP J. (2012): Rybníky v České republice. Praha: Consult, 303 s., ISBN 978-80-903482-9-5.
- KUBŮ F., HEJNÝ S., PECHAROVÁ E. (1996): Historický vývoj rybníků. In: IUCN: Význam rybníků pro krajinu střední Evropy. Trvalé udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko. České koordinační středisko IUCN - Světového svazu ochrany přírody Praha a IUCN Gland, Švýcarsko a Cambridge, Velká Británie, s. 39-46, ISBN 2-8317-0322-0.
- KYSELÁKOVÁ H. (2012): Obranné mechanismy rostlin proti oxidačnímu stresu. Doktorská disertační práce. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, Přírodovědecká fakulta, 148 s.
- LAMPERT W. (2011): *Daphnia*: development of a model organism in ecology and evolution. In: KINNE O. (ed.): Excellence in Ecology Series. Book 21. Oldendorf/Luhe: International Ecology Institute, 250 s., ISSN 0932-2205.
- LELLÁK J., KUBÍČEK F. (1991): Hydrobiologie. Praha: Karolinum, 257 s., ISBN 80-7066-530-0.
- LOCK M. A., WALLIS P. M., HYNES H. B. N. (1977): Colloidal organic carbon in running waters. *Oikos*, 29: 1-4.

- MARKAGER S., VINCEN W. F., TANG E. P. (1999): Carbon fixation by phytoplankton in high Arctic lakes: implications of low temperature for photosynthesis. *Limnology and Oceanography*, 44: 597-607.
- MARKOŠ A. (1989): Molekulární a buněčná biologie. Praha: Státní pedagogické nakladatelství, 138 s.
- MWEGOHA W. J. S., KASEVA M. E., SABAI S. M. M. (2001): Mathematical modeling of dissolved oxygen in fish ponds. *International Journal of Environmental Research*, 5: 307-320.
- PAINTER H. A. (1970): A review of literature on inorganic nitrogen metabolism in microorganisms. *Water Research*, 4: 393-450.
- PASÁK V., JANEČEK M., ŠABATA M., DÝROVÁ E., HEJL R., ŠVEHLA F., TINTĚRA J., ASINGR J., ŠROT R. (1984): Ochrana půdy před erozí. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 164 s.
- PECHAR L. (1995): Long-term changes in fish pond management as an unplanned ecosystem experiment: Importance of zooplankton structure, nutrients and light for species composition of cyanobacterial blooms. *Water Science and Technology*, 32: 187-196.
- 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. Třeboň: ENKI o.p.s., 344 s., ISBN 80-238-6370-3.
- PECHAR L. (2015): Století eutrofizace rybníků – synergický efekt zvyšování zátěže živinami (fosforem a dusíkem) a nárůstu rybích obsádek. *Vodní hospodářství*, 66: 1-6.
- PECHAR L., HRBÁČEK J., DUFKOVÁ V., KOMÁREK J., KROUPA M., PAPÁČEK M. (1988): Hydrobiologická charakteristika tůní v nivě horní Lužnice. Sborník AF VŠZ v Českých Budějovicích, řada fyto technická 5: 73-84.
- PECHAR L., PŘIKRYL I., FAINA R. (2002): Hydrobiological evaluation of Třeboň fishponds in the end of the nineteenth century. In: KVĚT J., JENÍK J., SOUKUPOVÁ L. (eds.): Freshwater wetlands and their sustainable future. Paris, s. 31-61.
- PECHAR L., RADOVÁ J. (1996): Hydrobiologické zhodnocení vývoje třeboňských rybníků od konce 19. století. In: IUCN: Význam rybníků pro krajinu střední Evropy. Trvalé udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko. České koordinační středisko IUCN - Světového svazu ochrany přírody Praha a IUCN Gland, Švýcarsko a Cambridge, Velká Británie, s. 57-77. ISBN 2-8317-0322-0.

- PITTER P. (1999): Hydrochemie. 3. přepr. vydání. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 568 s., ISBN 80-7080-340-1.
- PITTER P. (2009): Hydrochemie. 4. aktualiz. vydání. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 579 s., ISBN 978-80-7080-701-9.
- POTUŽÁK J., DURAS J. (2009): Výsledky sledování „velkých“ rybníků v povodí VN Orlík. In: Revitalizace Orlické nádrže 2009. Sborník příspěvků z odborné konference, 6. - 7. října 2009, Kulturní dům Písek. České Budějovice: Vysoká škola technická a ekonomická, 246 s., ISBN 978-80-87278-29-1.
- POTUŽÁK J., DURAS J. (2015): Retence živin v rybnících – význam, hodnocení a možnost jejího využití. *Vodní hospodářství*, 66: 7-15.
- POTUŽÁK J., PECHAR L. (2009): *Daphia index* - nový způsob hodnocení top-down regulace fytoplanktonu. In: KRÖPFELOVÁ L., ŠULCOVÁ J. (eds.). Sborník příspěvků 15. konference České limnologické společnosti a Slovenskej limnologickej spoločnosti. Praha: Česká limnologická společnost, s. 214-217. ISBN 978-80-254-4698-0.
- PRAIRIE Y. T., MONTIGNY C. De, GIORGIO P. A. Del (2002): Anaerobic phosphorus release from sediments: a paradigm revisited. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie Verhandlungen*, 27: 4013-4020.
- PRIDEMORE R. D., MCBRIDE G. B. (1984): Prediction of chlorophyll-a concentrations in impoundments of short hydraulic retention time. *Journal of environmental management*, 19: 343-350.
- PŘIKRYL I. (1996): Vývoj hospodaření na českých rybnících a jeho odraz ve struktuře zooplanktonu jako možného kritéria biologické hodnoty rybníků. In: FLAJŠHANS M. (ed.): Sborník vědeckých prací k 75. výročí založení VÚRH. Vodňany: Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, s. 151-164, ISBN 80-85887-03-7.
- RITCHIE J. C. (1972): Sediment, fish, and fish habitat. *Journal of Soil and Water Conservation*, 27: 124-125.
- RULÍK M., BAUDIŠOVÁ D., RŮŽIČKA J., ŠIMEK K. (2013): Mikrobiální ekologie vod. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, 292 s., ISBN 978-80-244-3477-3.
- SHARPLEY A. N. (1993): An innovative approach to estimate bioavailable phosphorus in agricultural runoff using iron oxide-impregnated paper. *Journal of Environmental Quality*, 22: 597-601.
- Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky, Úřední věstník EU L 327, s. 1–73.

- SØNDERGAARD M., KRISTENSEN P., JEPPESEN E. (1993): Eight years of internal phosphorus loading and changes in the sediment phosphorus profile of Lake Søbygaard, Denmark. *Hydrobiologia*, 253: 345-356.
- STEWART A. J., WETZEL R. G. (1981): Dissolved humic materials: Photodegradation, sediment effects, and reactivity with phosphate and calcium carbonate precipitation. *Archiv fur Hydrobiologie*, 92: 265-286.
- TLAPÁK V., ŠÁLEK J., LEGÁT V. (1992): Voda v zemědělské krajině. Praha: Zemědělské nakladatelství Brázda ve spolupráci s Ministerstvem životního prostředí ČR, 320 s., ISBN 80-209-0232-5.
- VALENTOVÁ O., MÁCHOVÁ J., FAINA R., KROUPOVÁ H., SVOBODOVÁ Z. (2009): Souprava combi – terénní analýzy vody. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, 28 s., ISBN 978-80-85887-90-7.
- WETZEL R. G. (1983): Limnology. 2nd edition. Philadelphia: Saunders College Publishing, 767 s., ISBN 0030579139.
- WETZEL R. G., RICH P. H. (1973): Carbon in freshwater systems. In: WOODWELL G. M., PECAN E. V. (eds.): Carbon and the Biosphere. Proceedings of the 24th Brookhaven symposium in biology. Brookhaven National Lab., Upton, New York, s. 241-263.
- ŽENÍŠKOVÁ H., GALL V. (2007): Situační a výhledová zpráva - Ryby. Praha: Ministerstvo životního prostředí ČR, 41 s.

Internetové zdroje:

- BRONCOVÁ G., KRONĎÁK M., ČLUPEK M. (2010): In-situ měření pH, vodivosti a kyslíku ve štolě Josef - pracovní text pro Podzemní výukové středisko JOSEF [online]. Aktualizováno 12. 1. 2015, [cit. 3. 3. 2016]. Dostupné z: http://old.vscht.cz/anl/josef/LACH2/NAVODY_pH_vodivost_kyslik.pdf
- WTW, měřicí a analytická technika, s.r.o.: Měření kyslíku [online]. [cit. 3. 3. 2016]. Dostupné z: http://www.wtw.sk/upload/files/Katal_WTW_54-67_kyslik.pdf

7. Přílohy

Příloha 1: seznam zkoumaných rybníčních lokalit zadaný dle požadavku Rybářství Třeboň a.s.

Rybník	p. č.	katastrální území	vodní plocha (ha)	objem (tis. m ³)	Poznámka
Ruda	1730/1	Kojákovice	78	960	
Opatovický	503/1	Domanín	149	1920	sportovní rekreační a
Cirkvičný	1584	Domanín	17	126	
Svět	1989/1	Třeboň	201	3320	sportovní rekreační a
Spolský	618/1	Libín	120	2600	sportovní rekreační a
Výskok	981	Slavošovice	57	810	
Purkrabský	1649/17	Chlum Třeboně u	34	459	
Staňkovský	212/12	Staňkov	241	6330	sportovní rekreační a
Hejtman	1247/1	Chlum Třeboně u	78	1461	sportovní rekreační a
Podsedek	577/5	Stříbřec	81,7	1220	
Staré Jezero	354	Lutová	75	657	
Nový Vdovec	238/1	Holičky	75	420	
Velký Tisý	808/1	Lomnice nad L.	227,1	3500	zlepšování jakosti povrchových vod
Malý Tisý – velké loviště	957/1	Přeseka	23,2	156	
Služebný	747/1	Lomnice nad L.	27	180	
Rod	878/1	Val	21,8	115	
Dobrá Vůle	101/12	Klec	25	149	
Klec	325/50	Klec	64	570	
Potěšil	325/2	Klec	64	780	
Dubenský	462/1	Ševětín	6,1	50	
Verfle	1812/1	Břilice	20	160	
Břilický	1923/1	Třeboň	24,5	120	
Stružky	1760/1	Břilice	3,8	30	
Rožmberk	461/2, 461/44	Stará Hlína	480	4900	zlepšování jakosti povrchových vod