

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

Chemismus rybníčních vod ČR – dlouhodobý vývoj chemismu
rybníčních vod – efekt eutrofizace

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

Autor diplomové práce: Bc. Johana Strnadová

České Budějovice, 2015

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

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE
(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Bc. Johana STRNADOVÁ**
Osobní číslo: **Z13593**
Studijní program: **N4101 Zemědělské inženýrství**
Studijní obor: **Agroekologie**
Název tématu: **Chemismu rybníčních vod ČR - dlouhodobý vývoj chemismu rybníčních vod - efekt eutrofizace**
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 :

Cílem práce je vytěžít datové soubory o chemismu rybníčních vod v různých oblastech ČR. Porovnat údaje o základním chemismu a živinách (z hlediska eutrofizace), vyhodnotit časové změny v průběhu posledních 20ti let. Výsledkem práce bude srovnávací studie popisující trendy ve vybraných parametrech hydrochemických charakteristik - zejména z hlediska vývoje koncentrací alkality a živin (sloučenin N a P), případně dalších významných iontů. Zaměřit se na vyhodnocení rozdílů např. mezi lokalitami, které spadají do nějakého režimu ochrany. Posouzení možný vlivů v závislosti na poloze, charakteru povodí a způsobu hospodaření.


1. Vypracování literární rešerše.
2. Výběr a zpracování dat z podkladů RNDr. Příkryla a doc. Dejdara - identifikace lokalit a jejich geografické zařazení .
4. Analýza dostupných dat a statistické zpracování - popisné statistiky a testování rozdílů vlastní odběry a zpracování vzorků.
5. Zpracování zjištěných výsledků a jejich interpretace z hlediska posouzení změn v rybářském hospodaření.

Rozsah grafických prací: 5 - 10 grafů a tabulek
Rozsah pracovní zprávy: 40 - 60 stran textu
Forma zpracování diplomové práce: tištěná/elektronická
Seznam odborné literatury:


- Eiseltová, M. (1996): Obnova jezerních ekosystémů.- Wetland International, Gland
- 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 koordináční středisko IUCN - Světového svazu ochrany přírody Praha a IUCN Gland, Švýcarsko a Cambridge, Velká Británie, 189 pp.
- Pechar, L. (2000): Impacts of long-term changes in fishery management on the trophic level and water quality in Czech fish ponds.- Fisheries Management and Ecology (Blackwell Sci.) 7(1-2): 23-32
- 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. \96 Pitter P. (2009): Hydrochemie. VŠCHT Praha, Praha.
- Pokorný, J., Šulcová, J., Hátle, M., Hlásek, J., (eds.): Třeboňsko 2000. Ekologie a ekonomika Třeboňska po dvaceti letech, UNESCO/MaB - 109-117 pp., ENKI, o.p.s. Třeboň
- Wetzel, R.G., Likens, G.E. (2000): Limnological analysis. Springer-Verlag, New York.

Vedoucí diplomové práce: doc. RNDr. Libor Pechar, CSc.
Katedra krajinného managementu

Datum zadání diplomové práce: 17. března 2014
Termín odevzdání diplomové práce: 30. dubna 2015


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

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA
studijní oddělení
Studentická 13
370 02 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.

V Dubí Hoře dne 24. 4. 2015

.....
Bc. Johana Strnadová

Poděkování

Tímto bych chtěla poděkovat vedoucímu práce doc. RNDr. Liboru Pecharovi, CSc., za poskytnutí potřebných dat, odbornou pomoc a velkou ochotu a trpělivost poskytnutou při zpracování této práce. Dále bych chtěla poděkovat Ing. Martinu Musilovi, za poskytnutou pomoc při vyhodnocování výsledků. Poděkovat bych chtěla také mým rodičům za podporu a trpělivost při studiu na vysoké škole.

ABSTRAKT

Diplomová práce Chemismus rybníčních vod ČR – dlouhodobý vývoj chemismu rybníčních vod – efekt eutrofizace, se zabývá hydrochemismem rybníčních vod v šestnácti rybníčních oblastech (lokalitách) v České republice. Cílem práce bylo porovnat údaje o základním chemismu a živinách z hlediska eutrofizace, a vyhodnotit časové změny v průběhu let 1995 – 2003 a roku 2012. Data byla vyhodnocena statistickou metodou „ANOVA jednoduchého třídění“ s Tukeyovým HSD post hoc testem a metodou lineární regrese. Z výsledků rozdílů mezi jednotlivými oblastmi (lokalitami) vyplývá, že pouze rybníční oblasti Lednice, Brno, Řežabinec a Ostrava ukázaly ve většině sledovaných parametrů opakovaně odlišnosti. Ostatní oblasti (lokality) se nejvíce lišily průměrnými hodnotami vodivosti a alkality, což je dáno především rozdílným charakterem rybníčních oblastí např. přírodními podmínkami. Menší rozdíly byly zaznamenány pro celkový N a nejméně pro celkový P a chlorofyl. Tyto výsledky prokázaly, že trofie rybníčních vod se ve sledovaných rybníčních oblastech neliší. Vysoká míra eutrofizace byla prokázána podobností mezi sezónními trendy. Vzdávající průměrné hodnoty celkového P z 0,23 mg/L na 0,32 mg/L a vzdávající koncentrace chlorofylu ze 76 µg/L na 218 µg/L od jara do léta, jsou typické pro, silně živinami zatížené, mělké rybníční nádrže. Z provedeného časového vývoje se zjistilo, že kvalita rybníčních vod se z hlediska eutrofizace nezlepšuje ani zhoršuje.

Klíčová slova: hydrochemismus, vývoj eutrofizace, fosfor, rybníky,

ABSTRACT

The thesis deals with eutrophication of fishponds in the sixteen regions in the Czech Republic. Data about basic chemistry and nutrients (nitrogen and phosphorus) were evaluated in terms of temporal (during the years 1995 - 2003 and 2012) and spatial differences. ANOVA one-way and linear regression analysis, were used for detail description. Only regions (locality) Lednice, Brno, Ostrava and Řežabinec showed regular differences in most of the parameters. Between other regions individual differences were frequently found, mostly in conductivity and alkalinity, which are primarily reflect the different character of the catchments e.g. natural conditions. Less significant differences were observed in total N, and minimal differences were found in total P and chlorophyll. The high level of fishpond eutrophication has been also demonstrated by similarities in seasonal trends. Increasing the average value of the total P from 0, 23 mg/L to 0, 32 mg/L and increased chlorophyll concentration from 76 $\mu\text{g/L}$ to 218 $\mu\text{g/L}$ from spring to summer, are typical patterns for shallow fishponds heavily loaded with nutrients. The results allow to conclude, that fishpond eutrophication level is similar over the most of studied regions and remains unchanged during the last decades.

Key words: hydrochemistry, development of eutrophication, phosphorus, fishponds,

OBSAH

1. ÚVOD	11
2. LITERÁRNÍ PŘEHLED	12
2.1 Vznik a vývoj rybníků v České republice.....	12
2.2 Vývoj krajiny a hospodaření.....	14
2.3 Management vodních útvarů v krajině.....	16
2.4 Význam a funkce vodních útvarů.....	16
2.4.1 Protipovodňová funkce.....	16
2.4.2 Zlepšování vláhové bilance v krajině – retence.....	17
2.4.3 Samočistící schopnost vodních útvarů.....	18
2.4.4 Ekologická a krajinná funkce.....	18
2.5 Podpora mimoprodukčních funkcí vodních útvarů.....	19
2.6 Meliorace a zúrodňování rybníků.....	19
2.6.1 Letnění a zimování.....	20
2.6.2 Vápnění.....	20
2.6.3 Hnojení.....	20
2.6.4 Přikrmování.....	21
2.7 Přísun a role živin.....	21
2.7.1 Úloha fosforu ve vodním prostředí.....	22
2.8 Trofie.....	23
2.9 Eutrofizace.....	24
2.9.1 Vývoj eutrofizace.....	26
3. CÍL PRÁCE	27
4. METODIKA	28
4.1 Principy stanovení vybraných hlavních hydrochemických ukazatelů.....	29
4.1.1 Vodivost.....	29
4.1.2 Alkalita.....	30
4.1.3 Celkový dusík.....	30
4.1.4 Celkový fosfor.....	30
4.1.5 Chlorofyl-a.....	30
4.2 Popis jednotlivých rybníčních oblastí a lokalit.....	31
4.3 Statistické zpracování dat.....	33
5. VÝSLEDKY	34

5. 1	Analýza rozdílů mezi oblastmi - lokalitami	34
5. 1. 1	Analýza rozdílů v parametru vodivosti	34
5. 1. 2	Analýza rozdílů v parametru alkalita	35
5. 1. 3	Analýza rozdílů v parametru celkového dusíku	36
5. 1. 4	Analýza rozdílů v parametru celkového fosforu	37
5. 1. 5	Analýza rozdílů v parametru chlorofylu	38
5. 2	Analýza rozdílů v průběhu let	39
5. 2. 1	Analýza rozdílů v parametru vodivosti	39
5. 2. 2	Analýza rozdílů v parametru alkalita	40
5. 2. 3	Analýza rozdílů v parametru celkového dusíku	41
5. 2. 4	Analýza rozdílů v parametru celkového fosforu	42
5. 2. 5	Analýza rozdílů v parametru chlorofylu	43
5. 3	Analýza rozdílů během sezóny	43
5. 3. 1	Analýza rozdílů v parametru vodivosti	44
5. 3. 2	Analýza rozdílů v parametru alkalita	44
5. 3. 3	Analýza rozdílů v parametru celkového dusíku	45
5. 3. 4	Analýza rozdílů v parametru celkového fosforu	46
5. 3. 5	Analýza rozdílů v parametru chlorofylu	46
5. 4	Zpracování dat jednoduchou lineární regresí	47
5. 4. 1	Vztah mezi vodivostí a rozpuštěnými látky	47
5. 4. 2	Vztah mezi vodivostí a celkovým dusíkem	48
5. 4. 3	Vztah mezi vodivostí a celkovým fosforem	48
5. 4. 4	Vztah mezi celkovým dusíkem a celkovým fosforem	49
5. 4. 5	Vztah mezi NO_3 a PO_4	50
5. 4. 6	Vztah mezi vodivostí a chlorofylem	50
5. 4. 7	Vztah mezi chlorofylem a organickým fosforem	51
5. 4. 8	Vztah mezi chlorofylem a celkovým fosforem	51
5. 4. 9	Vztah mezi chlorofylem a organickým dusíkem	52
5. 4. 10	Vztah mezi chlorofylem a celkovým dusíkem	52
6.	DISKUSE	54
6. 1	Vývoj hospodaření na rybníčních vodách	54
6. 1. 1	Vývoj hospodaření na přelomu 19. - 20. století	54
6. 1. 2	Vývoj hospodaření ve 30. letech 20. století	55
6. 1. 3	Vývoj hospodaření v 50. - 70. let 20. století	56

6. 1. 4 Vývoj hospodaření v 80. - 90. let 20. století na třeboňských rybnících.....	57
6. 2 Trend zvyšující se trofie ve sladkovodních povrchových vodách	58
6. 3 Zhodnocení výsledků průměrných hydrochemických ukazatelů oblastí	60
6. 4 Zhodnocení časového vývoje výsledků.....	62
6. 5 Zhodnocení výsledků sezónních průměrných hodnot.....	62
7. ZÁVĚR.....	67
8. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	69
9. PŘÍLOHY	78

1. ÚVOD

Charakter jakékoliv krajiny je ovlivněn řadou přírodních faktorů a především lidskou činností. Staletí lidské aktivity přispívají k tvorbě rozmanité kulturní krajiny. Na území Evropy se v dávné minulosti nacházelo mnoho přírodních mokřadů, které s rozvojem civilizace byly přeměňovány anebo zrušeny. Nicméně, především ve střední Evropě, docházelo k vytváření zcela nových vodních útvarů – rybníků. Na území České republiky došlo k vytvoření velkého množství umělých rybníčních nádrží, které se v průběhu staletí zcela začlenily do kulturní krajiny. Vyvinuly se z nich ekosystémy, které jsou podobné přírodním mělkým jezerům a mokřadům. Rybníky byly založeny především za účelem chovu ryb. V dnešní době je známo, že vodní plochy hrají důležitou roli v krajině. Vedle produkční funkce mají i funkce mimoprodukční (protipovodňovou, retenční, samočistící, krajínotvornou aj.) (Čížková et al., 2013).

Obhospodařování rybníků bylo do padesátých let minulého století extenzivní. V následujících letech se hospodaření na rybnících, ale i v krajině, výrazně změnilo. Nastala postupná přeměna a intenzifikace zemědělství a rybářství. Docházelo k navýšení produkční funkce rybníků např. pomocí hnojení anebo příkrmování. Tato opatření spolu s plachy ze zemědělského povodí vedla ke zvyšování trofie vod, kdy se z mezooligotrofních vod, stávaly vody hypertrofní (Kopp et al., 2008). Vysoký přísun živin zapříčinil problémy s rozsáhlým rozvojem fytoplanktonu, rozkolísání pH a rozpuštěného kyslíku ve vodním prostředí. V důsledku intenzifikace došlo k destabilizaci rybníčních ekosystémů.

Diplomová práce sleduje vývoj chemismu rybníčních vod v šestnácti různých oblastech ČR. Práce porovnává vybrané hydrochemické parametry, zejména z hlediska vývoje eutrofizace. Práce se zaměřuje na vyhodnocení časových změn v průběhu dvaceti let a posuzuje vliv způsobu obhospodařování v rybníčních vodách.

2. LITERÁRNÍ PŘEHLED

2.1 Vznik a vývoj rybníků v České republice

První zmínky o zakládání prapůvodních nádrží, které měly charakter rybníků, pocházejí již z roku 2300 let před naším letopočtem z Číny, Palestiny a Egypta. V 1. století našeho letopočtu se výstavby rybníků realizovaly na území Evropy v Římě a Řecku (Křivánek et al., 2012). Nádrže sloužily k zavlažování zemědělské půdy nebo jako rezervoár pro uchování vody. Právě dovednosti Římanů a Řeků byly prvním základním kamenem v umění ve výstavbě rybníků, které se rozšířily do střední Evropy. Na našem území se budovaly první jednoduché „prarybníky“ ve 3. a 4. století našeho letopočtu Keltové, kteří hledali nerostné suroviny. Nádrže budovali k rýžování a plavení vytěžené rudy. V tomto období se budovaly na území Šumavy, Českomoravské vysočině a moravském Podyjí (Koutek, 2008). Přibližně v 6. století se objevují Slované, kteří již mají zkušenosti s odvodňováním půdy a močálů. Na našem území budovali vodní díla nazývané „stavy“ jejichž účelem bylo uchování nalovených ryb z řek nebo odvodnění zamokřené krajiny přebytečnými stojatými vodami. Stavy vznikaly hlavně v pahorkatinách na menších tocích. V pozdějších dobách se výstavby přemísťovaly do nížinných oblastí. Budovaly se nižší hráze, protože tento typ stavby vytvářel teplejší a výživnější vodní prostředí, kde ryby rostly rychlejším tempem (Křivánek et al., 2012).

Historický první údaj, ve kterém se objevuje pojem „rybník“, pochází z 10. století. (Urbánek, 2012). První zmínky o chovu ryb pochází z 11. Století, kdy k nám z oblasti Podunají přichází nové informace o chovu kapra. Poté ve 12. - 13. století se na výstavbě rybníků za účelem chovu ryb podílejí především kláštery a města. (Křivánek et al., 2012). Klášterní řády se velkou měrou podílely na využívání rybníků k chování ryb. Řády disponovaly velkým majetkem, proto mohly zakládat rybníky i mimo jejich hlavní sídla. Výsledkem bylo produktivní využití nepříznivé slatinné půdy. Z toho vyplývá, že na počátku rozvoje rybníkářství na našem území stály církevní templářské řády a němečtí rytíři. (Urbánek, 2012). Ze zmiňované doby pocházejí rybníky jako Máchovo jezero, Dvořiště u Lomnice nad Lužnicí, Jordán či Vajgar (Koutek, 2008).

V té době se budovaly rybníky na území Čech, Moravy a Slezska. Hlavní chovanou rybou se stal kapr. Choval se metodou, která spočívala v nasazení matečného kapra, který se vytřel a s plůdkem zůstal v jednom rybníce okolo šesti let. Díky této metody se v rybnících vyskytovali různě staří kapři (Badinová, 2007).

V polovině 14. dochází k prvnímu opravdovému rozmachu rybníkářství. Za vlády Jana Lucemburského (1296 – 1346) vyšlo nařízení o budování rybníků v každé vsi tzv. „návesníčeků“. Tyto rybníky sloužily pro chov ryb a byly využívány jako požární nádrže (Křivánek et al., 2012). Nádrže se budovaly i v širokých údolích, neboť technika výstavby nádrží se rozvíjela (vyšší hráze apod.). Chov ryb se stal velmi výnosným a úspěšným podnikáním, ryby byly vyváženy do Rakouska i Bavorska. Dále rybníky sloužily k provozu hamrů, mlýnů a pil. Rybníky se zakládaly především v močálech a blatech, čímž docházelo k ozdravení krajiny (Vrána, 2004). Další významná osobnost, která podporovala výstavbu rybníků, byl Karel IV. Za jeho vládnutí se v Čechách nacházelo okolo 75 000 ha rybníků. Rybníky se stavěly jednotlivě. Z vlády Karla IV. vznikaly rybníky v okolí Českých Budějovic, na Blatensku, Lnářsku, Jindřichohradecku a Třeboňsku. Ve druhé polovině 14. století docházelo k odvodňování celých dosud neproduktivních oblastí. Docházelo k radikálnějším přeměnám krajiny, k vytvoření úrodných polí a budování měst. Počátkem 15. století byl rozvoj rybníkářství omezen v důsledku husitských válek. V dalších letech v rámci vývoje výstavby rybníkáři zjistili, že lepších produkčních výsledků se dosáhne v rybnících, které jsou vybudované na úrodných půdách. Proto se výstavba rybníků přesunula do Polabí a dalších nížinných oblastí.

Konec 15. a celého 16. století je považován za zlatý věk českého rybníkářství. Výstavba rybníků prošla transformací, která spočívala v budování rybníčních soustav a změnou chovu ryb. Využívala se třístupňová metoda chovu, která spočívala v odděleném chovu plůdku, násady a tržního kapra. Nové metody chovu přispěly k vynikajícím hospodářským výsledkům, dobrým růstovým podmínkám a kvalitě rybníků. Hlavní chovanou rybou byl stále kapr. Na konci 16. století se celková výměra rybníků pohybovala až okolo 180 tisíc hektarů (Křivánek et al., 2012). Zlatý věk českého rybníkářství však příchodem třicetileté války (1618 – 1648) skončil. Důsledkem války byl pokles produkce ryb, zanedbávání chovatelských zásad a poškozování rybníků. Po válce se rybníkářství začalo vzpamatovávat, ale již nikdy se nedostalo na úroveň, kterou mělo v 16. století. V následujících stoletích už

docházelo k pozvolnému útlumu výstavby rybníků. V polovině 18. století, za vlády Marie Terezie, bylo prosazováno především luční a polní hospodářství. K dalšímu úpadku došlo po zrušení nevolnictví, kdy nastal tzv. hlad po půdě. Došlo k dalšímu snížení počtu rybníků, uvolněné pozemky byly využity pro zemědělské hospodaření. Rozvoj cukrovarnictví zapříčinil další snížení počtu rybníků, protože bylo zapotřebí více půdy k pěstování cukrové řepy (Vrána, 2004). V důsledku všech těchto změn zůstalo na našem území v polovině 19. století pouze 46 000 rybníků. Jediná oblast, která se vyhnula masovému rušení rybníků, byla oblast jižních Čech, především Třeboňsko. Rybníky se nacházely na málo úrodných a zamokřených půdách, a proto zde nebylo výnosné zemědělské hospodaření. V ostatních oblastech Čech a Moravy, kde se nacházely úrodné půdy, například rybníční soustavy ve východních Čechách, na Pardubicku, na Poděbradsku a samozřejmě v polabských nivách, docházelo k masivnímu rušení rybníků (Křivánek et al., 2012).

V době vzniku Československé republiky nastaly další změny v půdní držbě. Do majetku státu bylo převedeno mnoho pozemků a rybníční plochy byly zařazeny do nově vzniklého podniku Státní lesy a statky. Rybníky nacházející se na málo úrodných půdách podléhaly melioračním nebo technickým úpravám. Rybníční plochy byly cíleně hnojeny, letněny a ryby přikrmovány. K hnojení se využívala především chlévská mrva, komposty nebo průmyslová hnojiva (Čítek et al., 1993).

Z nejvyšší původní plochy 180 tisíc hektarů poklesla rybníční plocha na současných 52 tisíc hektarů, kterou zaujímá okolo 25 tisíc rybníků.

2. 2 Vývoj krajiny a hospodaření

Česká krajina prošla výraznými transformacemi v podobě hospodaření a následného odvodnění. Na jedné straně tyto změny umožnily zemědělství maximálně využívat veškerou půdu, ale na druhé straně přírodní složky krajiny jako mokřady, byly z krajiny nevratně odstraněny. Zemědělství spolu s půdním a vodním hospodářstvím přispělo prostřednictvím zvýšeného odtoku k vyplavování živin z půdy a krajiny (Hefting et al., 2013).

Postupnými zásahy do vodního režimu se pozměnila nejen koryta toků, ale i celá funkce přilehlé krajiny. Retenční schopnost krajiny byla výrazně snížena spolu s protipovodňovou ochranou. V Evropě se ztráta přírodních a říčních mokřadů

odhaduje na 95 %. Stávající říční mokřady jsou pozmeněny, z čehož vyplývá, že mají omezené možnosti plnit své přirozené funkce (Sanon et al., 2012).

Pokorný (2011) uvádí, že za minulých sto padesát let jsme ztratily z krajiny přes polovinu trvalé vegetace nasycené vodou. Na českém území ale máme i pozitivní příklady užívání a utváření krajiny člověkem. Jako vzor lze uvést oblast Třeboňska, která je známá umělým vodním systémem. Vodní díla vytváří dojem přirozené jezerní krajiny, která je součástí národních i mezinárodních smluv na ochranu přírody.

Jak již bylo výše zmíněno, s přeměnou krajiny a vývojem zemědělství se zrychlila ztráta látek z povodí. Snižováním hladiny vod v rámci činnosti lidstva se zvýšila rychlost mineralizace a došlo ke ztrátám látek z vodou nasycené půdní zóny. Postupný vývoj odnášení látek z prostředí popisuje Ripl et al., (1996). Před zásahem člověka hodnota elektrické vodivosti dosahovala v povrchových vodách okolo 10 – 30 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Koncentrace fosforu v odtékající vodě se pohyboval při neporušené vegetaci okolo 10 $\mu\text{g P l}^{-1}$ a dusíku 50 – 300 $\mu\text{S cm}^{-1}$. V severoevropských povodích postupně stoupala elektrická konduktivita na 150 – 200 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Vzdávající konduktivitu doprovázelo i pětinasobné zvýšení koncentrace fosforu spolu s dusíkem. Ztráta živin se během následných let stále zvyšovala v důsledku průmyslového rozvoje a zemědělské výroby. Koloběh vody utrpěl mnoho zásahů. Snížená vlhkost půdy znemožňovala zemědělskou produkci. Následná eroze odnášela živiny z půd, které se ukládaly do jezerních sedimentů. V posledních desetiletích se únik látek z krajiny zněkolikanásobil. V zemědělsky obhospodařovaných plochách jsou ztráty rozpuštěných pevných látek pravidelně vyšší než 1 t. $\text{ha}^{-1}.\text{rok}^{-1}$. Pokorný a Zikmund (2013) uvádí až 4t. $\text{ha}^{-1}.\text{rok}^{-1}$. V severoněmeckých řekách v posledních letech vodivost dosáhla hodnot mezi 400 – 1000 $\mu\text{S cm}^{-1}$, koncentrace fosforu 200 – 500 $\mu\text{g P l}^{-1}$ a dusíku okolo 2 – 4 mg N l^{-1} . Ztráty živin a minerálních látek lze stanovit ze zvýšených koncentrací látek v řekách a jezerech. Se ztrátami živin se z krajiny ztrácí i voda, která zajišťuje malý koloběh vody a tím zajištění fungování krajiny. Odnos živin z krajiny je často kompenzován častým hnojením (Ripl et al., 1996).

Pokorný (2011) uvádí vymezení energetické a chemické kritérium pro hodnocení krajiny, které souvisí s vodním cyklem. Za chemické kritérium považuje ztráty rozpuštěných látek z daného povodí. Malé ztráty jsou výsledkem

vysoké stupně recyklace látek, což je typické pro malý koloběh vody. Energetickým kritériem jsou považovány nízké výkyvy teplot v čase a prostoru v povodí, které jsou též charakteristické pro malý vodní cyklus.

2.3 Management vodních útvarů v krajině

Plánování v oblasti vod v ČR je nástroj, který byl ustanoven zákonem č. 254/2001 Sb., o vodách, především na požadavky vydané Rámcové směrnice o vodě (2000/60/ES). Do managementu v oblasti vod zasahují politické a ekonomické zájmy. Za příklad lze uvést meliorace, které v padesátých a šedesátých letech byly prováděny v rámci zemědělské politiky. Docházelo k odvodňování rybníčních ekosystémů a podmáčených luk bez ohledu na jejich hospodářskou využitelnost (Sklenička, 2003; Lipský, 2000). V osmdesátých a devadesátých letech minulého století se situace změnila, neboť byla přijata Ramsarská konvence. Výsledkem jejího přijetí nastala ochrana mokřadních ekosystémů a jejich následná snaha o jejich obnovu (Cílek, 2003). V péči o vodní ekosystémy je snahou propojit ekonomické a environmentální zájmy, které se snaží být v souladu s trvale udržitelným využíváním daného území (Seják, Pokorný, 2008). Mokřady, za něž jsou dle Ramsarské konvence považovány i rybníční útvary, poskytují produkční i mimoprodukční služby, které ovlivňují okolní krajiny. V posledních desetiletích se tyto funkce dostávají do většího zájmu managementu, neboť přirozenou cestou poskytují řadu funkcí.

2.4 Význam a funkce vodních útvarů

Za rybníční útvary jsou považovány člověkem vytvořené umělé vodní stavby, které jsou mělké, uměle hrazené, zcela vypustitelné a sloužící především k chovu ryb. Základním principem chovu ryb je látková přeměna živin ve vodním prostředí pomocí fotosyntetické asimilace na tvorbu řas a jejich využití organismy, které se stávají potravou samotných ryb (Urbánek, 2012).

2.4.1 Protipovodňová funkce

Většina rybníků v ČR je využívána k rybochovnému účelu. Manipulace s hladinou vody podléhá rybníčnímu hospodaření. Podle potřeb hospodaření, může

docházet ke změnám výšky vodního sloupce v průběhu roku. Při povodních lze schopnost s manipulací vodou využít pro udržení velkého objemu vody v rybníčních nádržích. Takzvanou protipovodňovou funkci rybníků lze dobře demonstrovat na Třeboňské rybníční soustavě. Tato oblast plní prioritně funkci rybochovnou, ale v menší míře i funkci akumulární a retenční. Uvádí se, že některé rybníky v této oblasti byly vybudovány pouze pro retenční účel. Retenční objem třeboňských nádrží dosahuje při povodních okolo 50 – 70 mil. m³. Tato kapacita byla až dvojnásobně překročena při rozsáhlých povodních v roce 2002 až na 140 mil. m³. Překročená retenční kapacita se projevila na poškozených rybnících a na ohroženosti jejich vodohospodářské funkčnosti. Proto tento stav již nelze považovat za únosný. K retenci třeboňské rybníkářské oblasti je dobré přičíst retenci okolní krajiny. Jedná se především o plochy citlivě odvodněných rašelinišť, které při zaklesnutí podzemní vody na -60 cm dosahují retence kolem 5 mil. m³. Dále také hospodářsky nevyužívané nivy, které právě v roce 2002 dosáhly retenční kapacity k 9 mil. m³ a močály odhadem 4 mil. m³. Jak je vidět z výše popsaného příkladu, okolní krajina a její kvalita má vysoký protipovodňový potenciál, který se osvědčil při povodních v roce 2002 (Lhotský, 2010).

V našem území vodní útvary dokážou zadržet vodu v objemu kolem 420 milionů m³. Ten je ale ve skutečnosti o třetinu nižší, vlivem zazemnění. V rybníčních plochách je v současné době uloženo přibližně 196 milionů m³ usazenin. Zanášením se zmenšuje aktivní prostor nádrže, což vede ke zmenšení objemu akumulace a snížení ochrany proti povodním. Aby nádrže plnily zmíněné funkce, je potřebné, aby došlo k odstranění sedimentů a podpoře obnov rybníčních ploch (Hůda a Šedivý, 2000).

2. 4. 2 Zlepšování vláhové bilance v krajině – retence

Rybníky mají velkou akumulární schopnost vody. Voda se zadržuje nejen v samotné nádrži, ale i v zátopové podzemní oblasti, kde voda nepodléhá odpařování. Akumulace v podzemním horizontu se odhaduje okolo 50 % objemu vody v nádrži. Rybníky zadržují v krajině povrchovou vodu a nadále přispívají ke zlepšení vodních poměrů v půdě (Urbánek, 2012). Nasycení krajiny vodou podporuje malý vodní cyklus. V krajině, která je nasycená vodou a vodními parami, voda cirkuluje v malých vzdálenostech a pozitivně ovlivňuje místní klima. Jestliže je vodní páry

v atmosféře více, dochází k vyrovnání teplotních rozdílů s okolím a nedochází k velkým výkyvům počasí a přehřátí krajiny. Vlivem výparu vody z vodní plochy a transpirace přibřežních porostů je místní klima vlhčí (Kravčík et al., 2007). Krajina nasycená vodou pomáhá zkracovat a uzavírat koloběh vody, udržovat vysoký obsah živin a minerálních látek v půdě (Ripl et al., 1996). Pokorný a Zikmund (2013) upozorňují na nutnost snížit odtok vody z krajiny, neboť dle ČHMU došlo k několikanásobnému poklesu schopnosti krajiny akumulovat srážky. Česká republika je závislá na atmosférických srážkách. Roční dlouhodobý průměr srážek představuje 685 mm v množství okolo 54 mld. m³. Kolísání mezi vodnými a suchými dny činí 46 – 71 mld. m³. Rozdíly v ročním odtoku vody jsou 9 – 21 mld. m³. Kvůli chybějícím či sníženým retenčním kapacitám se naše krajina musí potýkat s extrémními srážkami a odtokem.

2. 4. 3 Samočistící schopnost vodních útvarů

Rybniční útvary disponují i samočistící funkcí, která zajišťuje probíhající procesy ve vodním prostředí. Jedná se především o nádrže rybníční, účelové malé vodní nádrže a speciální stabilizační nádrže. Čistící procesy spočívají v poutání suspendovaných látek, postupném rozkladu a mineralizaci organického znečištění a nitrifikace amoniaku. Příznivých čistících schopností se dosahuje při odstraňování mikrobiálního znečištění a poutání nutrietů biomasou (Šálek, 2004). Rybníční plochy v rámci povodí lze charakterizovat jako příjemce znečištění, a proto vysoké přísuny živin do vodního ekosystému samočistící schopnost eliminují (Urbánek, 2012).

2. 4. 4 Ekologická a krajinná funkce

Vývojem a přeměnou krajiny se staly rybníční ekosystémy plnou součástí naší kulturní krajiny. Rybníky a na ně navazující mokřadní společenstva se staly útočištěm pro mnoho druhů rostlin a živočichů. Rybníky jsou podle zákona č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny významným krajinným prvkem se zvláštním způsobem ochrany. Podle zákona je lze využívat pouze tak, aby nebyla narušena jejich obnova a nedošlo k ohrožení nebo oslabení jejich stabilizačních funkcí. Rybníční plochy jsou též součástí územního systému ekologické stability, kde hrají úlohu biocenter. V České republice jsou rybníční plochy též součástí řady mezinárodních dohod. Mezi nejznámější patří Ramsarská úmluva a soustava

chráněných území Natura 2000. Rybníky se staly také součástí určitého stupně ochrany a řada z nich byla vyhlášena za maloplošná chráněná území. Opomenout nelze i skutečnost, že na našem území vznikly oblasti, například Třeboňsko, které byly vyhlášeny v rámci programu Člověk a biosféra UNESCO za Biosférickou rezervaci.

2. 5 Podpora mimoprodukčních funkcí vodních útvarů

Produkční úloha rybníků je zajišťována intenzivním hospodařením, které zatěžuje vodní ekosystém nevyváženým managementem. Snaha o nejvyšší produkci ryb se promítá do funkce a kvality vodního ekosystému, do kterého jsou vkládány energetické vstupy v podobě hnojiv, krmiv nebo nadměrné rybí obsádky. Na vodních plochách lze hospodařit ale i v souladu se zájmy ochrany přírody a krajiny. Takový přístup zajišťuje dostatečnou průhlednost vody, omezuje hnojení, krmení a vysazování nepůvodních druhů ryba a udržuje přirozený rozsah litorálního pásma. Na tento šetrnější způsob hospodaření je poskytována státní podpora. Cílem podpory je dosáhnout příznivého ekologického hospodaření na vodních nádržích a podpora přirozeného výskytu druhů rostlin a živočichů (AOPK ČR, 2008). Česká republika vytvořila dotační program Národní podpory Ministerstva zemědělství ČR pod názvem „Podpora mimoprodukčních funkcí rybníků“, z něhož jsou subjektům, které podnikají na rybnících nad 5 ha, uvolňovány finance. Subjekty musí plnit rozhodnutí vodoprávních úřadů a orgánů ochrany přírody (Křivánek et al., 2012).

Rybníky, jako významné krajinné prvky, poskytují stejné funkce v krajině, jako velké mokřady. Rybníky jsou na našem území určené primárně k chovu ryb. Z hlediska produkce ryb je nutné zmínit určitá managementová opatření, která produkční funkci rybníků podporují a udržují na požadované úrovni.

2. 6 Meliorace a zúrodňování rybníků

Meliorace rybníků jsou cílené zásahy do vodního prostředí rybníků, které ovlivňují fyzikální a chemické vlastnosti rybničního dna a celého vodního prostředí. Úkolem zásahů je především zvýšení produkce ryb, tedy zisku. Za opatření lze uvést zimování a letnění rybníků, hnojení a vápnění, omezování a hubení nadbytečných rostlinných produktů a v poslední řadě péče o technické zařízení rybníku.

2. 6. 1 Letnění a zimování

Cílem letnění nebo zimování je ponechání dna rybníka na suchu. Přes letní nebo zimní období dochází k podpoře mineralizačních pochodů v rybničním dně. Dochází hlavně k přeměně organického fosforu na fosfátový a k nitrifikačním pochodům. Opatření mají význam i v prevenci chorob nebo ničení choroboplodných zárodků (Adámek et al., 2010). Letnění bylo ještě na začátku 20. století součástí rybníkářského obhospodařování a provádělo se zpravidla každé tři roky (Křivánek et al., 2012). V průběhu letnění se oselo dno vyššími rostlinami, které se využívaly k zelenému hnojení. Zelené hnojení se stalo přímým zdrojem živin ale i substrátem pro fytofilní organismy. Letnění se v současné době využívá prakticky pouze na základě požadavků orgánů ochrany přírody za účelem podpory biodiverzity. Oproti letnění je zimování stále praktikováno. Zimováním je uvolní více živin než letněním, neboť zimováním je struktura dnových sedimentů více narušena a mineralizace může probíhat ve větší míře (Adámek et al., 2010).

2. 6. 2 Vápnění

Vápnění slouží k úpravě alkality rybniční vody. Hlavním cílem vápnění je udržení pufrční kapacity vodního prostředí. K stabilizaci pH přispívá reakce vápníku s volným oxidem uhličitým za vzniku uhličitánového komplexu lehce rozpustného $\text{Ca}(\text{HCO}_3)$ a těžko rozpustné CaCO_3 (Adámek et al., 2010). Dále vápněním dochází k podpoře nitrifikačních bakterií a mineralizaci organické hmoty na dně rybníka. Vápnění se používá také ke zlepšení kyslíkového režimu a má dezinfekční účinek. Vápník je důležitou součástí těl rostlin i organismů, odtokem vody z rybníka mlže dojít k jeho nedostatku (Adámek et al., 2010). K aplikaci se používá mletý vápenec nebo pálené vápno s aplikací na dno, na vodu, na led nebo do přítoku (Křivánek et al., 2012).

2. 6. 3 Hnojení

Smyslem hnojení je dodání nutrietů, které jsou potřebné pro rozvoj primární produkce v rybníku. Hnojení upravuje poměr živin a podporuje přirozenou produkci (Adámek et al., 2010). Použití hnojiv úzce souvisí s eutrofizací vod. V dnešní době je nutné k aplikaci hnojiv povolení obecních úřadů a jiných institucí (Křivánek et al.,

2012). K aplikaci se využívají organická hnojiva (komposty, kejda, zelené hnojení, kaprokachní systém) nebo minerální hnojiva (ledek, močovina, superfosfát). Hnojení minerálními hnojivy bylo prakticky ukončeno v 70. letech. Důvodem bylo zjištění, že dodávání hnojiv převládá nad skutečnou potřebou pro polointenzivní chov kapra. Velké množství živin se dostávalo do rybníků splachem ze zemědělsky obhospodařovaných ploch. V dnešní době se do rybníků stále dostávají živiny jako dusík a fosfor. Živiny se dostávají do rybníků přítokem, ale ve vysoké míře se vyskytují hlavně v sedimentech dna rybníků. Organické hnojení přispívá též ke zvýšené trofii a saprobity. Zvýšený podíl organických živin může mít komunální nebo průmyslový charakter (Adámek et al., 2010).

2. 6. 4 Příkrmování

Příkrmováním je cílené podávání krmiva, která doplňuje základní potravu ryb. K příkrmování se využívají především obiloviny. Pravidelné krmení na určitých místech rybníka vede k omezení potravních aktivit například kapra, čímž se snižuje využití přirozených potravních zdrojů rybníčního prostředí. Krmiva dodávaná do rybníka obsahují nadbytek fosforu k poměru potřeby rybního organismu a představují v jisté míře živinovou zátěž (Adámek et al., 2010). Přirozená produkce ryb se v nížinných nádržích s bohatou zásobou živin pohybuje okolo 200 – 300 kg/ha. Jestliže se využije hnojení nebo příkrmování, lze dosáhnout v našich podmínkách produkce větší než 1000 kg/ha. Přirozená produkce rybníka je ovlivněna druhovým složením obsádky a její schopností využít co nejvíce dostupných potravních zdrojů (Adámek et al., 2008).

2. 7 Přísun a role živin

Veškerý přísun živin z vnějšího prostředí má vliv na produktivitu vodních ploch. Fungující jezerní ekosystém slouží jako úložiště na mineralogenní a organickou hmotu, která se akumuluje na dně v sedimentu. Nadbytečný přísun živin zvnějšku je příčinou zvýšené produkce rostlinného materiálu ve vodní nádrži. Dále dochází k řadě procesů, které probíhají mezi vodou a sedimentem. Jednotlivé procesy mohou ovlivnit uvolňování živin ze sedimentu, který se označuje jako vnitřní přísun živin do vodního prostředí. Jestliže dojde ve vodním prostředí k hromadění živin z vnějšího a vnitřního prostředí, dochází k nárůstu primární

produktivity. Vlivem těchto skutečností může dojít k nedostatku kyslíku, větší rychlosti ukládání sedimentu nebo až k úhynu ryb (Björk, 1996).

Většina vodních útvarů je využívána pro intenzivní chov ryb. V rybnících se vyskytuje určité množství sedimentu, který se dostal vlivem erozivních činitelů na jejich dna. Vlivem eroze jsou nádrže dotovány tuhými látkami a živinami, například fosforem. Fosfor se nejvíce váže na pevné částice, které sedimentují. Pitter (2009) doplňuje, že sediment se skládá z odumřelých organismů, tuhých látek, které vznikly lidskou činností (průmyslové odpadní vody) nebo tuhých látek vznikajících sekundárně chemickými reakcemi. Vrchní vrstva sedimentu o mocnosti 5 – 12 cm se považuje za aktivní bahno, které je důležitou složkou potravy ryb. Jeho důležitou předností je, že tato vrstva je bohatá na koloidní látky, které dokážou vázat nebo uvolňovat látky a nutrienty. Mocnost bahna by neměla být vyšší než 30 cm. Při vyššímu výšce by docházelo k nedostatku kyslíku, zakyselení a podpoře nežádoucích rozkladných procesů (Mikšíková et al., 2012).

V současné době jsou rybníky nadměrně zatíženy přísunem živin uložených v sedimentech a rybníkářský management proto musí reagovat na eutrofní až hypertrofní podmínky v rybníčním ekosystému z dob masivního intenzifikačního hospodaření (Adámek et al., 2010). Do rybníčních útvarů přichází velké množství dusíku ze zemědělské činnosti v podobě živočišných odpadů a splachů dusíkatých hnojiv. Dalším zdrojem jsou atmosférické vody (Pitter, 2009).

Na přísun fosforu do vodního prostředí má vliv především antropogenní činnost. Fosfor vázaný na půdní částice se může uvolnit do vodního prostředí v důsledku lesního požáru nebo eroze půdy (Khan and Ansari, 2005). Lidským zdrojem anorganického fosforu mohou být prací, mycí a čisticí prostředky. Dalším zdrojem jsou minerální fosforečná hnojiva a živočišné odpady.

2. 7. 1 Úloha fosforu ve vodním prostředí

Autotrofní organismy přijímají fosfor ve formě rozpuštěných orthofosforečnanů a s jejich biomasou přechází do potravního řetězce. Tímto dochází k přeměně anorganického fosforu na organicky vázaný v biomase. Destruenti podílející se na mineralizaci odumřelých těl navrací fosfor zpět do koloběhu asimilovatelného fosfátu ($\text{PO}_4\text{-P}$) a část přechází do nerozpuštěné formy v sedimentu

vodního útvaru, který tvoří fosforečnany vápníku, hořčíku, železa a hliníku. Fosfor se váže do sedimentu v aerobních podmínkách při vyšším pH. Jestliže dojde v sedimentech k vyčerpání kyslíku, nastane redukce trojmocné formy železa na dvoumocnou a vázané fosforečnany se začnou uvolňovat do vodního prostředí. Značný význam na koloběh fosforu má dále metabolismus organismů, jejichž exkrementy se dostává rozpuštěný nebo koloidně rozptýlený fosfor do vodního prostředí, který je opět využitelný pro organismy. Vlivem vysoké fotosyntetické činnosti rostlin může dojít k vyčerpání reaktivní formy fosforu až na mizivé hodnoty. V jarním období, kdy je rozvoj fytoplanktonu v mezotrofních vodách maximální, může poklesnout obsah asimilovatelného fosfátu k nule. V období vodní deprese fytoplanktonu tzv. „clear water“, mohou koncentrace fosforu dosahovat velmi vysokých hodnot, kolem $0,7 \text{ mg.l}^{-1} \text{ PO}_4\text{-P}$. Obsah partikulovaného fosforu je oproti reaktivnímu fosforu v obráceném poměru (Lellák a Kubíček, 1991). Obvykle koncentrace fosforu rostou s hloubkou nádrže. Ve vegetačním období jsou koncentrace sloučenin fosforu minimální, neboť je inkorporován do tvořící se biomasy. Vyšší koncentrace fosforu se nacházejí v hypolimniu, kde dochází k rozkladu biomasy a taktéž k uvolňování sloučenin ze sedimentů (Pitter, 2009).

2. 8 Trofie

Trofie nebo též úživnost je stav charakterizující hydrochemický režim a souvisí s biologií vodních ekosystémů. Je vymezena množstvím základních živin, které jsou udržovány v koloběhu. Úživnost je dána přirozeným charakterem lokality (geologickým, klimatickým, hydrogeologickým) a samozřejmě managementem vodního ekosystému. Rybníční vody lze rozdělit dle přirozené produkce na rybníky na velmi úživné, s přirozeným přírůstkem ryb $200 - 400 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{rok}^{-1}$, úživné s přirozeným přírůstkem ryb $100 - 200 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{rok}^{-1}$ a málo úživné s přirozeným přírůstkem ryb do $100 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{rok}^{-1}$. Přírůstky v ojedinělých případech mohou dosáhnout až $1\,000 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{rok}^{-1}$. Podle obsahu živin rozlišujeme tři základní druhy vod, oligotrofní, mezotrofní a eutrofní vody, přičemž mezi jednotlivými typy jsou přechodové mezistupně (Hartman et al., 2005). V tabulce č. 1 Adámek et al., (2010) uvádí stupně trofie dle klasifikace stojatých vod. Z tabulky je zřejmé, že s koncentrací fosforu se následně zvyšuje míra fytoplanktonu, který vyšší přísun živin využívá pro stavbu svých těl. Následně dochází ke snižování průhlednosti

vody. Hodnoty v tabulce, jak uvádí sami autoři, nejsou celosvětově ani evropsky jednotné. Obecně se má za to, že v severní Evropě jsou kritéria přísnější (eutrofie od $35 \mu\text{g.L}^{-1}$ celkového fosforu a chlorofylu a) než v jižní Evropě (atrofie od $100 \mu\text{g.L}^{-1}$ celkového fosforu a chlorofylu a).

Tab. č. 1 – Klasifikace stojatých vod dle úživnosti dle OECD 1992

Úživnost	TP průměr (mg.L^{-1})	Chlorofyl a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)		Průhlednost (m)	
		průměr	max.	průměr	max.
Oligotrofie	<0,010	<2,5	<8	>6	>3
Mezotrofie	0,010-0,035	2,5-8	8-25	3-6	1,5-3
Eutrofie	0,035-0,100	8-25	25-75	1,5-3	0,7-1,5
Hypertrofie	>0,100	>25	>75	<1,5	<0,7

Zdroj: Adámek et al., (2010)

2.9 Eutrofizace

Pojem eutrofizace zahrnuje soubor přírodních a uměle vyvolaných procesů. Přírodní eutrofizace je děj, ve kterém dochází k uvolňování fosforu a dusíku ze sedimentů půdy a odumřelých vodních organismů (Smith et al., 1999). Přírodní vodní útvary jsou převážně oligotrofní, kde je primární a sekundární produktivita omezená nedostatkem živin. Oligotrofní vodní útvary na základě přirozené sukcese přechází do eutrofního stavu několik tisíce let (Khan and Ansari, 2005). Ve skutečnosti přirozený a pomalý proces může být značně urychlen antropogenní činností. V posledních desetiletích přírodní eutrofizace byla vlivem antropogenních vlivů urychlena a přesáhla přirozenou mez, dochází k tzv. umělé eutrofizaci. Vlivem navyšující se urbanizací, industrializace a intenzifikace zemědělské výroby se zvýšil vstup živin do vodního prostředí (Liu and Qiu, 2007).

Yang et al., (2008) popisují eutrofizaci jako souhrn účinků nadměrného růstu fytoplanktonu, které vedou k nevyvážené primární a sekundární produktivitě. Za hlavní příčiny považují vodní přítoky bohaté na živiny, které pochází z agroekosystémů v podobě hnojiv nebo odpadních vod z lidských aglomerací. Pitter (2009) charakterizuje eutrofizaci růstem obsahu minerálních živin ve vodním prostředí, hlavně sloučenin fosforu a dusíku. Následkem dochází k rozvoji fotosyntetizujících organismů (sinic, řas), které způsobují zhoršení kvality vody.

K samotné eutrofizaci, jak podotýkají Adámek et al., (2010), zvýšená trofie vody sama o sobě nestačí. Musí nastat příhodné podmínky ve vodním ekosystému,

kteřé zvýšený trofický potenciál uskuteční. Podmínkami jsou oteplení vody, zadržetí vody, změna výšky vodního sloupce nebo biocentrické vztahy.

Ve sladkovodním prostředí je fosfor považován jako limitující prvek na rozvoj fytoplanktonu (Khan and Ansari, 2005). V mořském prostředí je limitujícím prvkem naopak dusík (Pitter, 2009). Hlavní vliv na vznik vodního květu má příznivý obsah živin. Průběh fotosyntetické asimilace řas ve vodě vyžaduje příznivý poměr živin 106 C:16 N:1P (Urbánek, 2012). Limitujícím faktorem se může stát prvek, který klesne pod požadovanou hodnotu. Z tohoto hlediska nabývá na důležitosti molární poměr mezi N:P. Jestliže je ve vodě poměr N:P > 16 limitujícím prvkem je fosfor. Poměr N:P je v ČR výrazně větší než 16, a proto je fosfor klíčovým hráčem v eutrofizaci vod (Pitter, 2009). Pro prevenci vodního květu je udávána hodnota fosforu menší než 20 $\mu\text{g.l}^{-1}$ (Adámek, et al., 2010). Nejčastějšími ukazateli eutrofizace jsou koncentrace celkového fosforu a rozpuštěného reaktivního fosforu. Dalšími ukazateli jsou koncentrace chlorofylu-a jako míra fytoplanktonu v epilimnionu, průhlednost vody, koncentrace dusičnanů a v neposlední řadě koncentrace kyslíku (Pitter, 2009).

Projevem eutrofizace je zvýšená primární produkce autotrofních organismů na úkor druhové pestrosti. Zvýšená hladina živin má za následek masový rozvoj sinic tzv. vodní květ či vegetační zákal, který je tvořen planktonními řasami (Adámek et al., 2010). Nejčastěji nastává v letních měsících, jelikož je dostatek slunečního záření a tepla. Sinice, které dokážou nejlépe využít zvýšený přísun živin, jsou nadnášeny plynými vakuolami, které obsahují elementární dusík, jenž některé druhy dokážou i vázat. Vlivem vhodných podmínek sinice a řasy vytvoří na vodní hladině povlak, který znemožňuje průnik slunečního záření až na dno nádrže a klesá průhlednost vodního sloupce (Hartman et al., 2005). Zvýšená primární produkce negativně narušuje kyslíkový režim, hodnoty pH a koloběh živin ve vodním prostředí, organoleptické vlastnosti vody a sekundární znečištění organickými látkami.

Následkem eutrofizace je nadměrný výskyt vodních řas nebo sinic, zvýšená frekvence anaerobních událostí, úhyn ryb, a také zhoršení organoleptických vlastností vody. Ekonomické ztráty připisované k eutrofizaci vod jsou náklady na čištění vody pro lidskou spotřebu, ztráty ryb a ztráty rekreačního a průmyslového využití vod (Carpenter, 2005).

2. 9. 1 Vývoj eutrofizace

Dlouhodobý vývoj eutrofizace v českých rybnících je zřetelný v tabulce č. 2. V první polovině dvacátého století byly ryby chovány tradičním způsobem a výrobní cyklus kapra trval průměrně 6 let, kdy dorostl do požadované tržní velikosti 1,5 – 2 kg (Pokorný a Hauser, 2002). Výlov rybníka a jeho vypuštění bylo praktikováno výlučně na podzim. Zavedené meliorace na konci devatenáctého století přispěly k mírnému nárůstu a stabilizaci rybí produkce v množství kolem 50 - 100 kg. ha⁻¹. V letech 1930 – 1950 byly rybníky vápněny a vysoce hnojeny superfosfáty a močovinou, což vedlo k nárůstu výroby vodního ekosystému. Přesto rybí populace byla poměrně nízká. V letech 1960 - 1980 došlo k navýšení rybí populace, ale i dávek hnojiv. Vyšší intenzifikační opatření zapříčinily, výskyt drobného zooplanktonu. V těchto letech se výrobní cyklus kapra zkrátil na dva až tři roky. Vyšší poměr celkového dusíku a fosforu vlivem hnojení navýšil výskyt chlorokokálních a modro-zelených řas. Eutrofizace rybníků dosáhla ještě vyšší úrovně během 1980 - 1990 let. Dávky dusíkatých hnojiv byly v roce 1990 téměř desetinásobné oproti předcházejícím letům. Nárůst celkového P v průběhu roku 1990 je výsledkem vyššího zatížení organickými hnojivy, zejména vepřového a dobytčího hnoje. Průměrná hustota ryb se až zdesetinásobila (Pechar, 2000a). Na zvýšené trofii rybníků se vedle intenzivní rybářské praxe podílely i městské odpadní vody, které pozměnily kvalitu rybníčních vod. Výskyt fytoplanktonu a sinic, výkyvy hodno pH a kyslíkového režimu se spolu se sníženým poměrem TN:TP staly častým jevem v rybníčních vodách. Hypertrofický stav vod v rybnících se vyskytoval stále častěji (Pokorný a Hauser, 2002).

Tab. č. 2 – Dlouhodobé změny v ročním dusíku (N) a fosfor (P), hustoty populace ryb a produkce (průměrné hodnoty)

Časové období	N (kg. ha ⁻¹)	P (kg. ha ⁻¹)	N:P	Hustota rybí populace (jedinec ha ⁻¹)	Produkce (kg. ha ⁻¹)
1930	0.1	0.3	0.3	100	80
1951–1960	4.6	12.0	0.4	260	190
1961–1970	11.8	8.2	1.4	510	290
1971–1980	26.0	6.7	3.9	790	420
1981–1990	30.0	8.0	4.9	980	520
1991–1993	46.3	9.7	4.7	880	480
1994–1997	43.8	9.1	4.8	830	490

Zdroj: Pechar, 2000a

3. CÍL PRÁCE

Cílem diplomové práce je zpracování dat o chemismu rybníčních vod v šestnácti různých oblastech (lokalitách) ČR. Porovnat údaje o základním chemismu a živinách z hlediska eutrofizace a vyhodnotit časové změny v průběhu let 1995 – 2003 a roku 2012.

Cíl práce je vhodné rozdělit do několika částí:

- Porovnat vývoj základního chemismu rybníčních vod v šestnácti oblastech (lokalitách) ČR, z hlediska eutrofizace, pomocí vodivosti, rozpuštěných látek, alkality, celkového fosforu, celkového dusíku, dusičnanů, fosforečnanů, organického dusíku, organického fosforu a chlorofylu.
- Posoudit, zdali se vývoj chemismu rybníčních vod liší podle rybníčních oblastí, let a sezónních odběrů.
- Porovnat chemismus rybníčních vod z hlediska lokalit, které spadají do nějakého režimu ochrany, a které žádnou ochranu nemají.

4. METODIKA

Metodický postup použitý pro vypracování diplomové práce byl určen zadáním, tj. vyhodnotit primární data o hydrochemických charakteristikách rybníčních vod z různých zdrojů. Prvním krokem byla inventarizace dostupných zdrojů. Hydrochemické údaje ze zpracovávaných materiálů prošly kontrolou správnosti při sepisování zpráv autory, a lze důvodně předpokládat, že byly použity standardní metody. Proto posouzení srovnatelnosti metod a výsledků z jednotlivých laboratoří, které se na analýzách podílely, je mimo rámec této práce. Přesto při sumarizaci dat a přípravě jednotného výsledkového souboru byly některé extrémní nebo nejisté (nepravděpodobné) údaje vypuštěny. Jejich počet byl v poměru k celkovému počtu dat zanedbatelný. Pro diplomovou práci byla poskytnuta nezpracovaná hydrochemická data z rybníčních vod ČR z následujících zdrojů:

- Zpráva o dosavadním plnění dílčího projektu VaV 610/10/00 „Vliv hospodářských zásahů na změnu biologické diverzity ve zvláště chráněných územích“. Zprávy byly vypracovány v roce 2000 RNDr. Richardem Fainou a RNDr. Ivo Přikrylem. Jednotlivé zprávy nesly stejnojmenný název „Vyhodnocení vlivu rybářského hospodaření na stav ekosystému“, ve kterém se lišily pouze názvy jednotlivých lokalit. Jedná se o lokality NPR Bohdanečský rybník a rybník Matka, NPR Břehyně – Pecopala, NPR Lednické rybníky, NPR Novozámecký rybník, NPR Řežabinec – Řežabinecké tůň a NPR Velký a Malý Tisý. Dalším zdrojem byl dokument s názvem Hodnocení hydrobiologických podmínek v rybnících Velký Tisý, Staré Jezero, Vizír, Nový Vdovec a Rod v roce 1999 (Faina a Přikryl, 2000a, 2000b, 2000c, 2000d, 2000e, 2000f, 2000g).
- Závěrečné zprávy ENKI o.p.s. Třeboň, které se týkaly projektu VaV 640/8/00 “Management rybníkářského hospodaření šetrného k přírodě“ za rok 2001, 2002 a 2003. Zprávy zpracovaly RNDr. Richard Faina a RNDr. Ivo Přikryl (Faina a Přikryl, 2001h, 2002i, 2003j).
- Sumarizace výsledků z protokolů chemických analýz rybníků z Ústřední rybářské laboratoře oborového podniku Státní rybářství v Třeboni (Dejdar 1954 – 1963), které publikoval Pechar et al. (2002).

- Nepublikované protokoly výsledků chemických analýz Třeboňských rybníků v roce 2001 a 2012, jejichž souhrnné výsledky jsou použité v Technické zprávě pilotního projektu „Komplexní systém kontroly kvality rybníčních nádrží – klíčový nástroj pro efektivní produkci ryb" (Baxa et al., 2013).

Jednotlivé výše uvedené zdroje obsahovaly data z více než dvě stě rybníků z celé České republiky pozorované v letech 1995 – 2003 a roku 2012. Zdrojové dokumenty obsahovaly parametry: barva, pH, alkalita, BSK₅, CHSK_{Mn}, CHSK_{Cr}, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, N org., TN, PO₄-P, P org., TP, Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Cl⁻, SO₄²⁻, NL, RL, chlorofyl-a, Fe²⁺, SiO₂-Si. Ne všechny parametry byly měřeny na všech lokalitách a v každém odběrovém termínu. Proto bylo provedeno základní seřídění a zkontrolování dat. Základní úprava dat byla provedená v programu Microsoft Office Excel 2007. Přesto primární soubor dat zahrnoval okolo 150 sledovaných rybníků, na kterých bylo měřeno 25 parametrů s provedenými 615 odběry.

Měření jednotlivých parametrů probíhalo ve většině případů třikrát za sezónu. První odběr „jarní“ (I.) probíhal od 1. 4 – 15. 6., druhý odběr „letní“ (II.) 16. 6. – 15. 8. a třetí odběr „pozdně letní“ (III.) od 16. 8 – 30. 9..

Ze všech sledovaných hydrochemických parametrů byly pro diplomovou práci vybrány pouze parametry, které nejvíce odráží trofii rybníčních vod a procesy v rybníčních oblastech a lokalitách: vodivost, alkalita, celkový P, celkový N a chlorofyl. Tyto údaje byly zároveň k dispozici v naprosté většině lokalit a odběrů a umožnily provést statistické testování. Koncentrace dusičnanů, fosforečnanů, organického N, organického P a RL byly vyhodnoceny z hlediska dokumentace obecných závislostí.

4. 1 Principy stanovení vybraných hlavních hydrochemických ukazatelů

4. 1. 1 Vodivost

Elektrická vodivost je převrácená hodnota odporu obsaženého mezi dvěma elektrodami. Měření se provádí při 25 °C konduktometrem. Vodivost závisí na teplotě, pohyblivosti iontů, jejich koncentraci a náboji (Pitter, 2009).

4. 1. 2 Alkalita

Neutralizační kapacita vody vyjadřuje schopnost vody vázat jisté množství kyseliny nebo zásady do zvolené hodnoty pH. Kyselinovou neutralizační kapacitou se rozumí spotřeba jednosytné silné kyseliny, která se spotřebuje jedním litrem vody pro dosažení určité hodnoty pH. Podstatou stanovení kyselinové neutralizační kapacity (KNK_{4,5}) je, že se stanovuje titrací HCl na indikátor methylovou oranž nebo na směsný indikátor či potenciometrickou titrací (Horáková, 1986). Hodnota alkality odpovídá přibližně koncentraci hydrogenuhličitanů.

4. 1. 3 Celkový dusík

Obsah celkového dusíku je dán součtem anorganických forem dusíku (NH₃, NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻) a organických dusíkatých sloučenin. Při analytickém stanovení celkového N jsou veškeré dusíkaté látky převedeny na amonné nebo dusičnanové ionty. Ionty jsou dále sumárně stanoveny vhodnou spektrofotometrickou metodou (Horáková, 1986).

4. 1. 4 Celkový fosfor

Postatou stanovení celkového P je, že rozpuštěné i nerozpuštěné formy sloučenin obsahující fosfor se mineralizují (v kyselém silně oxidačním prostředí) a převedou na rozpustné orthofosforečnany, které se následně stanoví spektrofotometrickou metodou s molybdenanem amonným (Hrbáček et al., 1972).

4. 1. 5 Chlorofyl-a

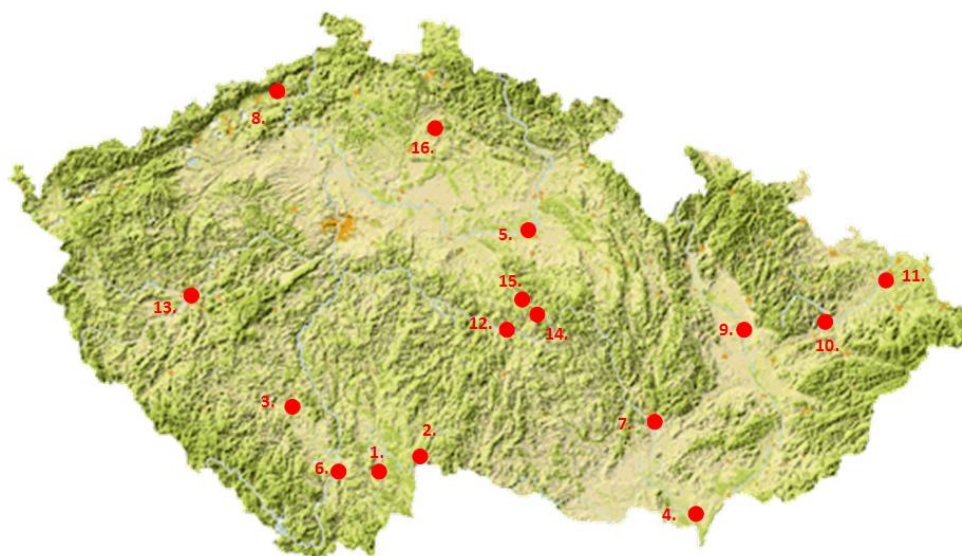
Obsah chlorofylu-a lze považovat za měřítko množství přítomného fytoplanktonu, neboť se jedná o základní fotosyntetický pigment, který obsahují jak sinice, tak řasy zajišťující primární produkci. Jeho obsah naznačuje trofickou úroveň povrchových vod. Chlorofyl-a se měří spektrofotometricky, poté co je extrahován organickým rozpouštědlem (např. horkým etanolem) ze sinic a řas zachycených filtrací vzorku na filtru ze skleněné vlákniny (VŠCHT, 2014).

Data rybníčních oblastí a lokalit byla seřazena podle regionálních pracovišť AOPK ČR a správ chráněných území (tab. č. 3; obr. č. 1).

Tab. č. 3 – Seřazení rybníčních oblastí (lokalit)

1. CHKO Třeboňsko	9. AOPK ČR Olomouc
2. PR Kačležský rybník	10. CHKO Poodří
3. NPR Řežabinec	11. AOPK ČR Ostrava
4. NPR Lednické rybníky	12. AOPK ČR Havlíčkův Brod
5. AOPK ČR Pardubice	13. AOPK ČR Plzeň
6. AOPK ČR České Budějovice	14. CHKO Žďárské vrchy
7. AOPK ČR Brno	15. CHKO Železné hory
8. AOPK ČR Ústí nad Labem	16. CHKO Český ráj

Obr. č. 1 – Přehled rybníčních oblastí (lokalit) podle regionálních pracovišť AOPK ČR a správ chráněných území



4. 2 Popis jednotlivých rybníčních oblastí a lokalit

Sledované rybníční oblasti a lokality lze souhrnně zařadit dle geografického umístění a intenzity využívání krajiny do tří kategorií.

Do první kategorie lze zařadit rybníční oblasti, které se nachází v nižší nadmořské výšce v produkčních oblastech ČR. Intenzivně obhospodařované krajiny jsou tvořeny především vysokým podílem orné půdy. Intenzivní zemědělství významně ovlivňuje okolní krajinu a snižuje i chemismus rybníčních vod. Lze se domnívat, že chemismus vod bude v takovém prostředí vykazovat vyšší vodivost,

protože zvýšené koncentrace látek v povrchových vodách jsou důsledkem lidské činnosti. To znamená vyšší množství rozpuštěných látek, koncentrace dusičnanového dusíku a fosforečnanů pocházející z minerálních hnojiv. V ojedinělých případech z bodového zdroje znečištění může pocházet amoniakální dusík, pocházející z nadměrně zatížených ploch hospodářskými zvířaty. Do této kategorie tedy lze zařadit především oblast AOPK ČR Brno, NPR Lednice, AOPK ČR Olomouc, AOPK ČR Pardubice a AOPK ČR Havlíčkův Brod.

Do druhé kategorie lze zařadit rybníční oblasti, které se nacházejí ve vyšších nadmořských výškách v extenzivněji obhospodařovaných oblastech. Tyto oblasti tvoří vyšší podíl travních a lesních porostů. V některých případech lze mluvit o podhorských oblastech. Začlenit sem lze AOPK ČR České Budějovice, AOPK ČR Plzeň, CHKO Třeboňsko, CHKO Poodří, CHKO Žďárské vrchy, CHKO Železné hory a CHKO Český ráj. Ve chráněných krajinných oblastech lze předpokládat nižší zatížení rybníčních vod živinami, protože pro jednotlivé oblasti jsou vypracovány plány péče, které do jisté míry omezují intenzivní hospodaření v krajině.

Do třetí kategorie lze zařadit dvě oblasti, které se nachází v průmyslovém prostředí. Jedná se o oblasti AOPK ČR Ústí nad Labem a AOPK ČR Ostrava. Chemismus povrchových vod v takovém prostředí je zpravidla ovlivněn průmyslovým hospodařením, které se promítne do vyšší vodivosti, do vyššího obsahu kationtů, aniontů, rozpuštěných látek a v některých případech také výskytem těžkých kovů.

Poslední dvě lokality NPR Řežabinec a PR Kačležský rybník byly vymezeny zvláště z důvodu jejich významnosti pro řadu živočišných a rostlinných společenstev. Rybník Řežabinec se nachází na jihozápadě od Písku a lze ho považovat za jednu z nejvýznamnějších ornitologických lokalit v Čechách. Na vodní ekosystém je vázáno mnoho chráněných vodních, litorálních, mokřadních a bažinných společenstev. Rybník je významným hnízdištěm a tahovou zastávkou mnoha druhů vodních ptáků. Řežabinec je také součástí NATURA 2000, který se stal Evropsky významnou lokalitou a Ptačí rezervací. Kačležský rybník lze najít jihozápadně od Jindřichova Hradce. Na rybníční biotop Kačelžského rybníka je vázáno mnoho vodních a mokřadních druhů ptáků obojživelníků, hmyzu a mokřadních rostlin. Je také tahovou zastávkou pro řadu vodních ptáků. V jeho okolí se nachází mokřadní

a rašelinné louky. Kačležský rybník byl vyhlášen také jako Ptačí oblast v rámci Natura 2000.

4. 3 Statistické zpracování dat

Pro statistické zhodnocení byla vybrána hydrochemická data, která nejlépe charakterizují trofii rybníčních vod. Jsou jimi vodivost, alkalita, celkový P, celkový N a chlorofyl. Metodou ANOVA byly testovány rozdíly průměrných hodnot mezi oblastmi (lokalitami), mezi jednotlivými roky, a mezi odběry v rámci sezóny. Analýza označovaná jako „one-way ANOVA“, analyzuje difference průměrů sledované závisle proměnné mezi skupinami, jenž jsou určeny jednou kategoriální nezávisle proměnnou (faktorem). Metoda zkoumá, zda skupiny vytvořené tímto klasifikačním faktorem jsou podobné, nebo jestli jednotlivé průměry tvoří homogenní skupiny (Hendl, 2006).

Základní hypotézou je, že všechny průměry vybraných parametrů jsou v jednotlivých rybníčních oblastech a sledovaných letech stejné. Nulová hypotéza tedy znamená, že faktor, např. rybníční oblast, neovlivňuje závisle proměnnou. Při analýze dat se zkoumá, zda vypočtené průměry pro jednotlivé oblasti (skupiny lokalit, nebo jednotlivé lokality) se od sebe liší pouze v mezích náhodného kolísání od společného průměru, anebo zda nulová hypotéza neplatí a průměry se liší.

Dále byl proveden Post-hoc Tukeyův test, který identifikuje rozdíly mezi skupinami, které se od sebe liší. V neposlední řadě byly rybníční oblasti (lokality), roky a sezónní odběry zařazena do homogenních skupin. Statistické analýzy byly provedeny v softwaru STATISTICA 12.

Druhou použitou metodou statistického hodnocení byla lineární regrese. V programu Microsoft Office Excel 2007 byly provedeny grafy pro hydrochemická data: vodivost, RL, alkalita, celkový P, celkový N, NO₃-N, PO₄-P, N org., P org. a chlorofyl. Lineární regrese je metoda, která zkoumá vztah mezi dvěma veličinami (proměnnými). Jedna z veličin je tzv. nezávislá proměnná X, která ovlivňuje tzv. závislou proměnnou Y. (Litschmanová, 2008). Hlavním významem jednoduché lineární regrese je sumarizovat vztah mezi dvěma proměnnými způsobem, a že se určí přímka, která nejlépe vyjadřuje průběh vztahu, na základě minimalizace odchylek.

5. VÝSLEDKY

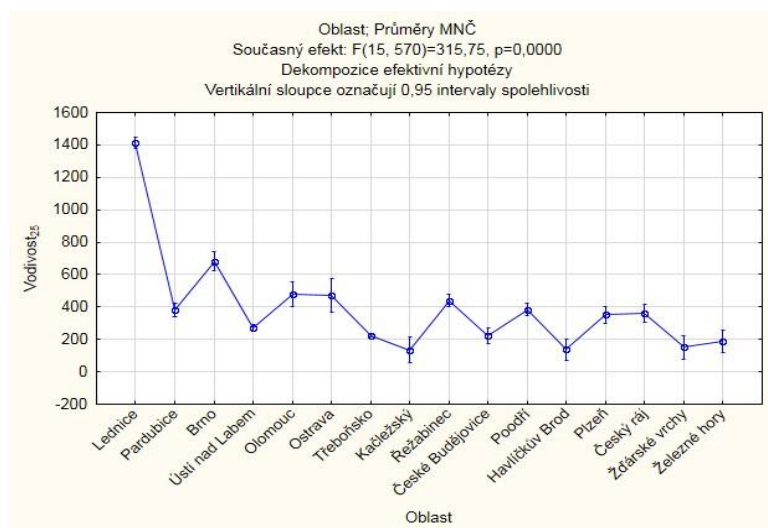
5.1 Analýza rozdílů mezi oblastmi - lokalitami

Pro analýzu rozdílů mezi oblastmi (lokalitami) byly vybrány parametry: vodivost, alkalita, celkový N, celkový P a chlorofyl. Lze předpokládat, že na vodivosti a do jisté míry i alkalitě se projeví bezprostřední vliv povodí. Zatímco u celkového N, celkového P a chlorofylu lze předpokládat, vliv povodí a do určité míry i vliv rybářského hospodaření (obr. č. 2 – 6).

5.1.1 Analýza rozdílů v parametru vodivosti

Většina průměrných hodnot vodivosti pro jednotlivé rybníční oblasti se pohybují v rozmezí mezi 135 – 478 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (obr. č. 2). To jsou hodnoty zcela běžné pro většinu povrchových vod v ČR (Pitter, 2009). Z grafu je patrné, že pouze dvě lokality vykazují vodivost nad 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Jedná se o lokalitu Lednice 1415 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a Brno 681 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Tukeyovým HSD testem lze identifikovat značný počet individuálních statistických rozdílů mezi jednotlivými oblastmi. Nicméně HSD test homogenních skupin určil celkově 6 homogenních skupin, ale pouze Lednice se významně liší ($p = 0,05$) od všech ostatních oblastí. Druhá nejvyšší průměrná hodnota byla zaznamenána pro rybníky z oblasti Brna, která se také liší od všech s výjimkou oblasti Ostrava. Rozdělení jednotlivých oblastí do skupin není zpravidla jednoznačné a jsou patrné značné překryvy (tab. č. 5). Jednotlivé oblasti vykazují přechody mezi 1. – 3. skupinou (Kačležský, Havlíčkův Brod, Žďárské vrchy, Železné hory, České Budějovice, Třeboňsko, Ústí nad Labem), 3. – 4. skupinou (Ústí nad Labem, Plzeň, Český ráj, Pardubice, Poodří, Řežabinec, Ostrava), 4. – 5. skupinou (Ostrava, Olomouc, Brno) a poslední 6. Lednice.

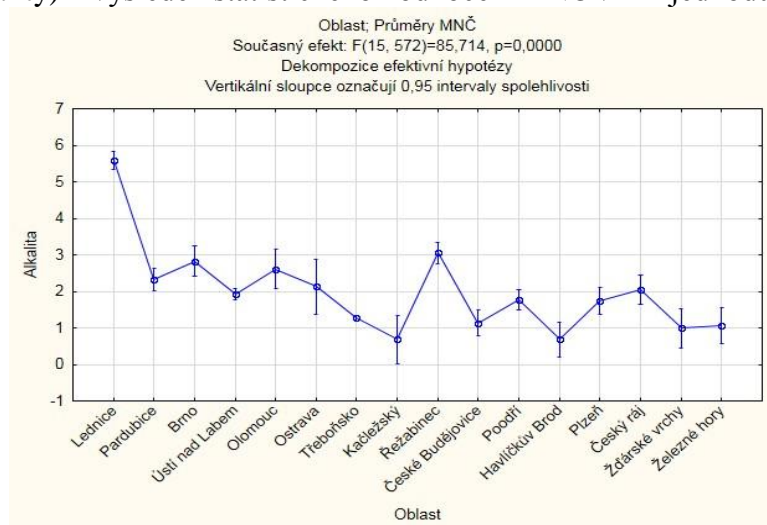
Obr. č. 2 – Porovnání průměrných hodnot vodivosti v $\mu\text{S. cm}^{-1}$ pro jednotlivé rybníční oblasti (lokality) – výsledek statistického hodnocení ANOVA – jednoduché třídění



5. 1. 2 Analýza rozdílů v parametru alkalita

Průměrné hodnoty alkality v jednotlivých rybníčních oblastech a lokalit se pohybují ve většině případů mezi 1 – 3 mmol/L (obr. č. 3). Jedná se o normální rozpětí hodnot alkality pro povrchové vody (Pitter, 2009). Pouze hodnoty oblasti Havlíčkův Brod a lokality Kačležský rybník dosahují průměrných hodnot pod 1 mmol/L. Dále je z grafu patrné, že oblast Lednice dosahuje nejvyšší průměrné hodnoty na 5,5 mmol/L. Tukeyův HSD test identifikoval značné množství významných individuálních statistických rozdílů mezi jednotlivými oblastmi. Avšak HSD test homogenních skupin vymežil devět homogenních skupin, v němž se výhradně Lednice významně liší ($p=0,05$) od veškerých oblastí. Jednotlivé oblasti nelze zařadit do jednotlivých skupin, neboť jsou zjevné rozsáhlé překryvy mezi jednotlivými oblastmi (tab. č. 8). Například Ostrava přesahuje od 1. – 8. skupiny, Olomouc z 6. – 8., nebo Žďárské vrchy z 1. – 5. skupiny.

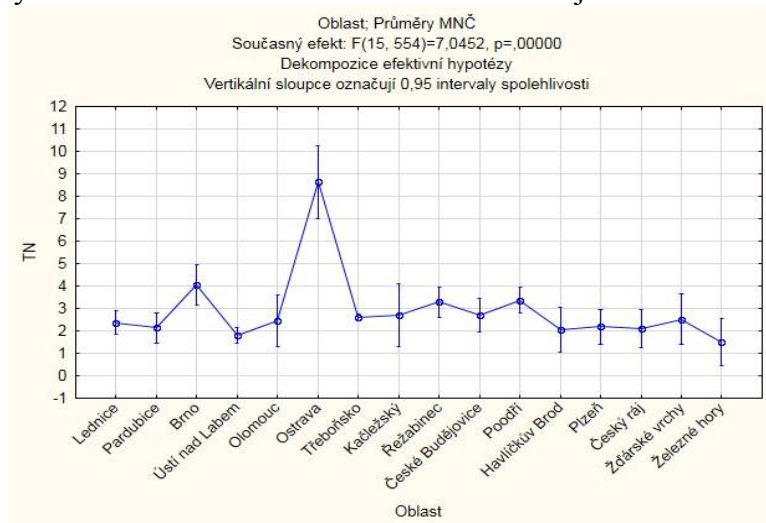
Obr. č. 3 – Porovnání průměrných hodnot alkality v mmol/L pro jednotlivé rybniční oblasti (lokality) – výsledek statistického hodnocení ANOVA – jednoduché třídění



5. 1. 3 Analýza rozdílů v parametru celkového dusíku

Průměrné hodnoty TN se vyjma oblasti Ostrava, pohybují v rozmezí od 1,4 do 4,0 mg/L (obr. č. 4). Ve srovnání s koncentracemi TN v povrchových tekoucích vodách, jsou tyto hodnoty na dolní hranici běžně zaznamenávaných koncentrací. Nicméně pro mělké stojaté vody a rybníky jsou to obvyklé koncentrace (Všetičková et al. 2012). Pouze oblast Ostrava vykazuje nejvyšší průměrnou hodnotu 8,6 mg/L. V oblasti Ostrava byly provedeny pouze tři jarní odběry. Lze tedy předpokládat, že vysokou průměrnou hodnotu TN tvoří dusičnany, které se v jarním období vyskytují ve vyšších koncentracích, v důsledku splachů z povodí. Tukeyův HSD test identifikoval několik individuálních statistických rozdílů mezi jednotlivými oblastmi. Přičemž HSD test homogenních skupin diferencoval čtyři homogenní skupiny (tab. č. 11), kde se pouze Ostrava významně liší ($p=0,05$) od všech oblastí. Rozdělení jednotlivých oblastí do skupin není zpravidla jednoznačné a jsou patrné zřetelné překryvy mezi 1. – 3. skupinou.

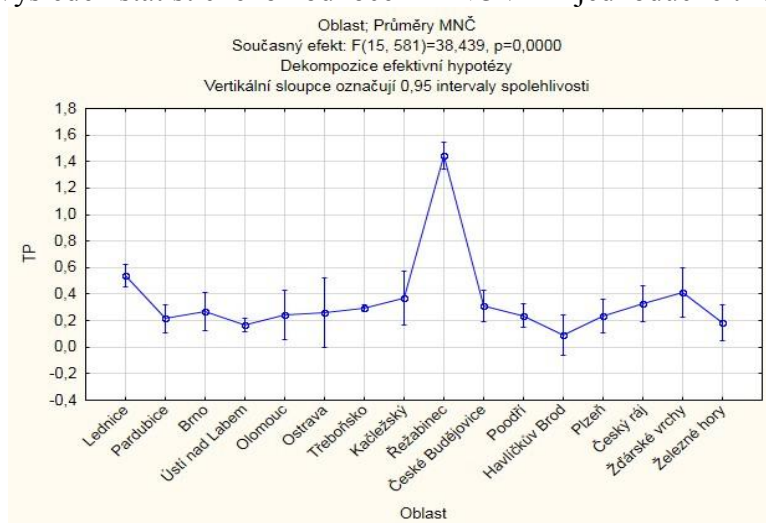
Obr. č. 4 - Porovnání průměrných hodnot TN v mg/L pro jednotlivé rybniční oblasti (lokality) – výsledek statistického hodnocení ANOVA – jednoduché třídění



5. 1. 4 Analýza rozdílů v parametru celkového fosforu

V jednotlivých rybničních oblastech a lokalitách se průměrné hodnoty TP pohybují poměrně v širokém rozmezí od 0,09 do 0,54 mg/L (obr. č. 5). Pouze lokalita Řežabinec výrazně převyšuje svou průměrnou hodnotou TP na 1,44 mg/L všechny průměrné hodnoty ostatních oblastí. Tukeyovým HSD testem lze rozlišit určitý počet individuálních statisticky významných rozdílů mezi jednotlivými rybničními oblastmi. HSD test homogenních skupin identifikoval 4 homogenní skupiny, kde se pouze lokalita Řežabinec významně statisticky liší ($p=0,05$) od všech ostatních rybničních oblastí. Mezi 1. – 3. skupinou jsou jasné významné přesahy většiny oblastí, a proto nelze jednotlivé oblasti jednoznačně zařadit do jednotlivých skupin, vyjma oblasti Řežabinec (tab. č. 14).

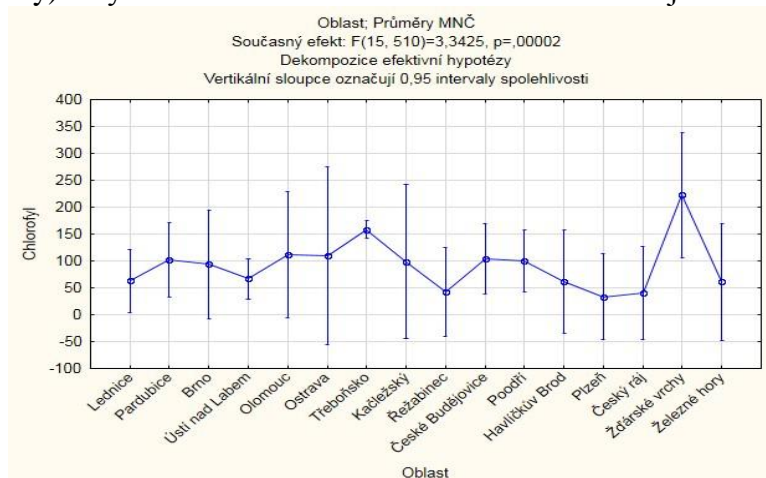
Obr. č. 5 - Porovnání průměrných hodnot TP v mg/L pro jednotlivé rybníční oblasti (lokality) – výsledek statistického hodnocení ANOVA – jednoduché třídění



5. 1. 5 Analýza rozdílů v parametru chlorofylu

Průměrné hodnoty chlorofylu v jednotlivých rybníčních oblastech se vyskytují ve velkém rozpětí od 33 – 222 $\mu\text{g/L}$ (obr. č. 6). V provedeném Tukeyho HSD testu lze identifikovat pouze jeden statisticky významný rozdíl. Pouze oblast Ústím nad Labem se významně liší od oblasti Třeboňsko ($p=0,05$). HSD test homogenních skupin identifikoval pouze dvě homogenní skupiny (tab. č. 17), ve kterém se vyjma oblasti Třeboňsko a Ústí nad Labem všechny ostatní oblasti překrývají.

Obr. č. 6 - Porovnání průměrných hodnot chlorofylu v $\mu\text{g/L}$ pro jednotlivé rybníční oblasti (lokality) – výsledek statistického hodnocení ANOVA – jednoduché třídění



Celkové posouzení výsledků statistické analýzy ukázalo, že pouze rybniční oblasti Lednice, Brno, Řežabinec a Ostrava vykazují ve většině sledovaných parametrů opakovaně odlišnosti. Tyto zřetelně odlišné oblasti nebyly dále zařazeny do hodnocení rozdílů v průběhu let a sezóny. Kromě výrazných rozdílů v chemismu těchto lokalit, byl dalším důvodem nízký počet odběrů, časově omezených jen na začátek sezón (Ostrava) a skutečnost, že výrazná odlišnost od celkového souboru vykazovala jedna samostatná lokalita (Řežabinec). Ostatní oblasti (lokality) se mohou v jednotlivých parametrech navzájem lišit. Tyto rozdíly, které však nevykazují systematický trend, jsou více patrné pro průměrné hodnoty vodivosti a alkality, méně pro celkový N, a nejméně pro celkový P a chlorofyl.

5. 2 Analýza rozdílů v průběhu let

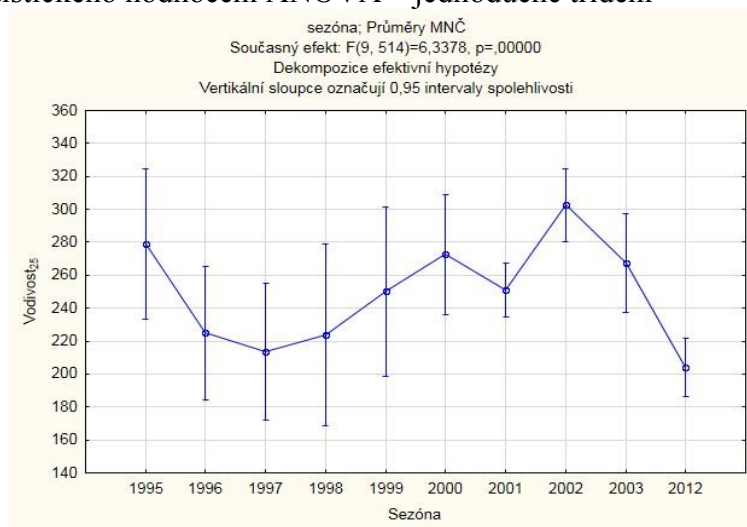
Pro časovou analýzu rozdílů byly vybrány parametry vodivost, alkalita, celkový N, celkový P a chlorofyl. V 90. letech 20. století nastalo omezování intenzity rybářského a zemědělského hospodaření, především v podobě hnojení. Z toho hospodářského vývoje lze usuzovat klesající trend prakticky u všech vyjmenovaných parametrů, ale především u celkového N, celkového P a chlorofylu (obr. č. 7 – 11).

5. 2. 1 Analýza rozdílů v parametru vodivosti

V rybničních oblastech byly nejvyšší průměrné hodnoty vodivosti 302 $\mu\text{S}/\text{cm}$ stanoveny v roce 2002. Naopak nejnižší průměrné hodnoty vodivosti 204 $\mu\text{S}/\text{cm}$ byly stanoveny v roce 2012 (obr. č. 7). Na grafu je vidět, že od roku 1995 do roku 1997 průměrné hodnoty vodivosti klesaly. Od roku 1997 je patrný pozvolný nárůst průměrných hodnot až do roku 2002, po němž průměrné hodnoty opět klesají.

Tukeyův HSD test identifikoval několik statisticky významných individuálních rozdílů mezi jednotlivými lety. HSD test homogenních skupin určil tři homogenní skupiny (tab. č. 20). Přičemž rok 2002 s nejvyšší stanovenou průměrnou hodnotou vodivosti se významně statisticky liší ($p=0,05$) od roku 2012, kdy byla stanovena nejnižší průměrná konduktivita. Rozdělení jednotlivých let do skupin není jednoznačné a jsou viditelné značné překryvy. Například roky 1998 a 1999 se překrývají z 1. skupiny do 3.

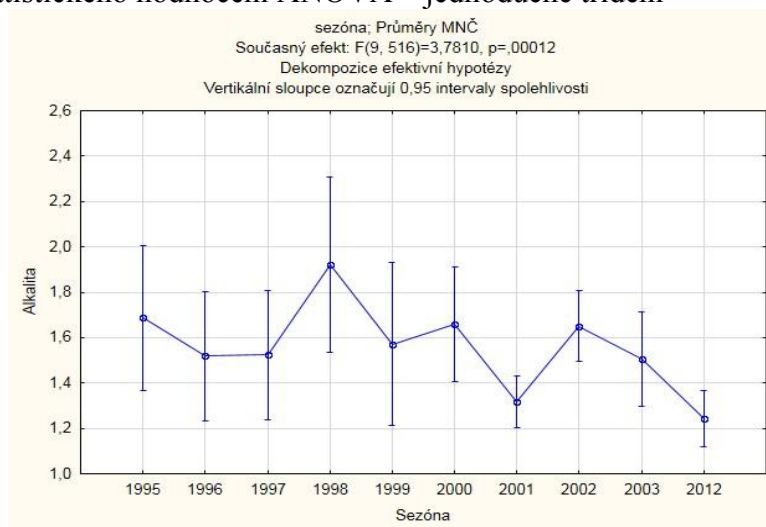
Obr. č. 7 – Porovnání průměrných hodnot vodivosti v $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ v průběhu let – výsledek statistického hodnocení ANOVA – jednoduché třídění



5. 2. 2 Analýza rozdílů v parametru alkalita

Průměrné hodnoty alkality v rybníčních oblastech průběhu let oscilují a nelze vyvodit jednoznačný trend vývoje alkality. Nejvyšší alkalita 1,9 mmol/L byla stanovena v roce 1998 a nejnižší 1,2 mmol/L v roce 2012 (obr. č. 8). Tukeyův HSD test celkově rozlišil tři významné statistické rozdíly mezi jednotlivými lety. Přičemž HSD test homogenních skupin vymezil tři homogenní skupiny (tab. č. 23), kde je patrné, že rok 1998 s nejvyšší průměrnou hodnotou alkality, se statisticky významně liší ($p=0,05$) od roku 2012 s nejnižší průměrnou hodnotou. V neposlední řadě je patrné, že rok 2001 se významně liší od roku 2002 a rok 2002 se dále významně liší od roku 2012. V homogenním testu nelze jednoznačně rozdělit roky do jednotlivých skupin, protože se značně překrývají.

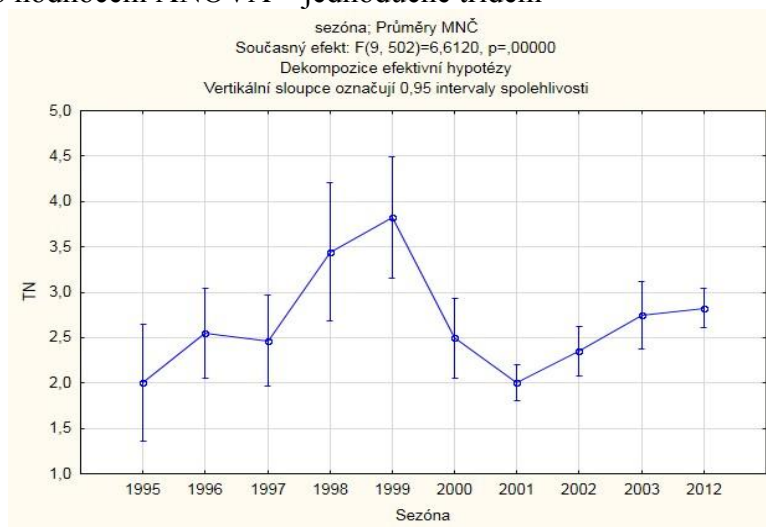
Obr. č. 8 – Porovnání průměrných hodnot alkality v mmol/L v průběhu let – výsledek statistického hodnocení ANOVA – jednoduché třídění



5. 2. 3 Analýza rozdílů v parametru celkového dusíku

Nejnižší průměrná hodnota TN 2,0 mg/L byla stanovena v letech 1995 a 2001, naopak nejvyšší průměrná hodnota 3,8 mg/L v roce 1999 (obr. č. 9). Z grafu je zřejmé, že hodnoty TN v rybníčních oblastech od roku 1995 do roku 1999 pozvolna rostly. Po roce 1999 průměrné koncentrace TN klesaly do roku 2001, od kterého je zřetelný opětovný nárůst průměrných koncentrací TN. Tukeyův HSD test významnosti identifikoval několik statisticky významných individuálních rozdílů mezi jednotlivými lety. Nicméně HSD test homogenních skupin určil tři homogenní skupiny, kde se významně liší ($p=0,05$) rok 1995 s nejnižší průměrnou hodnotou TN od roku 1999 s nejvyšší hodnotou TN. Rozdělení jednotlivých let do skupin není zpravidla jednoznačné a jsou patrné značné překryvy, například rok 1996 se překrývá z 1. – 3. skupiny (tab. č. 26).

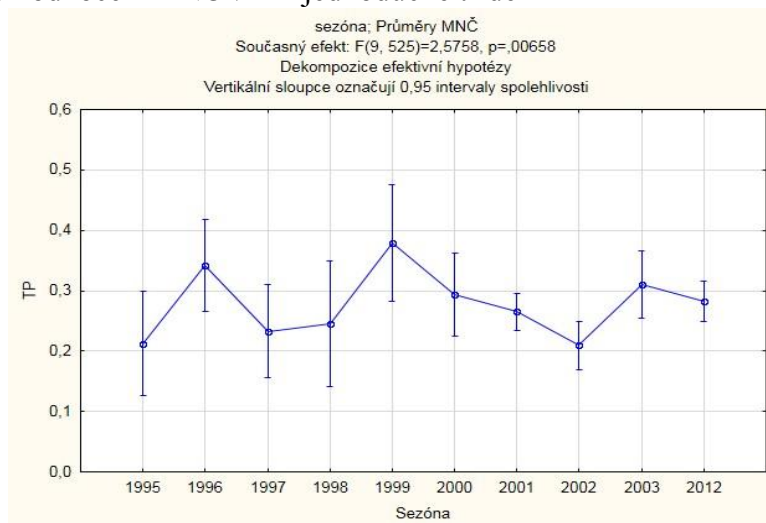
Obr. č. 9 – Porovnání průměrných hodnot TN v mg/L v průběhu let – výsledek statistického hodnocení ANOVA – jednoduché třídění



5. 2. 4 Analýza rozdílů v parametru celkového fosforu

Rybniční oblasti ve sledovaném období nevykazují jednoznačný vývojový trend a hodnoty TP v průběhu let viditelně oscilují (obr. č. 10). Nejvyšší naměřená průměrná hodnota TP 0,34 mg/L byla stanovena v roce 1996. Naopak nejnižší průměrná koncentrace TP 0,21 mg/L byly stanoveny v letech 1995 a 2002. Tukeyův HSD test identifikoval pouze jediný individuálně významný statistický rozdíl mezi lety 1999 a 2002 ($p=0,05$). HSD test homogenních skupin rozlišil pouze dvě homogenní skupiny (tab. č. 29), ve kterých lze pozorovat přesah všech let, kromě významných odlišných let 1999 a 2002.

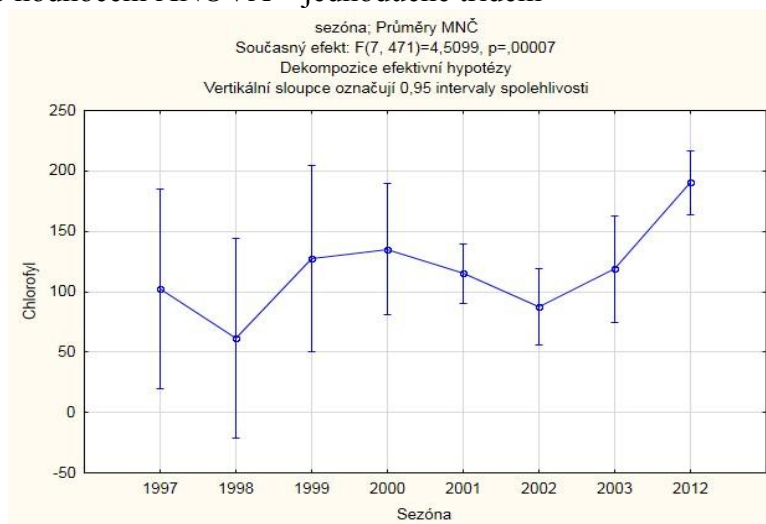
Obr. č. 10 – Porovnání průměrných hodnot TP v mg/L v průběhu let – výsledek statistického hodnocení ANOVA – jednoduché třídění



5. 2. 5 Analýza rozdílů v parametru chlorofylu

V rybníčních oblastech v roce 1998 byla stanovena nejnižší průměrná hodnota 61 $\mu\text{g/L}$ chlorofylu a v roce 2012 nejvyšší hodnota 190 $\mu\text{g/L}$ (obr. č. 11). Z grafu lze usoudit, že od roku 1998 v rybníčních oblastech lze zpozorovat rostoucí trend průměrných hodnot chlorofylu až do roku 2012. Tukeyevým HSD test lze identifikovat pouze dva statisticky významné individuální rozdíly a test homogenních skupin rozlišil taktéž dvě homogenní skupiny. Statisticky významně se liší rok 2001 od roku 2012 a rok 2002 se významně liší též od roku 2012 ($p=0,05$). Rozdělení let do homogenních skupin je jednoznačné (tab. č. 32), všechny roky překrývají obě dvě skupiny, kromě roku 2001, 2002 a 2012.

Obr. č. 11 – Porovnání průměrných hodnot chlorofylu $\mu\text{g/L}$ v průběhu let – výsledek statistického hodnocení ANOVA – jednoduché třídění



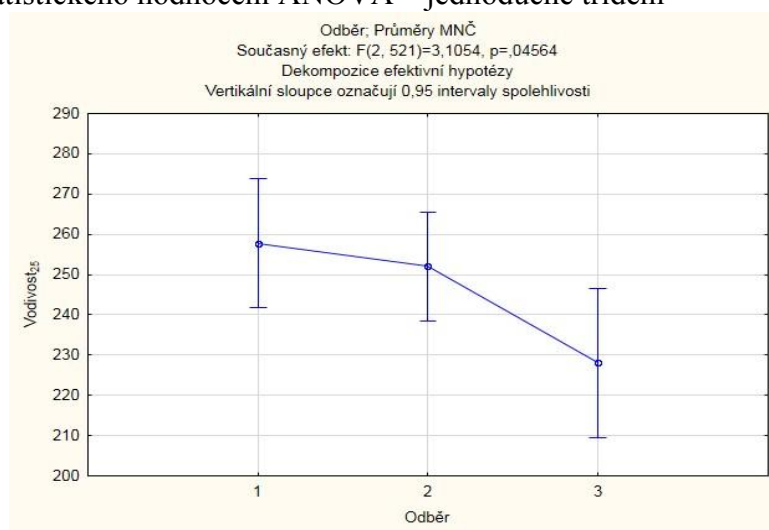
5. 3 Analýza rozdílů během sezóny

Pro sezónní analýzy byly vybrány parametry vodivost, alkalita, celkový N, celkový P a chlorofyl. Ze sezónního průběhu jednotlivých parametrů, lze zachytit procesy, které se odehrávají v rybníčních ekosystémech. Jednotlivé hydrochemické parametry se v průběhu sezóny mění, což je patrné na obr. č. 12 – 16.

5. 3. 1 Analýza rozdílů v parametru vodivosti

V rybníčních oblastech průměrné hodnoty vodivosti během sezóny zřetelně klesají od prvního odběru z hodnoty 257 $\mu\text{S}/\text{cm}$ k třetímu odběru na 228 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (obr. č. 12). Tukeyův HSD test významnosti identifikoval jeden významný statistický rozdíl, při němž se první odběr statisticky liší od třetího ($p=0,05$). Test homogenních skupin rozlišil dvě homogenní skupiny, ve kterých se druhý odběr překrývá s oběma skupinami (tab. č. 35).

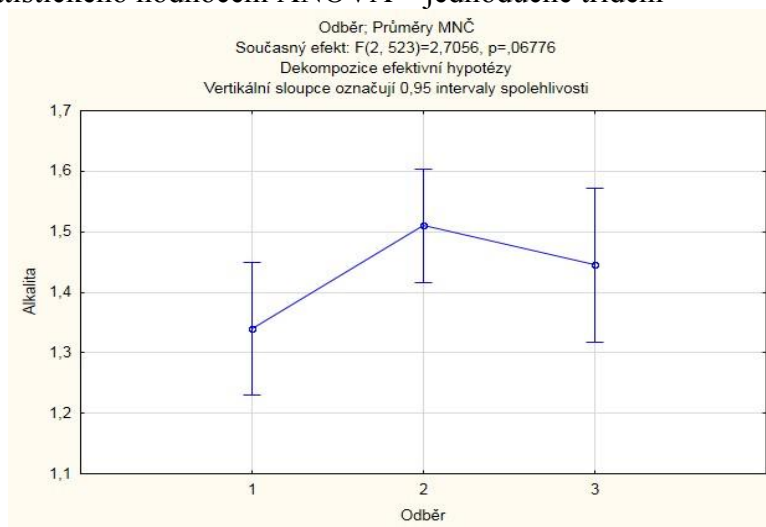
Obr. č. 12 – Porovnání průměrných hodnot vodivosti v $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ v průběhu sezóny – výsledek statistického hodnocení ANOVA – jednoduché třídění



5. 3. 2 Analýza rozdílů v parametru alkalita

Průměrné hodnoty alkality v rybníčních oblastech rostly z prvního odběru k druhému odběru na nejvyšší hodnotu 1,5 mmol/L. Ve třetím odběru rybníční oblasti vykázaly opět nižší alkalitu (obr. č. 13). Tukeyův HSD test významnosti neprokázal žádný statisticky významný individuální rozdíl mezi jednotlivými odběry, a proto HSD test významnosti rozlišil jednu homogenní skupinu (tab. č. 38).

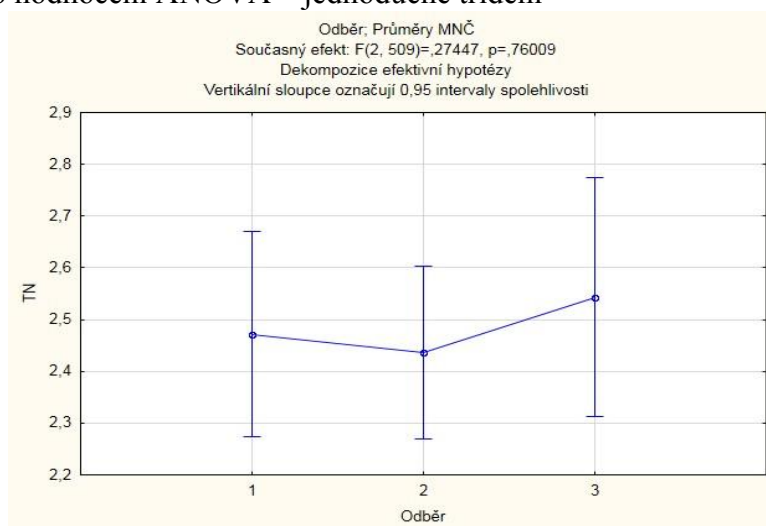
Obr. č. 13 – Porovnání průměrných hodnot alkality v mmol/L v průběhu sezóny – výsledek statistického hodnocení ANOVA – jednoduché třídění



5. 3. 3 Analýza rozdílů v parametru celkového dusíku

Nejvyšší průměrné hodnoty TN 2,5 mg/L byly zaznamenány ve třetím odběru (obr. č. 14). Tukeyův HSD test neprokázal žádný statisticky významný individuální rozdíl mezi jednotlivými odběry v TN, a proto HSD test homogenních skupin stanovil pouze jednu homogenní skupinu (tab. č. 41).

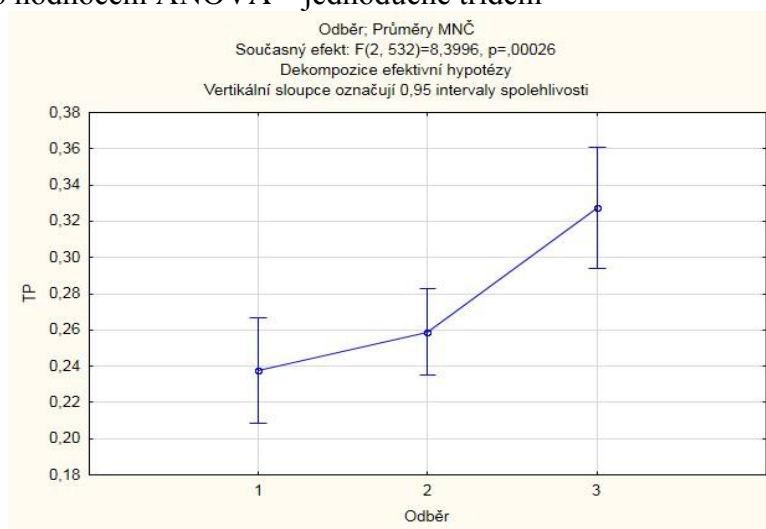
Obr. č. 14 – Porovnání průměrných hodnot TN v mg/L v průběhu sezóny – výsledek statistického hodnocení ANOVA – jednoduché třídění



5. 3. 4 Analýza rozdílů v parametru celkového fosforu

Průměrné hodnoty TP se během sezóny výrazně zvyšovaly. Z grafu je viditelné, že v prvním odběru sezóny byla průměrná koncentrace TP nejnižší 0,23 mg/L a ve třetím odběru koncentrace TP vzrostla na 0,32 mg/L (obr. č. 15). Tukeyův HSD test významnosti prokázal dva statisticky významné individuální rozdíly v sezónních odběrech pro TP ($p=0,05$). První a druhý odběr se významně liší od třetího odběru. Přičemž HSD test homogenních skupin identifikoval dvě homogenní skupiny (tab. č. 44). Rozdělení jednotlivých odběrů do skupin je jednoznačné, neboť první odběr s druhým se řadí do první skupiny a třetí odběr se řadí do druhé skupiny.

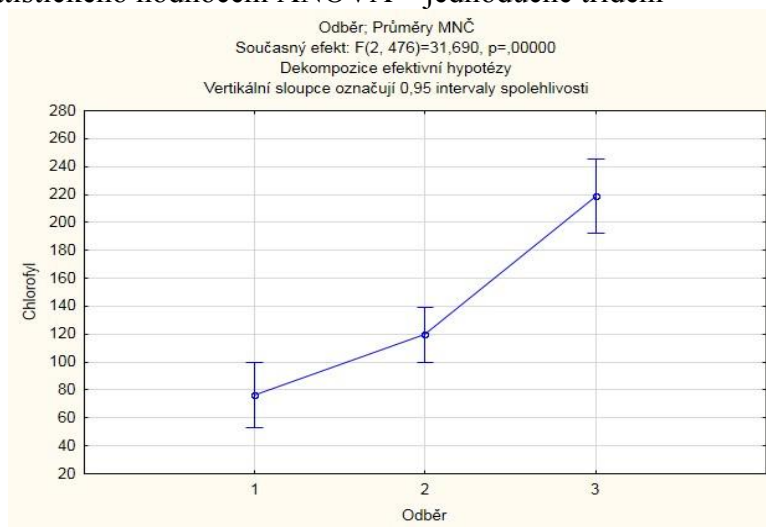
Obr. č. 15 – Porovnání průměrných hodnot TP v mg/L v průběhu sezóny – výsledek statistického hodnocení ANOVA – jednoduché třídění



5. 3. 5 Analýza rozdílů v parametru chlorofylu

V rybníčních oblastech je zřetelný nárůst chlorofylu z prvního odběru na třetí. První odběry v sezóně vykazovaly nejnižší průměrnou hodnotu 76 $\mu\text{g/L}$ a třetí odběry nejvyšší hodnotou 218 $\mu\text{g/L}$ (obr. č. 16). Tukeyův HSD test významnosti prokázal významný statistický individuální rozdíl mezi všemi třemi sezónními odběry ($p=0,05$). HSD test homogenních skupin diferencoval celkově tři homogenní skupiny (tab. č. 47). Rozdělení sezónních odběrů je jednoznačné, první odběr se řadí do první skupiny, druhý odběr do druhé skupiny a třetí odběr do třetí skupiny.

Obr. č. 16 – Porovnání průměrných hodnot chlorofylu v $\mu\text{g/L}$ v průběhu sezóny – výsledek statistického hodnocení ANOVA – jednoduché třídění



Do jednotlivých rybníčních oblastí (lokalit) se řadí rybníky, které jsou jak v určitém režimu ochrany např. NPR, PR PP, tak i bez ní. Při porovnání dat vyplynulo, že rybníky, které jsou v určitém stupni ochrany, se nijak neliší od rybníků, které žádnou ochranu nemají. Například na lokalitě NRP Řežabinec byly naměřeny nejvyšší extrémní hodnoty celkového P.

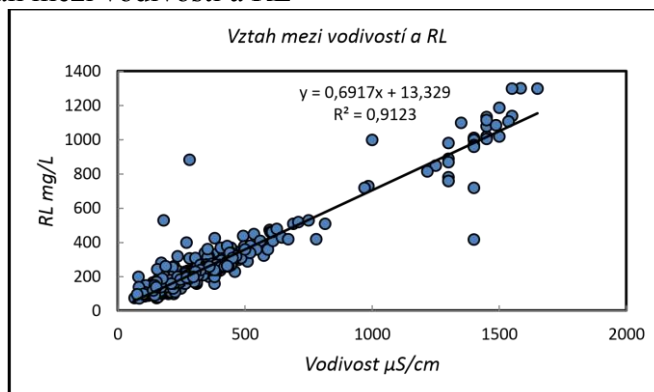
5. 4 Zpracování dat jednoduchou lineární regresí

Zhodnocení hydrochemických dat metodou lineární regrese umožňuje posoudit, do jaké míry jednotlivé parametry spolu souvisí, a jak jsou tyto závislosti obecně platné pro tak rozsáhlý soubor rybníčních lokalit (obr. č. 17 – 26).

5. 4. 1 Vztah mezi vodivostí a rozpuštěnými látky

Vodivost umožňuje odhad koncentrace iontově rozpuštěných látek tj. celkovou mineralizaci vod. Stanovení RL a vodivosti patří mezi běžnou součást chemického rozboru vod. Z obrázku je zřetelný signifikantní vztah mezi vodivostí a RL, protože elektrolyty určují téměř z 91 % variabilitu závislosti (obr. č. 17). Vyšší hodnoty vodivosti a RL tvoří oblast Lednických rybníků, které vykazují specificky vyššími hodnotami konduktivity a RL. Tato oblast má vyšší obsah rozpuštěných látek, především síranů (vápníku) a chloridů. Ostatní lokality se pohybují přibližně do hodnot vodivosti $500 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Převážná část rybníčních oblastí tvoří hydrogenuhličitanový typ povrchových vod.

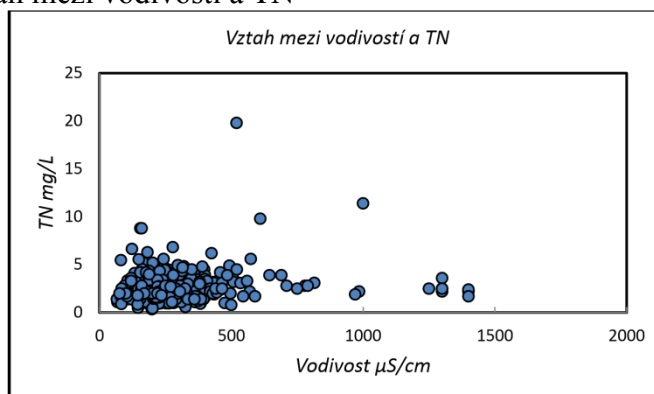
Obr. č. 17 – Vztah mezi vodivostí a RL



5. 4. 2 Vztah mezi vodivostí a celkovým dusíkem

Vztah mezi vodivostí a TN ukazuje, že při vzrůstající vodivosti se koncentrace TN udržují ve většině případů pod 5 mg/L. Je zřejmé, že vodivost nemá jednoznačný vliv na přísun TN (obr. č. 18). Vysoká hodnota TN 19,8 mg/L pochází z rybníční oblasti Ostravy, kde byly koncentrace dusičnanů zřetelně vyšší. Dále průměrné hodnoty 11,4 mg/L a 9,8 mg/L TN pochází z oblasti Brno a průměrná hodnota 8,8 mg/L z Třebońska. Tyto hodnoty značí vysoké vnější znečištění.

Obr. č. 18 – Vztah mezi vodivostí a TN

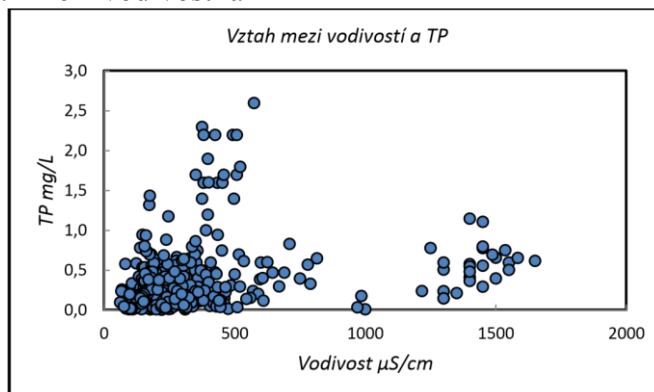


5. 4. 3 Vztah mezi vodivostí a celkovým fosforem

Při hodnocení vztahu mezi vodivostí a TP lze zaznamenat dva odchylené vývojové trendy. Prvním z nich je, že při nižších hodnotách vodivosti převládají vysoké koncentrace TP. V tomto případě se jedná o oblast Řežabinec, protože v této rybníční lokalitě byly stanoveny nejvyšší hodnoty fosforečnanů. Druhý vývojový trend graf ukazuje na vysoké hodnoty vodivosti a nižší koncentrace TP. Tyto hodnoty charakterizují rybníční oblast Lednice, protože se výrazně odlišuje od

ostatních oblastí vysokou salinitou. Z grafu vyplývá, že vztah mezi hodnotami vodivosti do hodnot $500 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ neexistuje žádný vztah k celkovému P (obr. č. 19).

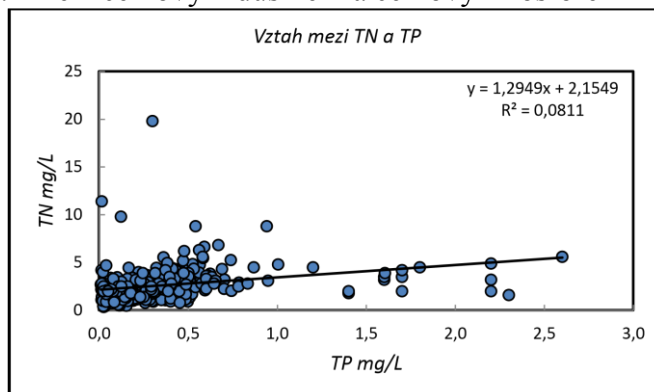
Obr. č. 19 – Vztah mezi vodivostí a TP



5. 4. 4 Vztah mezi celkovým dusíkem a celkovým fosforem

Vztah mezi TN a TP je na grafu signifikantní i při nízkém koeficientu determinace (obr. č. 20). Tento vztah může zahrnovat několik závislostí. Korelace jistě existuje mezi fosforem a dusíkem v sestonu. Vztah mezi rozpuštěným organickým dusíkem a fosforem může být problematictější z důvodu jeho původu. Pocházejí-li z mikroorganismů, předpokládá se, že čím více organického dusíku, tím více i organického fosforu. Jinou věcí by bylo, pokud by organické sloučeniny pocházely z vnějšího prostředí. Vyšší hodnoty celkového N bez závislosti na celkovém P pochází z oblasti Ostrava. Naopak nejvyšší hodnoty celkového P pochází především z lokality rybníka Řežabinec, kde byly naměřeny nejvyšší koncentrace fosforečnanů. Oba tyto případy svědčí o nezávislém vnějším zdroji znečištění dusíku (Ostrava) a fosforu (Řežabinec).

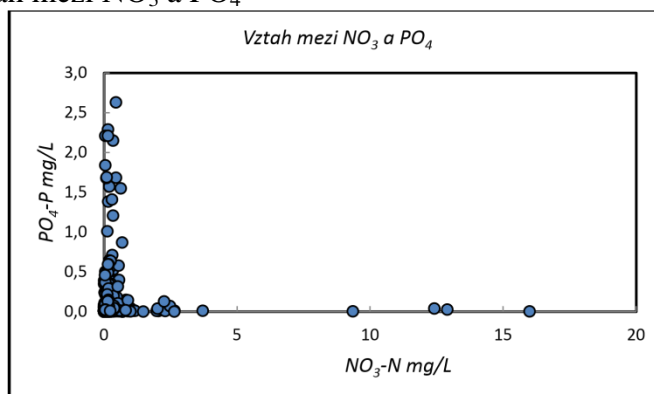
Obr. č. 20 – Vztah mezi celkovým dusíkem a celkovým fosforem



5. 4. 5 Vztah mezi NO_3 a PO_4

V rybníčních oblastech a lokalitách nastává situace, kde při nízkých koncentracích dusičnanů vzrostou koncentrace fosforečnanů (obr. č. 21). Je evidentní, že rybníky disponují s vysokou vnitřní zásobou fosforu. Fosforečnany se v rybníčních vodách sráží do nerozpustných forem, které jsou sorpčně vázané na organické nebo anorganické nerozpuštěné látky nebo sedimenty. Tyto fosforečnany se mohou uvolnit, jestliže na dně nádrže dojde k vyčerpání kyslíku. Za takovéto situace nerozpustné fosforečnany přechází zpět do rozpustné formy. Při tomto procesu dochází k redukci dusičnanů. Dusičnany jsou zpravidla v letních měsících značně využívány fytoplanktonem, vodní makrovegetací a zejména mikroorganismy v procesu denitrifikace. Proto vysoké koncentrace fosforečnanů jsou zaznamenány pouze v případě nízkých koncentrací dusičnanů. Naproti tomu v přítomnosti nadbytku dusičnanů jsou koncentrace fosforečnanů zpravidla nízké. Vysoké koncentrace dusičnanů mohou ukazovat na rybníky, které mají vyšší průtočnost, nebo mají vnější bodové znečištění.

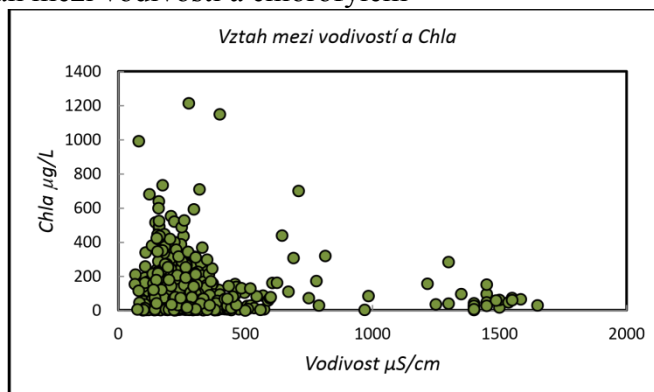
Obr. č. 21 – Vztah mezi NO_3 a PO_4



5. 4. 6 Vztah mezi vodivostí a chlorofylem

Mezi chlorofylem a vodivostí není patrný žádný vztah (obr. č. 22). Z grafu je pouze zřetelné, že při průměrných hodnotách vodivosti do $350 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ se vyskytují nejvyšší hodnoty chlorofylu, až s maximální průměrnou hodnotou $1215 \mu\text{g/L}$. Vysoké hodnoty vodivosti bez vztahu k chlorofylu patří oblasti Lednických rybníků.

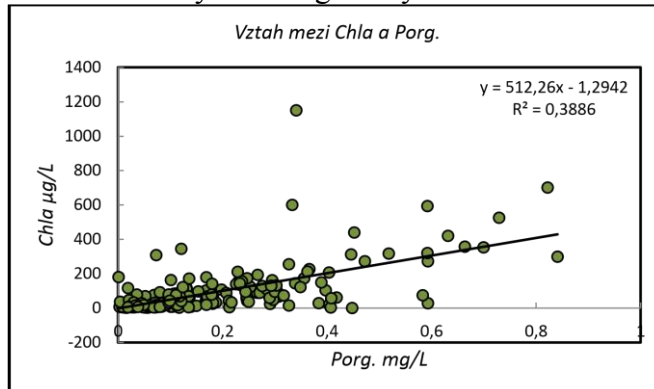
Obr. č. 22 – Vztah mezi vodivostí a chlorofylem



5. 4. 7 Vztah mezi chlorofylem a organickým fosforem

Spojitosť mezi chlorofylem a organickým P ukazuje signifikantní korelaci (obr. č. 23). Lze předpokládat, že v rybnících dochází k vysoké primární produkci, která vytváří podmínky pro zpětné uvolnění fosforu ze sedimentů nebo organické hmoty na dně rybníků (obr. č. 21). S rostoucí koncentrací dostupného fosforu roste i množství chlorofylu, který využívají fotosyntetizující organismy.

Obr. č. 23 – Vztah mezi chlorofylem a organickým fosforem

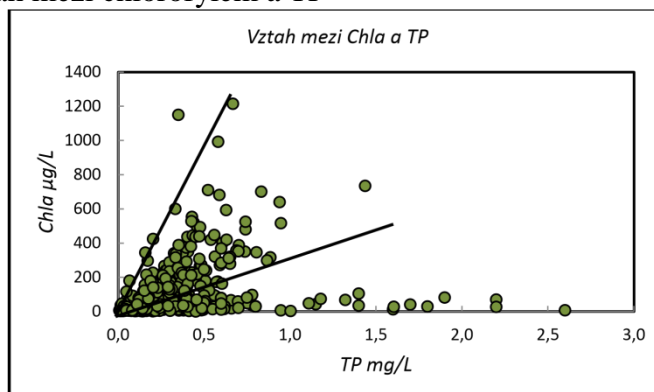


5. 4. 8 Vztah mezi chlorofylem a celkovým fosforem

Na obr. č. 24 jsou v grafu zobrazeny na ose y koncentrace chlorofylu oproti celkovému P na ose x. Je patrné, že celkový soubor dat se rozpadá do dvou tendencí. Jednak očekávaný pozitivní vztah, kdy s vyššími koncentracemi TP vzrůstají i koncentrace chlorofylu. To odráží situaci, kdy fytoplankton může využívat fosfor pro svůj růst. To potvrzuje obr. č. 23. Na tomto vztahu se podílí především organický P. Z druhého vývojového trendu je patrné, že při vysokých průměrných hodnotách TP není zaznamenán vztah k chlorofylu. V tomto případě se jedná především oblast

Řežabinec, která dosahuje nejvyšších průměrných koncentrací fosforečnanů až 2,6 mg/L. Příčinou může být omezení růstu zooplanktonu např. přítomností velkých perlooček rodu *Daphnia*.

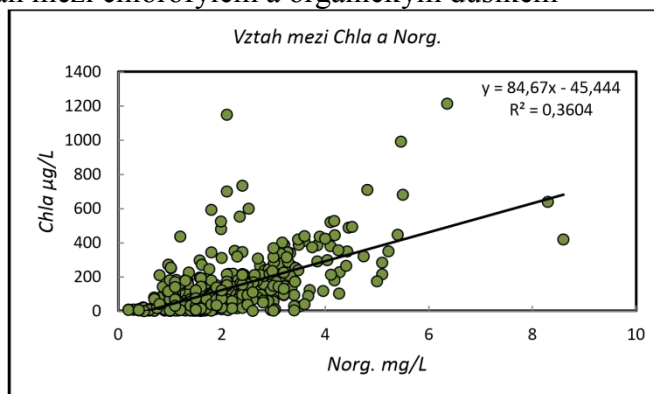
Obr. č. 24 – Vztah mezi chlorofylem a TP



5. 4. 9 Vztah mezi chlorofylem a organickým dusíkem

Mezi chlorofylem a organickým N je signifikantní vztah (obr. č. 25). Z grafu vyplývá, že hodnoty organického N se pohybují nejvíce do 3 mg/L. Organický N roste s mírou chlorofylu, neboť je součástí narostlé biomasy fytoplanktonu.

Obr. č. 25 – Vztah mezi chlorofylem a organickým dusíkem

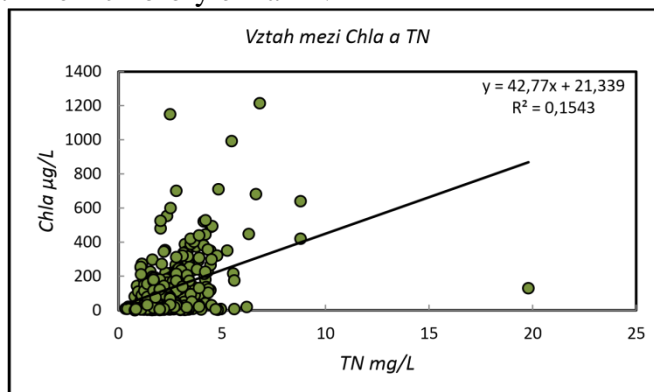


5. 4. 10 Vztah mezi chlorofylem a celkovým dusíkem

Vztah mezi chlorofylem a TN vykazuje signifikantní korelaci (obr. č. 26). Z grafu lze pozorovat trend, kdy se v rozsahu do 3 mg/L zvyšují hodnoty chlorofylu spolu s TN. Lze předpokládat, že do 3 mg/L bude tvořen TN hlavně organickou frakcí dusíku, tj. biomasou fytoplanktonu a zvýšenými metabolickým výměšky. To dokazuje i obr. č. 25. Odlehlá vysoká hodnota bez vztahu k chlorofylu patří oblasti

Ostrava. Na vysoké hodnotě TN se podílí především dusičnanový dusík, který pochází z vnějšího zdroje znečištění.

Obr. č. 26 – Vztah mezi chlorofylem a TN



6. DISKUSE

Rybníky a jezera působí jako „nádoby“ na živiny. Ve srovnání s tekoucími vodami mají retenční schopnost hromadit veškerý materiál v sedimentu nádrže. Tato schopnost stojatých vod hraje důležitou úlohu, neboť látky vázané na sedimenty mohou být zpětně uvolněny do vodního prostředí a pozměnit celý ekosystém. Tento proces je důležitý především pro úlohu fosforu (Chorus, 1999).

V Severní Americe a Evropě byla provedená paleolimnologická studie, která porovnávala trofii sladkovodních jezer mezi zmíněnými kontinenty. Autoři studie informovali, že za posledních 100 let v Evropě došlo ke zvýšenému trofickému stavu stojatých vod. Ze studie také vyplývá, že v průběhu druhé poloviny 20. století došlo ke zrychlení a podpoře eutrofizace. Je známo, že Evropa má vyšší hustotu obyvatel než Severní Amerika, a proto také docházelo k výraznější přeměně evropské krajiny. Studie naznačuje, že rozsáhlá přeměna evropské krajiny je jedním z hlavních faktorů, který podpořil vývoj eutrofizace povrchových vod. Zejména zemědělství, které má v Evropě delší historii než v Severní Americe, způsobilo pokles kvality sladkovodních vod. Především evropská jezera v průběhu 20. století prošla rozsáhlým zatížením fosforem. Ze studovaných jezer vyplývá, že 33 % z nich vykázalo zrychlenou eutrofizaci. V Severní Americe je podíl jezer, ve kterých vzrostl celkový P v průběhu času je mnohem nižší. Pouze 9 % z nich vykázalo velké zrychlení eutrofizace (Keatley et al., 2011). Podrobný vývoj trofie v rybníčních vodách v České republice podrobně popisují například Kořínek et al., (1987) nebo Janda et al., (1996).

6. 1 Vývoj hospodaření na rybníčních vodách

6. 1. 1 Vývoj hospodaření na přelomu 19. - 20. století

Do poloviny 18. století nebyly na našem území známy prakticky žádné poznatky o potravních nárocích ryb, a proto nemohly být prováděny žádné významné hospodářské zásahy do rybníčních vod. Vycházelo se pouze z praktických poznatků, jako je například fakt, že nový rybník poskytoval vyšší výnosy než starší. Díky této skutečnosti se zavedlo například letnění rybníků. V druhé polovině 18. století se vyskytly první záznamy, že dna rybníků byla zúrodnována dobytčím hnojem. Za

další jednoduché opatření bylo považováno odstranění lesů kolem rybníků a jejich nahrazení loukami a pastvinami. Účelem opatření bylo, aby byly rybníky dotovány splachy z okolní krajiny (Janda et al., 1996). Na konci devatenáctého století se rybníční vody považovaly převážně za mezotrofní a některé dokonce za oligotrofní. Nízké koncentrace živin nepodporovaly rozvoj fytoplanktonu a produkci ryb, čehož si povšimnul známý rybníkář Josef Šusta. Produkce ryb v 19. století klesala, neboť veškeré živiny vázané na rybníčním dně byly postupem času vyčerpány. Proces „stárnutí“ rybníčních ploch se projevoval u většiny z těch, které byly založeny okolo patnáctého století. Uvádí se, že průměrná produkce ryb dosahovala kolem roku 1850 přibližně 30 kg ha⁻¹ (Pechar, 2000b). Na počátku 20. století se situace v hospodaření rybníků pozměnila díky studiím Josefa Šusty. V rámci jeho šetření došlo k vysvětlení významu jednotlivých vodních organismů jako potravy především pro kapra, který byl nejrozšířenější produkovanou rybou. Šusta vysvětlil důležitost podpory rozvoje organismů, které zvýší produkci ryb. Zvýšení produkce dosáhl pomocí hnojení, vápnění a příkrmování (Janda et al., 1996).

6. 1. 2 Vývoj hospodaření ve 30. letech 20. století

Nové poznatky o Šustově zúrodňování rybníků se projevíly v mírném navýšení a stabilizaci produkce ryb. Jednalo se o zcela první úmyslné zvyšování produktivity rybníků (Potužák et al., 2007). Přeš uplatněná opatření se produkce ryb pohybovala kolem 50 – 100 kg/ha. Ve 30. letech se započalo s intenzivnější aplikací minerálních hnojiv (superfosfátu) do rybníčních vod. (Janda et al., 1996). Vyšší přísun živin se projevil ve zvýšené alkalitě, fosfátů a na intenzivnějším rozvoji fytoplanktonu a zooplanktonu. V Třeboňských rybnících se již na jaře objevoval vegetační zákal, který snižoval průhlednost vody k jednomu metru. Jelikož se v 30. letech pohybovaly obsádky okolo 100 – 300 kg/ha, mohlo docházet k velkému rozvoji zooplanktonu (perlooček), který na počátku léta potlačoval rozvoj drobného fytoplanktonu. Ovšem vyšší nabídka živin, především fosforu, na některých rybních podpořila rozvoj sinic. Proto ve 30. letech lze hovořit, o prvním výskytu vodního květu. Výskyt sinic způsoboval zhoršenou kvalitu vody, ale v porovnání s následujícími léty to nebylo závažné (Pechar et al., 2002).

6. 1. 3 Vývoj hospodaření v 50. - 70. let 20. století

Od druhé poloviny dvacátého století se řada rybníčních ekosystémů nacházela v eutrofním stavu, jelikož se uplatňovalo stále intenzivnější hospodaření (hnojení, vápnění, příkrmování) na rybnících. Účinek vápnění byl dobře pozorován na třeboňských rybnících, neboť jejich vody se posunuly k hydrogenuhličitanovému typu vod s převahou kationtů vápníku a hořčíku. Průměrná vodivost vod se zvýšila přibližně k $193 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ a celková mineralizace vzrostla k $172 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Vápnění se samozřejmě projevilo i na zvýšeném pH 7 a alkalitě $1,55 \text{ meq}\cdot\text{l}^{-1}$, protože ještě ve 30. letech hodnoty pH, uváděné v roce 1938 Jírovcovou a Jírovcem, dosahovaly okolo 6 a alkalita k $0,4 - 0,8 \text{ meq}\cdot\text{l}^{-1}$. K hnojení se z počátku využívala organická hnojiva, která v tomto období byla nahrazována minerálními, ledkem nebo superfosfátem. Vyšší aplikace dávek minerálních hnojiv se začal projevovat v dostupných sloučeninách dusíku a fosforu. V 50. letech se vyskytovaly stále nižší průměrné koncentrace chlorofylu vlivem nižších obsádek. Nižší predační tlak obsádky zajistil dostatečně velkou populaci velkých perlooček, která eliminovala rozsáhlejší rozvoj fytoplanktonu (Pechar, 2000b).

Je nutné podotknout, že hospodaření na rybníčních plochách, v těchto letech, probíhalo velmi různorodě. Množství aplikovaných minerálních hnojiv a velikost rybích obsádek se od sebe lišily lokalitou od lokality. Stále se v krajině vyskytovaly i extenzivní rybníky, které si zachovaly mezotrofní v některých případech až oligotrofní charakter. pH hodnoty těchto vod dosahovaly 6-7, alkalita se pohybovala u $1 \text{ meq}\cdot\text{l}^{-1}$ a koncentrace organického dusíku do $1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Průhlednost vody dosahovala během celé sezóny ke 3 m. Naopak intenzivně obhospodařované rybníky byly již eutrofní a vyskytoval se na nich vodní květ sinic. Přes značné rozdíly v rybníčních lokalitách, byl zřejmý trend v navyšování dávek hnojiv a obsádek. Narůstající zátěž rybníků pozměňovala kvalitu vody a druhové složení planktonu se pozměnilo tak, že v jarním období se hodnoty pH vyšplhaly až přes 9 a zaznamenávaly se vyšší výkyvy v koncentracích kyslíku (Pechar et al., 2002). Příkryl (2000) také upozorňuje na zvyšování koncentrací živin v přítékajících vodách, které dotovaly rybníky dalšími živinami navíc. Za příklad lze uvést řeku Lužnici, která je jedním z důležitých zdrojů vody v rybníční třeboňské oblasti, v níž byl zaznamenán zvýšený obsah živin (Janda et al., 1996).

Údaje z třeboňských rybníků (podle dat Dejčara, 1954 – 1963) velmi dobře dokládají změnu v chemismu rybníčních vod. V roce 1954 elektrická vodivost dosahovala k 171 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ byl na 0,58 mg/L, $\text{PO}_4\text{-P}$ na 0,17 mg/L a v neposlední řadě HCO_3 na 90,6 mg/L. O deset let, byla situace odlišná, neboť elektrická vodivost se v roce 1961 zvýšila na 223 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. V roce 1963 byly koncentrace $\text{NO}_3\text{-N}$ nižší 0,03 mg/L, ale $\text{PO}_4\text{-P}$ naopak vyšší 0,35 mg/L spolu s HCO_3 103,9 mg/L. Změna chemismu vod se projevila i na zvýšení hlavních iontů. Přesněji koncentrace chloridů a síranů se ztrojnásobily a koncentrace sodíku, draslíku a hořčíku se zdvojnásobily.

Na počátku 70. let se intenzita rybářského hospodaření spolu se zemědělskou výrobou stále zvyšovala až do 80. let, kdy hospodářské činnosti dosáhly svého vrcholu (Pechar et al., 2002).

6. 1. 4 Vývoj hospodaření v 80. - 90. let 20. století na třeboňských rybnících

Na přelomu 80. a 90. let byl na třeboňských rybnících zpozorován další nárůst vodivosti k hodnotám 200 – 400 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Nicméně nejvyšší naměřená hodnota vodivosti dosáhla až 1165 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. V tomto období byl také prokázán bezprostřední vliv zemědělské činnosti na rybníční ekosystémy. Rybníční soustavy, které se vyskytovaly v blízkosti zemědělské půdy, příkladem lze jmenovat Třeboňskou nebo Břilickou, měly nejvyšší hodnoty vodivosti i koncentrace rozpuštěných minerálních látek. Soustavy, kterých se zemědělská činnost nedotýkala, měla výše jmenované hodnoty prokazatelně nižší (Pechar et al. 2002).

Podrobnější změnu trofie rybníčních vod uvádějí Potužák et al., (2007). Podle nich se od roku 1950 do roku 1990 průměrné koncentrace celkového P zvýšily z 0,12 mg l^{-1} na 0,29 mg l^{-1} , a koncentrace celkového N se zvýšily z 1 mg l^{-1} na 2,94 mg l^{-1} . Narůstající koncentrace dusíku a fosforu se projevily na množství fytoplanktonu. Průměrné množství fytoplanktonu se zvýšilo více než pětkrát a koncentrace chlorofylu-a se zvýšily na více než 150 $\mu\text{g l}^{-1}$. Uvedené vzrůstající koncentrace jasně prokazují eutrofizaci rybníčních vod. Pechar, (2000b) doplňuje, že vzrůstající koncentrace živin spolu s vyššími obsádkami, omezovaly výskyt velkých perlooček. Vlivem uvedených skutečností docházelo k nárůstu biomasy fytoplanktonu a jejímu nepravidelnému kolísání během sezóny. Velké množství biomasy zapříčiňovalo destabilizaci vodního prostředí, především parametrů pH a kyslíkového režimu

Po roce 1990 se rybářská praxe opět přeměnila, tentokrát v pozitivním slova smyslu. Docházelo k omezování dávkování krmných směsí a statkových hnojiv. Přesto, přísun živin do rybníčních vod byl nejvyšší od roku 1930. Dále pozitivně docházelo k omezování splachů ze zemědělských povodí, protože se omezovalo hnojení zemědělských půd a docházelo jejich zatravňování. Postupem času se začaly budovat čističky odpadních vod, které omezily přísun splaškových vod do rybníků (Janda et al., 1996).

Eutrofizace vod byla celosvětově studována řadou výzkumníků již od roku 1960. V této době se započalo s intenzivním a plošným hnojením zemědělských ploch, a nastal exponenciální nárůst lidské populace (Yang et. al., 2008). Wang et al. (2013) uvádějí, že kolem roku 1990 se stala eutrofizace vážným celosvětovým problémem, neboť v řadě rybníků a nádrží byl zaznamenán výrazný nárůst trofie. Po zhodnocení sladkovodních ekosystémů řada vědců dospěla k závěru, že eutrofizace ohrožuje 54% asijských jezer, 53% evropských jezer, 48% jezer v Severní Americe, 41% jezer v Jižní Americe, a dokonce 28% jezer v Africe.

6. 2 Trend zvyšující se trofie ve sladkovodních povrchových vodách

Nárůst antropogenní trofie lze dobře demonstrovat na řadě čínských jezer. Většina jezer ve východní Číně jsou mělká (<7 m), a proto lze předpokládat značnou podobnost ve vodních procesech s českými rybníčními vodami. Trofii čínských rybníčních vod ovlivňuje především zemědělství, které využívá vysokou spotřebu umělých hnojiv, které jsou potřebné pro zajištění vysoké zemědělské produkce pro stále rostoucí populaci. Čína spotřebovává okolo 30 % světové spotřeby hnojiv. V čínských jezerech bylo prokázáno, že 35 % dusíku a 68 % fosforu pochází ze zemědělské činnosti. Vysoké množství aplikovaných hnojiv se považuje za primární příčinu zvýšených koncentrací živin v povrchových i podzemních vodách. Přesto některé povrchové vody jsou záměrně eutrofizovány, protože dochází k rozsáhlému, stále zvyšovanému, rozvoji akvakultury. Sladkovodní akvakultura vzrostla z produkce 0,45 milionu tun v roce 1978 na 21,5 milion tun v roce 2006. Akvakultura zajišťuje levný zdroj živočišných bílkovin, a proto záměrná zvyšující úživnost vod hnojivy na podporu rybí produkce přispívá k eutrofizaci. V neposlední řadě jsou závažným zdrojem znečištění vodních ekosystémů přitékající odpadní vody, neboť okolí řady jezer jsou hustě osídlená. Tyto negativní jevy mají za

následek, že většina čínských jezer jsou eutrofní. Nedávné studie ukázaly, že pouze 6 % čínských jezer jsou oligotrofní, 44% jsou eutrofní a 22% dokonce hypertrofních. Ze šesti největších sladkovodních jezer v Číně, se pouze jezero Poyang nachází v mezotrofním stavu. Ostatních pět jezer je v eutrofním nebo dokonce hypotrofním stavu (Gao and Zhang, 2010).

Velmi známé je čínské eutrofní jezero Dianchi, ve kterém byla eutrofizace poprvé zaznamenána v roce 1977. Postupem času v jezeře docházelo k navyšování trofie až do let 2000 – 2004, kdy jezero dosáhlo nejvyššího stavu trofie. Čínská vláda v následujících čtyřech letech sice vynaložila náklady na snížení eutrofizace (Huang et al., 2014), ale přesto 297,9 km² velké jezero je stále považováno za jedno z nejvíce eutrofních jezer Číny (Gao and Zhang, 2010). Yang et. al., (2008) se dokonce domnívají, že Dianchi je nejvíce hypertrofní jezero na světě. Změna v nárůstu trofie se projevila především se změnou land use v okolí jezera. V roce 2000 bylo okolí jezera urbanizované z 8,23 %, v roce 2013 se urbanizace zvýšila na 32,08 %. Zvýšená trofie Dianchi se statisticky prokázala se zvýšenou urbanizací, neboť primární sektor (zemědělství) s terciálním sektorem (služby) koreluje s celkovým N. Naopak sekundární sektor (průmysl) koreluje s terciálním v celkovém P (Huang et al., 2014). Dále lze podotknout, že do jezera bylo z povodí vypouštěno cca 240 mil. m³ odpadních vod (Gao and Zhang, 2010).

Podobné výsledky lze najít i v jiných částech světa. Eutrofizace představuje vážnou hrozbu pro mnoho evropských jezer (Søndergaard et al., 2007) jako například Švédské jezero Ringsjön (Verner, 1996). Také většina dánských jezer je vysoce eutrofních, protože eutrofizaci způsobuje rozsáhlé zemědělství a domácí odpadní vody (Jeppesen et al., 1999). V jezeře Lugano, nacházející se mezi Itálií a Švýcarskem, dochází k rychlé eutrofizaci kvůli nadměrnému vypouštění odpadních vod, jejichž objem roste s růstem obyvatel (Barbieri a Simona, 2001). V neposlední řadě Davis a Koop (2006) uvádí, že již na konci 19. století byly v Austrálii zaznamenány první výskyty sinic ve sladkovodních ekosystémech.

V České republice se nárůst trofie vod neprojevoval pouze v rybníčních ekosystémech, ale podobný trend lze pozorovat i na přehradách. Na Brněnské přehradě byl zaznamenán výskyt sinic již v 50. letech minulého století, a od tohoto období stále vzrůstal. V roce 2004 naměřená koncentrace celkového P dosáhla 0,92 mg/L (Hlaváčová, 2006). Eutrofizací Brněnské nádrže se zabývá řadu let Maršálek et

al., (2001, 2007) a Maršálková (2010). V roce 2012 Povodí Moravy informovalo, že díky uplatněným opatřením (areační věže, dávkování síranu železitého aj.), se může Brněnská nádrž pochlubit nejčistší vodou za poslední desítky let. Problém eutrofizace se řeší řadu let také na vodní nádrži Orlík, kde je situace na rozdíl od Brněnské nádrže stále neuspokojivá. Výrazným problémem nádrže Orlík jsou vysoké koncentrace fosforu, bakterií, řas a sinic (Liška et al., 2009). O Orlickou přehradu se již řadu let zajímá řada odborníků, kteří se snaží řešit problém její eutrofizace, např. Hejzlar et al., (2008), Faina a Rosendorf (2009) nebo Novák et al., (2009).

6.3 Zhodnocení výsledků průměrných hydrochemických ukazatelů oblastí

Popsaný vývoj hospodaření na českých rybníčních vodách poskytuje důležité informace o kvalitě a stavu rybníčních vod. Od 90. let po současnost převládá podobný způsob kaprového hospodaření, tj. velmi vysoké obsádky s vysokým množstvím dodávaných krmiv. Od intenzivního hnojení rybníků hnojem se postupem času upustilo.

Hodnoty vodivosti se pohybují ve většině rybníčních oblastí v běžném rozsahu pro povrchové vody. Jak uvádí Pitter (2009), běžné hodnoty vodivosti povrchových vod se nachází v rozpětí 50 – 500 $\mu\text{S. cm}^{-1}$. Pouze lokality Brno a Lednické rybníky vykazují hodnoty vyšší nad 600 $\mu\text{S. cm}^{-1}$. Průměrná vodivost Lednických rybníků dosahuje až k 1415 $\mu\text{S. cm}^{-1}$. Heteša et al., (2010) uvádí, že Lednické rybníky se nachází v nivě řeky Dyje, kde povrchové vody obsahují zvýšený obsah solí. Vyšší obsah solí je zapříčiněn početným výskytem slanisek. Slaniska jsou specifické ekosystémy, které vznikají v sušších oblastech, kde výpar převyšuje nad vsakováním, a proto dochází k hromadění iontů solí. Hlavní podíl solí představují sírany vápníku, chloridy a zejména kationty vápníku. Autoři uvádí, že běžná elektrická vodivost vod Lednických rybníků se pohybuje v rozmezí 800 – 1600 $\mu\text{S. cm}^{-1}$. Toto tvrzení se prokázalo na obr. č. 2, kde Lednické rybníky dosahují až dvojnásobné hodnoty vodivosti než ostatní rybníční oblasti (lokality). Lednické rybníky jsou ale také poznamenány hospodařením ze 70. – 90. let, kdy došlo k navýšení obsádek a hnojení. Rybníky byly dále dotovány odpadními vodami z okolních obcí. Vyšší průměrnou vodivost oblasti Brna 681 $\mu\text{S. cm}^{-1}$ lze odůvodnit polohou rybníků. Rybníky jsou umístěny v nížinné oblasti na Jižní Moravě, kam stéká většina povrchových vod, které znečišťují rybníky živinami. V takovém teplém

prostředí dochází k převládajícímu výparu nad srážkami, což se odráží na vyšší salinitě vod. Už první studie zkoumající chemismus rybníčních vod z roku 1938 od Jírovce a Jírovcové říkají, že Lednické rybníky obsahovaly vysoký obsah rozpuštěných látek, především síranů a chloridů. Autoři dále popisují vysoké hodnoty alkality (4 meq.l^{-1}), živin a organických látek (Pechar et al., 2002). Vyšší alkalita se shoduje i v tomto případě s průměrnými údaji na obr. č. 3. V ostatních případech alkalita vykazuje u všech lokalit obdobné hodnoty.

Koncentrace celkového N jsou ve všech lokalitách, kromě Ostravy, v běžném rozpětí. Nařízení vlády č. 61/2003 Sb. stanovuje orientační hodnotu pro celkový N na 6 mg/L . Sledované rybníční vody se pohybují v průměru okolo $2,5 \text{ mg/L}$. V tomto případě rybníční vody nejsou zatíženy sloučeninami dusíku. Pouze oblast Ostrava dosahuje výrazně vyšší průměrné hodnoty celkového N, kterou lze vysvětlit malým počtem provedených odběrů, které byly stanoveny pouze v jarním období. Ke zvýšení koncentrací celkového N v oblasti Ostrava pravděpodobně přispěly splachy ze zemědělské půdy a vnější znečištění (průmysl). Lze předpokládat, že se jedná především o dusičnanový dusík.

Koncentrace celkového P se pohybovaly ve všech sledovaných oblastech převážně na stejných průměrných hodnotách okolo $0,32 \text{ mg/L}$, výjimkou lokality Řežabinec a do jisté míry i oblasti Lednice. Řežabinec dosáhl průměrné hodnoty celkového P $1,44 \text{ mg/L}$. Nařízení vlády č. 61/2003 Sb. uvádí orientační hodnotu pro celkový P v povrchových vodách $0,15 \text{ mg/L}$. OECD uvádí nejvyšší hodnoty pro celkový P při eutrofizaci $0,1 \text{ mg/L}$. Hartman et al., (2005) stanovil rozpětí celkového P pro rybníční vody od $0,025 - 1,4 \text{ mg/L}$. Z toho vyplývá, že většina oblastí (lokalit) převyšuje výše popsané hodnoty pro celkový P a rybníční vody jsou výrazně zatíženy fosforem. Avšak rybářská praxe, oproti zájmům ochrany přírody, obecně vyžaduje vyšší trofii rybníčních vod a uvádí hodnotu pro celkový P mnohem vyšší, $0,4 \text{ mg/L}$ (Urbánek, 2012). Lokalita Řežabinec, vykazuje hypertrofní vodu z důvodu předešlého rozsáhlého intenzifikačního hospodaření, které bylo v 80. letech podpořeno přitékající odpadní vodou z nedaleké drůbežárny Vajax. Fajna a Příkryl (2000e) dokonce uvádí, že na Řežabinci byla naměřená extrémně vysoká hodnota celkového P až $2,6 \text{ mg/L}$. Šrámek (2014) publikuje již příznivější údaje. V letech 2004 – 2007 proběhlo na Řežabinci odbahnění, které se pozitivně projevilo na snížených koncentracích fosforu. Koncentrace celkového P se pohybovaly v roce 2013

v rozmezí 0,09 – 0,24 mg/L. Sledovaná oblast Lednice dosahuje průměrných hodnot celkového P 0,54 mg/L, což je důsledkem výše popsaných problémů o přivádění odpadních vod do rybníků.

Průměrné hodnoty chlorofylu oblastí se pohybovaly okolo 120 µg/L, což jsou poměrně vysoké hodnoty. Vysoký obsah chlorofylu ve vodě způsobuje vysoká koncentrace fosforečnanů.

Z výsledků rozdílů mezi jednotlivými rybníčními oblastmi (lokalitami) vyplývá, že rozdílné podmínky oblastí se projevují především na základním chemismu vod, tj. v průměrných koncentracích vodivosti a alkality. V menší míře se projevují na koncentracích celkového P, celkového N a chlorofylu. V rybníčních oblastech (lokalitách) je míra eutrofizace podobná s výjimkou extrémů např. NPR Řežabinec, kde byly stanoveny nejvyšší koncentrace celkového P.

6. 4 Zhodnocení časového vývoje výsledků

Z výsledků chemismu rybníčních vod vyplývá, že rybníční vody jsou neustále ovlivňovány předešlým rybářským intenzivním hospodařením. Toto tvrzení vychází především z časového hodnocení. V průběhu sledovaného období vybrané parametry určující trofii rybníčních vod oscilovaly a nebyl zaznamenán žádný jednoznačný vývojový trend. Pouze u průměrných hodnot alkality je možné zaznamenat patrný časový pokles, jak zjistil Pechar et al., (2005). V období 1990 – 2000 docházelo k jejímu zřetelnému poklesu. Podle časového zjištění se tento klesající trend později zmírňoval.

Z vyhodnocených časových výsledků vyplývá, že se kvalita rybníčních vod v ČR ani nezlepšuje ani nezhoršuje. Baxa et al., (2013) uvádí, že obdobný vývoj kvality rybníčních vod je zaznamenán na třeboňských rybnících.

6. 5 Zhodnocení výsledků sezónních průměrných hodnot

Pro hodnocení kvality rybníčních vod je nezbytné poznat sezónní vývoj parametrů, protože mohou výrazně ovlivnit kvalitu vody. Sezónní průběhy parametrů mohou také vypovídat o probíhajících procesech v českých rybníčních vodách. Produkci ryb v rybníčním ekosystému ovlivňuje řada faktorů. Velikost a struktura rybí obsádky, množství živin, struktura planktonu, přítomnost sinic a řas apod..

Zooplankton ovlivňuje kvalitu vody svým vyžíráním tlakem fytoplanktonu. Adámek (2010) píše, že vyskytuje-li se ve vodě nižší rybí obsádka, dochází ke stabilizaci většího zooplanktonu (např. perlooček). Naopak, je-li v rybníce vyšší rybí obsádka s dostatkem živin, ryby sežerou velký zooplankton a dojde k rozvoji fytoplanktonu. Výskyt masivního fytoplanktonu zvyšuje fotosyntézou hodnotu pH a koncentraci rozpuštěného kyslíku. Naopak rozvoj zooplanktonu a absence fytoplanktonu může způsobit riziko kyslíkového deficitu.

Hodnoty alkality z prvního odběru 1,3 mmol/L vrostly v druhém odběru na nejvyšší průměrnou hodnotu 1,5 mmol/L. Baxa et al., (2013) uvádí na třeboňských rybnících, že nárůst alkality způsobuje masový výskyt sinic. Zvýšená respirace v létě ukazovala na zvýšenou alkalitu z 1 mmol/L na 1,3 mmol/L v druhé polovině sezóny. Hartman et al., (2005) doplňuje, že v úživných vodách s rostoucí vegetací stoupá alkalita. Volný CO₂ rozpouští sloučeniny vápníku v rybničním dně a převádí uhličitan vápenatý na rozpustné hydrogenuhličitan. Výsledky částečně potvrzují sezónní tendenci, kterou popisují Pechar et al., (1992) už v 90. letech. Na druhé straně v té době, alespoň na Třeboňských rybnících, byly dosahovány nejvyšší hodnoty alkality a také se aplikovaly vysoké dávky organických hnojiv. Tyto faktory mohly výrazně přispět k nárůstu alkality během sezóny. V současnosti je patrný pokles alkality ve srovnání s 90. lety minulého století.

Z výsledků průměrných hodnot vodivosti během sezóny vyplývá, že vývoj vodivosti má klesající tendenci. Z prvního odběru 258 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ klesla na 228 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ve třetím odběru. Klesající trend vodivosti během sezóny je pozoruhodný jev, neboť vodivost podává přehled o obecném obsahu rozpuštěných látek. V obecné rovině by se očekával spíše opačný vývojový trend. Sukop (2006) uvádí, že jestliže dojde k nadměrnému odparu vody, hladina vody poklesne a hodnoty vodivosti se zvýší. Pokles vodivosti lze dle tohoto tvrzení vysvětlit tak, že při letních odběrech mohlo pršet a dojít k zvednutí hladiny rybničních vod. Tento názor by se měl přijmout s určitou opatrností, neboť pro potvrzení výše popsaného názoru by bylo zapotřebí více sezónních odběrů.

Vztahy mezi celkovým N, celkovým P a chlorofylem, popisují detailněji trofii českých rybníků.

Ze sezónních odběrů pro celkový N je vidět, že první odběr vykazuje mírně vyšší hodnotu než druhý odběr. Vyšší průměrnou hodnotu v jarním období budou tvořit především dusičnany, protože nejsou odebírány ještě narostlou biomasou a nebudou ani denitrifikovány. Ve třetím odběru jsou ale průměrné hodnoty celkového N nejvyšší a lze předpokládat, že je bude tvořit především organický dusík v narostlé biomase a do jisté míry i amoniakální dusík. Hodnoty celkového N se pohybují ve velkém rozsahu, ale jejich průměrná hodnota 2,5 mg/L je ve srovnání s hodnotou 6 mg/L určenou nařízením vlády 61/2003 Sb., nízká.

Sezónní průběh celkového P měl jednoznačně rostoucí vývoj na nejvyšší průměrnou hodnotu 0,32 mg/L při třetím odběru. U chlorofylu byl zaznamenán obdobný vývoj, jako u celkového P. Po celou dobu sezóny se hodnoty chlorofylu zvyšovaly až na 218 µg/L. Z rostoucích hodnot celkového P a chlorofylu lze usoudit, že v letních měsících dochází k uvolňování fosforu do vody a následnému rozvoji biomasy fytoplanktonu. Tento rostoucí proces dobře charakterizuje vysokou trofii rybnických vod.

Pechar (2000b) vysvětluje, že pokud fytoplankton není omezován zooplanktonem, biomasa fytoplanktonu ovlivňuje koncentrace rozpuštěných živin (N a P). Koncentrace dostupných forem amoniakálního a dusičnanového dusíku dosahují v letním období minima, ale koncentrace fosfátů dosahují v rybnických vodách někdy i vysokých hodnot.

Změna v dostupnosti fosforu, dusíku a nárůstu biomasy fytoplanktonu může mít vztah k organické hmotě nacházející se na dně rybníků. Organická hmota ovlivňuje například jezero Eğirdir, které je druhým největším sladkovodním jezerem Turecka. Jezero je významným zdrojem pitné, závlahové vody a ryb. Trofii jezera ovlivňuje v bezprostřední blízkosti intenzivně obhospodařované sady spolu s odpadními vodami z domácností. Jezero se svou hydrochemickou charakteristikou nikterak neodlišuje od českých rybníků, protože průměrná vodivost se pohybuje okolo 399 µS cm⁻¹. Průměrné koncentrace celkového N dosáhly 1,1 mg/L, kdy nejnižší koncentrace byly naměřeny v letních měsících. Naopak nejvyšší hodnoty N org. dosáhly 0,31 mg/L v srpnu a září. Koncentrace celkového P se v jezeře pohybovaly průměrně okolo 0,14 mg/L. Nejvyšší hodnoty celkového P 0,18 mg/L byly naměřeny v červenci obdobně jako u koncentrace PO₄-P 0,11 mg/L. Průměrné koncentrace chlorofylu se pohybovaly okolo 2,10 µg/L, kdy nejvyšší hodnoty byly

naměřeny v květnu 4,39 µg/L. Výsledky měření naznačují, že sedimenty jezera jsou důležitým interním zdrojem živin, především fosforu. To dokládá i poměr mezi TN/TP, který je v jezeře nízký (Beyhan and KaÇikoÇ, 2014).

Janda (1996) vysvětlují, že při rozkladu organické hmoty dochází na dně rybníku k vyčerpání kyslíku a denitrifikaci. Masivní rozvoj fytoplanktonu způsobí zvýšení hodnot pH nad 9, což urychlí únik plynného amoniaku. Uvolněné amonné ionty z organického materiálu jsou spotřebovány mikrobiální složkou sedimentů. Prohloubené anaerobní prostředí může dále zapříčinit vznik sirovodíku nebo metanu. Důležitou roli hraje fosfor, protože fosforečnany se při dostatku kyslíku mohou srážet s trojmocným železem a uhličitanem vápenatým do nerozpustných forem na dně nádrže. Jestliže dojde k narušení oxidačně redukční rovnováhy, nerozpustné fosforečnany vázané na trojmocné železo se redukuje na dvojmocné železo. Redukce zapříčiní přecházení fosforečnanů zpět do vodního sloupce a v tento moment dochází k značnému nadbytku fosforu a nedostatku dusíku, čehož rychle využívají sinice. Tento trend potvrzuje i obr. č. 21, kde se při nízkých koncentracích dusičnanů zvyšuje obsah fosforečnanů.

Z výsledků je také patrné, že nebyl zaznamenán vztah mezi vodivostí a celkovým P a N. Z toho vyplývá, že přitékající vody se nepodílí na zvýšených koncentracích celkového P. Naopak, jsou zřetelné vztahy mezi organickým i celkovým P a chlorofylem. Sezónní vývoj, výše posuzovaných parametrů, odráží vztah mezi rozvojem biomasy fytoplanktonu a dostatečnou vnitřní dostupností živin v rybníčních oblastech a lokalitách.

Pechar (2000b) připomíná, že rybníky jsou účelové vodní stavby, ve kterých chov ryb využívá přirozený produkční potenciál rybníčního ekosystému. Jestliže si rybníky mají zachovat přirozený produkční potenciál, je nezbytné udržovat jejich stabilitu a přírodní hodnotu.

V 19. století se rybníky pouze nasazovaly rybami a lovily bez jakýchkoliv intenzifikačních opatření. Tato praxe vedla ke „stárnutí“ a ztrátě produktivity rybníčních ekosystémů. V 50. – 80. let 20. století byla situace zcela odlišná. Prováděnými intenzifikačními opatřeními se do vod dodávalo nepřeborné množství živin, které narušily stabilitu rybníčního ekosystému. Vyvolané změny se promítly, a stále ještě promítají, na rybníčních biocenózách a na fyzikálněchemických

parametrech rybníčních vod. Obě hospodářské praktiky lze považovat za velmi extrémní. Hůda a Šedivý (2000) uvádějí, že výrazné omezení obsádek, krmení nebo živin není řešením, protože rybníky potřebují pro svou produkční funkci dostatečný přísun vstupů. Nalezení příznivé stability a přírodní hodnoty by tedy mělo záviset na optimálním rybářském hospodaření, které respektuje stav celého rybníčního ekosystému.

7. ZÁVĚR

Eutrofizace povrchových vod představuje stále aktuální problém, který má příčiny jak v rybářském hospodaření, tak v intenzitě zemědělského hospodaření. Eutrofizace rybníků v České republice, dosáhla největší intenzity koncem 80. let 20. století. V 90. letech a v prvním desetiletí tohoto století, došlo ke snížení hnojení jak zemědělských pozemků, tak rybníků, což se mohlo projevit ve změnách kvality rybníčních vod.

Cílem práce bylo:

- Porovnat údaje o základním chemismu a živinách z hlediska eutrofizace rybníčních vod, vyhodnotit časové změny v průběhu let 1995 až 2012 na souboru dat ze šestnácti oblastí (lokalit) z celé České republiky.
- Posoudit rozdíly mezi rybníčními oblastmi, porovnat sezónní změny v klíčových hydrochemických parametrech.
- Porovnat chemismus rybníčních vod z hlediska lokalit, které spadají do některého režimu ochrany, a které žádnou ochranu nemají.

Primární data byla získána ze zpráv výzkumných projektů MŽP, AOPK a z Pilotního projektu OPR poskytnuta společností ENKI Třeboň o.p.s. Jednalo se o tyto rybníční oblasti a samostatné rybníky: CHKO Třeboňsko, PR Kačležský rybník, NPR Řežabinec, NPR Lednické rybníky, AOPK ČR Pardubice, AOPK ČR České Budějovice, AOPK ČR Brno, AOPK ČR Ústí nad Labem, AOPK ČR Olomouc, CHKO Poodří, AOPK ČR Ostrava, AOPK ČR Havlíčkův Brod, AOPK ČR Plzeň, CHKO Žďárské vrchy, CHKO Železné hory, CHKO Český ráj. Rybníční oblasti (lokality) byly charakterizovány podle geografického umístění a intenzity využívání krajiny na oblasti intenzivně obhospodařované, extenzivně obhospodařované, zpravidla podhorské oblasti, a na oblasti průmyslově zatížené. Dvě lokality, NPR Řežabinec a PR Kačležský rybník, byly hodnoceny samostatně. Statistickou metodou „ANOVA jednoduchého třídění“ byly testovány rozdíly mezi oblastmi a rozdíly v čase pro klíčové parametry: vodivost, alkalita, celkový P, celkový N a Lineární regresí, byly testovány vzájemné vztahy parametrů: vodivosti, RL, alkality, celkového P, celkového N, NO₃-N, PO₄-P, N org., P org. a chlorofylu.

Z výsledků rozdílů mezi jednotlivými oblastmi (lokalitami) vyplývá, že pouze rybniční oblasti a lokality Lednice, Brno, Řežabinec a Ostrava ukázaly ve většině sledovaných parametrů opakovaně odlišnosti. Ostatní oblasti (lokality) se v jednotlivých parametrech mohly navzájem lišit. Jednotlivé rozdíly mezi oblastmi byly nejvíce časté pro průměrné hodnoty vodivosti a alkality. Tyto parametry jsou ovlivněny především rozdílným charakterem rybničních oblastí (přírodní prostředí, intenzita hospodaření aj.). Menší frekvence rozdílů byly zaznamenány pro celkový N a nejméně pro celkový P a chlorofyl. To znamená, že trofie rybničních vod se ve sledovaných oblastech neliší. Vysoká míra eutrofizace způsobuje i podobnosti ve zjištěných sezónních trendech. Zřetelný nárůst hodnot celkového P a koncentrace chlorofylu od jara do léta, jsou charakteristické pro, silně živinami zatížené, mělké rybniční nádrže.

Také vzájemné korelace mezi koncentracemi celkovým N, celkovým P, chlorofylem a zejména pak mezi organickým P, organickým N a chlorofylem, ukazují na vysokou eutrofizaci rybničních vod. Podobně hyperbolický vztah mezi koncentracemi $\text{NO}_3\text{-N}$ a $\text{PO}_4\text{-P}$ potvrzují značnou míru eutrofizace a podobné reakce rybničních ekosystémů na nadbytek živin. Tento výsledek nabývá na důležitosti, protože ve sledovaných rybničních oblastech byly zahrnuty rybníky, které spadají do určitého stupně ochrany podle zákona č. 114/1992 Sb.. Očekávané rozdíly mezi rybničními oblastmi (lokalitami) s režimem určité ochrany a oblastmi bez ochrany se neprokázaly.

Změny, které nastaly v rybářském hospodaření v posledních dvaceti letech, se týkají především snížení intenzity hnojení. Analýza časových změn v letech 1995 - 2012 však nepotvrzuje žádné podstatné změny. Stav rybníků se z hlediska eutrofizace prakticky nemění. Z tohoto hlediska je zjištění mírně pozitivní, protože odpovídá požadavku Rámcové směrnice evropského společenství 2000/60/ES o společné vodní politice na zastavení zhoršování kvality vodního prostředí.

8. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

ADÁMEK, Zdeněk, Jan HELEŠIC, Blahoslav MARŠÁLEK a Martin RULÍK. *Aplikovaná hydrobiologie*. 2., rozš. upr. vyd. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 2010, 350 s., [13] s. barev. obr. příl. ISBN 9788087437094.

ADÁMEK, Zdeněk, Jan HELEŠIC, Blahoslav MARŠÁLEK a Martin RULÍK. *Aplikovaná hydrobiologie*. Vyd. 1. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, 2008, 256 s. ISBN 9788085887792.

AOPK ČR. Mimoprodukční funkce rybníků. *AOPK ČR* [online]. 2008 [cit. 2015-03-15]. Dostupné z: <http://www.dotace.nature.cz/voda-opatreni/mimoprodukcní-funkce-rybníku.html>

BADINOVÁ, Lenka. *Historie a současnost českého rybníkářství*. Olomouc, 2007. Dostupné z: http://geography.upol.cz/soubory/studium/dp/2007/2007_Badinova.pdf. Diplomová práce. Univerzita Palackého v Olomouci. Vedoucí práce RNDr. Aleš Létal, Ph.D.

BARBIERI, Alberto a Marco SIMONA. Trophic evolution of Lake Lugano related to external load reduction: Changes in phosphorus and nitrogen as well as oxygen balance and biological parameters. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* [online]. 2001-03-17, vol. 6, issue 1, s. 37-47 [cit. 2015-04-16]. DOI: 10.1046/j.1440-1770.2001.00120.x. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1440-1770.2001.00120.x>

BAXA, M., BENEDOVÁ, I. CHMELOVÁ, M. MUSIL, L. PECHAR a J. POKORNÝ. *Technická zpráva pilotního projektu Komplexní systém kontroly kvality rybníčních nádrží - klíčový nástroj pro efektivní produkci ryb*. Praha: Rybářství Třeboň, a.s., 2013, 55 s.

BEYHAN, Mehmet, Meltem KAÇIKOÇ. Evaluation of Water Quality from the Perspective of Eutrophication in Lake Eğirdir, Turkey. *Water, Air*, [online]. 2014, vol. 225, issue 7, s. - [cit. 2015-04-02]. DOI: 10.1007/s11270-014-1994-x. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1007/s11270-014-1994-x>

BJÖRK, Seven. Vnitřní zdroje živin: Úvod. In: EISELTOVÁ, M. *Obnova jezerních ekosystémů: holistický přístup: odborná příručka*. Berkshire: Nature conservation bureau limited, 1996, s. 62-63. Wetlands International, 32. ISBN 1900442124.

CARPENTER, S. R. Eutrophication of aquatic ecosystems: Bistability and soil phosphorus. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2005-07-19, vol. 102, issue 29, s. 10002-10005. DOI: 10.1073/pnas.0503959102. Dostupné z: <http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0503959102>

CÍLEK, V. *Geomorfologické změny v říčních nivách po srpnové povodni 2002*. Ochrana Přírody, 2003, roč. 58, č. 4, s. 110-114.

ČÍTEK, Jindřich, Vladimír KRUPAUER a František KUBŮ. *Rybníkářství*. 1.vyd. Praha: Informatorium, 1993, 281 s. ISBN 8085427419.

ČÍŽKOVÁ, Hana, Jan KVĚT, Francisco A. COMÍN, Raija LAIHO, Jan POKORNÝ a David PITHART. Actual state of European wetlands and their possible future in the context of global climate change. *Aquatic Sciences* [online]. 2013, vol. 75, issue 1, s. 3-26 [cit. 2014-11-02]. DOI: 10.1007/s00027-011-0233-4. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1007/s00027-011-0233-4>

DAVIS, J. Richard a Klaus KOOP. Eutrophication in Australian Rivers, Reservoirs and Estuaries – A Southern Hemisphere Perspective on the Science and its Implications. *Hydrobiologia* [online]. 2006, vol. 559, issue 1, s. 23-76 [cit. 2015-04-16]. DOI: 10.1007/s10750-005-4429-2. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1007/s10750-005-4429-2>

Dejdar, K. Nепublikovaná data 1954-1963. Archiv Ústavu botaniky, Akademie věd ČR, Třeboň.

DIVIŠ, Marián. *Monitorování vod* [online]. SPŠ Karviná, 2008 [cit. 2013-04-01]. Dostupné z: http://www.spsarvina.cz/web/uploady/File/chemie/Monitoring_vod.pdf

FAINA, D. a P. ROSENDORF. Plošné zdroje fosforu v povodí VN Orlík. *Vodní hospodářství* [online]. 2010, č. 7, s. 199-202 [cit. 2015-04-17]. Dostupné z: <http://www.vodnihospodarstvi.cz/ArchivPDF/vh2010/vh07-2010.pdf>

FAINA, R. a I. PŘIKRIL. (a) *Zpráva o dosavadním plnění dílčího projektu VaV 610/10/00 „Vliv hospodářských zásahů na změnu biologické diverzity ve zvláště chráněných územích“.: Vyhodnocení vlivu rybářského hospodaření na stav ekosystému v NPR Bohdanečský rybník a rybník Matka*. Vodňany, 2000a.

FAINA, R. a I. PŘIKRIL. (b) *Zpráva o dosavadním plnění dílčího projektu VaV 610/10/00 „Vliv hospodářských zásahů na změnu biologické diverzity ve zvláště chráněných územích“.: Vyhodnocení vlivu rybářského hospodaření na stav ekosystému v NPR Břehyně – Pecopala*. Vodňany, 2000b.

FAINA, R. a I. PŘIKRIL. (c) *Zpráva o dosavadním plnění dílčího projektu VaV 610/10/00 „Vliv hospodářských zásahů na změnu biologické diverzity ve zvláště chráněných územích“.: Vyhodnocení vlivu rybářského hospodaření na stav ekosystému v NPR Lednické rybníky*. Vodňany, 2000c.

FAINA, R. a I. PŘIKRIL. (d) *Zpráva o dosavadním plnění dílčího projektu VaV 610/10/00 „Vliv hospodářských zásahů na změnu biologické diverzity ve zvláště chráněných územích“.: Vyhodnocení vlivu rybářského hospodaření na stav ekosystému v NPR NPR Novozámecký rybník.* Vodňany, 2000d.

FAINA, R. a I. PŘIKRIL. (e) *Zpráva o dosavadním plnění dílčího projektu VaV 610/10/00 „Vliv hospodářských zásahů na změnu biologické diverzity ve zvláště chráněných územích“.: Vyhodnocení vlivu rybářského hospodaření na stav ekosystému v NPR Řežabinec – Řežabinecké tůň.* Vodňany, 2000e.

FAINA, R. a I. PŘIKRIL. (f) *Zpráva o dosavadním plnění dílčího projektu VaV 610/10/00 „Vliv hospodářských zásahů na změnu biologické diverzity ve zvláště chráněných územích“.: Vyhodnocení vlivu rybářského hospodaření na stav ekosystému v NPR Velký a Malý Tisý.* Vodňany, 2000f.

FAINA, R. a I. PŘIKRIL. (g) *Hodnocení hydrobiologických podmínek v rybnících Velký Tisý, Staré Jezero, Vizír, Nový Vdovec a Rod v roce 1999.* Vodňany, 2000g.

FAINA, R. a I. PŘIKRIL. (h) *Projekt VaV 640/8/00 “Management rybníkářského hospodaření šetrného k přírodě“: Závěrečná zpráva ENKI o.p.s. Třeboň za rok 2001.* Vodňany, 2001h.

FAINA, R. a I. PŘIKRIL. (i) *Projekt VaV 640/8/00 “Management rybníkářského hospodaření šetrného k přírodě“: Závěrečná zpráva ENKI o.p.s. Třeboň za rok 2002.* Vodňany, 2002i.

FAINA, R. a I. PŘIKRIL. (j) *Projekt VaV 640/8/00 “Management rybníkářského hospodaření šetrného k přírodě“: Závěrečná zpráva ENKI o.p.s. Třeboň za rok 2003 pro nositele projektu AOPK ČR Praha.* Vodňany, 2002.

GAO, Chao a Taolin ZHANG. Eutrophication in a Chinese Context: Understanding Various Physical and Socio-Economic Aspects. *AMBIO* [online]. 2010, vol. 39, 5-6, s. 385-393 [cit. 2015-04-04]. DOI: 10.1007/s13280-010-0040-5. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1007/s13280-010-0040-5>

HARTMAN, Pavel, Ivo PŘIKRYL a Eduard ŠTĚDRONSKÝ. *Hydrobiologie*. 3., přeprac. vyd. Praha: Informatorium, 2005, 359 s., [8] s. barev. obr. příl. ISBN 8073330466.

HEJZLAR, J. et al Fosfor jako hlavní příčina současného nepříznivého stavu eutrofizace a jakosti vody v nádrži Orlick. In: *Revitalizace Orlické nádrže: odborný seminář : 6. října 2008, Kulturní dům Písek : sborník příspěvků.* V Českých Budějovicích: Vysoká škola technická a ekonomická, c2009. ISBN 978-80-87278-03-1.

HENDL, Jan. *Přehled statistických metod zpracování dat: analýza a metaanalýza dat*. 2. oprav. vyd. Praha: Portál, 2006, 583 s. ISBN 8073671239.

HETEŠA, Jiří, Ivo SOUKUP a Radovan KOPP. *Hydrobiologie Lednických rybníků: Hydrobiology of the Lednické rybníky ponds* [online]. MZLU Brno: Limni s.r.o. Brno, 2010 [cit. 2015-04-05]. Dostupné z: http://www.dolniamorava.org/attachments/hydrobiologie_lednickych_rybniku.pdf

HLAVÁČOVÁ, Ludmila. *Faktory spojené s rozvojem sinice rodu Microcystis na Brněnské přehradě* [online]. Brno, 2006 [cit. 2015-04-17]. Dostupné z: is.muni.cz/th/124084/prif_b/BAKALARSKA_PRACE.doc. Bakalářská práce. Masarykova univerzita. Vedoucí práce Doc. Ing. Blahoslav Maršálek, CSc.

HORÁKOVÁ, Marta, Peter LISCHKE a Alexander GRÜNWARD. *Chemické a fyzikální metody analýzy vod*. 1. vyd. Praha: Státní nakladatelství technické literatury, 1986, 389 s.

HRABÁČE, J., P. BLAŽEK, Z. BRANDL, J. FOTT, V. KOŘÍNEK, F. KUBÍČEK, J. LELLÁK, L. PROCHÁZKOVÁ, M. STAŠKRABA, V. STRAŠKRABOVÁ a M. ZELINKA. *Limnologické metody*. Praha: Státní pedagogické nakladatelství, 1972, 208 s.

HUANG, Changchun, Xiaolei WANG, Hao YANG, Yunmei LI, Yanhua WANG, Xia CHEN a Liangjiang XU. Satellite data regarding the eutrophication response to human activities in the plateau lake Dianchi in China from 1974 to 2009. *Science of The Total Environment* [online]. 2014, 485-486, s. 1-11 [cit. 2015-04-04]. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.03.031. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969714003611>

HŮDA, Jan a Vilém ŠEDIVÝ. Rybářství Treboň, a.s. - činnost a výsledky společnosti. In: *Třeboňsko 2000: ekologie a ekonomika Třeboňska po dvaceti letech : sborník příspěvků ze stejnojmenné konference konané pod záštitou ministra životního prostředí České republiky RNDr. Miloše Kunžvarta, Třeboň, 12.-14. dubna 2000*. Třeboň: ENKI, 2000, s. 188-191.

CHORUS, Ingrid a Jamie BARTRAM. *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring, and management*. New York: E, 1999, xv, 416 p. ISBN 04-192-3930-8.

JANDA, Jiří, Libor PECHAR, et al. *Trvalé udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko: evropský program IUCN Cambridge a Gland : význam rybníků pro krajinu střední Evropy*. 1. vyd. Praha: České koordinační středisko IUCN, 1996, 189 s. ISBN 2-8317-0322-0.

JEPPESEN, Erik, Martin SØNDERGAARD, Brian KRONVANG, Jens P. JENSEN, Lars M. SVENDSEN a Torben L. LAURIDSEN. Lake and catchment management in Denmark. *Hydrobiologia* [online]. 1999, 395/396, č. 0, s. 419-432 [cit. 2015-04-17]. DOI: 10.1023/A:1017071602549. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1023/A:1017071602549>

KEATLEY, Bronwyn E., Elena M. BENNETT, Graham K. MACDONALD, Zofia E. TARANU, Irene GREGORY-EAVES a Zoe FINKEL. Land-Use Legacies Are Important Determinants of Lake Eutrophication in the Anthropocene. *PLoS ONE* [online]. 2011-1-10, vol. 6, issue 1, e15913- [cit. 2015-04-02]. DOI: 10.1371/journal.pone.0015913. Dostupné z: <http://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0015913>

KHAN, Fareed A. a Abid Ali ANSARI. Eutrophication: An Ecological Vision. *The Botanical Review* [online]. 2005, vol. 71, issue 4, s. 449-482 [cit. 2015-01-28]. DOI: 10.1663/0006-8101(2005)071[0449:EAEV]2.0.CO;2. Dostupné z: [http://link.springer.com/10.1663/0006-8101\(2005\)071\[0449:EAEV\]2.0.CO;2](http://link.springer.com/10.1663/0006-8101(2005)071[0449:EAEV]2.0.CO;2)

KOŘÍNEK, V., J. FOTT, J. FUKSA a M. PRAŽÁKOVÁ. Carp ponds of central Europe. In: MICHAEL, R. *Managed aquatic ecosystems*. New York: Elsevier Amsterdam, 1987, s. 29-63. *Ecosystems of the World*, 29. ISBN 0444425179.

KOPP, R., A. ZIKOVÁ, O. ADAMOVSÝ, T. BRABEC, L. STRAKOVÁ a J. MAREŠ. Modulace sinic vodního květu a obsah microcystinů v rybnících jižní Moravy v závislosti na intenzitě hospodaření. In: KOPP, R. *XI. Česká ichtyologická konference: sborník referátů konference s mezinárodní účastí* [online]. Brno: MZLU, 2008 [cit. 2015-04-12]. ISBN 978-80-7375-246-0. Dostupné z: http://web2.mendelu.cz/af_224_rybari/pub%20rybari/XI%20ichtyologicka%20Kopp%20obsadky.pdf

KOUTEK, Tomáš. *Nejkrásnější české rybníky*. Vyd. 1. Praha: Brána, 2008, 439 s. ISBN 978-80-7243-376-6.

KRAVČÍK, Michal, Jan POKORNÝ, Juraj KOHUTIAR, Martin KOVÁČ a Eugen TÓTH. *Voda pre ozdravenie klímy – Nová vodná paradigma* [online]. Žilina, 2007 [cit. 2014-10-11]. Dostupné z: http://www.waterparadigm.org/download/Voda_pre_ozdravenie_klimy_Nova_vodna_paradigma.pdf

KŘIVÁNEK, Jiří, Jan NĚMEC a Jan KOPP. *Rybníky v České republice*. Praha: Pro Ministerstvo zemědělství ČR vydal Consult, 2012, 303 s. ISBN 9788090348295.

LELLÁK, Jan a František KUBÍČEK. *Hydrobiologie*. 1. vyd. Praha: Karolinum, 1991, 257 s. ISBN 8070665300.

LHOTSKÝ, Richard. The role of historical fishpond systems during recent flood events. *Journal of Water and Land Development* [online]. 2010-01-1, vol. 14, issue - 1, s. - [cit. 2015-03-14]. DOI: 10.2478/v10025-011-0005-5. Dostupné z: <http://www.degruyter.com/view/j/jwld.2010.14.issue--1/v10025-011-0005-5/v10025-011-0005-5.xml>

LIŠKA, M., J. DURAS, J. POTUŽÁK a POVODÍ VLTAVY. Vývoj kvality vody nádrže Orlík. In: *Revitalizace Orlické nádrže 2009: [odborná konference, 6.-7. října 2009, Kulturní dům Písek : sborník příspěvků]*. V Českých Budějovicích: Vysoká škola technická a ekonomická, c2009, s. 12-30. ISBN 978-80-87278-29-1.

LITSCHMANOVÁ, Martina. *Jednoduchá lineární regrese: Statistika I., cvičení* [online]. VŠB Ostrava, 2008 [cit. 2015-04-10]. Dostupné z: <http://homel.vsb.cz/~lit40/STA1/Cviceni/PDF/14cRegrese.PDF>

LIU, Wei a Rongliang QIU. Water eutrophication in China and the combating strategies. *Journal of Chemical Technology*. 2007, vol. 82, issue 9, s. 781-786. DOI: 10.1002/jctb.1755. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1002/jctb.1755>

MARŠÁLEK, B., P. MARVAN a V. KERŠNĚR. *Analýza trendů masového rozvoje fytoplanktonu Brněnské přehrady*. Brno: Flos Aquae Team, 2001.

MARŠÁLEK, Blahoslav, Hana SLOVÁČKOVÁ, Martina SADÍLKOVÁ, Radovan KOPP a Jakub GREGOR. *Sledování změn v množství a složení fytoplanktonních společenstev v Brněnské přehradě v období červen - říjen 2007* [online]. Brno: Sdružení Flos Aquae, 2007 [cit. 2015-04-17]. Dostupné z: http://www.cistasvratka.cz/sled_fytoBP07.pdf

MARŠÁLKOVÁ, E., R. KOPP, B. MARŠÁLEK a R. LIŠKOVÁ. *Sledování změn v množství a složení fytoplanktonních společenstev v Brněnské přehradě v období květen - říjen 2010* [online]. Brno: Sdružení Flos aquae, 2010 [cit. 2015-04-17]. Dostupné z: http://www.cistasvratka.cz/Finzprava_jmk2010.pdf

MIKŠÍKOVÁ, Kateřina, Tomáš DOSTÁL, Karel VRÁNA a Pavel ROSENDORF. Transport sedimentu a fosforu při výlovu malých vodních nádrží. *Vodní Hospodářství: Specializovaný vědeckotechnický časopis pro projektování, realizaci a plánování ve vodním hospodářství a souvisejících oborech životního prostředí* [online]. 2012, roč. 62, č. 6, s. 203-208 [cit. 2015-02-28]. Dostupné z: <http://www.vodnihospodarstvi.cz/ArchivPDF/vh2012/vh06-2012.pdf>

NOVÁK, P., P. FUČÍK, T. KVÍTEK a I. NOVOTNÝ. Integrovaný přístup k řešení problematiky plošného zemědělského znečištění - identifikace kritických zdrojových lokalit v povodí vodní nádrže Orlík. In: *Revitalizace Orlické nádrže 2009: [odborná konference, 6.-7. října 2009, Kulturní dům Písek : sborník příspěvků]*. V Českých Budějovicích: Vysoká škola technická a ekonomická, c2009, s. 45-64. ISBN 978-80-87278-29-1.

PECHAR, L., J. POKORNÝ, J. KOUTNÍKOVÁ, V. DUFKOVÁ, G. SCHLOTT a K. SCHLOTT. The effects on the aquatic environment of fish pond management practices. In: FYNLAISON, M. *Integrated management and conservation in agricultural and forested landscape*. Třeboň: IWRB Special Publication, 1992, s. 50-55. Slimbridge: Gloucester, UK, 22.

PECHAR, Libor. (b) Intenzifikační hospodaření a ekologická stabilita rybníků klíčových vodních biotopů Třeboňské pánve. In: *Třeboňsko 2000: ekologie a ekonomika Třeboňska po dvaceti letech : sborník příspěvků ze stejnojmenné konference konané pod záštitou ministra životního prostředí České republiky RNDr. Miloše Kunžvarta, Třeboň, 12.-14. dubna 2000*. Třeboň: ENKI, 2000, 109 - 117. ISBN 8023863703.

PECHAR, L. (a) Impacts of long-term changes in fishery management on the trophic level water quality in Czech fish ponds. *Fisheries Management and Ecology* [online]. 2000, vol. 7, 1-2, s. 23-31 [cit. 2015-02-01]. DOI: 10.1046/j.1365-2400.2000.00193.x. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1365-2400.2000.00193.x>

PECHAR, L., I. PŘIKRYL a R. FAINA. Hydrobiological evaluation of Třeboň fishponds since the end of the nineteenth century. In: KVĚT, J, Jan JENÍK, Lenka SOUKUPOVÁ. *Fresh water wetlands and their sustainable future: a case study of the Třeboň Basin Biosphere Reserve, Czech Republic*. Paris: UNESCO, 2002, s. 31-61. ISBN 185070550x.

PECHAR, L., J. BASTL, M. HAIS, L. KRÖPFLOVÁ, J. POKORNÝ, J. STÍCHOVÁ a J. SULCOVÁ. *Nutrient management in agricultural watersheds: a wetlands solution*. 1. publ. Wageningen: Wageningen Academic Publ, 2005. ISBN 90-769-9861-2.

PITTER, Pavel. *Hydrochemie*. 4. aktualiz. vyd. Praha: VŠCHT, 2009, viii, 579 s. ISBN 978-80-7080-701-9.

POKORNÝ, Jan a Václav HAUSER. The restoration of fish ponds in agricultural landscapes. *Ecological engineering* [online]. 2002, vol. 18, s. 555-574 [cit. 2015-03-29]. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857402000204>

POKORNÝ, Jan. Rozvoj vodních makrofyt v mělkých jezerech a rybnících. In: *Obnova jezerních ekosystémů: holistický přístup*. Berkshire: Nature conservation bureau limited, 1996, s. 36-43. Wetlands International. ISBN 1900442124.

POKORNÝ, Jan. Voda v krajině. In: *Voda v krajině* [online]. 2011 [cit. 2014-10-20]. Dostupné z: <http://www.auc.cz/ipb/vpk/doc/hydro03a2012/Voda-v-krajine.pdf>

POKORNÝ, Josef a Antonín ZIKMUND. Nedocenená úloha rybníků. In: *SBORNÍK REFERÁTŮ Konference CHOV RYB A KVALITA VODY II* [online]. České Budějovice: Typ pro Rybářské sdružení České republiky, 2013 [cit. 2015-02-01]. ISBN 978-80-87699-02-7. Dostupné z: <http://cz-ryby.cz/files/sborniWEB-0.pdf>

POTUŽÁK, Jan, Jan HŮDA a Libor PECHAR. Changes in fish production effectivity in eutrophic fishponds—impact of zooplankton structure. *Aquaculture International* [online]. 2007-5-14, vol. 15, 3-4, s. 201-210 [cit. 2015-03-22]. DOI: 10.1007/s10499-007-9085-2. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1007/s10499-007-9085-2>

POVODÍ MORAVY. *Brněnská přehrada má nejlepší vodu za poslední desítky let* [online]. 2012 [cit. 2015-04-17]. Dostupné z: <http://www.pmo.cz/cz/media/tiskove-zpravy/brnenska-prehrada-ma-nejlepsi-vodu-za-posledni-desitky-let/>

PŘIKRYL, Ivo. Hydrobiologie třeboňských rybníků - historický vývoj a srovnání současného stavu s jinými oblastmi. In: *Třeboňsko 2000: ekologie a ekonomika Třeboňska po dvaceti letech : sborník příspěvků ze stejnojmenné konference konané pod záštitou ministra životního prostředí České republiky RNDr. Miloše Kunžvarta, Třeboň, 12.-14. dubna 2000*. Třeboň: ENKI, 2000, s. 197-202. ISBN 8023863703.

RIPL, Wilhelm, Jan POKORNÝ, Martina EISELTOVÁ a Steve RIDGILL. Holistický přístup ke struktuře a funkci mokřadů a jejich degradaci. In: *Obnova jezerních ekosystémů: holistický přístup*. Berkshire: Nature conservation bureau limited, 1996, s. 16-35. Wetlands International. ISBN 1900442124.

SEJÁK J., POKORNÝ J. *Oceňování ekosystémových služeb na příkladu říční nivy* (Valuing the ecosystem services on example of river floodplain). Příspěvek ve sborníku z konference Ekosystémové služby říční nivy, Ústav systémové biologie a ekologie AVČR, Třeboň 28.-30.4.2008, , s. 183-189, ISBN 978-80-254-1834-5.

SKLENIČKA, P. *Základy krajinného plánování*. Praha: Naděžda Skleničková, 2003. 321 s. ISBN 80-903206-1-9

SMITH, V.H., G.D. TILMAN a J.C. NEKOLA. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* [online]. 1999, vol. 100, 1-3, s. 179-196 [cit. 2015-01-30]. DOI: 10.1016/S0269-7491(99)00091-3. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749199000913>

SØNDERGAARD, MARTIN, ERIK JEPPESEN, TORBEN L. LAURIDSEN, CHRISTIAN SKOV, EGBERT H. VAN NES, RUDI ROIJACKERS, EDDY LAMMENS a ROB PORTIELJE. Lake restoration: successes, failures and long-term effects. *Journal of Applied Ecology* [online]. 2007, vol. 44, issue 6, s. 1095-1105 [cit. 2015-04-17]. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2007.01363.x. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2664.2007.01363.x>

SUKOP, Ivo. *Ekologie vodního prostředí*. Vyd. 1. V Brně: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, 2006, 199 s. ISBN 80-715-7923-8.

ŠÁLEK, Jan. Možnosti samočisticích schopností malých vodních nádrží. In: *Koncepce řešení malých vodních nádrží a mokřadů: Seminář 24. března 2004* [online]. Praha, 2004 [cit. 2015-02-01]. Dostupné z: <http://www.jamiprojekt.cz/sites/default/files/mokrady.pdf>

ŠRÁMEK, Pavel. *Hodnocení stability rybníčního ekosystému v Národní přírodní rezervaci Řežabinec*. České Budějovice, 2014. Diplomová práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. Vedoucí práce Ing. Lubomír Bodlák, Ph.D.

URBÁNEK, Martin. *Naše rybářství*. České Budějovice: Rybářské sdružení České republiky, 2012, 245 s. ISBN 9788026026570.

VERNER, Bo. Omezení přísunu živin zvnějška - jezero Ringsjön, Švédsko. In: *Obnova jezerních ekosystémů: holistický přístup*. Berkshire: Nature conservation bureau limited, 1996, s. 104-109. Wetlands International. ISBN 1900442124.

VRÁNA, Karel. Malé vodní nádrže – součást revitalizace krajiny. In: *Koncepce řešení malých vodních nádrží a mokřadů: Seminář 24. března 2004* [online]. Praha, 2004 [cit. 2015-02-08]. Dostupné z: <http://www.jamiprojekt.cz/sites/default/files/mokrady.pdf>

VŠETIČKOVÁ, Lucie, Zdeněk ADÁMEK, Miloš ROZKOŠNÝ a Pavel SEDLÁČEK. Effects of Semi-Intensive Carp Pond Farming on Discharged Water Quality. *Acta Ichthyologica Et Piscatoria* [online]. 2012-09-30, vol. 42, issue 3, s. 223-231 [cit. 2015-04-25]. DOI: 10.3750/AIP2011.42.3.06. Dostupné z: http://www.aiep.pl/volumes/2010/3_3/txt/txt_06.php

VŠCHT. *Stanovení koncentrace chlorofylu - a: Studijní texty pro potřeby Laboratoří z hydrobiologie a mikrobiologie* [online]. Praha: JŘA, 2014 [cit. 2015-04-10]. Dostupné z: <https://vscht.cz/document.php?docId=10537http://shop.normy.biz/detail/18971#nahled>

WANG, Xing, Yu WANG, Lusan LIU, Jianmin SHU, Yanzhong ZHU a Juan ZHOU. Phytoplankton and Eutrophication Degree Assessment of Baiyangdian Lake Wetland, China. *The Scientific World Journal* [online]. 2013, vol. 2013, s. 1-8 [cit. 2015-04-05]. DOI: 10.1155/2013/436965. Dostupné z: <http://www.hindawi.com/journals/tswj/2013/436965/>

YANG, Xiao-e, Xiang WU, Hu-lin HAO a Zhen-li HE. Mechanisms and assessment of water eutrophication. *Journal of Zhejiang University SCIENCE B*. 2008, vol. 9, issue 3, s. 197-209. DOI: 10.1631/jzus.B0710626. Dostupné z: <http://www.springerlink.com/index/10.1631/jzus.B0710626>

9. PŘÍLOHY

Seznam příloh:

Příloha 1 – Statistické zhodnocení rozdílů mezi rybníčními oblastmi (lokalitami)

Příloha 2 – Statistické zhodnocení rozdílů v průběhu let

Příloha 3 – Statistické zhodnocení rozdílů během sezóny

Příloha 4 – Výběr rybníků s koncentracemi fyzikálně-chemickými parametry

Příloha 1 - Statistické zhodnocení rozdílů mezi rybníčními oblastmi (lokalitami)

Statistické zhodnocení vodivosti

Tab. č. 4 – Výsledek jednorozměrného testu pro vodivost

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro Vodivost ₂₅ Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SC	Stupně volnosti	PČ	F	p
Abs. člen	23747780	1	23747780	2820,593	0,00
Oblast	39877001	15	2658467	315,754	0,00
Chyba	4799075	570	8419		

Tab. č. 5- Výsledek Tukeyova HSD testu vodivosti

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná Vodivost ₂₅ Homogenní skupiny, alfa = ,05000 (Neúplné vyhledávání) Chyba: meziskup. PČ = 8419,4, sv = 570,00							
	Oblast	Vodivost ₂₅ Průměr	1	2	3	4	5	6
8	Kačležský	135,080	****	****				
12	Havlíčkův Brod	136,000	****					
15	Žďárské vrchy	152,000	****	****				
16	Železné hory	187,571	****	****				
10	České Budějovice	219,857	****	****				
7	Třeboňsko	222,407	****					
4	Ústí nad Labem	271,514		****	****			
13	Plzeň	351,538			****	****		
14	Český ráj	362,545			****	****		
2	Pardubice	378,737				****		
11	Poodří	384,200				****		
9	Řežabinec	439,810				****		
6	Ostrava	475,000				****	****	
5	Olomouc	478,000				****		
3	Brno	681,700					****	
1	Lednice	1415,143						****

Tab. č. 6 - Tukeyův HSD test - proměnná vodivost

Č. buňky	Oblast	Tukeyův HSD test; proměnná Vodivost ₂₅ Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 8419,4, sv = 570,00															
		{1} 1415,1	{2} 378,74	{3} 681,70	{4} 271,51	{5} 478,00	{6} 475,00	{7} 222,41	{8} 135,08	{9} 439,81	{10} 219,86	{11} 384,20	{12} 136,00	{13} 351,54	{14} 362,55	{15} 152,00	{16} 187,57
1	Lednice		0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029
2	Pardubice	0,000029		0,000029	0,000664	0,616168	0,950176	0,000029	0,000042	0,764135	0,000124	1,000000	0,000029	0,999984	1,000000	0,000043	0,000295
3	Brno	0,000029	0,000029		0,000029	0,001844	0,050639	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029
4	Ústí nad Labem	0,000029	0,000664	0,000029		0,000041	0,015725	0,003889	0,094662	0,000029	0,863609	0,000042	0,007386	0,217721	0,142911	0,142655	0,615713
5	Olomouc	0,000029	0,616168	0,001844	0,000041		1,000000	0,000029	0,000029	0,999950	0,000030	0,662087	0,000029	0,273094	0,487120	0,000029	0,000031
6	Ostrava	0,000029	0,950176	0,050639	0,015725	1,000000		0,000253	0,000071	1,000000	0,001351	0,965183	0,000034	0,765072	0,884701	0,000098	0,000639
7	Třeboňsko	0,000029	0,000029	0,000029	0,003889	0,000029	0,000253		0,757364	0,000029	1,000000	0,000029	0,375518	0,000097	0,000095	0,892621	0,999822
8	Kačležský	0,000029	0,000042	0,000029	0,094662	0,000029	0,000071	0,757364		0,000029	0,925959	0,000032	1,000000	0,000822	0,000495	1,000000	0,999857
9	Řežabinec	0,000029	0,764135	0,000029	0,000029	0,999950	1,000000	0,000029	0,000029		0,000029	0,798302	0,000029	0,313566	0,651945	0,000029	0,000029
10	České Budějovice	0,000029	0,000124	0,000029	0,863609	0,000030	0,001351	1,000000	0,925959	0,000029		0,000037	0,789429	0,018025	0,010995	0,980994	0,999995
11	Poodří	0,000029	1,000000	0,000029	0,000042	0,662087	0,965183	0,000029	0,000032	0,798302	0,000037		0,000029	0,999687	0,999999	0,000032	0,000087
12	Havlíčkův Brod	0,000029	0,000029	0,000029	0,007386	0,000029	0,000034	0,375518	1,000000	0,000029	0,789429	0,000029		0,000047	0,000040	1,000000	0,999479
13	Plzeň	0,000029	0,999984	0,000029	0,217721	0,273094	0,765072	0,000097	0,000822	0,313566	0,018025	0,999687	0,000047		1,000000	0,001156	0,013159
14	Český ráj	0,000029	1,000000	0,000029	0,142911	0,487120	0,884701	0,000095	0,000495	0,651945	0,010995	0,999999	0,000040	1,000000		0,000693	0,007949
15	Žďárské vrchy	0,000029	0,000043	0,000029	0,142655	0,000029	0,000098	0,892621	1,000000	0,000029	0,980994	0,000032	1,000000	0,001156	0,000693		0,999998
16	Železné hory	0,000029	0,000295	0,000029	0,615713	0,000031	0,000639	0,999822	0,999857	0,000029	0,999995	0,000087	0,999479	0,013159	0,007949	0,999998	

Statistické zhodnocení alkality

Tab. č. 7 – Výsledek jednorozměrného testu významnosti pro alkality

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro alkality Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně volnosti	PČ	F	p
Abs. člen	590,5347	1	590,5347	1312,926	0,00
Oblast	578,2938	15	38,5529	85,714	0,00
Chyba	257,2772	572	0,4498		

Tab. č. 8 - Výsledek Tukeyova HSD testu alkality

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná alkality Homogenní skupiny, alfa = ,05000 (Neúplné vyhledávání) Chyba: meziskup. PČ = ,44979, sv = 572,00										
	Oblast	alkality Průměr	1	2	3	4	5	6	7	8	9
12	Havlíčkův Brod	0,680000	****								
8	Kačležský	0,685000	****	****	****						
15	Žďárské vrchy	0,993333	****	****	****	****	****				
16	Železné hory	1,068571	****	****	****	****	****				
10	České Budějovice	1,130000	****	****	****		****				
7	Třeboňsko	1,264619	****	****							
13	Plzeň	1,730769		****	****	****	****	****			
11	Poodří	1,771200			****	****	****	****			
4	Ústí nad Labem	1,937083				****		****			
14	Český ráj	2,043636				****	****	****	****		
6	Ostrava	2,126667	****	****	****	****	****	****	****	****	
2	Pardubice	2,330526						****	****	****	
5	Olomouc	2,613333						****	****	****	
3	Brno	2,828000							****	****	
9	Řežabinec	3,057619								****	
1	Lednice	5,578214									****

Tab. č. 9 - Tukeyův HSD test - proměnná alkality

Č. buňky	Oblast	Tukeyův HSD test; proměnná alkality Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy Chyba: meziskup. PČ = ,44979, sv = 572,00															
		{1} 5,5782	{2} 2,3305	{3} 2,8280	{4} 1,9371	{5} 2,6133	{6} 2,1267	{7} 1,2646	{8} ,68500	{9} 3,0576	{10} 1,1300	{11} 1,7712	{12} ,68000	{13} 1,7308	{14} 2,0436	{15} ,99333	{16} 1,0686
1	Lednice		0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029
2	Pardubice	0,000029		0,877100	0,642869	0,999949	1,000000	0,000029	0,000910	0,050316	0,000069	0,304627	0,000030	0,483112	0,999174	0,002201	0,002219
3	Brno	0,000029	0,877100		0,008190	1,000000	0,970675	0,000029	0,000036	0,999955	0,000029	0,002679	0,000029	0,009808	0,345534	0,000041	0,000040
4	Ústí nad Labem	0,000029	0,642869	0,008190		0,568208	1,000000	0,000029	0,024964	0,000029	0,003939	0,999585	0,000081	0,999753	1,000000	0,071270	0,080475
5	Olomouc	0,000029	0,999949	1,000000	0,568208		0,999737	0,000141	0,000933	0,989109	0,000658	0,291158	0,000039	0,352473	0,953758	0,003009	0,003628
6	Ostrava	0,000029	1,000000	0,970675	1,000000	0,999737		0,685485	0,260399	0,661846	0,596594	0,999968	0,102729	0,999931	1,000000	0,555307	0,634105
7	Třeboňsko	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000141	0,685485		0,942433	0,000029	0,999996	0,024010	0,519114	0,501971	0,014168	0,999847	0,999994
8	Kačležský	0,000029	0,000910	0,000036	0,024964	0,000933	0,260399	0,942433		0,000029	0,998748	0,165457	1,000000	0,312806	0,043462	0,999998	0,999940
9	Řežabinec	0,000029	0,050316	0,999955	0,000029	0,989109	0,661846	0,000029	0,000029		0,000029	0,000029	0,000029	0,000031	0,004980	0,000029	0,000029
10	České Budějovice	0,000029	0,000069	0,000029	0,003939	0,000658	0,596594	0,999996	0,998748	0,000029		0,233206	0,981187	0,604308	0,057606	1,000000	1,000000
11	Poodří	0,000029	0,304627	0,002679	0,999585	0,291158	0,999968	0,024010	0,165457	0,000029	0,233206		0,006244	1,000000	0,999227	0,433417	0,509296
12	Havlíčkův Brod	0,000029	0,000030	0,000029	0,000081	0,000039	0,102729	0,519114	1,000000	0,000029	0,981187	0,006244		0,041109	0,001320	0,999970	0,999253
13	Plzeň	0,000029	0,483112	0,009808	0,999753	0,352473	0,999931	0,501971	0,312806	0,000031	0,604308	1,000000	0,041109		0,999088	0,677309	0,761531
14	Český ráj	0,000029	0,999174	0,345534	1,000000	0,953758	1,000000	0,014168	0,043462	0,004980	0,057606	0,999227	0,001320	0,999088		0,135178	0,165654
15	Žďárské vrchy	0,000029	0,002201	0,000041	0,071270	0,003009	0,555307	0,999847	0,999998	0,000029	1,000000	0,433417	0,999970	0,677309	0,135178		1,000000
16	Železné hory	0,000029	0,002219	0,000040	0,080475	0,003628	0,634105	0,999994	0,999940	0,000029	1,000000	0,509296	0,999253	0,761531	0,165654	1,000000	

Statistické zhodnocení celkového dusíku

Tab. č. 10 – Výsledek jednorozměrného testu významnosti pro celkový N

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro TN Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně volnosti	PČ	F	p
Abs. člen	1246,757	1	1246,757	615,8037	0,000000
Oblast	213,955	15	14,264	7,0452	0,000000
Chyba	1121,629	554	2,025		

Tab. č. 11 - Výsledek Tukeyova HSD testu pro celkový N

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná TN Homogenní skupiny, alfa = ,05000 (Neúplné vyhledávání) Chyba: meziskup. PČ = 2,0246, sv = 554,00					
	Oblast	TN Průměr	1	2	3	4
16	Železné hory	1,498714	****	****		
4	Ústí nad Labem	1,813446	****			
12	Havlíčkův Brod	2,050000	****	****	****	
14	Český ráj	2,112636	****	****	****	
2	Pardubice	2,134500	****	****		
13	Plzeň	2,200000	****	****	****	
1	Lednice	2,366821	****	****	****	
5	Olomouc	2,441667	****	****	****	
15	Žďárské vrchy	2,519833	****	****	****	
7	Třeboňsko	2,591992		****	****	
8	Kačležský	2,681000	****	****	****	
10	České Budějovice	2,701429	****	****	****	
9	Řežabinec	3,296118		****	****	
11	Poodří	3,373000		****	****	
3	Brno	4,058000			****	
6	Ostrava	8,633333				****

Tab. č. 12 - Tukeyův HSD test - proměnná celkový N

Č. buňky	Oblast	Tukeyův HSD test; proměnná TN Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 2,0246, sv = 554,00															
		{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}	{7}	{8}	{9}	{10}	{11}	{12}	{13}	{14}	{15}	{16}
1	Lednice		1,000000	0,091650	0,941882	1,000000	0,000029	0,999988	1,000000	0,749720	0,999997	0,419900	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	0,988112
2	Pardubice	1,000000		0,049768	0,999977	1,000000	0,000029	0,994913	0,999998	0,536876	0,999264	0,259685	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	0,999801
3	Brno	0,091650	0,049768		0,000399	0,697562	0,000141	0,095885	0,962009	0,994288	0,621779	0,996399	0,179369	0,128606	0,120324	0,769771	0,023645
4	Ústí nad Labem	0,941882	0,999977	0,000399		0,999709	0,000029	0,005508	0,998577	0,012515	0,753726	0,000376	1,000000	0,999953	0,999999	0,998830	1,000000
5	Olomouc	1,000000	1,000000	0,697562	0,999709		0,000029	1,000000	1,000000	0,997016	1,000000	0,988432	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	0,998469
6	Ostrava	0,000029	0,000029	0,000141	0,000029	0,000029		0,000029	0,000034	0,000030	0,000029	0,000030	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029
7	Třeboňsko	0,999988	0,994913	0,095885	0,005508	1,000000	0,000029		1,000000	0,831033	1,000000	0,365269	0,999589	0,999861	0,999396	1,000000	0,819043
8	Kačležský	1,000000	0,999998	0,962009	0,998577	1,000000	0,000034	1,000000		0,999993	1,000000	0,999947	0,999997	1,000000	0,999999	1,000000	0,995041
9	Řežabinec	0,749720	0,536876	0,994288	0,012515	0,997016	0,000030	0,831033	0,999993		0,998892	1,000000	0,801178	0,771391	0,732661	0,998989	0,261357
10	České Budějovice	0,999997	0,999264	0,621779	0,753726	1,000000	0,000029	1,000000	1,000000	0,998892		0,990348	0,999715	0,999937	0,999734	1,000000	0,907412
11	Poodří	0,419900	0,259685	0,996399	0,000376	0,988432	0,000030	0,365269	0,999947	1,000000	0,990348		0,632063	0,539181	0,510696	0,995301	0,137094
12	Havlíčkův Brod	1,000000	1,000000	0,179369	1,000000	1,000000	0,000029	0,999589	0,999997	0,801178	0,999715	0,632063		1,000000	1,000000	1,000000	0,999996
13	Plzeň	1,000000	1,000000	0,128606	0,999953	1,000000	0,000029	0,999861	1,000000	0,771391	0,999937	0,539181	1,000000		1,000000	1,000000	0,999647
14	Český ráj	1,000000	1,000000	0,120324	0,999999	1,000000	0,000029	0,999396	0,999999	0,732661	0,999734	0,510696	1,000000	1,000000		1,000000	0,999955
15	Žďárské vrchy	1,000000	1,000000	0,769771	0,998830	1,000000	0,000029	1,000000	1,000000	0,998989	1,000000	0,995301	1,000000	1,000000	1,000000		0,996299
16	Železné hory	0,988112	0,999801	0,023645	1,000000	0,998469	0,000029	0,819043	0,995041	0,261357	0,907412	0,137094	0,999996	0,999647	0,999955	0,996299	

Statistické zhodnocení celkového fosforu

Tab. č. 13 – Výsledek jednorozměrného testu významnosti pro celkový P

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro TP Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně volnosti	PČ	F	p
Abs. člen	19,77677	1	19,77677	367,2948	0,00
Oblast	31,04575	15	2,06972	38,4388	0,00
Chyba	31,28360	581	0,05384		

Tab. č. 14 - Výsledek Tukeyova HSD testu pro celkový P

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná TP Homogenní skupiny, alfa = ,05000 (Neúplné vyhledávání) Chyba: meziskup. PČ = ,05384, sv = 581,00					
	Oblast	TP Průměr	1	2	3	4
12	Havlíčkův Brod	0,089000	****	****		
4	Ústí nad Labem	0,166205	****			
16	Železné hory	0,184250	****	****		
2	Pardubice	0,213895	****	****		
13	Plzeň	0,238231	****	****		
11	Poodří	0,238372	****	****		
5	Olomouc	0,246500	****	****	****	
6	Ostrava	0,261667	****	****	****	
3	Brno	0,266860	****	****	****	
7	Třeboňsko	0,296764		****		
10	České Budějovice	0,310153	****	****	****	
14	Český ráj	0,329364	****	****	****	
8	Kačležský	0,368900	****	****	****	
15	Žďárské vrchy	0,411400	****	****	****	
1	Lednice	0,539961			****	
9	Řežabinec	1,442905				****

Tab. č. 15 - Tukeyův HSD test - proměnná celkový P

Č. buňky	Oblast	Tukeyův HSD test; proměnná TP Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy Chyba: meziskup. PČ = ,05384, sv = 581,00															
		{1} ,53996	{2} ,21389	{3} ,26686	{4} ,16620	{5} ,24650	{6} ,26167	{7} ,29676	{8} ,36890	{9} 1,4429	{10} ,31015	{11} ,23837	{12} ,08900	{13} ,23823	{14} ,32936	{15} ,41140	{16} ,18425
1	Lednice		0,000275	0,100279	0,000029	0,262273	0,839812	0,000039	0,980657	0,000029	0,131834	0,000280	0,000071	0,010392	0,434029	0,997773	0,000982
2	Pardubice	0,000275		1,000000	0,999989	1,000000	1,000000	0,981056	0,994907	0,000029	0,998319	1,000000	0,994862	1,000000	0,995507	0,910568	1,000000
3	Brno	0,100279	1,000000		0,996405	1,000000	1,000000	1,000000	0,999989	0,000029	1,000000	1,000000	0,955035	1,000000	1,000000	0,998235	0,999982
4	Ústí nad Labem	0,000029	0,999989	0,996405		0,999986	0,999998	0,001397	0,881169	0,000029	0,705715	0,994353	0,999910	0,999721	0,715746	0,480441	1,000000
5	Olomouc	0,262273	1,000000	1,000000	0,999986		1,000000	1,000000	0,999967	0,000029	1,000000	1,000000	0,996362	1,000000	0,999998	0,997786	1,000000
6	Ostrava	0,839812	1,000000	1,000000	0,999998	1,000000		1,000000	1,000000	0,000029	1,000000	1,000000	0,999279	1,000000	1,000000	0,999939	1,000000
7	Třeboňsko	0,000039	0,981056	1,000000	0,001397	1,000000	1,000000		0,999999	0,000029	1,000000	0,998095	0,362615	0,999954	1,000000	0,998342	0,958872
8	Kačležský	0,980657	0,994907	0,999989	0,881169	0,999967	1,000000	0,999999		0,000029	1,000000	0,998996	0,723661	0,999563	1,000000	1,000000	0,983314
9	Řežabinec	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029		0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029	0,000029
10	České Budějovice	0,131834	0,998319	1,000000	0,705715	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	0,000029		0,999903	0,653423	0,999985	1,000000	0,999947	0,991207
11	Poodří	0,000280	1,000000	1,000000	0,994353	1,000000	1,000000	0,998095	0,998996	0,000029	0,999903		0,957774	1,000000	0,999491	0,961102	0,999999
12	Havlíčkův Brod	0,000071	0,994862	0,955035	0,999910	0,996362	0,999279	0,362615	0,723661	0,000029	0,653423	0,957774		0,984544	0,620298	0,372999	0,999922
13	Plzeň	0,010392	1,000000	1,000000	0,999721	1,000000	1,000000	0,999954	0,999563	0,000029	0,999985	1,000000	0,984544		0,999887	0,981406	1,000000
14	Český ráj	0,434029	0,995507	1,000000	0,715746	0,999998	1,000000	1,000000	1,000000	0,000029	1,000000	0,999491	0,620298	0,999887		0,999998	0,982969
15	Žďárské vrchy	0,997773	0,910568	0,998235	0,480441	0,997786	0,999939	0,998342	1,000000	0,000029	0,999947	0,961102	0,372999	0,981406	0,999998		0,848391
16	Železné hory	0,000982	1,000000	0,999982	1,000000	1,000000	1,000000	0,958872	0,983314	0,000029	0,991207	0,999999	0,999922	1,000000	0,982969	0,848391	

Statistické zhodnocení chlorofylu

Tab. č. 16 – Výsledek jednorozměrného testu významnosti pro chlorofyl

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro Chlorofyl Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně volnosti	PČ	F	p
Abs. člen	1229405	1	1229405	57,97502	0,000000
Oblast	1063213	15	70881	3,34253	0,000022
Chyba	10814941	510	21206		

Tab. č. 17- Výsledek Tukeyova HSD testu pro chlorofyl

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná Chlorofyl Homogenní skupiny, alfa = ,05000 (Neúplné vyhledávání) Chyba: meziskup. PČ = 21206,, sv = 510,00			
	Oblast	Chlorofyl Průměr	1	2
13	Plzeň	33,2231	****	****
14	Český ráj	40,8091	****	****
9	Řežabinec	42,9450	****	****
16	Železné hory	61,0143	****	****
12	Havlíčkův Brod	61,6556	****	****
1	Lednice	63,2333	****	****
4	Ústí nad Labem	66,6272	****	
3	Brno	93,5125	****	****
8	Kačležský	98,5750	****	****
11	Poodří	100,4640	****	****
2	Pardubice	102,1118	****	****
10	České Budějovice	104,5105	****	****
6	Ostrava	109,8000	****	****
5	Olomouc	111,6167	****	****
7	Třeboňsko	158,1968		****
15	Žďárské vrchy	222,6333	****	****

Tab. č. 18 - Tukeyův HSD test - proměnná chlorofyl

Č. buňky	Oblast	Tukeyův HSD test; proměnná Chlorofyl Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 21206,, sv = 510,00															
		{1} 63,233	{2} 102,11	{3} 93,513	{4} 66,627	{5} 111,62	{6} 109,80	{7} 158,20	{8} 98,575	{9} 42,945	{10} 104,51	{11} 100,46	{12} 61,656	{13} 33,223	{14} 40,809	{15} 222,63	{16} 61,014
1	Lednice		0,999979	1,000000	1,000000	0,999997	1,000000	0,139106	1,000000	1,000000	0,999930	0,999953	1,000000	1,000000	1,000000	0,548920	1,000000
2	Pardubice	0,999979		1,000000	0,999958	1,000000	1,000000	0,977238	1,000000	0,999525	1,000000	1,000000	0,999999	0,996479	0,999467	0,935461	1,000000
3	Brno	1,000000	1,000000		1,000000	1,000000	1,000000	0,997596	1,000000	0,999994	1,000000	1,000000	1,000000	0,999932	0,999992	0,960779	1,000000
4	Ústí nad Labem	1,000000	0,999958	1,000000		0,999997	1,000000	0,000956	1,000000	1,000000	0,999835	0,999858	1,000000	0,999995	1,000000	0,469955	1,000000
5	Olomouc	0,999997	1,000000	1,000000	0,999997		1,000000	0,999993	1,000000	0,999908	1,000000	1,000000	0,999999	0,999451	0,999888	0,995244	1,000000
6	Ostrava	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000		1,000000	1,000000	0,999998	1,000000	1,000000	1,000000	0,999985	0,999997	0,999420	1,000000
7	Třeboňsko	0,139106	0,977238	0,997596	0,000956	0,999993	1,000000		0,999986	0,337574	0,975320	0,874191	0,847324	0,156371	0,379934	0,999547	0,934671
8	Kačležský	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	0,999986		0,999999	1,000000	1,000000	1,000000	0,999992	0,999999	0,995269	1,000000
9	Řežabinec	1,000000	0,999525	0,999994	1,000000	0,999908	0,999998	0,337574	0,999999		0,999012	0,999211	1,000000	1,000000	1,000000	0,495718	1,000000
10	České Budějovice	0,999930	1,000000	1,000000	0,999835	1,000000	1,000000	0,975320	1,000000	0,999012		1,000000	0,999997	0,993512	0,998929	0,938593	0,999999
11	Poodří	0,999953	1,000000	1,000000	0,999858	1,000000	1,000000	0,874191	1,000000	0,999211	1,000000		0,999999	0,993978	0,999147	0,899831	1,000000
12	Havlíčkův Brod	1,000000	0,999999	1,000000	1,000000	0,999999	1,000000	0,847324	1,000000	1,000000	0,999997	0,999999		1,000000	1,000000	0,767167	1,000000
13	Plzeň	1,000000	0,996479	0,999932	0,999995	0,999451	0,999985	0,156371	0,999992	1,000000	0,993512	0,993978	1,000000		1,000000	0,373539	1,000000
14	Český ráj	1,000000	0,999467	0,999992	1,000000	0,999888	0,999997	0,379934	0,999999	1,000000	0,998929	0,999147	1,000000	1,000000		0,501534	1,000000
15	Žďárské vrchy	0,548920	0,935461	0,960779	0,469955	0,995244	0,999420	0,999547	0,995269	0,495718	0,938593	0,899831	0,767167	0,373539	0,501534		0,828605
16	Železné hory	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	0,934671	1,000000	1,000000	0,999999	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	0,828605

Příloha 2 – Statistické zhodnocení rozdílů v průběhu let

Statistické zhodnocení vodivosti

Tab. č. – 19 – Výsledek jednorozměrného testu významnosti pro vodivost

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro vodivost ₂₅ Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně volnosti	PČ	F	p
Abs. člen	17028811	1	17028811	1657,563	0,000000
sezóna	585998	9	65111	6,338	0,000000
Chyba	5280528	514	10273		

Tab. č. 20 - Výsledek Tukeyova HSD testu pro vodivost

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná vodivost ₂₅ Homogenní skupiny, alfa = ,05000 Chyba: meziskup. PČ = 10273,, sv = 514,00				
	sezóna	vodivost ₂₅ Průměr	1	2	3
10	2012	204,0935		****	
3	1997	213,3043	****	****	
4	1998	224,0000	****	****	****
2	1996	224,9583	****	****	
5	1999	250,2667	****	****	****
7	2001	251,1020	****		
9	2003	267,4222	****		****
6	2000	272,5967	****		****
1	1995	279,0000	****	****	****
8	2002	302,5659			****

Tab. č. 21 - Tukeyův HSD - proměnná vodivost

Č. buňky	sezóna	Tukeyův HSD test; proměnná vodivost ₂₅ Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 10273,, sv = 514,00									
		{1}	{2}	{3}	{4}	{5}	{6}	{7}	{8}	{9}	{10}
		279,00	224,96	213,30	224,00	250,27	272,60	251,10	302,57	267,42	204,09
1	1995		0,774775	0,534066	0,889639	0,998290	1,000000	0,981743	0,996105	0,999994	0,080445
2	1996	0,774775		0,999996	1,000000	0,999083	0,786573	0,976476	0,032823	0,819312	0,995773
3	1997	0,534066	0,999996		1,000000	0,984956	0,519766	0,815511	0,007279	0,539562	0,999996
4	1998	0,889639	1,000000	1,000000		0,999604	0,913378	0,995721	0,219032	0,939011	0,999650
5	1999	0,998290	0,999083	0,984956	0,999604		0,999539	1,000000	0,711272	0,999916	0,814514
6	2000	1,000000	0,786573	0,519766	0,913378	0,999539		0,988348	0,931912	1,000000	0,030529
7	2001	0,981743	0,976476	0,815511	0,995721	1,000000	0,988348		0,008438	0,994894	0,005312
8	2002	0,996105	0,032823	0,007279	0,219032	0,711272	0,931912	0,008438		0,690264	0,000012
9	2003	0,999994	0,819312	0,539562	0,939011	0,999916	1,000000	0,994894	0,690264		0,012246
10	2012	0,080445	0,995773	0,999996	0,999650	0,814514	0,030529	0,005312	0,000012	0,012246	

Statistické zhodnocení alkality

Tab. č. 22 – Výsledek jednorozměrného testu významnosti pro alkalitu

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro alkalitu Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně volnosti	PČ	F	p
Abs. člen	671,5363	1	671,5363	1333,706	0,000000
sezóna	17,1338	9	1,9038	3,781	0,000124
Chyba	259,8119	516	0,5035		

Tab. č. 23 - Výsledek Tukeyova HSD testu pro alkalitu

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná alkalita Homogenní skupiny, alfa = ,05000 Chyba: meziskup. PČ = ,50351, sv = 516,00				
	sezóna	alkalita Průměr	1	2	3
10	2012	1,243532	****		
7	2001	1,315034	****	****	
9	2003	1,503556	****	****	****
2	1996	1,518750	****	****	****
3	1997	1,524167	****	****	****
5	1999	1,572000	****	****	****
8	2002	1,650370			****
6	2000	1,659000	****	****	****
1	1995	1,687368	****	****	****
4	1998	1,920000		****	****

Tab. č. 24 - Tukeyův HSD test - proměnná alkalitu

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná alkalita Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy Chyba: meziskup. PČ = ,50351, sv = 516,00										
	sezóna	{1} 1,6874	{2} 1,5188	{3} 1,5242	{4} 1,9200	{5} 1,5720	{6} 1,6590	{7} 1,3150	{8} 1,6504	{9} 1,5036	{10} 1,2435
1	1995		0,998926	0,999173	0,996180	0,999983	1,000000	0,488966	1,000000	0,994885	0,246265
2	1996	0,998926		1,000000	0,827457	1,000000	0,999386	0,952769	0,998627	1,000000	0,771674
3	1997	0,999173	1,000000		0,838803	1,000000	0,999555	0,944426	0,999017	1,000000	0,750754
4	1998	0,996180	0,827457	0,838803		0,955221	0,984082	0,092713	0,959927	0,693685	0,035718
5	1999	0,999983	1,000000	1,000000	0,955221		0,999997	0,945210	0,999996	0,999999	0,798838
6	2000	1,000000	0,999386	0,999555	0,984082	0,999997		0,312219	1,000000	0,995550	0,110479
7	2001	0,488966	0,952769	0,944426	0,092713	0,945210	0,312219		0,021848	0,866457	0,998087
8	2002	1,000000	0,998627	0,999017	0,959927	0,999996	1,000000	0,021848		0,983566	0,002312
9	2003	0,994885	1,000000	1,000000	0,693685	0,999999	0,995550	0,866457	0,983566		0,520204
10	2012	0,246265	0,771674	0,750754	0,035718	0,798838	0,110479	0,998087	0,002312	0,520204	

Statistické zhodnocení celkového dusíku

Tab. č. 25 – Výsledek jednorozměrného testu významnosti pro celkový N

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro TN Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně volnosti	PČ	F	p
Abs. člen	1711,112	1	1711,112	1136,593	0,000000
sezóna	89,588	9	9,954	6,612	0,000000
Chyba	755,749	502	1,505		

Tab. č. 26 - Výsledek Tukeyova HSD testu pro celkový N

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná TN Homogenní skupiny, alfa = ,05000 Chyba: meziskup. PČ = 1,5055, sv = 502,00				
	sezóna	N celk. Průměr	1	2	3
7	2001	2,001376		****	
1	1995	2,004786	****	****	
8	2002	2,351395	****	****	
3	1997	2,467174	****	****	
6	2000	2,496783	****	****	
2	1996	2,550042	****	****	****
9	2003	2,745116	****		****
10	2012	2,826557	****		****
4	1998	3,445200	****		****
5	1999	3,827615			****

Tab. č. 27 - Tukeyův HSD test - proměnná celkový N

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná TN Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 1,5055, sv = 502,00										
	sezóna	{1} 2,0048	{2} 2,5500	{3} 2,4672	{4} 3,4452	{5} 3,8276	{6} 2,4968	{7} 2,0014	{8} 2,3514	{9} 2,7451	{10} 2,8266
1	1995		0,949004	0,983679	0,124640	0,004521	0,966159	1,000000	0,993590	0,626774	0,339413
2	1996	0,949004		1,000000	0,642600	0,075241	1,000000	0,576092	0,999540	0,999814	0,991647
3	1997	0,983679	1,000000		0,524301	0,045409	1,000000	0,799393	0,999996	0,997141	0,955761
4	1998	0,124640	0,642600	0,524301		0,999241	0,515369	0,011761	0,190339	0,836115	0,878407
5	1999	0,004521	0,075241	0,045409	0,999241		0,036411	0,000023	0,002303	0,140557	0,135990
6	2000	0,966159	1,000000	1,000000	0,515369	0,036411		0,587219	0,999931	0,997736	0,948623
7	2001	1,000000	0,576092	0,799393	0,011761	0,000023	0,587219		0,553215	0,016888	0,000014
8	2002	0,993590	0,999540	0,999996	0,190339	0,002303	0,999931	0,553215		0,795501	0,165763
9	2003	0,626774	0,999814	0,997141	0,836115	0,140557	0,997736	0,016888	0,795501		0,999998
10	2012	0,339413	0,991647	0,955761	0,878407	0,135990	0,948623	0,000014	0,165763	0,999998	

Statistické zhodnocení celkového fosforu

Tab. č. 28 – Výsledek jednorozměrného testu významnosti pro celkový P

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro TP Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SC	Stupně volnosti	PČ	F	p
Abs. člen	21,33590	1	21,33590	582,0634	0,000000
sezóna	0,84976	9	0,09442	2,5758	0,006576
Chyba	19,24421	525	0,03666		

Tab. č. 29 - Výsledek Tukeyova HSD testu pro celkový P

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná TP Homogenní skupiny, alfa = ,05000 Chyba: meziskup. PČ = ,03666, sv = 525,00			
	sezóna	Pcelk. Průměr	1	2
8	2002	0,209511	****	
1	1995	0,212000	****	****
3	1997	0,232833	****	****
4	1998	0,245462	****	****
7	2001	0,265510	****	****
10	2012	0,282669	****	****
6	2000	0,293997	****	****
9	2003	0,309879	****	****
2	1996	0,341917	****	****
5	1999	0,379400		****

Tab. č. 30 - Tukeyův HSD test - proměnná celkový P

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná TP Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy Chyba: meziskup. PČ = ,03666, sv = 525,00										
	sezóna	{1} ,21200	{2} ,34192	{3} ,23283	{4} ,24546	{5} ,37940	{6} ,29400	{7} ,26551	{8} ,20951	{9} ,30988	{10} ,28267
1	1995		0,449883	0,999999	0,999978	0,251488	0,907473	0,979721	1,000000	0,686430	0,893042
2	1996	0,449883		0,617719	0,906668	0,999875	0,996080	0,726259	0,078105	0,999687	0,931074
3	1997	0,999999	0,617719		1,000000	0,371963	0,977299	0,998902	0,999953	0,849521	0,977106
4	1998	0,999978	0,906668	1,000000		0,705482	0,999036	0,999998	0,999791	0,987425	0,999678
5	1999	0,251488	0,999875	0,371963	0,705482		0,924358	0,459449	0,047340	0,969184	0,703624
6	2000	0,907473	0,996080	0,977299	0,999036	0,924358		0,999220	0,532309	0,999999	1,000000
7	2001	0,979721	0,726259	0,998902	0,999998	0,459449	0,999220		0,462983	0,935308	0,999258
8	2002	1,000000	0,078105	0,999953	0,999791	0,047340	0,532309	0,462983		0,107556	0,148845
9	2003	0,686430	0,999687	0,849521	0,987425	0,969184	0,999999	0,935308	0,107556		0,998234
10	2012	0,893042	0,931074	0,977106	0,999678	0,703624	1,000000	0,999258	0,148845	0,998234	

Statistické zhodnocení chlorofylu

Tab. č. 31- Výsledek jednorozměrného testu významnosti pro chlorofyl

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro chlorofyl Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně volnosti	PČ	F	p
Abs. člen	2914019	1	2914019	126,7385	0,000000
sezóna	725854	7	103693	4,5099	0,000070
Chyba	10829408	471	22992		

Tab. č. 32 - Výsledek Tukeyova HSD testu pro chlorofyl

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná chlorofyl Homogenní skupiny, alfa = ,05000 Chyba: meziskup. PČ = 22992,, sv = 471,00			
	sezóna	chlorofyl Průměr	1	2
2	1998	61,3385	****	****
6	2002	87,5264	****	
1	1997	102,0085	****	****
5	2001	114,9489	****	
7	2003	118,8304	****	****
3	1999	127,7267	****	****
4	2000	135,0678	****	****
8	2012	190,2305		****

Tab. č. 33 - Tukeyův HSD test - proměnná chlorofyl

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná chlorofyl Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 22992,, sv = 471,00								
	sezóna	{1} 102,01	{2} 61,338	{3} 127,73	{4} 135,07	{5} 114,95	{6} 87,526	{7} 118,83	{8} 190,23
1	1997		0,997428	0,999840	0,998014	0,999991	0,999983	0,999968	0,483641
2	1998	0,997428		0,944234	0,826483	0,925499	0,999100	0,930139	0,069023
3	1999	0,999840	0,944234		1,000000	0,999986	0,981219	0,999999	0,802850
4	2000	0,998014	0,826483	1,000000		0,997886	0,817968	0,999818	0,626430
5	2001	0,999991	0,925499	0,999986	0,997886		0,883479	1,000000	0,001079
6	2002	0,999983	0,999100	0,981219	0,817968	0,883479		0,949816	0,000061
7	2003	0,999968	0,930139	0,999999	0,999818	1,000000	0,949816		0,112616
8	2012	0,483641	0,069023	0,802850	0,626430	0,001079	0,000061	0,112616	

Příloha 3 – Statistické zhodnocení rozdílů během sezóny

Statistické zhodnocení vodivosti

Tab. č. 34 – Výsledek jednorozměrného testu významnosti pro vodivost

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro Vodivost ₂₅ Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně volnosti	PČ	F	p
Abs. člen	29750566	1	29750566	2673,613	0,000000
Odběr	69110	2	34555	3,105	0,045638
Chyba	5797416	521	11127		

Tab. č. 35 - Výsledek Tukeyova HSD testu pro vodivost

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná Vodivost ₂₅ Homogenní skupiny, alfa = ,05000 Chyba: meziskup. PČ = 11127,, sv = 521,00			
	Odběr	Vodivost ₂₅ Průměr	1	2
3	3	228,0896	****	
2	2	251,9841	****	****
1	1	257,7521		****

Tab. č. 36 - Tukeyův HSD test - proměnná vodivost

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná Vodivost ₂₅ Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 11127,, sv = 521,00			
	Odběr	{1} 257,75	{2} 251,98	{3} 228,09
1	1		0,852172	0,045873
2	2	0,852172		0,102424
3	3	0,045873	0,102424	

Statistické zhodnocení alkality

Tab. č. 37 – Výsledek jednorozměrného testu významnosti pro alkalitu

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro alkalita Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně volnosti	PČ	F	p
Abs. člen	1009,197	1	1009,197	1925,543	0,000000
Odběr	2,836	2	1,418	2,706	0,067764
Chyba	274,110	523	0,524		

Tab. č. 38 - Výsledek Tukeyova HSD testu pro alkalitu

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná alkalita Homogenní skupiny, alfa = ,05000 Chyba: meziskup. PČ = ,52411, sv = 523,00		
	Odběr	alkalita Průměr	1
1	1	1,339799	****
3	3	1,444726	****
2	2	1,509841	****

Tab. č. 39 - Tukeyův HSD test - proměnná alkalita

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná alkalita Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy Chyba: meziskup. PČ = ,52411, sv = 523,00			
	Odběr	{1} 1,3398	{2} 1,5098	{3} 1,4447
1	1		0,052468	0,437912
2	2	0,052468		0,697354
3	3	0,437912	0,697354	

Statistické zhodnocení celkového dusíku

Tab. č. 40 – Výsledek jednorozměrného testu významnosti pro celkový N

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro TN Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně volnosti	PČ	F	p
Abs. člen	2952,303	1	2952,303	1779,579	0,000000
Odběr	0,911	2	0,455	0,274	0,760086
Chyba	844,425	509	1,659		

Tab. č. 41 - Výsledek Tukeyova HSD testu pro celkový N

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná TN Homogenní skupiny, alfa = ,05000 Chyba: meziskup. PČ = 1,6590, sv = 509,00		
	Odběr	TN Průměr	1
2	2	2,436016	****
1	1	2,471597	****
3	3	2,543255	****

Tab. č. 42 - Tukeyův HSD - proměnná celkový N

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná TN Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 1,6590, sv = 509,00			
	Odběr	{1} 2,4716	{2} 2,4360	{3} 2,5433
1	1		0,960875	0,888571
2	2	0,960875		0,739182
3	3	0,888571	0,739182	

Statistické zhodnocení celkového fosforu

Tab. č. 43 – Výsledek jednorozměrného testu významnosti pro celkový P

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro TP Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně volnosti	PČ	F	p
Abs. člen	37,50180	1	37,50180	1024,236	0,000000
Odběr	0,61510	2	0,30755	8,400	0,000256
Chyba	19,47888	532	0,03661		

Tab. č. 44 - Výsledek Tukeyova HSD testu pro celkový P

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná TP Homogenní skupiny, alfa = ,05000 Chyba: meziskup. PČ = ,03661, sv = 532,00			
	Odběr	TP Průměr	1	2
1	1	0,237621	****	
2	2	0,258936	****	
3	3	0,327400		****

Tab. č. 45 - Tukeyův HSD test - proměnná celkový P

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná TP Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy Chyba: meziskup. PČ = ,03661, sv = 532,00			
	Odběr	{1} ,23762	{2} ,25894	{3} ,32740
1	1		0,508973	0,000231
2	2	0,508973		0,003309
3	3	0,000231	0,003309	

Statistické zhodnocení chlorofylu

Tab. č. 46 – Výsledek jednorozměrného testu významnosti pro chlorofyl

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro Chlorofyl Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně volnosti	PČ	F	p
Abs. člen	8582242	1	8582242	400,6041	0,000000
Odběr	1357795	2	678897	31,6897	0,000000
Chyba	10197468	476	21423		

Tab. č. 47 - Výsledek Tukeyova HSD testu pro chlorofyl

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná Chlorofyl Homogenní skupiny, alfa = ,05000 Chyba: meziskup. PČ = 21423,, sv = 476,00				
	Odběr	Chlorofyl Průměr	1	2	3
1	1	76,5112	****		
2	2	119,5364		****	
3	3	218,8555			****

Tab. č. 48 - Tukeyův HSD test - proměnná chlorofyl

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná Chlorofyl Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 21423,, sv = 476,00			
	Odběr	{1} 76,511	{2} 119,54	{3} 218,86
1	1		0,016068	0,000022
2	2	0,016068		0,000022
3	3	0,000022	0,000022	

Příloha 4 – Výběr rybníků s koncentracemi fyzikálně-chemickými parametry

Tab. č. 49 – Koncentrace fyzikálně-chemických parametrů rybníčních vod

Lokalita	Rok	Stup.och	barva mg Pt	pH	alkalita mmol/l	BSK ₅ mg/l	CHSK _{Mn} mg/l	CHSK _{Cr} mg/l	NH ₄ -	NO ₃ -	NO ₂ -	Norg. mg/l	TN	PO ₄ -		Na mg/l	K mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	NL mg/l	RL mg/l	vodivost ₂₅ μS/cm	chlorofyl	SiO ₂ -
									N mg/l	N mg/l	N mg/l		P mg/l	TP mg/l	Si mg/l											
Velký Tisý	2001	NPR	30	6,91	1,32	4,2	9,3	39	0,281	0,467	0,006	1,1	1,9		0,098	6	12	24	6	13	26	19	400	270	23,3	1,94
Velký Tisý	2001	NPR	34	6,87	1,38	10	16	76	0,265	0,154	0,003	1,8	2,2	0,09	0,258	16	11	32	5	22	32	38	310	305	101,7	4,42
Řežabinec	1995	NPR		8,53	3,68	16,2	35,5		0,28	0,45	0,003	2,8	3,5	1,684	1,7							63		508		
Řežabinec	1996	NPR		7,94	2,8	4,3	16	45	1,66	0,2	0,016	1,6	3,5	1,573	1,6			41				2	252	381		
Řežabinec	1996	NPR		8,51	2,5	14	21,6		0,38	0,09	0,011	1,6	2	1,68	1,7							15		351		
Řežabinec	1997	NPR		9,09	3,3	6	22,4	69,4	0,28	0,16	0,003	1,4	1,8	1,384	1,4							16	265	375	35	
Řežabinec	1998	NPR		7,5	4,2		17,9		2,38					1,581	1,6			31				3		453	13,2	
Hlohovecký	2000	NPR		8,37	6,45	3,5	10	34	0,2	0,005	0,003	1,2			0,8			20				13	1006	1450	31,4	7,4
Hlohovecký	2000	NPR		8,5	6,98	5,5	14	104	0,2	0,05	0,001	2,2			0,66			64				27	1020	1500	18,5	9,01
Hlohovecký	2000	NPR		8,4	7,1	5,3	13	80	0,23	0,05	0,003	2,3			1,11			96				31	1080	1450	48,1	7,26
Prostřední	2000	NPR		8,22	6,1	4,4	12	47	0,23	0,018	0,003	1,2			0,58			18				8	720	1400	26,9	4,3
Prostřední	2000	NPR		8,09	6,2	3,4	13	100	0,24	0,05	0,001	1,6			0,56			34				25	1134	1450	28,1	11,77
Prostřední	2000	NPR		7	4,82	6,6	16	85	0,27	0,05	0,003	2,5			0,51			63				32	782	1300	41,1	4,17
Mlýnský	2000	NPR		8,58	5,02	2,3	15	55	0,31	0,02	0,006	1,8			0,55			10				9	418	1400	13,9	4,69
Mlýnský	2000	NPR		8,5	5,26	10	24	94	0,32	0,05	0,01	1,4			0,4			12				68	1188	1500	62,6	11,68
Mlýnský	2000	NPR		8,4	2,62	16,5	27	165	0,52	0,05	0,006	5,1			0,6			40				94	982	1300	284,4	4,06
Nesyt	2001	NPR	19	7,02	4,3	9,2	13	47	0,554	0,574	0,005	2,5	3,6	0,006	0,238	70	20	94	84	86	350	31	890	1300		3,45
Bohdanečský	1996	NPR		8,15	2,9	4,2	15		0,06	0,04	0,003	0,5	0,6		0,105							12,4		326		
Bohdanečský	2000	NPR		8,1	2,42	8,6	16	80	0,23	0,05	0,001	1,9	2,1		0,25				26			32	244	386	42,9	2,34
Bohdanečský	2000	NPR		7,31	2,06	13,6	18,4	78	0,3	0,06	0,01	2,43	2,8		0,38				42			43	322	357	213,9	3,7
Matka	2000	NPR		7,7	2,3	5,1	15	80	0,4	0,05	0,001	1,3	1,7		0,13				36			14	238	403	20	1,09
Bohdanečský	2001	NPR	24	6,8	1,7	11	19	61	0,406	0,05	0,004	1,55	2	0,02	0,218	13	4	34	6	15	23	36	180	285	107,2	1,63
Zámecký	2001	NPR	20	7,25	2,24	9,2	9,1	32	4,82	2,644	0,034	2,3	9,8	0,003	0,121	27	10	65	26	43	130	32	410	610		2,52
Chropiňský	2001	NPP	44	6,99	2,34	9,2	11	42	0,195	0,826	0,015	2,5	3,5	0,15	0,394	13	5	46	10	14	48	35	250	400	94,3	4,02