



Fakulta životního
prostředí

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
KATEDRA APLIKOVANÉ EKOLOGIE**

**Monitoring antropogenního zatížení nádrže
Kateřina**

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Vedoucí práce: doc. RNDr. Emilie Pecharová, CSc.

Diplomant: Bc. Stanislav Rosa

2017

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Stanislav Rosa

Regionální environmentální správa

Název práce

Monitoring antropogenního zatížení nádrže Kateřina.

Název anglicky

Monitoring of anthropogenic influence of surface water Kateřina.

Cíle práce

V pravidelných intervalech v roce 2016 provádět sledování vodní nádrže (propadliny) Kateřina v rozsahu určeném požadavkem KU Ústí na Labem.

Budou odebírány vzorky vody nádrže a zpracovány ke stanovení základních chemických parametrů (pH, vodivost, teplota, průhlednost, základní anionty a kationty), struktura a rozvoj fytoplanktonu a zooplanktonu.

Současně budou sledovány přítoky do nádrže (kvalita vody, oživení).

Výstupem práce bude detekce klíčových problémů a návrh opatření ke zlepšení kvality vody nádrže včetně mapové a fotografické dokumentace.

Metodika

1. Rešerše problematiky s důrazem na mělké vodní nádrže a jezera.
2. Podrobný terénní průzkum nádrže a zdrojů vody pro nádrž.
3. Pravidelné odběry vody, zooplanktonu a fytoplanktonu v předem stanovených termínech.
4. Vyhodnocení výsledků hydrochemických a hydrobiologických analýz z využitím dostupných dat z předchozích let monitoringu nádrže. Statistické hodnocení klíčových parametrů.

Doporučený rozsah práce

40 stran

Klíčová slova

kvalita vody, vliv těžby na kvalitu vody, antropogenní vliv na kvalitu vody, eutrofizace, nápravná opatření

Doporučené zdroje informací

- Barica, J. (1993). Oscillations of algal biomass, nutrients and dissolved oxygen as a measure of ecosystem stability. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, 2(4), 243-250.
- Beděrková, I., Benedová, Z., Pechar, L. 2016: Kyslíkové deficity – projev nestability rybníčního ekosystému? David, V., Davidová, T. (eds.) sborník příspěvků odborné konference, 23.-24.6. 2016 na ČZU v Praze. – ČSKI, ČVUT v Praze, UJP v Olomouci, VÚV TGM a ČZU v Praze, 184 p.
- Fott, J., Pechar, L., Pražáková, M. (1980): Fish as a factor controlling water quality in ponds. In: Barica and L. R. Mur (Editors), *Hypertrophic Ecosystems. Developments in Hydrobiology*, 2: 255-261.
- Hrbáček, J., Dvořáková, M., Kořínek, V., Procházková, L. (1961): Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. *Verhandlungen Internationale Vereinigung Theoretisch Angewandte Limnologie*, 14: 192-195.
- Janda, J., Pechar, L. (1996): Importace of Fish ponds for the Landscape in Central Europe. Sustainable Use of Fish ponds in the Třeboň Basin Protecte Landscape Area and Biosphere Reserve. Czech IUCN Coord. Centre, Praha, and IUCN, Gland and Cambridge (In Czech with English abstrakt).
- Pechar, L., Příkryl, I., Faina, R. (2002): Hydrobiological evaluation of Třeboň fish ponds since the end of the nineteenth century In: Květ, J., Jeník, J., Soukupová, L.: *Freshwater wetlands and their sustainable future*. Paris, 31-61.
- Pechar, L. (2015): Století eutrofizace rybníků – synergický efekt zvyšování zátěže živinami (fosforem a dusíkem) a nárůstu rybích obsádek. *Vodní hospodářství* 65(7):1-6.
- Potužák, J., Hůda, J., Pechar, L. (2007): Zooplankton in Hypertrophic Fish ponds: is the „ Top-Down“ Regulation of Phytoplankton Still a Valid Concept? *Acta Universitatis Carolinae Environmentalica*, 21: 115-120.
-

Předběžný termín obhajoby

2016/17 LS – FŽP

Vedoucí práce

doc. RNDr. Emilie Pecharová, CSc.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 2. 12. 2016

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 6. 12. 2016

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 13. 02. 2017

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracoval samostatně, pod vedením doc. RNDr. Pecharové, CSc. Uvedl jsem všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpal.

V Praze 25.03.2017



.....

Poděkování:

Rád bych touto cestou poděkoval vedoucí mé diplomové práce doc. RNDr. Emilii Pecharové, CSc. za její vstřícnost, ochotu, cenné rady, věcné připomínky a čas, který mi věnovala. Děkuji RNDr. Liboru Pecharovi, CSc. za pomoc při určování fytoplanktonu a zooplanktonu, laboratoři ENKI o.p.s. za laboratorní zpracování odebraných vzorků a v neposlední řadě děkuji Ing. Orgoníkovi a jeho rodině za poskytnutí zázemí pro zpracování a prvotnímu vyhodnocení odebraných vzorků. Zároveň děkuji mé rodině za trpělivost a vytvořené podmínky po celou dobu studia.

V Praze 25.03.2017

Abstrakt:

Práce poskytuje přehled o aktuálním stavu, antropogenní činností vzniklé, vodní nádrže Kateřina. Prostřednictvím pravidelných odběrů a rozboru odebraných vzorků vody, zooplanktonu a fytoplanktonu byly zhodnoceny klíčové parametry vodního prostředí nádrže. Výsledky jsou porovnány s hydrochemickými a hydrobiologickými dostupnými výsledky téže vodní nádrže z let předchozích a statisticky vyhodnoceny. Získaná data jsou přehledně zpracována v mapovém prostředí geografického informačního systému ArcGIS a formou evidenčních karet s fotodokumentací (Příloha č. 1 a 9). Byly popsány klíčové problémy nádrží a navržena možná opatření ke zlepšení kvality vody.

Klíčová slova:

kvalita vody, vliv těžby na kvalitu vody, antropogenní vliv na kvalitu vody, eutrofizace, nápravná opatření

Summary:

This diploma thesis gives the current survey of the Kateřina water reservoir, created by the anthropogenic activity. The key parameters of the water environment have been evaluated via regular sampling and analysis of the water, zooplankton and phytoplankton. The results have been compared with the available hydrochemical and hydrobiological analysis from the previous years and then the statistics has been done. All the obtained data have been processed in the ArcGIS map system, including the registration cards and photographs. The key problems have been described and the precautions for water quality improvement have been suggested.

Keywords:

water quality, the influence of coal mining on water quality, anthropogenic influence on water quality, eutrophication, improvement precautions

Obsah:

1.	ÚVOD.....	8
2.	CÍLE PRÁCE	10
3.	LITERÁRNÍ REŠERŠE	11
3.1	ZNEČIŠTĚNÍ VODY V TĚŽEBNÍCH OBLASTECH	14
3.2	ZEMĚDĚLSKÁ ČINNOST	16
3.3	ÉKOLOGICKÝ STAV VOD PO TĚŽBĚ	17
4.	CHARAKTERISTIKA STUDIJNÍHO ÚZEMÍ.....	20
4.1	VODNÍ NÁDRŽ KATEŘINA	20
4.2	HYDROLOGIE	21
4.3	FLÓRA A FAUNA.....	24
4.4	PŮDA.....	24
5.	METODIKA.....	26
5.1	ČASOVÉ OBDOBÍ.....	26
5.2	MĚŘENÍ, ODBĚRY A ZPRACOVÁNÍ VZORKŮ	26
5.3	FOTODOKUMENTACE	31
5.4	ZPRACOVÁNÍ DAT	32
5.5	STATISTICKÉ VYHODNOCENÍ.....	32
6.	VÝSLEDKY.....	34
6.1	SRÁŽKY	34
6.2	PRŮMYSLOVÁ A ZEMĚDĚLSKÁ ČINNOST	35
6.3	ZÁKLADNÍ FYZIKÁLNĚ CHEMICKÉ UKAZATELE VODNÍ NÁDRŽE KATEŘINA	37
6.4	ZÁKLADNÍ FYZIKÁLNĚ CHEMICKÉ UKAZATELE PŘÍTOKŮ KATEŘINY	42
6.5	FYTOPLANKTON	43
6.6	ZOOPLANKTON	47
6.7	POROVNÁNÍ VÝSLEDKŮ	49
7.	DISKUSE	57
8.	ZÁVĚR.....	65
9.	PŘEHLED LITERATURY A POUŽITÝCH ZDROJŮ	67
10.	PŘÍLOHY	80
11.	DATOVÝ NOSIČ - DVD	81

1. Úvod

Dobývání nerostů se negativně podepisuje na všech složkách životního prostředí. Závislost civilizace na fosilních palivech nám prozatím nedává na vybranou. Je však důležité zvažovat následky těžby a minimalizovat negativní dopady na životní prostředí.

Voda je podmínkou života. Voda je součástí organismů. Lidský organismus obsahuje 60 až 70% vody celkové hmotnosti. Tělo žebnatek (Ctenophores) je dokonce z 97% tvořeno vodou. Je to dar, který nám příroda poskytuje a je potřeba s ním šetrně hospodařit. Voda je život. Je potřeba si uvědomit skutečný význam těchto slov. Vytváří podmínky pro látkovou výměnu, je schopná rozpouštět plyny. Voda zajišťuje koloběh látek v přírodě a bez vody by ani sám člověk nemohl existovat.

Krajina je čím dál více přetvářena člověkem. Významnou měrou se na dynamických změnách krajiny podílí dobývání fosilních paliv, zejména povrchová těžba uhlí.

V souvislosti s těžbou vznikají různé typy vod. Jedná se o vody dočasné i trvalé, ať už v podobě louží vznikajících na dně lomů, odvodňovacích příkopů, zvodněných depresí, poldrů, jezírek na výsypkových tělesech nebo velkoplošných jezer vznikajících jako součást hydrické rekultivace (Svoboda et al. 2008).

Před těžbou a při těžbě dochází k cílenému odvodňování těžebních oblastí.

Chemismus podzemních vod zásadním způsobem ovlivňuje kontakt s podložím. v tomto případě s uhlím. Voda se tak vyznačuje zvýšeným množstvím rozpuštěných látek, minerálů. Jedním z nich je sulfid pyrit. Jedná se kyselé vody s vysokým obsahem rozpuštěných látek, především síranů, iontů železa a manganu (Kuter 2013).

Klapper et Geller (2002) přidává, že důlní vody jsou specifické velkým obsahem iontů železa, manganu a síranů. Reagují se vzduchem a jejich pH postupně klesá na 2 až 3,5.

Některé vodní toky byly z důvodu těžby odkloněny přeložením koryt nebo svedeny do potrubí. Rozsáhlé oblasti bažin a mokřadů byly cíleně odvodněny. Mokřady pokrývaly přibližně 15% těžbou postižených ploch. Důlní vody byly odčerpávány pryč z dotčených území (Pecharová et al. 2011).

Dopady povrchové těžby jsou často zásadní a těžko předvídatelné. Jako příklad uvádí Bell et Donelly (2006) poškození životního prostředí v důsledku úniku výluhů olova a zinku do povrchových vod a zničení 11 ha zemědělské půdy a následnou otravu skotu v oblasti řeky Conwy.

Působením povrchové těžby na stav vod se zabývá také Zipper et al. (2016), který zkoumá vliv těžby uhlí na výskyt slávek v řece Powell v jihozápadní Virginii a severovýchodním Tennessee v USA. Ve sledovaném období třiceti let zaznamenala populace slávek výrazný pokles právě vlivem působení důlních vod. Tyto vody mají specifickou konduktivitu, pH a obsahují velké množství rozpuštěných látek.

V našich podmínkách se podobnou problematikou zabývá Richter et Pecharová (2013). Od roku 1997 do 2008 hodnotil vývoj jakosti povrchových vod v řece Svatava. Sledovány byly hodnoty těžkých kovů kadmia a olova, hodnoty síry, manganu a železa. Přestože v počátku monitorovacího období byly překračovány limity u všech sledovaných látek, v roce 2008 již ukazatele splňovaly stanovené limity znečištění povrchových vod.

Fytoplankton má ve vodním prostředí nezastupitelnou roli. Transformuje živiny do organické hmoty, je základem potravního řetězce a zajišťuje zdroj kyslíku při fotosyntéze. Jeho reprodukce může být v ideálních podmínkách kratší než jeden den. Problém nastává při vysoké koncentraci živin a dostatku světelného záření, kdy dochází k nežádoucím jevům jako je vegetační zbarvení, zákal a vodní květ, které velmi negativně ovlivňují kvalitu vody. K tomu dochází při produkci některých druhů sinic u nichž dochází k tvorbě toxinů. Dochází tak nejen ke změně chuťových a pachových vlastností vody, ale k ohrožení lidského zdraví a zákonitě eliminaci rekreačního využití nádrže (Komárková 2006, Maršálek et Muller 2009).

V rámci mé práce jsem zjišťoval kvalitu vod ovlivněných těžbou na příkladu vodní nádrže Kateřina. Ve stanoveném období jsem monitoroval základní biologické a chemické parametry a jejich změny v této nádrži. Měřením parametrů vody, odebíráním vzorků planktonu in - situ, chemickým rozborem a mikroskopickým vyhodnocováním vzorků planktonu jsem se snažil zaznamenat stav a vývoj významné složky biocenóz vodní nádrže. Periodická kontrola je velmi důležitá. Monitoroval jsem rovněž její přítoky. Diplomová práce byla zpracována jako podpora zakázky "Roční monitoring nádrže Kateřina pro rok 2016", jejímž předmětem bylo provedení komplexního průzkumu vodní nádrže Kateřina na pozemcích parcelních čísel 284/1 v k.ú. Modlany, 429/21, 429/31, 429/32, 429/23, 429/24, 429/13, 429/10, 429/16, 437/6, 429/33, 429/19, 429/22, 429/14, 429/18, 429/15, 429/17, 429/58 vše k.ú. Soběchleby u Krupky pro Krajský úřad v Ústí nad Labem. Cílem uvedeného komplexního průzkumu vodní nádrže bylo definování návrhu opatření proti masovému výskytu sinic, jenž má zásadní vliv nejen na způsob rybářského hospodaření (Pecharová et al. 2016). Dosažené výsledky již byly Krajskému úřadu v Ústí nad Labem předány v prosinci 2016.

2. Cíle práce

Cíle diplomové práce byly následující:

- V pravidelných intervalech v roce 2016 provádět sledování vodní nádrže (propadliny) Kateřina v rozsahu určeném požadavkem KÚ Ústí nad Labem.
- Odebírat vzorky vody nádrže a zpracovat je ke stanovení základních chemických parametrů (pH, vodivost, teplota, průhlednost, základní anionty a kationty), struktury a rozvoje fytoplanktonu a zooplanktonu.
- Současně sledovat přítoky do nádrže (kvalitu vody, oživení).
- Vyhodnotit výsledky hydrochemických a hydrobiologických analýz z využitím dostupných dat z předchozích let monitoringu nádrže. Provést statistické hodnocení klíčových parametrů.
- Výstupem práce bude detekce klíčových problémů a návrh opatření ke zlepšení kvality vody nádrže včetně mapové a fotografické dokumentace.

3. Literární rešerše

Po vytěžení fosilního paliva nastává proces rekultivace, proces nápravy negativních vlivů těžby na krajinu a snaha o návrat její funkčnosti. Navrácení ekologické, hydrologické, estetické, rekreační a dalších funkcí krajině zpět je však náročný úkol a odvíjí se zásadním způsobem od místních podmínek. Neexistuje univerzální způsob rekultivace použitelný na všechny postižené lokality (Kuter 2013, Pecharová et al. 2011).

Při regeneraci krajiny je důležité brát v potaz vazby na okolní prostředí. Nejen na území přímo dotčené těžbou. V duchu holistického přístupu je potřeba vnímat lokalitu jako celek a začlenit postižené území zpět včetně jeho funkcí a propojit ho s okolními ekosystémy (Pecharová et al. 2011).

Rekultivace může být úspěšná, pokud budou do procesu zapojeny vědní disciplíny krajinné ekologie zabývající se fyziologií rostlin živočichů, geologií, botanikou, klimatologií, ale rovněž sociologií, atd. Musí být zajištěna funkčnost krajiny v mnoha ohledech, koloběh látek, biologická rovnováha, stabilita a trvalá udržitelnost (Klapper et Geller 2002, Kuter 2013, Gillarová et Pecharová 2009).

Jedna ze zásadních otázek při rekultivaci zní, jak dostat vodu zpět do odvodněné krajiny. V oblasti kolem Lipska vzniká hydrickými rekultivacemi množství jezer a stávají se dominantou tamní krajiny. Je však nutné zabývat se chemismem, resp. kvalitou vody v jezerech. Charakteristika vod v budoucích jezerech je samozřejmě ovlivněna parametry vod, kterými jsou jezera zaplavována. Hlavním problémem obecně je kvalita vod v přítocích. Na rozdíl od České republiky, kde jsou jezera napouštěna přivaděči z řek s poměrně čistou vodou, jsou jezera v Německu z důvodu geomorfologie terénu dotována vodou s obrovským množstvím síranů, což je jejich velkým problémem. Jezera se poté vyznačují velkou kyselostí a zákonitě minimální biodiverzitou (Ambrožová et al. 2013, Svoboda 2007, Svoboda 2000).

Klapper et Geller (2002) poznamenává, že v Německu dochází v post-těžební krajině k propadům půdy. Na těchto místech vznikají nové vodní útvary. Dochází však k jejich eutrofizaci vlivem hospodaření na okolních zemědělských půdách. Naproti tomu jezera vzniklá v uzavřených lomech jsou bez litorálního pásma a voda v nich je čistá a dlouhou dobu zadržovaná.

Rovněž v oblasti severočeské hnědouhelné pánve je hojně využívána rekultivace hydrická. V posledních letech tak vzniklo nebo vznikne několik vodních útvarů, jezer. Způsob hydrické rekultivace byl nebo bude využit při rekultivaci zbytkových jam po těžbě v lokalitách Medard, Jiří-Družba, Tušimice-Libouš, Vršany, Most, ČSA, Bílina a Milada. Jezera Milada, Most a Medard jsou v současné době již zatopena a jsou implementována managementová opatření (Říhová Ambrožová et Ivanovová 2013).

Problematikou jezer vzniklých v Německu po těžbě uhlí se zabývá Klapper et Geller (2002). Rozlohou přirovnává tato jezera k ledovcovým jezerům. Přestože mají některá jezera hodnoty pH vody v rozmezí 2 - 3,5, což je typické pro post-těžební krajiny v Německu, daří se některým organismům přizpůsobit se těmto podmínkám.

Východní část Německa je rovněž typická hornickou činností. Také tam vznikla spousta jam po těžbě uhlí, šterku a písku.

Dále se důlními jezery zabývá Svoboda et al. (2008). V oblasti pod Krušnými horami vznikne prostřednictvím hydrických rekultivací po povrchové těžbě hnědého uhlí 8 velkých jezer. Jezera budou přesahovat plochu 1000 ha a zařadí se mezi největší umělé nádrže v ČR. Zabývá se vodní bilancí a kvalitou vod v budoucích jezerech. Vyjmenovává možné způsoby rekultivací následků těžby. Vzhledem k velikosti zbytkových jam a jejich umístění, ekonomickým nákladům a zabránění dalšímu poškození životního prostředí se zatopení nabízí jako optimální řešení. Zmíněný autor identifikuje možné problémy jako například stoupající hladinu podzemní vody v celé pánevní oblasti. Ta by mohla způsobit problémy se základy staveb v lokalitách Duchcov a Trmice v Ústí nad Labem. Kvalita vody by mohla být vyřešena tím, že na rozdíl od Německa je nadloží u nás z jílovitých materiálů. Jako větší problém označuje eutrofizaci a to zejména pro mělká jezera mezi něž řadíme i Kateřinu a Modlany. V nich se tvoří pouze malá vrstva hypolimnia nedostatečná pro stratifikaci. Důsledkem toho je uvolňování fosforu ze sedimentu do vodního sloupce a rychlá eutrofizace vod v jezerech.

Dobrou kvalitou vody se naopak vyznačuje zatopený důl Barbora na Teplicku. Jezero bylo spontánně zaplaveno po ukončení těžby převážně podzemní vodou, voda je velmi čistá s vysokou průhledností. V současné době je využívána převážně k rekreačním účelům (Říhová Ambrožová et Ivanovová 2013).

Dalším problémem, kterým se Svoboda et al. (2008) zabývá je eroze břehů. Zbytkové jámy jsou plněny pozvolna, z důvodu omezenosti vodních zdrojů a je potřeba zajistit ochranu břehů před vodní erozí.

Nicméně Svoboda et al. (2008) vyzdvihuje v současné době velmi aktuální v případě napouštění jezera Most, kladné stránky hydrické rekultivace v oblasti srážkového stínu Krušných hor a nutnost obnovy stavu malého koloběhu vody v této krajině před průmyslovou revolucí (Bartůňková 2012).

Řehoř et al. (2014b) se zase zabývá kontaminací půd okolí jezer přirozeným geologickým pozadím a antropogenními vlivy a zkoumá pedologickou a geomechanickou charakteristikou zemin svahů a břehů jezer vznikajících po těžbě (Řehoř et al. 2014a).

Nadměrný přísun živin, především dusíku a fosforu, do vodního prostředí způsobuje masivní rozvoj planktonních řas a rozsivek, sinic vytvářejících vodní květ, bentických sinic, vláknitých řas a vodních makrofyt. Důsledkem rozkladu těchto autotrofních organismů je kyslíkový deficit nebo produkce toxinů sinic, které mají negativní vliv na biodiverzitu, reprodukci, věkovou a druhovou strukturu společenstev vodních organismů (Maršálek et al. 2009).

Nadměrný výskyt řas a sinic je indikátorem eutrofizace vodního prostředí. Výrazné změny přirozených ekosystémů způsobené antropogenní činností, kontaminace všech složek životního prostředí včetně vody prostřednictvím bodového, plošného a difúzního znečištění způsobuje populační změny (Jakubowska 2013).

Samostatnou kapitolou ovlivňující množství fosforu v povrchových vodách je rybářská produkce. Úvahami o zatížení vodního prostředí prostřednictvím fosforu, mnohdy přesahujícími dávkami fosforu v aplikovaných krmivech a hnojivech se zabývá Maršálek et al. (2009) a Pechar (2015).

Vlivem rybochovného hospodářství na trofii vod v povodí se zabývá Maršálek et al. (2009), Pechar et al. (2002), Janda et Pechar (1996) a Potužák et al. (2007). Právě díky zvýšenému přísunu živin se začala měnit kvalita vod zejména od šedesátých let minulého století. Paradoxně zásluhou zvýšeného množství živin ve vodě je kvitována zvýšená produkce ryb, na straně druhé však dochází ke zhoršování kvality vody a k úhynu ryb. Úkolem rybářství je najít kompromis pomocí účinných zásahů a preventivních opatření (Pechar et al. 2017).

Klapper et Geller (2002) upozorňuje, že by měla být zohledněna řada faktorů při budování jezera. Jeho budoucí využití, zda bude jezero využíváno ke koupání, apod.. Nezanedbatelný je názor veřejnosti. Je důležité zabývat se rovněž otázkou eutrofizace. Problematika eutrofizace úzce souvisí s pozemky v okolí jezera a jejich využíváním. Jako příklad uvádí jezera v Německu, kde bylo nutné řešit problém s řasami. Chemické parametry vod zásadně ovlivňují jejich oživení. Vody vznikající v souvislosti s těžbou uhlí se, zejména v Německu, vyznačují velice nízkým pH. I tyto extrémně kyselé vody jsou však kolonizovány organismy. Důvodem je nedostatek konkurentů, což vytváří pro některé organismy ideální podmínky (Pechar et al. 2017).

Podobné poznatky o vznikajících jezerech v post-těžební krajině uveřejňuje rovněž Schultze (2012) a Mehner et al. (2008). Předmětem jeho zájmu je zejména ovlivňování kvality vod v jezerech okyselováním vody způsobené oxidací pyritu.

Poněvadž jsou jezera využívána k rekreaci a koupání, Schultze (2012) se také zajímá o eutrofizaci vody, kontaminaci z okolních průmyslových areálů a skládek. Jezera jsou napájena vodou z okolních řek s nízkým pH a vysokým obsahem železa. Nárůstem vodíkových kationtů dochází k acidifikaci jezer. Poukazuje, jak zajistit dostatečnou kvalitu vody v jezerech v rámci hydrické rekultivace. Důležité je neutralizovat kyselé vody obsahující koncentrace chloridu, síranu, vápníku. Navrhuje zajistit zředění říční vodou. Podává přehled hodnocení různých přístupů k neutralizaci a zajištění nejvyšší kvality vody v jezerech v post-těžební krajině (Schultze 2012).

Vhodně zvolený způsob rekultivace krajiny je zcela zásadní. Doležalová et al. (2012) prostřednictvím studie životních podmínek obojživelníků dokazuje význam rekultivovaných post-těžebních oblastí formou přirozené sukcese. Vyjmenovává negativní stránky technických rekultivací. Technické rekultivace paradoxně ničí přirozenou sukcesí vzniklé vodní plochy a organismy, které jsou součástí těchto ekosystémů. Porovnává čtrnáct technicky rekultivovaných a šest nerekultivovaných částí výsypek severočeské hnědouhelné pánve. Počet vzniklých vodních ploch zcela jednoznačně hovoří ve prospěch částí nerekultivovaných výsypek. Zároveň porovnává hloubku, velikost vodních ploch. Svažitosť a vegetace břehových svahů vzniklé přirozenou sukcesí vytváří ideální podmínky pro obojživelníky. Zdůrazňuje, že nejsou dostatečně brány v potaz ekologické hodnoty nerekultivovaných post-

těžebních oblastí a stále převažuje technický způsob rekultivace post-těžební krajiny.

Gillarová et Pecharová (2009) podrobili komplexní studii lokalitu jezera Medard na Sokolovsku v letech 2005 - 2006. Jedná se o bývalý důl v severozápadních Čechách, který byl uzavřen v roce 2000. Bylo rozhodnuto o způsobu rekultivace formou hydrické rekultivace. Zdrojem vody pro zaplavení dolu se stala řeka Ohře. Jezero bylo zakomponováno do územního systému ekologické stability a bude mít pozitivní vliv nejen na celou škálu živočišných a rostlinných druhů, kterým poskytne lepší životní podmínky v podobě lesů, luk a mokřadů, ale také na místní obyvatele. Při nápravě antropogenně narušené krajiny byly zohledněny i požadavky na rekreaci a volný čas. To s sebou přináší návrat lidí do krajiny a vytvoření nových pracovních příležitostí.

S narušením původních ekosystémů a odstraněním skrývky dochází k oslabení biodiverzity (Kuter 2013). Oslabení biodiverzity, resp. vliv vymizení jednoho nebo více druhů z biologických společenstev na ekosystémy a jejich procesy jsou předmětem zkoumání vědců. Zkoumána je schopnost společenstev odolávat invazím, rychlost růstu, schopnost vegetace pohlcovat oxid uhličitý a adaptace na klimatické změny. Studie dokazují, že pokud dojde ke ztrátě druhů, klesá současně celková produktivita a schopnost společenstva pružně reagovat na změny životního prostředí (Seabloom 2007).

3.1 Znečištění vody v těžebních oblastech

Člověk se svou činností výrazně podílí na eutrofizaci vod. V podobě komunálních a průmyslových odpadů, umělých hnojiv a zemědělskou činností produkuje velké množství dusíku a fosforu, které se uvolňují do vodního prostředí. Nadměrný přísun živin se v rybnících a jezerech projevuje zvýšenou produkcí řas a sinic, které vytvářejí vodní květy. Dochází k zastínění rostlin žijících na dně, k eliminaci potravních zdrojů pro ryby a ostatní živočichy v daném ekosystému. Rozkladem biomasy je spotřebováván kyslík ve vodním prostředí. Přežívají pouze druhy schopné tolerovat znečištěnou vodu a nízkou koncentraci kyslíku (Primack et al. 2011, Beděrková et al. 2016, Fott et al. 1980, Barica 1993).

Po odumření rostlin dochází k vyčerpání kyslíku a produkci amoniaku, sirovodíku, uvolňování dvojmocného železa a manganu, tzv. anaerobióze (Maršálek et al. 2009, Barica 1993, Pechar 2015).

Kvalita vody a životní podmínky ve vodním prostředí bývají ovlivňovány antropogenní činností. Ta oslabuje přirozenou schopnost vody zbavovat se nečistot, převážně organických, kdy díky rozpuštěnému kyslíku ve vodě dochází k odbourávání cizorodých látek s pomocí aerobních mikroorganismů. Nezanedbatelnou zásluhu mají rovněž fyzikální a chemické procesy. Vlivem silného organického znečištění a nedostatku kyslíku však dochází k redukčním procesům a produkci amoniaku, metanu a sirovodíku (Pechar 2015, Pechar et al. 2017, Napiórkowska-Krzebietke 2016).

Nezanedbatelnou kapitolou je přítomnost ropných látek nebo chlorovaných uhlovodíků v povrchové a podzemní vodě. Zejména v oblastech s rozvinutým

chemickým průmyslem je potřeba na tuto problematiku brát zřetel (Fuksa et al. 2004). Přítomnost nepatrného množství těchto látek výrazně ovlivňuje chuťové a obzvláště pachové vlastnosti. Nebezpečná pro zdraví člověka a stav životního prostředí je toxicita a karcinogenita uvedených látek (Šedivý 1989, Fuksa et al. 2004).

Znečištění složek životního prostředí je žhavým tématem ve společnosti. Sledování jednotlivých složek životního prostředí a jejich ekologického stavu se dostává do povědomí veřejnosti. Kvalita vody je však ovlivňována také složením horninového prostředí. Horniny, minerály a roztoky v nich obsažené jsou ovlivňovány antropogenní činností. Vytváří prostředí pro podzemní vody, přicházejí s ní do styku a jsou tak důležitým faktorem ovlivňující kvalitu vod. Environmentální geologie je nedílnou součástí celé řady věd o životní prostředí. Horninové prostředí, jeho chemický a fyzikální stav je podmínkou vzniku a rozvoje života, vodní prostředí nevyjímaje. Kvalita vody je rovněž ovlivňována sesuvy půdy, nejsvrchnější částí litosféry, erozí zemědělských půd (Blažková, 1996, Vácha 2016).

Zooplankton je důležitým indikátorem aktuálního stavu vodní nádrže. Díky zooplanktonu lze vyzorovat vlastnosti a dynamiku změn vodního prostředí. Přítomnost nebo naopak absence jednotlivých druhů zooplanktonu a jejich vývojových stádií může být vodítkem k získání informací o aktuálním a dlouhodobém vývoji ekologického stavu vodní nádrže, určení rybí obsádky, její velikosti a fyzikálních a chemických vlastnostech vody (Hrbáček et al. 1961, Potužák et al. 2007). Během roku dochází ke změnám ve složení zooplanktonu. Důvodem je kolísající teplota vody, stratifikace, fytoplankton a rybí obsádka. Rozdíl je u nádrží s různou trofíí. Zatímco v oligotrofní a mezotrofních nádržích dochází ke změnám méně výrazným a pomalejším, v eutrofních, polytrofních a hypertrofních vodách jsou změny značně dynamické. Rozvojem fytoplanktonu na nově vznikajících rybnících při odběrech od září 2013 po dobu jednoho roku se zabývala Hadasová et Kopp (2014). Mezi prvními kolonizovali rybníky vířníci a poté perloočky a klanonožci. V době vegetačního období byli vířníci nejhojnější skupinou. Velikost rybníka, přítomnost predátorů a vítr mají významný vliv na rozvoj fytoplanktonu (Hadašová et Kopp, 2014)

Společenstvo fotosyntetizujících organismů, které vegetuje ve vodních nádržích tvoří mikroskopické řasy a sinice pasivně se vznášející ve vodě. Fytoplankton se vyskytuje ve všech, přirozeně vzniklých, povrchových vodách. Má nezastupitelnou funkci v primární produkci vodních ekosystémů. Je výhradním producentem organické hmoty, která je základem potravního řetězce a zdrojem kyslíku produktu fotosyntézy. Zajišťuje transport živin do organické hmoty a ukládání v sedimentech (Maršálek et al. 2009).

Reprodukce fytoplanktonu je mnohdy kratší než jeden den. Ve vodách s velkou trofíí a nedostatkem světla dochází k nežádoucímu vegetačnímu zabarvení, zákalu a vzniku vodního květu a výraznému snížení kvality vody. Další závažnou skutečností je invaze nepůvodních druhů a jejich dopad na původní druhy (Kaštovský et al., 2010, Williams et al., 2007).

Koncentrace fosforu a následná eutrofizace v nádržích je rovněž ovlivňována vnitřním zatížením. Jedná se o proces, při němž dochází k uvolňování nashromážděného fosforu ze sedimentu na dně vodní nádrže. V nádržích s dlouhou dobou zdržení vody je tento jev významnější. Produkty rozkladu jsou ze sedimentů pravidelně odplavovány při zdržení vody menším než půl roku. Vnitřní zatížení má rozdílný vliv v nádržích stratifikovaných a bez stratifikace. Uvolňování fosforu ze sedimentů a produkční procesy probíhají ve stratifikovaných vodách odděleně. Zatímco k produkčním procesům dochází ve vrstvě epilimnia, fosfor se ze sedimentů uvolňuje logicky ode dna. Primární producenti tak mají možnost využít uvolněný fosfor až s další cirkulací vodních vrstev. Nerozpuštěný fosfor sedimentující do hypolimnia je pro produkční procesy v dané vegetační vrstvě nenávratně ztracen. Naproti tomu v nádržích bez stratifikace není vnitřní zatížení a produkční procesy od sebe odděleny a podmínky pro eutrofizaci jsou daleko příznivější (Maršálek et al. 2009, Petřů et al. 2016a, Pechar 2015).

Obr. č. 1: Hromadný výskyt sinic na hladině nádrže Kateřina v říjnu 2016 (Rosa 2016)



Nadměrným množstvím jemných sedimentů, které jsou rozptýleny do vodního prostředí dochází v některých situacích ke snížování průhlednosti vody, vysokému zákalu a redukci podmínek potřebných pro fotosyntézu. Bezokyslíkaté prostředí vznikající rozkladem organických sedimentů poskytuje nevyhovující podmínky pro vodní živočichy a dochází k jejich redukci. Některé organismy, například různé druhy korálů, vyžadující křišťálově čistou vodu nemohou v takových podmínkách vegetovat (Primack et al. 2011).

V letních měsících dochází v eutrofních nádržích ke značným diurnálním změnám. V nádržích s vysokou biomasou a nízkou alkalitou se v odpoledních hodinách mění pH až o 2 stupně a koncentrace chlorofylu se snižuje o několik % (Komárková 2006, Pechar et al. 2017, Estlander 2017).

3.2 Zemědělská činnost

Zemědělská činnost člověka ovlivňuje přírodu a krajinu již od období neolitu. Promítá se do všech složek životního prostředí, vodní prostředí nevyjímaje. Zásluhou hnojení a posléze vodní eroze se vymýváním rozpuštěných forem fosforu obsaženého v půdě polí a pastvin do povrchových vod dostávají vysoké koncentrace živin a to zejména krátce po hnojení organickými hnojivy. Pokud je překročena sorpční kapacita půdního komplexu dostává se fosfor rovněž do vod podpovrchových a to zejména pokud se jedná o půdy neutrální a mírně alkalické s vyšším podílem organické hmoty (Sibbesen 1997, Vácha 2016).

Kolář et al. (2012) rovněž potvrzuje fakt, že je zemědělství obrovským zdrojem fosforečnanů (PO_4^{3-}) a dusičnanů (NO_3^-) prokukovaných chovem dobytka a používáním syntetických hnojiv. Fosforečnany jsou hlavní příčinou eutrofizace povrchových vod. Dusičnany po redukci na dusitany jsou pro organismy toxické. Nadměrné množství dusíku a fosforu ve vodách zásadním způsobem ovlivňuje druhové složení a vytváří ideální podmínky pro masivní rozvoj sinic a řas. Rozkladem biomasy při odumření vodních květů dochází k radikálnímu poklesu kyslíku a dochází k udušení nebo otravě organismů.

Koncentrace fosforu hraje v nádržích nejvýznamnější roli a je určujícím faktorem ekologického stavu vodního ekosystému. Ovlivňuje druhové složení a množství organismů, kvalitu vody a výsledný chemismus vod (Maršálek et al. 2009, Pechar 2015, Potužák et al. 2016).

Eutrofizaci jako globální problém vnímá Dolman et al. (2015). Dochází ke zhoršení ekologického stavu vodních útvarů vlivem antropogenní činnosti, zejména zvýšení koncentrací dusíku a fosforu ve vodách a rozvoji fytoplanktonu. Předmětem jeho zájmu bylo vytváření modelových situací prokazující souvislosti mezi množstvím celkového dusíku, množstvím rozpuštěného anorganického dusíku, množstvím rozpuštěného reaktivního fosforu a celkového fosforu v jezerech v Německu a vývoj biomasy.

Maršálek et al. (2009), na základě zkušeností z hodnocením trofie povrchových vod prostřednictvím sledování fytoplanktonu do určité míry na eutrofizovaných tocích, neshledává pokles indexu diverzity z důvodu eutrofizace.

Kvalitativní a kvantitativní analýzou fytoplanktonu šestého největšího polského jezera Jeziorak v průběhu a mimo turistickou sezónu se zabývala Dembowska et al. (2015). Druhové složení se takřka nezměnilo během ani po ukončení turistické sezóny. V jezeře byli po celou dobu výzkumu zastoupeny dominantní druhy sinic *Aphanizomenon*, *Limnothrix*, *Planktothrix* a *Pseudoanabaena*. Rozdíl mezi přírůstkem a úbytkem biomasy kolísal v rozmezí 10 %. Nebyl prokázán negativní účinek turistického ruchu na tamní vodní ekosystém a rozvoj fytoplanktonu, přestože se jedná o velmi atraktivní a hojně navštěvovanou oblast a jezero je využíváno také pro vodní sporty.

Svou studii zaměřenou na závislost rozvoje sinic na ekologickém stavu Mazurských jezer popisuje také Napiórkowska-Krzebietke (2015). Dokládá, že se zhoršením ekologického stavu vodního prostředí dochází ke změnám druhového složení planktonu. Nicméně, druhy sinic rodu *Aphanizomenon* a *Pseudoanabaena* mají, i přes nepříznivý vývoj ekologického stavu zkoumaných jezer, v biomase fytoplanktonu své významné zastoupení.

3.3 Ekologický stav vod po těžbě

Význam vodních ploch v krajině, a nejen po těžbě, je poměrně mnohostranný a nezpochybnitelný. Voda obecně plní celou řadu funkcí. Funkci biologickou - každá buňka obsahuje vodu, těla některých rostlin jsou tvořena až z 90% vodou, funkci zdravotní v podobě osobní i veřejné hygieny a hygieny ovzduší (omezování škodlivin v ovzduší - roztočů, pylů), klimatologickou. Neméně podstatná

je funkce estetická. V důsledku těžby dochází k odvodňování krajiny a po jejím ukončení je nutné formou rekultivací dostat vodu do krajiny zpět.

Perspektivním způsobem rekultivace krajiny zasažené těžbou se v současné době jeví zcela jednoznačně hydrická rekultivace. Na území Ústeckého kraje se realizuje, popř. se bude realizovat, výstavba několika jezer o rozloze stovek hektarů a objemu desítek miliónů metrů krychlových vody. Hotová jsou jezera Milada a Most. Vybudovaná budou jezera Bílina, ČSA, Vršany a Tušimice - Libouš. Nedílnou součástí vodních ekosystémů jsou rybí společenstva. K osídlení vodních ploch rybími společenstvy dochází přirozeně a prakticky mu nelze dostupnými prostředky zabránit. Stejně jako u revitalizace krajiny dochází u rybích společenstev k sukcesi. Její dynamika je ovlivněna trofií vody. V důlních jezerech je kvalita vody velice dobrá. Je to způsobeno jednorázovým přísunem živin při napouštění a velmi omezeným přísunem živin v dalším období, hloubkou, ukládáním živin do sedimentu, stratifikací (Pecharová et al. 2011). Aby byla kvalita vody zachována, je potřeba zvolit vhodný management. Rybí obsádky jsou korigovány Rámcovou směrnicí vodní politiky EU. Rámcová směrnice řeší problematiku ekologického stavu u jezer o vodní ploše nad 50 ha, jezera v post-těžební krajině však nezahrnuje (Fukša et al. 2004). Přesto je možné metodické přístupy WF pro tyto vody využít. Zatímco pro mělká jezera je typologicky korektní systém okouno - štikový, u hlubokých jezer je to síhový systém. Hlavním cílem je vytvoření typologicky korektních rybích obsádek nově vzniklých důlních jezer a identifikace potencionálních rizik je jejich dlouhodobého udržení. Za tímto účelem probíhá monitoring složení rybího společenstva jezer, vývoj ichtyofauny na jezerech na severu Čech je monitorován od roku 2001 (Říhová Ambrožová et Ivanovová 2013). Ve zmíněném regionu nově vznikají unikátní jezerní ekosystémy s cennými rybími společenstvy, a to nejen z pohledu ekologického, ale i z pohledu socio - ekonomického, které jsou pojistkou dlouhodobého udržení vysoké kvality vody zpomalováním přirozeného procesu (ichty)eutrofizace, a to při dosažení typologické korektnosti a tudíž splňující požadavky vysokého ekologického potenciálu dle Rámcové směrnice EU. Mezi potencionální rizika patří především rekreační rybolov, při němž je vysazovány kaprovité ryby (Pecharová et al 2013, Myslíková 2014). Pro zachování kvality vody je potřeba vysazovat nekaprové obsádky. Příkladem špatně zvoleného managementu je případ jezera Michal v Karlovarském kraji, které muselo být kompletně vypuštěno a při vynaložení velkých finančních nákladů revitalizováno a znovu napuštěno (Peterka 2016 in verb, Vějíř 2016 in verb).

Managementem rybí obsádky v posttěžební vodní krajině nejen na severu Čech se zabývá Čech et al. (2010), studiem reprodukce okouna na jezeru Milada (Čech et al. 2009), zkoumáním vyhovujících podmínek, závislostí hloubky vody a přítomnosti vegetace pro jeho rozmnožování (Čech et al. 2012) a vlivem větru na reprodukci rybí obsádky (Čech et. al 2011).

Vlivem sportovního rybolovu na rybí obsádku se zabývá Vějíř (2016 in verb). Rovněž vyzdvihuje zcela unikátní složení rybích obsádek nově vznikajících jezer po těžbě a vyzdvihuje zejména důležitost přítomnosti dravců. Studuje význam vlivu rybářů na populaci dravců a vliv dravců na stabilitu jezer a společně s týmem

navrhuje managementová opatření. Managementová opatření diskutuje rovněž Pecharová et al. (2011), Blabolil et al. (2014) a Myslíková (2014).

Pecharová et al. (2011) navrhuje komplexní přístup k hodnocení biocenóz, vodního režimu a kvality vody prostřednictvím hodnocení environmentálních rizik již v průběhu těžby a hlavně za účasti těžebních společností. Jedině aktivní zapojení přímých účastníků povede k úsporám finančních prostředků na rekultivace v budoucnu a zmírnění škod vlivem těžby.

4. Charakteristika studijního území

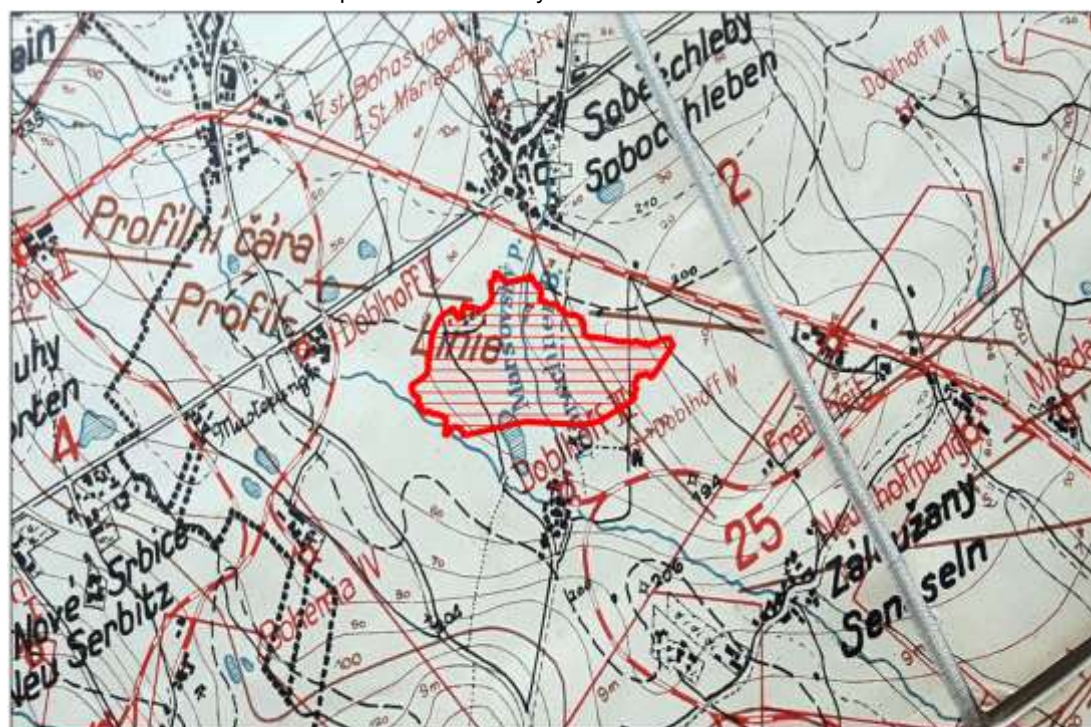
4.1 Vodní nádrž Kateřina

Vodní nádrž Kateřina se nachází v místech bývalého hlubinného dolu. Důl byl založen v roce 1882 pod názvem Doblhoff, resp. Doblhoff III (obr. 2) a od roku 1945 nesl jméno Kateřina, havíři též nazývaný Káča (Hnědé uhlí 1988).

Uhlí se zde těžilo komorováním se závalem a patrováním. Největší hloubka porubu zde byla 165 m pod povrchem (Netík 1926).

Dne 03.01.1963 se důl nechvalně zapsal do historie důlních katastrof. V době, kdy byl důl již malý, téměř rodinný a čekala ho likvidace se zde odehrála důlní tragédie v podobě důlního požáru následkem samovznícení uhlí. Dne 31.06.1964 byl důl uzavřen (Hnědé uhlí 1988).

Obr. č. 2: Důl Doblhoff III na mapě z roku 1926 s vyznačením současného umístění nádrže Kateřina



 Současné umístění vodní nádrže Kateřina

Zpracováno v ArcGIS pomocí georeference rastru metodou identických bodů (zpracoval Rosa 2016 ze zdroje Netík 1926)

Vodní nádrž Kateřina vznikla zatopením poklesové kotliny (Pecharová et al. 2013).

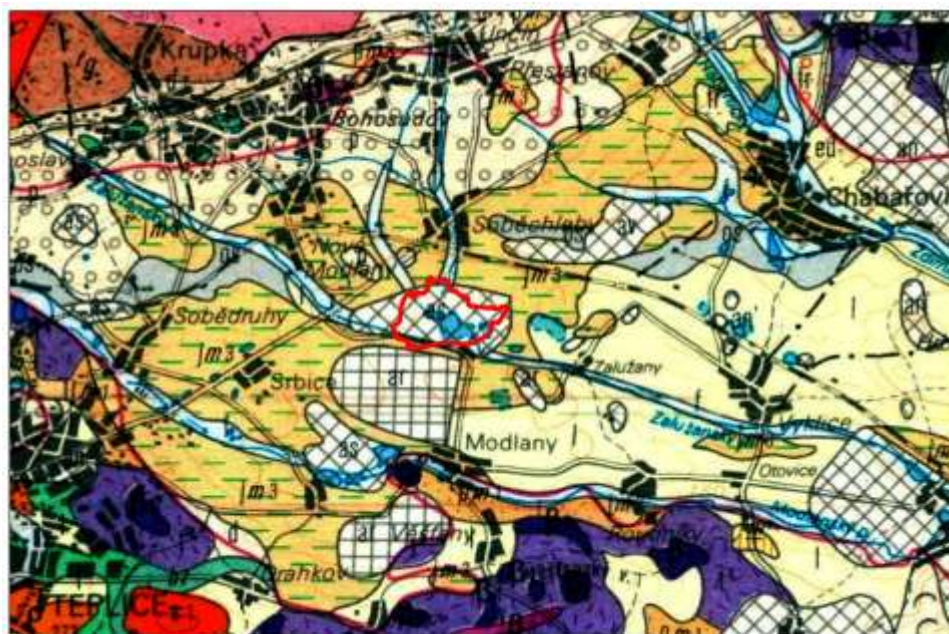
Nádrž je situována u stejnojmenné obce, a nedaleko obce Modlany a rozprostírá se na katastrálních územích Modlany a Soběschleby u Krupky. Kateřinou protéká Zálužanský potok, který je jedním ze čtyř přítoků nádrže. Vodní nádrž o rozloze 58 m² je evidovaná jako rybářský revír č. 441 002 Bílina 2 Českého rybářského svazu SÚS Ústí nad Labem a podrevír Kateřina s mimopstruhovou vodou. Správcem je ČRS MO Teplice.

4.2 Hydrologie

Vodní nádrž Kateřina se nachází v západní části nejvýchodnějšího výběžku chomutovsko-mostecko-teplické pánve. Oblast mezi Teplicemi a Ústím nad Labem má své charakteristické znaky, které ovlivňují hydrogeologické poměry. Území se nachází v blízkosti teplického křemenného porfýru a ruly. V této oblasti vyvěrala thermominerální voda před rokem 1879 samovolně ve 14-ti pramenech. Směrem na východ se nachází význačný křídový pískovcovitý horizont, vedoucí artézskou termální vodu o teplotě místy vyšší než 25 °C. Vodní nádrž Kateřina leží mimo oblast tekoucích písků, kuřavek. Jak již bylo řečeno, podloží na tomto území tvoří různé druhy rul, křemitý porfýr. Tyto nejstarší horniny tvoří téměř nepropustné podloží, vyjma křemitého porfýru, který může za určitých podmínek vytvářet jemné pukliny a stát se velmi dobře propustným. Horniny křídového stáří jsou zde zastoupeny středně propustnými křemitými pískovci a jsou schopny propouštět puklinami průlinovou vodu. Naopak nepropustné jsou slíny. Stejně tak poduhelné a naduhelné jíly a vulkanické horniny jako jsou čediče, tefrity, znělce, které se v blízkosti Dolu Doblhoff resp. vodní nádrže Kateřina vyskytují (Výpočet zásob 1959).

Srážková voda je infiltrována na jižním úpatí Krušných hor, kde pískovce vedoucí vodu tohoto horizontu vycházejí až k povrchu nebo pod propustné a zvodnělé vrstvy krušnohorských štěrků. Stařinové a prosté podzemní vody se nacházejí v uhelné sloji, která se vyznačuje dobrou propustností. Důlní voda však byla z důvodu těžby odčerpávána šachetními jámami a docházelo k zatopení opuštěných dolů (Výpočet zásob 1959).

Obr. č. 3: Současné umístění vodní nádrže Kateřina na Přehledné geologické mapě SHP a jejího okolí Ústředního ústavu geologického.



☐ Současné umístění nádrže Kateřina

Zpracováno v ArcGIS pomocí georeference rastru metodou identických bodů (Rosa 2016)

Obr. č. 4: Současné umístění vodní nádrže Kateřina na Přehledné geologické mapě regionálních geologických jednotek SHP a jejího okolí Ústředního ústavu geologického.



☐ Současné umístění nádrže Kateřina

Zpracováno v ArcGIS pomocí georeference rastru metodou identických bodů (Rosa 2016)

Vodní nádrž se nachází v krajině plošin a plochých pahorkatin.

Obr. č. 5: Zájmové území (Rosa 2016)



Legenda

- ☐ Nádrž Kateřina - zájmové území
- ☐ Umístění nádrže v rámci ČR
- ☐ Kraje ČR



Souřadnicový systém: WGS_1984
Podkladová mapa: Cenia
Zpracoval: Rosa, 2016

4.2.1 Zálužanský potok

Zálužanský potok pramení na úpatí Krušných hor v nadmořské výšce 175,46 m. n. m. a od obce Vrchoslav kopíruje hranici zástavby. Je součástí povodí řeky Bíliny. Potok má povětšinou přírodě blízký charakter toku v lesním porostu.

Důsledkem značného spádu tok vytváří časté přepady přes kořeny a hluboké výtlučky a tůně. V úrovni Dolní Krupky vodní tok vychází z lesního porostu a dva kilometry probíhá umělým velmi zahloubeným ve dně opevněným korytem ve tvaru jednoduchého lichoběžníku. Železničním viaduktem u obce Nové Modlany se tok vrací do koryta přirozeného charakteru v lesním porostu. Následuje ústí do nádrže Kateřina (Jelínek 2013).

Zálužanský potok je ve správě Povodí Ohře, s.p. a Lesů ŘR, s.p. pod ID 10100941 (http://editor.dppcr.cz/pk_zuz/objzuz.php?qobec=Krupka&asrc=zuzinfo).

Odběr vzorků ze Zálužanského potoka byl prováděn pod úrovní silnice Ústecká č. 13, v těsné blízkosti křižovatky silnic č. 13 a 25352 (obr. 7).

Souřadnice odběrového místa: N 50,66555; E 13,88036667.

4.2.2 Unčínský potok

Unčínský potok pramení rovněž na svazích Krušných hor na Fojtovické pláni ve výšce 737,3 m. n. m.. Protéká lesním komplexem, obcemi Maršov, Unčín, Krupka a Soběchleby (Jelínek 2013).

Unčínský potok je ve správě Povodí Ohře, s.p. pod ID 10283958 (http://editor.dppcr.cz/pk_zuz/objzuz.php?qobec=Krupka&asrc=zuzinfo).

Odběr vzorků z Unčínského potoka byl prováděn vedle polní cesty u silnice č. 13 nedaleko Průmyslové zóny Krupka (obr. 7).

Souřadnice odběrového místa: N 50,66896667; E 13,88961667.

4.2.3 Maršovský potok

Maršovský potok pramení na Supí pláni Krušných hor ve výšce 176 m. n. m., dále protéká lesním komplexem. Protéká intravilánem obcí Maršov a Soběchleby. Koryto pod viaduktem, které bylo vytipováno jako odběrové místo vzorků, se vyznačuje přírodě blízkým charakterem, plynule přechází do prostorné „deltý“ v lužním lese ukončené vodní nádrží Kateřina (Jelínek 2013).

Maršovský potok je ve správě Povodí Ohře, s.p. a Lesů ČR, s.p. pod ID 10101920 (http://editor.dppcr.cz/pk_zuz/objzuz.php?qobec=Krupka&asrc=zuzinfo).

Odběr vzorků z Maršovského potoka byl prováděn pod viaduktem (obr. 7). Souřadnice odběrového místa: N 50,66996667; E 13,89583333.

4.2.4 Modlanský potok

Odběr vzorků z Modlanského přivaděče byl nahrazen odběry přímo z hráze vodní nádrže Modlany (obr. 7), která je vzdálena cca 850 m od ústí Modlanského potoka do vodní nádrže Kateřina (Jelínek 2013).

Modlanský potok je ve správě Povodí Ohře, s.p. a Lesů ČR, s.p. pod ID 10100703 (http://editor.dppcr.cz/pk_zuz/objzuz.php?qobec=Krupka&asrc=zuzinfo).

Souřadnice odběrového místa N 50,65261667; E 13,89065.

Všechny vyjmenované přítoky vodní nádrže Kateřina byly v minulosti předmětem monitoringu antropogenních vlivů včetně přehledu bentických organismů a stručnou charakteristikou břehových porostů (Jelínek 2013).

4.3 Flóra a fauna

Fauna a flora v prostředí nádrže Kateřina je poměrně pestrá. Jako zástupce ptactva je možno jmenovat druhy vázané na vodní prostředí labuť velká (*Cygnus olor*) a kachna divoká (*Anas platyrhynchos*), a další zástupci ptactva jako jsou drozd zpěvný (*Turdus philomelos*), káně lesní (*Buteo buteo*) nebo straka obecná (*Pica pica*). Obojživelníci jsou zastoupeni skokanem štíhlým (*Rana dalmatina*), skokanem skřehotavým (*Rana ridibunda*), kuňkou obecnou (*Bombina bombina*) a čolkem velkým (*Triturus cristatus*) (Bendová 2013). V posledních letech byl zaznamenán výskyt orla mořského (*Haliaeetus albicilla*).

Flóru v okolí vodní nádrže popisuje Bendová (2013). V břehovém pásmu je možno spatřit šmel okoličnatý (*Butomus umbellatus*) (obr.6).

Obr. č. 6: Zástupce flory šmel okoličnatý (*Butomus umbellatus*) v zájmovém území (Rosa 2016)



4.4 Půda

Vodní nádrž Kateřina se nachází ve velmi teplém, suchém a teplém, mírně suchém klimatickém regionu. Sklonitost terénu je v jejím okolí definována mírným sklonem a rovinou. Skeletovitost je slabě skeletovitá, bezskeletovitá až slabě skeletovitá a na některých místech bezskeletovitá. Co se týče hloubky půd, vyskytují se v okolí půdy hluboké a hluboké až středně hluboké. Skupiny půd jsou následující - pseudogleje, fluvizemě, regozemě, a okrajově gleje. Kultury půd v blízkosti nádrže jsou převážně trvale travní porosty, ale nachází se zde i poměrně významný blok standardní orné půdy. Na většině plochy zájmového území dochází k dlouhodobé ztrátě půdy v rozmezí řádově 1,0 a méně, avšak na některých místech dokonce v rozmezí 8,1 až 10,0 a to zejména v okolí břehů nádrže. Zde se jedná místy o svahy

silně ohrožené a nejohroženější, na většině území se však jedná o svahy náchylné a bez ohrožení (<http://geoportal.vumop.cz/>).

5. Metodika

5.1 Časové období

Výzkum v terénu probíhal podle předem stanoveného harmonogramu. Sestával z tzv. malých a velkých odběrů. Veškeré odběry jsem prováděl ve vegetačním období od května do října 2016 (ČSN EN 15110) tak, aby byly poskytnuty relevantní informace o biomase, druhové skladbě, dominanci druhů a byly brány v potaz populační maxima (ČSN EN 15110). Velké odběry byly provedeny z lodi ve dnech 14.08.2016 a 16.10. 2016 (obr. 7). Harmonogram byl vypracován s přihlédnutím ke stratifikaci vodního sloupce, změnám rybí obsádky a dynamice změn oligotrofních a eutrofních vod.

5.2 Měření, odběry a zpracování vzorků

5.2.1 Měření a odběr vzorků

Postup měření, odběru vzorků a jeho provedení mohou zásadním způsobem ovlivnit celkové výsledky, proto bylo potřeba před zahájením prací v terénu stanovit vhodnou metodiku. Pro srovnatelnost výsledků byla použita metodika dle Pecharové et al. (2013).

Práci v terénu předcházela příprava, během níž jsem si určil cíle a stanovil plán vycházející z lokálních podmínek, zahrnující četnost a dobu odběrů, místa měření a hloubku odběru, postup odběru, množství vzorků a odběrové zařízení, pravidla řízení dokumentace a záznamů, fixaci a konzervaci vzorků, velikost a materiál odběrových nádob a značení odebraných vzorků tak, aby byly při zpracování správně přiřazeny k fyzickým zápiskům, později evidenčním kartám, GPS souřadnicím, fotodokumentaci a archivaci shromážděných dat. Dále jsem si prověřil dostupnost terénních, laboratorních a ochranných pomůcek. Samozřejmostí je prostudování a dodržování bezpečnostních pokynů.

Připravil jsem si veškeré pomůcky a zařízení pro odběr a uchovávání vzorků (ČSN EN 15110, Pecharová et al. 2013).

K odběru vzorků jsem použil plastové lahve od neochucené neperlivé vody. Před každým odběrem byly řádně vypláchnuty vodou z odběrného místa. Poté byl odebrán vzorek vody, který jsem odebíral cca 0,3 m pod hladinou.

Každou nádobu se vzorkem jsem označil vodou nesmyvatelným popisovačem tak, aby nedošlo k jejich záměně. Uvedl jsem vždy jméno nádrže, resp. vodního toku, zkratku, číslo místa odběru a datum odběru. Do připraveného protokolu jsem zaznamenával naměřené hodnoty a další důležité údaje do předdefinovaných kolonek. Protokol z terénu jsem po návratu přepisoval do Evidenčních karet odběrových míst (obr. 10).

Vzorky při tzv. malých odběrech byly odebírány bodově v litorálním pásmu vytipovaných vod tak, aby byl objektivně vyhodnocen stav vodní nádrže, resp. vodního toku. Na předem vytipovaných místech vodní nádrže Kateřina a všech jejích přítoků poblíž ústí do nádrže (obr. 7) byly každý měsíc, ve stejnou denní dobu mezi 10. a 16. hodinou (ČSN EN 15110), odebírány vzorky vody a planktonu. Odběr

vody a planktonu z nádrže Kateřina a Modlany byl prováděn z hráze. Jednalo se rovněž o litorální pásmo s maximální hloubkou < 1m (ČSN EN 15110).

Odběr z Modlanského potoka byl nahrazen odběry přímo z hráze vodní nádrže Modlany, která je vzdálena cca 850 m od ústí Modlanského potoka do vodní nádrže Kateřina.

Odběry z přítoků byly prováděny ve stejných termínech jako malé odběry z Kateřiny. Celkem bylo na přítocích provedeno 18 odběrů v 6-ti odběrných dnech.

Dvkrát za uvedené období byl proveden tzv. velký odběr. Jednalo se o plošné odběry z důvodu odlišného chemismu na volné hladině oproti odběrovým místům u břehu. Velký odběr byl prováděn z lodi plující po hladině vodní nádrže Kateřina. Při tomto odběru byly standardně odebrány vzorky vody a planktonu. Zároveň byl z nádrže odebrán směsný vzorek vody, abych mohl porovnat složení zooplanktonu z vodních sloupců v pelagiální části vodní nádrže. Směsný vzorek sestával ze smíšených vzorků stejného množství odebraných z různých částí nádrže v centrální části tak, aby vzorky reprezentovaly posuzovanou oblast a bylo zabráněno vlivu litorálního pásma (obr. 7).

Vzorky byly odebírány vždy na identickém místě (obr.7), kde byla prováděna měření (ČSN EN 15110). Z důvodu geografické lokalizace jsem využil GPS systém a zeměpisné souřadnice každého místa odběru pečlivě zaznamenal v systému WGS - 84.

Obr. č. 7: Místa odběrů vzorků v zájmovém území (Rosa 2016)



Na každém odběrném místě (obr. 7) byly ve dnech odběrů měřeny Multiparametrickou monitorovací sondou YSI 600 V2 fyzikálně chemické parametry. Zaznamenávány byly naměřené hodnoty teploty vody (°C), pH, konduktivity (µs/cm³), koncentrace rozpuštěného kyslíku (ODO v mg/l a ODO v % nasycení),

oxidačně redukčního potenciálu (ORP), rozpuštěných tuhých látek (TDS v g/l) a hloubka u dna (obr. 8).

Pomocí Secchiho desky byla měřena průhlednost vodního sloupce (obr. 8). Za využití přístroje Turner designs - Aquaflor byla určována fluorescence a turbidita.

Obr. č. 8: Metodické postupy odběrů a vyhodnocení



a) Měření Multiparametrickou sondou YSI 600 V2 při velkém odběr vzorků z lodi (Šimová 2016)



b) Měření průhlednosti vodního sloupce (Nevečeřalová 2016)



c) Odběr planktonu kónickou planktonní sítkou (Šimová 2016)



d) Měřicí přístroje a pomůcky (Nevečeřalová 2016)



e) Zpracování a příprava vzorků (Kotlanová 2016)



f) Hodnocení vzorků v laboratoři pomocí mikroskopu (Kotlanová 2016)

Pomocí planktonní sítky jsem odebíral vzorky planktonu z vodní plochy nádrže Kateřina. Kónickou planktonní sítku (ČSN EN 15110) s výpustným kohoutkem jsem vhodil do vodní nádrže do vzdálenosti zhruba 5 metrů od místa vhozu. Pomocí sítky jsem se snažil zachytit nejširší druhové spektrum planktonu. Toho jsem se snažil dosáhnout ponořením sítky směrem ke dnu, maximálně však

0,5 m od povrchu sedimentu kvůli nežádoucímu rozvíření sedimentu a kontaminaci vzorků a vertikálním tažením sítky pod hladinou směrem k sobě rychlostí přibližně 0,2 m/s až 0,5 m/s nashromáždít dostatečný kvalitativní vzorek planktonu z celého vodního sloupce. Po vytažení planktonní sítky jsem vypouštěcím kohoutem odebral vzorek nashromážděných organismů ve spodní části planktonky do plastové nádoby, tzv. vzorkovnice o objemu 100 ml se širokým hrdlem (ČSN EN 15110, ČSN 75 7712). Planktonní sítku jsem mezi odběry na různých odběrných místech důkladně opláchl, aby nedošlo k ovlivnění dalších vzorků. Vzhledem k menšímu množství planktonu nebylo nutné použít speciální planktonní sběrač. V případech, kdy se mi nepodařilo zachytit dostatečné množství vzorku, jsem proces zopakoval. Odběrové nádoby jsem se snažil plnit až po hrdlo, aby nedošlo k ulpění jedinců na stěnách lahve a nedošlo během uchovávání vzorku k jejich vysušení.

Vzorek odebraného planktonu pro mikroskopickou analýzu jsem pomocí roztoku formaldehydu konzervoval na výslednou koncentraci přibližně 4% a uchovával v polyethylenových lahvičkách o objemu 100 ml, aby je bylo možné později vyhodnocovat a nedošlo k uvolňování vajíček). Lahvičku jsem vždy pevně uzavřel, aby nedošlo k úniku nebo poškození odebraného vzorku a skladoval na temném místě (ČSN EN 15110).

5.2.2 Zpracování vzorků

Odběry a manipulace se vzorky probíhala v souladu s běžnými postupy a normami (ČSN ISO 5667-14). Aby bylo možné později vyhodnocovat odebrané vzorky vody a podrobit rozboru obsahující fytoplankton, zafixoval jsem je pomocí Lugolova roztoku z důvodu zpomalení fyzikálních a chemických procesů a zabránění znehodnocení vzorku (ČSN EN 15110). Vzorek po fixaci měl žluté - slámové zabarvení - zbarvení středně silného čaje (ČSN EN 15110, Komárková 2006). Zafixované vzorky jsem nechal do druhého dne sedimentovat u dna plastové láhve. Přebytečná voda byla vypuštěna a sedimenty odvezeny do laboratoře v chladicí bedně, uloženy v lednici a následně zpracovávány.

Pomocí mikroskopu BX41 a interaktivního klíče, determinační literatury, databáze a srovnávacího materiálu jsem identifikoval hlavní taxony fytoplanktonu ve vzorcích zafixovaných Lugolovým roztokem a kvalifikovaným odhadem určoval jejich procentuální podíl na objem biomasy.

Mikroskopicky jsem rovněž určoval zástupce zooplanktonu v odebraných a formalínem zafixovaných vzorcích. Snažil se určit přítomné rody a druhy. Stanovil jsem poměr jeho zástupců, vyjádřený v procentech a pomocí vzorce vypočetl počet jednotlivých zástupců v mg na 1 litr.

Fytoplankton

Vzorky pro určení složení fytoplanktonu byly zahuštěny odstředěním odebraného vzorku a fixovány Lugolovým roztokem. Při mikroskopickém hodnocení v Kostelci nad Černými lesy (obr. 8) byly určeny hlavní taxony a odborně odhadnuto jejich procentuální zastoupení v objemu biomasy fytoplanktonu. Tyto informace spolu s údajem o koncentraci chlorofylu-a poskytují dostatečný obraz o typu a množství fytoplanktonu (Pecharová et al. 2016).

Zooplankton

Vzorky pro vyhodnocení zooplanktonu fixované formalínem byly vyhodnocovány mikroskopicky rovněž v Kostelci nad Černými lesy. U kvalitativních vzorků (odebraných planktonní sítí) bylo stanoveno poměrné zastoupení (%) dominantních druhů a taxonů a hodnocena velikostní struktura. Kvantitativní vzorky byly spočteny v rastrovaných komůrkách a výsledky, počty jedinců a biomasa, byly vztaženy na 1 litr (Pecharová et al. 2016).

5.2.3 Způsob měření a stanovení parametrů

Při měření byly zjišťovány základní fyzikálně-chemické parametry, jako jsou konduktivita, pH, teplota, koncentrace rozpuštěného kyslíku u hladiny a také u dna.

Součástí vyhodnocení vzorků bylo rovněž stanovení chlorofylu. Současně byly odebírány a připravovány vzorky pro stanovení hydrochemických parametrů prostřednictvím celkové chemické analýzy. V prostorách laboratoře ENKI o.p.s. byla zjišťována alkalita, stanovováno množství a koncentrace amoniakálního dusíku $\text{NH}_4\text{-N}$, dusičnanového dusíku $\text{NO}_3\text{-N}$, TN, $\text{PO}_4\text{-P}$, TP, TC (zahrnuje IC a TOC), Na, K, Ca, Mg, Fe, Mn, sírany, Cl, CHSK-Cr, chlorofyl spektrometricky, fytoplankton (kvalitativní zastoupení), fytoplankton (kvalitativní zastoupení).

Obr. č. 9: Názorná ilustrace vývoje fyto a zooplanktonu na odebraných vzorcích během sezóny (Rosa 2016)



5.2.4 Laboratoř

Chemické vyhodnocení odebraných vzorků zajišťovala laboratoř ENKI o.p.s. Laboratorní zpracování vzorků zahrnovalo stanovení následujících parametrů:

Kyselinová neutralizační kapacita vody (alkalita, KNK_{4,5}, mmol/L) - je schopnost vody vázat určité látkové množství kyseliny do zvolené hodnoty pH a přibližně odpovídá koncentraci hydrogenuhličitanů. Hydrogenuhličitanů patří mezi hlavní ionty určující hydrochemický typ vody. KNK_{4,5} byla stanovena titrací 0,1M kyselinou chlorovodíkovou, s využitím automatického titrátoru SCHOTT - TitroLine plus.

Hlavní kationty (Na, K, Ca, Mg, případně Fe, Mn mg/L) - určují základní chemismus vody, odrážejí geochemické poměry lokalit nebo zdrojů vody, jejich zvýšené

koncentrace ukazují na zatížení vnějšími vlivy, např. splachy ze zemědělské půdy. Hlavní kationty byly stanoveny iontovou chromatografií. Sírany, chloridy (SO_4 , Cl, mg/L) - koncentrace síranů a chloridů určují základní chemismus vody spolu s hydrogenuhličitany a hlavními kationty. Stanoveny jsou metodou průtokové injekční spektrofotometrie – s využitím analytického přístroje FIAstar 5000 Foss-Tecator. Sloučeniny a formy dusíku (amoniakální dusík - $\text{NH}_4\text{-N}$, dusičnanový dusík - $\text{NO}_3\text{-N}$, celkový rozpuštěný dusík – SN, celkový dusík – TN a vypočtený rozpuštěný organický dusík ($\text{DON}=\text{SN}-(\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N})$) a vypočtený partikulovaný dusík ($\text{PN}=\text{TN}-\text{SN}$), vše v mg/L). Stanovení koncentrací využívá metodu plynové difuze ($\text{NH}_4\text{-N}$), spektrofotometrické stanovení reakcí dusitanů s naftylethylendiaminem a sulfonilamidem ($\text{NO}_3\text{-N}$) s využitím analytického přístroje FIAstar 5000 Foss-Tecator. Celkový dusík byl stanoven jako dusičnan po mineralizaci s persulfátem při teplotě 150 °C a to ve dvou frakcích, ve vzorku filtrovaném přes skleněné filtry GF/C (rozpuštěný N) a ve vzorku filtrovaném přes síto 100 μm (TN včetně dusíku v partikulích).

Rozpuštěný reaktivní fosfor a formy fosforu (DRP, přibližně odpovídá $\text{PO}_4\text{-P}$, rozpuštěný fosfor SP, celkový fosfor TP a vypočtený rozpuštěný organický fosfor ($\text{DOP}=\text{SP}-\text{DRP}$), partikulovaný fosfor ($\text{PP}=\text{TP}-\text{SP}$), vše v mg/L). DRP se stanovuje spektrofotometricky fosfomolybdenovým komplexem s využitím průtokové injekční analýzy, FIAstar 5000 Foss-Tecator. Celkový fosfor byl stanoven jako DRP po mineralizaci s persulfátem při teplotě 150 °C a to ve dvou frakcích, ve vzorku filtrovaném přes skleněné filtry GF/C (rozpuštěný P) a ve vzorku filtrovaném přes síto 100 μm (TP včetně fosforu v partikulích). $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, DRP ($\text{PO}_4\text{-P}$), TN a TP mají klíčovou roli v procesech eutrofizace, jejich koncentrace ukazují na míru zatížení základními živinami, odrážejí produkční procesy a vnitřní cirkulaci N a P v rámci rybníční nádrže. Distribuce forem uhlíku (celkový uhlík -TC, anorganický uhlík - IC, celkový organický uhlík – TOC a partikulovaný organický C -POC, vše mg/L). Koncentrace forem uhlíku byly stanoveny za použití analyzátoru FORMACSHT firmy SKALAR na principu vysokoteplotního spalování s NDIR detektorem pro stanovení TOC/DOC. Stanovení organického uhlíku představuje základní informaci o obsahu organických látek, jak v rozpuštěné formě, tak v sestonu - fytoplanktonu. Může tak být měřítkem biomasy.

Chlorofyl-a (Chla, $\mu\text{g/L}$)- se stanovuje spektrofotometricky po extrakci zachyceného materiálu na filtru organickým rozpouštědlem (směs 90% aceton:metanol v poměru 5:1) nebo fluorometricky, kdy se měří fluorescence nativního vzorku vody jako emitovaný světelný signál chlorofylu-a v při vlnové délce 680 nm. Chlorofyl-a je základní pigment přítomný ve všech sinicích a řasách, koncentrace chlorofylu-a je měřítkem jejich množství a zároveň vypovídá o úrovni eutrofizace a produkčních poměrech dané lokality (Pecharová et al. 2016).

5.2.5 Použitá měřidla, kalibrace a chyby měření

Sonda ISY byla pravidelně kalibrována v souladu s návodem na obsluhu, aby byly eliminovány případné chyby měření.

5.3 Fotodokumentace

porovnávání Tukeyho HSD metodou. Hladina významnosti testů byla nastavena na $p=0,05$.

6. Výsledky

Od května do října 2016 jsem prováděl bodové a směsné odběry vzorků vody z nádrže vodní nádrže Kateřina a jejich přítoků (Přílohy č. 2, 11 až 18). Každý odebraný vzorek jsem vyhodnotil pomocí měřicího přístroje YSI 600 V2 a zaznamenal základní fyzikálně chemické parametry jako jsou teplota, pH, konduktivita, dále jsem zjišťoval koncentrace rozpuštěného kyslíku, oxidačně redukční potenciál, rozpuštěné tuhé látky ve vodě a zaznamenával hloubku, měřil průhlednost vodního sloupce, určoval fluorescenci a turbiditu.

Důležité údaje jsem zaznamenal do vytvořených Evidenční karet odběrových míst. Fotodokumentaci, souřadnice odběrového místa jsem přenesl do prostředí ArcGIS a zpracoval přehledné Kartogramy jednotlivých odběrových míst (příloha č. 1).

Monitoring antropogenního znečištění a zjišťování základních kvalitativních ukazatelů probíhal pravidelně každý měsíc v uvedeném období.

6.1 Srážky

Z důvodu zajištění relevantnosti naměřených hodnot jsem zjišťoval vývoj teplot vzduchu, slunečního záření a zejména množství srážek v době odběrů vzorků a měření hodnot fyzikálně chemických parametrů v zájmovém území. Vlastnosti povrchových vod během vegetační sezóny, zejména hodnoty pH, mohou být ovlivňovány aktuálními meteorologickými podmínkami, zejména intenzitou a typem srážek. Případné vydatné deště mohou výrazně ovlivnit velikost odtoku dusíku a fosforu z plošných zdrojů. Z uvedených důvodů jsem prostřednictvím meteorologické stanice číslo 26266 FŽP ČZU umístěné v areálu Rybářství Duchcov vyhodnotil měření ve dnech odběrů a v období pěti dní před datem jednotlivých odběrů (tab. č. 1).

Tab. č. 1: Průměrné hodnoty srážek a teplot v období odběrů a pěti dní před jednotlivými odběry (zpracováno z www2.fiedler-magr.cz)

Odběr	Od	Do	Průměrná teplota vzduchu ve 2m v den odběru (°C)	Průměrná teplota vzduchu ve 2m za období (°C)	Průměrná hodnota srážek v den odběru	Průměrná hodnota srážek za období	Průměrná hodnota slunečního záření v den odběru	Průměrná hodnota slunečního záření za období
15.05.2016	10.05.2016	15.05.2016	7,4	13,7	0,02	0,01	218,3	233,4
11.06.2016	06.06.2016	11.06.2016	15,0	17,2	0,00	0,00	130,6	240,8
17.07.2016	12.07.2016	17.07.2016	19,8	17,8	0,00	0,01	102,4	154,8
14.08.2016	09.08.2016	14.08.2016	19,0	15,7	0,00	0,00	187,1	137,1
11.09.2016	06.09.2016	11.09.2016	20,8	18,6	0,01	0,00	190,5	206,0
15.10.2016	10.10.2016	15.10.2016	9,8	7,5	0,06	0,01	40,3	40,3

Ze získaných dat je patrné, že v době odběrů byly průměrné denní hodnoty srážek nulové. Hodnoty srážek, naměřené v období pěti dnů před jednotlivými odběry a ve dnech odběrů, jsou zanedbatelné. Z uvedených důvodů jsem dotaci vody ze srážek jako jeden z nejdůležitějších faktorů ovlivňujících kvalitu vody vyloučil.

6.2 Průmyslová a zemědělská činnost

Vodní nádrž Kateřina je situována mimo zastavěná území pokrytá sídlištěm nebo průmyslovými areály. Přesto by mohla činnost v průmyslové zóně, která je vzdálena zhruba 1 km, resp. 1,5 km od vodní nádrže, ovlivnit kvalitu vody přítoků a nádrže samotné (obr. 11). V průmyslové zóně mohou být potencionálními znečišťovateli vodního prostředí Knauf Insulation a Auto-Kabel Krupka s.r.o.. Obě jmenované firmy sídlí u přítoku Zálužanského potoka, který protéká vodní nádrží Kateřina. Auto Kabel Krupka s.r.o. se součástí automobilového průmyslu a zabývá výrobou inovativní technologie v oblasti elektro. Knauf Insulation je jedním z nejmodernějších závodů na výrobu minerálních izolací ze skelné vlny v Evropě. Obě společnosti mají zahraniční účast a pyšní se minimalizací vlivů a dopadů na okolní životní prostředí. Přesto v případě nedodržení stanovených postupů, selhání lidského faktoru nebo havárie může být kvalita okolních vod ohrožena.

Obr. č. 11: Potencionální znečišťovatelé v zájmovém území



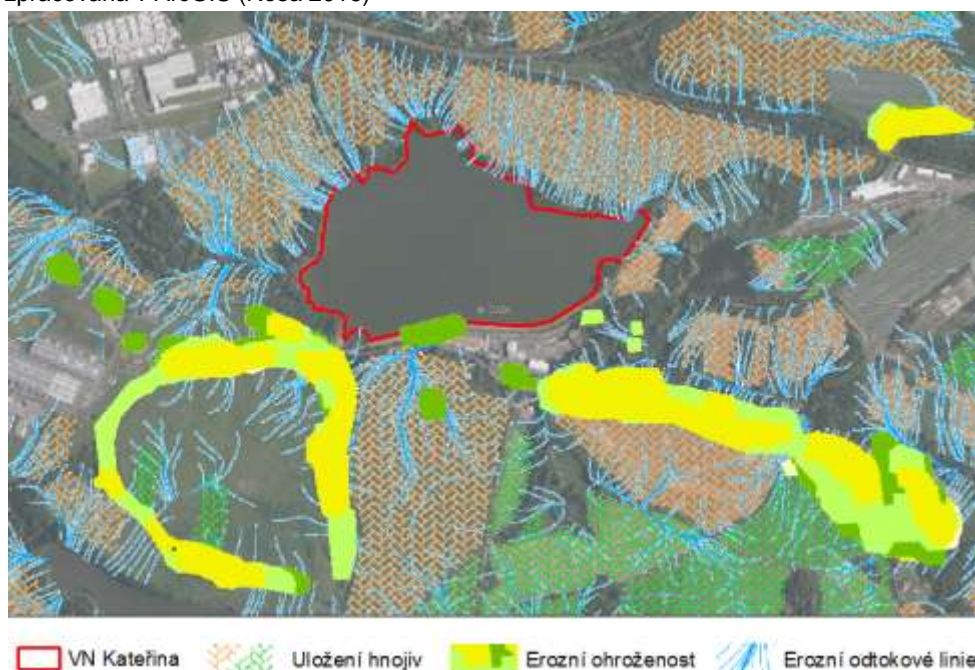
V bezprostřední blízkosti vodní nádrže na jižní straně se nachází zemědělsky obhospodařované pozemky (obr. 12).

Obr. č. 12: Zemědělská činnost provozovaná v zájmovém území. Zpracováno v ArcGIS (Rosa 2016)



Zemědělská výroba na uvedené půdě může být významným zdrojem plošného znečištění okolních podzemních a povrchových vod, tedy i sledované vodní nádrže Kateřina. Živiny dodávané do půdy při zemědělské činnosti v podobě hnojiv a rezidua pesticidů, následně vyplavované půdní zásoby látek organického a minerálního původu prostřednictvím vodní eroze. Erozní ohroženost terénu, erozní odtokové linie a uložená hnojiva v půdě v okolí vodní nádrže Kateřina (obr. č. 13) mohou zvýšeným obsahem dusičnanů, dusitanů a amoniaku výrazným způsobem přispívat k eutrofizaci okolních vod a zvyšovat jejich toxicitu pro veškeré organismy a způsobovat nadměrnou produkci řas ve vodním prostředí. Nadměrná produkce chlorokokálních řas byla během mé práce potvrzena zejména v jarním období a následně během letního období byla zaznamenána dominance sinic ve vodním prostředí nádrže. Eutrofizace měla samozřejmě vliv na průhlednost vody, která byla v letním období velice nízká. Obohacením vody o živiny, zejména fosforem, dusíkem a uhlíkem došlo ke zvýšené produkci vodních rostlin a zákonitě ke zvýšenému rozkladu odumřelé organické hmoty, která má za následek eliminaci zásob rozpuštěného kyslíku ve vodě. Další podrobnosti jsou uvedené v kapitole 6.3 této diplomové práce.

Obr. č. 13: Erozní ohroženost, odtokové linie a uložení hnojiv v zájmovém území. Data z LPIS zpracována v ArcGIS (Rosa 2016)

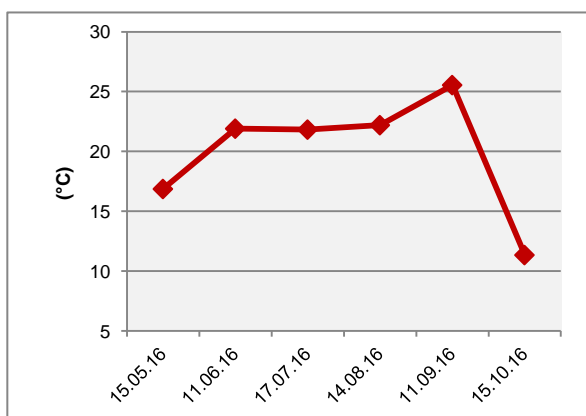


6.3 Základní fyzikálně chemické ukazatele vodní nádrže Kateřina

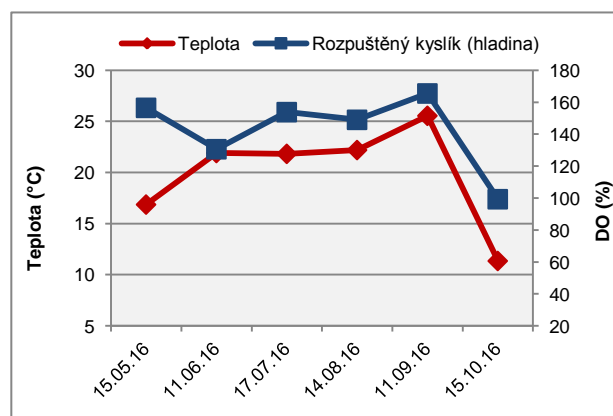
6.3.1 Teplota vody a kyslíkové poměry

Teplota vody je jedním ze základních fyzikálních ukazatelů, který odráží aktuální stav vodní plochy a přítoků. Teplota vody ve vodní nádrži je dotována příjmem slunečního záření, dochází k ohřevu vody v nádrži, ohřevu dna i břehů. Teplota vody není konstantní, mění se v závislosti na denním i sezónním režimu teploty vzduchu, intenzitě slunečního záření a klimatických podmínkách. Teplota vody u hladiny kolísala v rozmezí od 11,4 °C do 25,6 °C (obr. 14). Průměrná teplota vody u hladiny v období odběru vzorků byla 20 °C. Oproti průměrné teplotě u dna vodní nádrže byla průměrná teplota u hladiny o 1,6°C vyšší.

Obr. č. 14: Vývoj teplot u hladiny během sezóny 2016

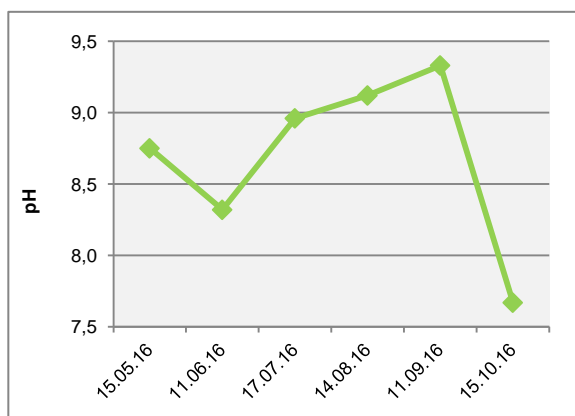


Obr. č. 15: Závislost rozpuštěného kyslíku na teplotě během sezóny 2016

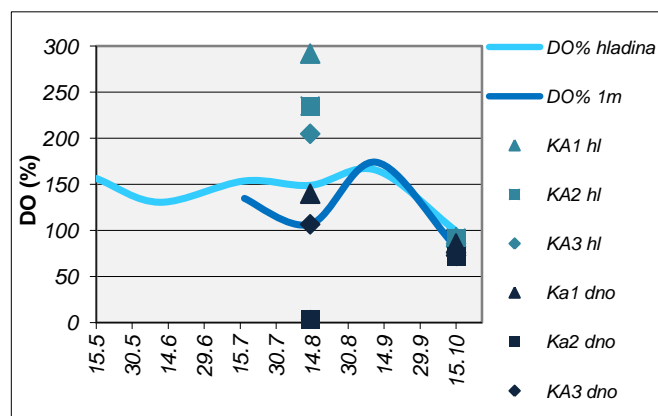


Teplota vody má podstatný vliv na kyslíkové poměry ve vodním prostředí (obr. 15). Kyslíkové poměry ve vodě, resp. množství rozpuštěného kyslíku je nepřímo úměrné teplotě vody. Zvýšení teploty se odráží snížením obsahu rozpuštěného kyslíku ve vodním prostředí. Pokud dojde k výraznému tepelnému znečištění, dochází zákonitě i bez přičinění dalších znečišťujících látek k výraznému kyslíkovému deficitu. Výsledkem je nepříznivé ovlivnění životního prostředí ve vodním prostředí. Rovněž ovlivňuje biochemické reakce a má vliv na odbourávání organického znečištění vodního prostředí. V případě vodní nádrže Kateřina byla ve sledovaném období intenzivní fotosyntéza fytoplanktonu odpovědná za přesycení vody kyslíkem u hladiny. Vyjma posledního odběru v říjnu bylo nasycení kyslíkem vyšší než 100% (obr. 17). Mírně vyšší hodnoty koncentrace rozpuštěného kyslíku byly zaznamenány rovněž u dna v době stratifikace.

Obr. č. 16: Dynamika hodnot pH během sezóny 2016



Obr. č. 17: Vývoj nasycení rozpuštěným kyslíkem u hráze a na vybraných profilech během sezóny 2016



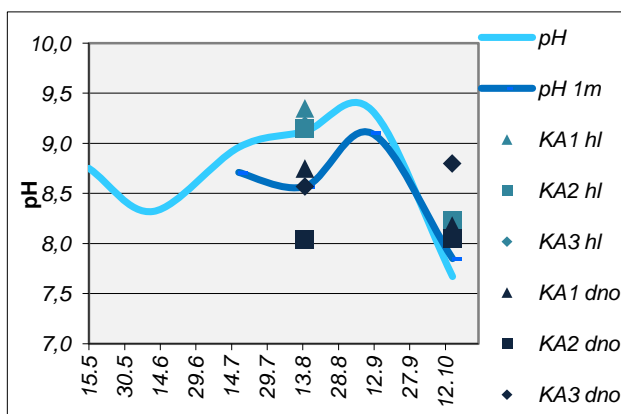
6.3.2 pH

Během vegetační sezóny byli hodnoty pH ovlivňovány jak aktuálními meteorologickými podmínkami, tak aktivitou celé biocenózy - především intenzitou fotosyntézy a respirace. Hodnoty pH silně ovlivňují průběh geochemických reakcí, rozpouštění a vazby látek ve vodní nádrži a zásadním způsobem tak ovlivňují podmínky pro život vodních organismů. Hodnoty pH mohou být ovlivňovány podzemními vodami, srážkami, horninovým prostředím nebo kyselými dešti. U stojatých vod může docházet k acidifikaci. V případě vodní nádrže Kateřina byli hodnoty pH mírně alkalické (laboratorní hodnoty pH, měřené po vyrovnání parciálních tlaků O_2/CO_2), což může být způsobeno fotosyntetickou asimilací zelených rostlin a odčerpání volného CO_2 z vody.

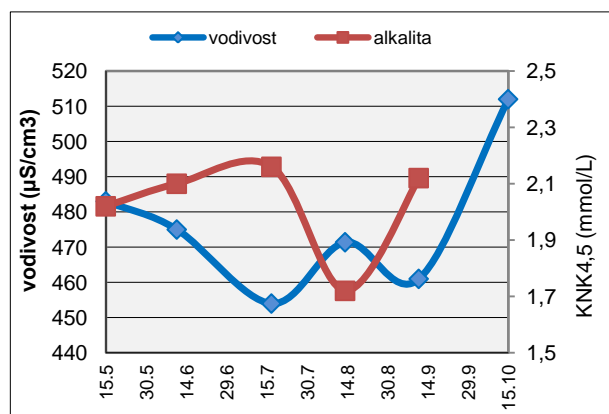
Průměrná hodnota pH naměřeného v terénu od května do října byla 8,69. Naměřené hodnoty se během stanoveného období pohybovaly v rozmezí od 7,67 do 9,33 (obr. 16). Minimum bylo dosaženo v říjnu a maximální hodnoty pH byly naměřeny v září. Nejvyšší hodnoty pH u dna byly naměřeny rovněž v měsíci září a to 9,1.

Zvýšené pH v měsíci září může znamenat vyčerpání organického uhlíku vlivem jeho úbytku při fotosyntéze. Zvýšené pH může být rovněž způsobeno denitrifikací. Snížené pH v říjnu může být způsobeno respirací, nitrifikací nebo methanizací.

Obr. č. 18: Dynamika pH u hráze a na vybraných profilech během sezóny 2016



Obr. č. 19: Dynamika vodivosti a alkality během sezóny 2016



6.3.3 Vodivost

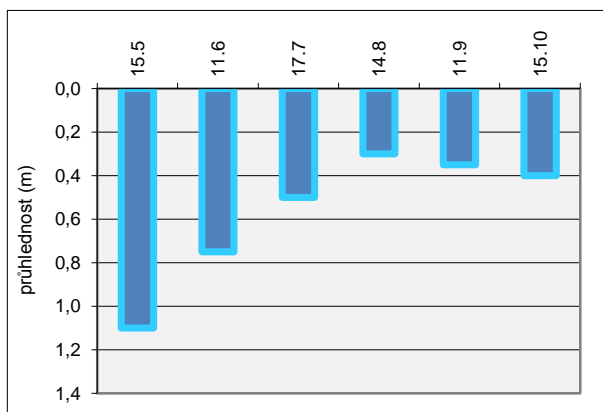
Hodnoty sezónní dynamiky vodivosti ve vodní nádrži se pohybovaly v rozmezí hraničních hodnot 454 a 512 $\mu\text{S}/\text{cm}^3$ (obr. 19). Průměrná hodnota vodivosti byla 476,1 $\mu\text{S}/\text{cm}^3$, což ukazuje na mírně zvýšenou míru mineralizace ve srovnání s běžnými hodnotami pro povrchové vody v ČR.

Hodnoty alkality, míry stability pH, se pohybovaly v rozmezí 1,7 a 2,2 meq/l. Průměrná hodnota alkality byla 2,0 meq/l. Tendence nárůstu alkality i vodivosti koncem sezóny odráží uvolňování hydrogenuhličitanů ze sedimentů, což je typickým jevem pro eutrofní nádrže. Alkalita tedy odpovídá relativně vysokému zastoupení hydrogenuhličitanů.

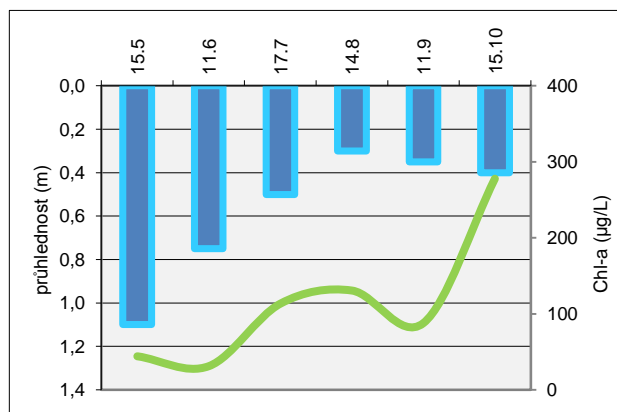
6.3.4 Průhlednost a koncentrace chlorofylu

Průhlednost byla nejvyšší v květnu (obr. 20) a hodnoty chlorofylu byly nejnižší v sezóně. V letním období byla naopak průhlednost vody nejnižší, díky rozvinutému planktonu v nádrži. Částice ve vodním sloupci způsobují zákal a snižují průhlednost vody. Průměrná průhlednost byla ve sledovaném období nejnižší za poslední 3 roky (0,57 m). Nejvyšší hodnoty chlorofylu vykazoval říjen (obr. 21).

Obr. č. 20: Průhlednost vody během sezóny 2016



Obr. č. 21: Průhlednost a koncentrace chlorofylu během sezóny 2016

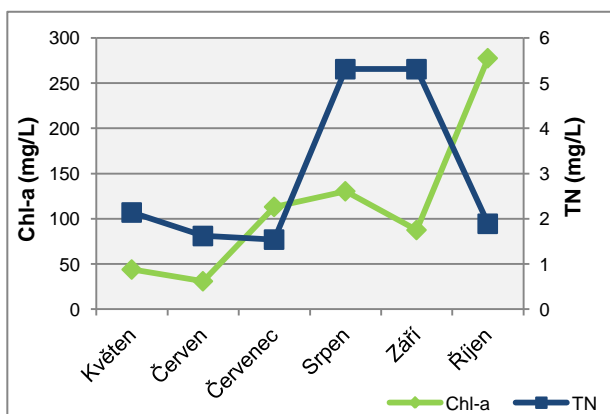


6.3.5 Základní živiny a jejich koncentrace

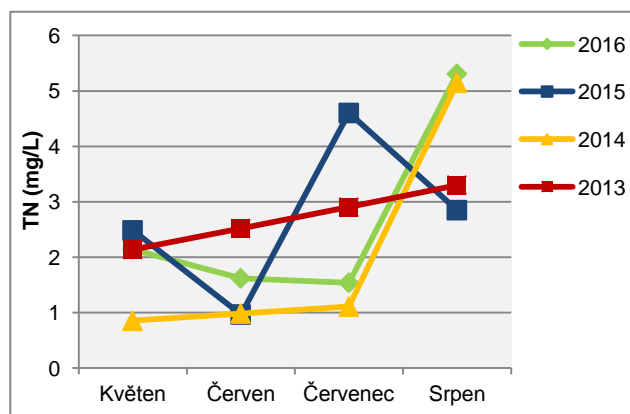
Koncentrace hlavních živin formy N, P a C

Průměrné koncentrace celkového dusíku ve vodní nádrži Kateřina se v průběhu sledovaného období pohybovala na hodnotě 2,97 mg/l (obr. 22). Minima celkového dusíku ve výši 1,54 mg/l byla naměřena v červenci. Největší hodnota 5,31 mg/l byla zjištěna v srpnu a v září. Na základě hodnot celkového dusíku můžeme vodní nádrž zařadit mezi hypertrofní nádrže.

Obr. č. 22: Dynamika Chl-a, TN během sezóny 2016



Obr. č. 23: Dynamika TN během sezón 2013 - 2016



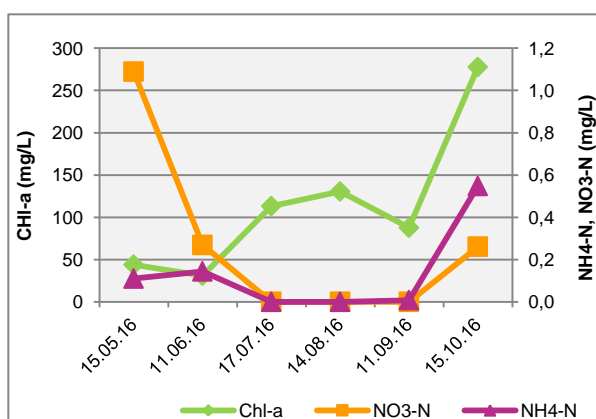
Porovnáním vývoje množství celkového dusíku od roku 2013 do 2016 sledáme podobnost roku 2016 s rokem 2014 (obr. 23). Nejvyšší hodnoty ve srovnatelném období byly naměřeny v srpnu. V červnu a červenci byly hodnoty víceméně konstantní.

Dusík je obsažen ve vodách v řadě sloučenin v malých koncentracích jako organický dusík nebo dusík vázaný v organických sloučeninách. Množství dusíku je zvyšováno zemědělskou činností. Zejména amonný dusík je přiváděn do

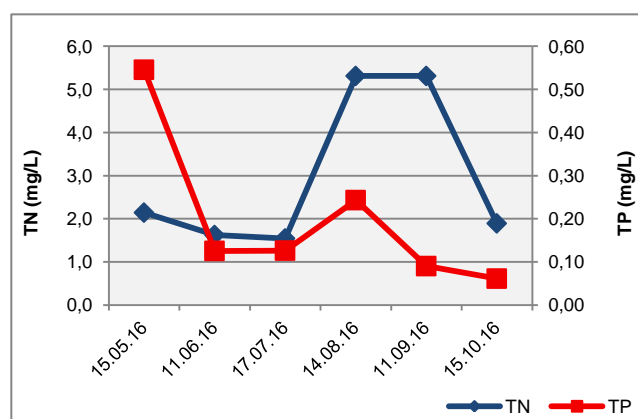
povrchových vod splachem z okolních, zemědělsky obhospodařovaných pozemků (obr. 24). Variabilita vyplavovaného dusíku je zapříčiněna průběhem srážek, teplotou a vlhkostí půdy, obsahem akumulovaného dusíku v půdě a mírou jeho mineralizace. Dusičnany se do vod dostávají díky nárůstu odumřelé organické hmoty rostlin. Přísun živin a vnitřní zdroje určují průběžný vývoj koncentrací.

Sezónní průběh dusičnanového dusíku ($\text{NO}_3\text{-N}$) a amoniového dusíku ($\text{NH}_4\text{-N}$) (obr. 24). Minima koncentrace bylo dosaženo v letních měsících, kdy se koncentrace pohybovaly nad nulovou hranicí. Docházelo tedy k minimálnímu uvolňování $\text{NH}_4\text{-N}$ ze sedimentů. Naproti tomu nejvyšší koncentrace byly zaznamenány na jaře a na začátku podzimního období. Dusičnany jsou konečným produktem biochemických oxidací organicky vázaného dusíku a jejich zvýšená koncentrace ve vodní prostředí může signalizovat starší znečištění organického původu, popřípadě eutrofizaci. Nízké koncentrace dusíku ve vodní nádrži Kateřina v letním období značí jeho vyčerpání díky nárůstu fytoplanktonu.

Obr. č. 24: Dynamika Chl-a, $\text{NO}_3\text{-N}$ a $\text{NO}_4\text{-N}$ během sezóny 2016



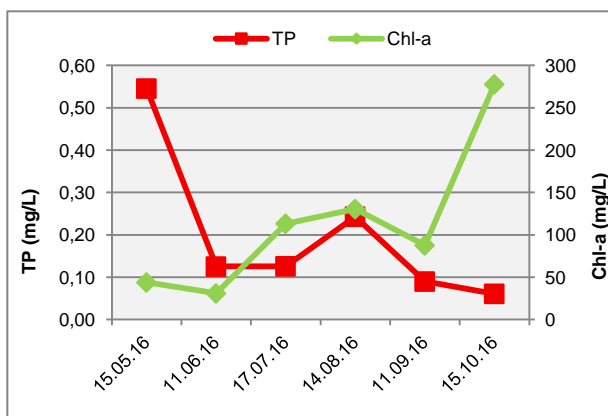
Obr. č. 25: Dynamika hlavních živin (TN, TP) během sezóny 2016



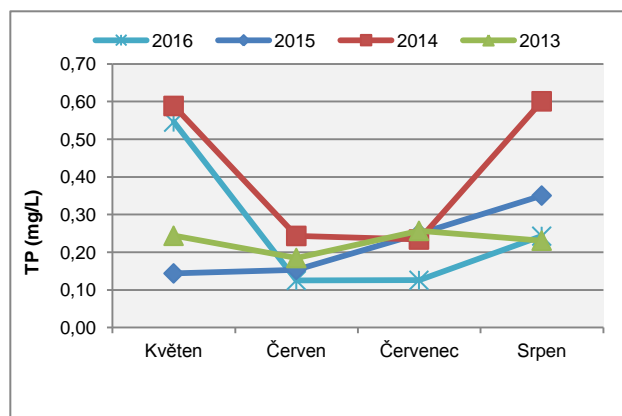
Fosfor může být limitujícím produkčním faktorem ve vodním prostředí a jeho význam je mimořádný. Zvýšené koncentrace fosforu jsou příčinou eutrofizace. Vyskytuje se ve vodním prostředí ve formě anorganických a organických sloučenin. Jeho produkce je zapříčiněna biologickými procesy, rozkladem vodní flory a fauny. Nejvyšší koncentrace jsou však obsaženy v sedimentech a některých horninách ve formě vysrážených anorganických sloučenin nebo jsou součástí organických látek.

Rozpuštěný reaktivní fosfor se ve vodách vyskytuje díky zvětrávání hornin, odpadními vodami z městských aglomerací a stejně jako dusík také splachy z polí. Jeho množství je důležité sledovat, poněvadž je limitujícím prvkem. Na jaře se fosfor uvolňuje v celém vodním sloupci (obr. 25). Během sezóny 2016 koncentrace fosforu dosahovaly maxima v květnu, kdy byla naměřeno množství 0,55 mg/l fosforu a minima v říjnu 0,06 mg/l. Průměrné množství fosforu během sezóny kolísalo okolo 0,2 mg/l. Dynamika chlorofylu měla přesně opačný průběh. Nejnížší hodnoty byly zaznamenány v květnu a nejvyšší v říjnu (obr. 26).

Obr. č. 26: Závislost Chl-a a TP během sezóny 2016



Obr. č. 27: Dynamika TP během sezón 2013 - 2016



Zajímavé je srovnání naměřených koncentrací celkového fosforu v uplynulých čtyřech letech (obr. 27). Sezóna 2016 se svým vývojem hodně podobá sezóně 2014, kdy byla maxima koncentrací celkového fosforu rovněž naměřena v květnu a letní měsíce měly podobný průběh.

Koncentrace živin ve vodním prostředí závisí na mnoha faktorech. Uvolňování ze sedimentů a zvyšování koncentrace některých látek ve vodním prostředí výparem závisí na fyzikálních a chemických faktorech jako je teplota, obsah O₂, atd. Snížení obsahu některých látek zase může naopak znamenat jejich ukládání v sedimentech a biologickou spotřebou.

Podle poměrů hlavních iontů (síranů SO₄²⁻, chloridů Cl⁻, HCO₃⁻, vápníku Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺) náleží lokalita Kateřina ke smíšenému hydrochemickému typu vod, s převahou hydrogenuhličitanů, ale s dominancí sodíku. tento charakter chemického složení ukazuje jak na vliv čerpání důlních vod (zdroj síranů), tak vliv znečištění z přítoků (zejména chloridy a sodík). Potvrzuje se tím, že nejvýznamnějšími faktory ovlivňujícím kvalitu vody nádrži Kateřina jsou chemické, fyzikální vlastnosti jejich přítoků a koncentrace živin v nich. Přítoky Kateřiny tvoří Zálužanský potok, Unčinský potok a Maršovský potok. Nezaznamenal jsem významnější koncentrace Fe a Mn. Hodnoty se pohybovaly pod 1 mg/L Fe a v desetínách mg/L v případě Mn.

6.4 Základní fyzikálně chemické ukazatele přítoků Kateřiny

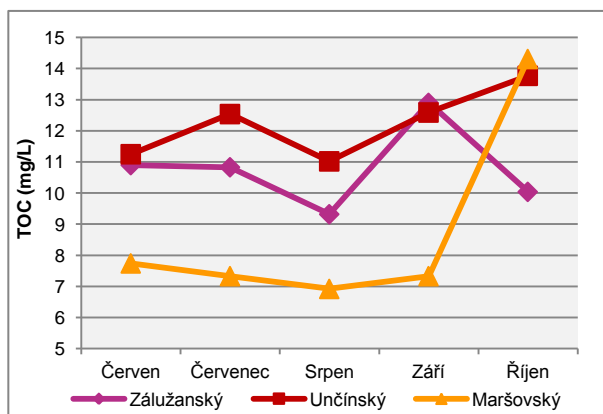
6.4.1 Zálužanský, Unčinský a Maršovský potok

Dá se konstatovat, že chemismus přítoků má takřka shodné parametry jako vodní nádrž samotná. Ze zjištěných výsledků vyplývá, že dva z přítoků, konkrétně Zálužanský a Unčinský se vyznačují nadprůměrným obsahem rozpuštěných minerálních látek (350 - 600 μS/cm). Maršovský potok se zase vyznačoval nejnižší vodivostí v celém sledované období (v rozmezí hodnot 190 - 300 μS/cm).

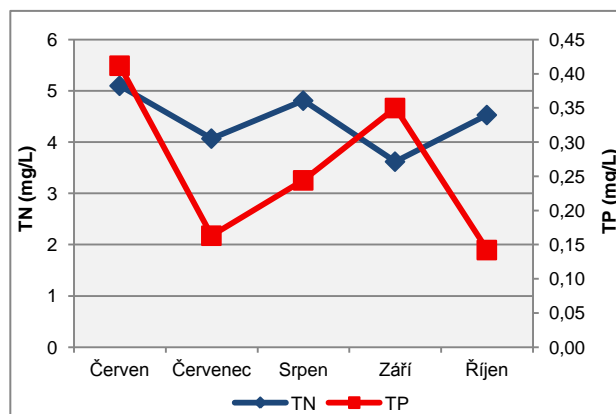
Z hlediska možného nadměrného obohacování vodní nádrže o živiny přítoky v podobě dusíku a fosforu byly zaznamenány výsledky zhruba podobné. Koncentrace celkového fosforu i fosfátů se pohybovaly mezi hodnotami 0,26 a 0,33 mg/L.

Zálužanský a Unčinský potok se rovněž vyznačoval větší mírou znečištění zřejmě komunálního původu. Vypovídají o něm vyšší koncentrace chloridů, sodíku a TOC nad 10 mg/L (obr. 28).

Obr. č. 28: Dynamika TOC přítoků Kateřiny během sezóny 2016



Obr. č. 29: Dynamika hlavních živin (TN, TP) během sezóny 2016



Zjištěné koncentrace chloridů a sodíku u vzorků z Maršovského potoka jsou poloviční ve srovnání s potoky Zálužanským a Unčinským. Poloviční hodnoty byly zaznamenány rovněž u Maršovského potoka při srovnání alkality (hydrogenuhlíčanů).

Lze konstatovat, že z hlediska hodnocení podílu jednotlivých přítoků na přísunu živin by bylo nutné bilancovat průtoky a zohlednit množství a intenzitu srážek a zvláště vydatných přívalových dešťů (tab. 2).

Veškeré přítoky vodní nádrže Kateřina jsou relativně méně organicky zatížené. Na základě zjištěného saprobního indexu lze vody označit jako β -mezosaprobní. Pestrost a druhové složení odpovídá tomuto zařazení.

Podrobné grafické vyhodnocení jednotlivých ukazatelů přítoků vodní nádrže je součástí Přílohy č. 6.

6.5 Fytoplankton

V rámci monitoringu ekologického stavu povrchových vod lze na trofii a druhovou biodiverzitu pohlížet z hlediska možného využití změn v druhovém složení pro bioindikaci míry trofizace. Pro hodnocení trofie povrchových vod lze využít fytoplanktonu, fytoENTOSU nebo vodních makrofyt (Maršálek et al. 2009).

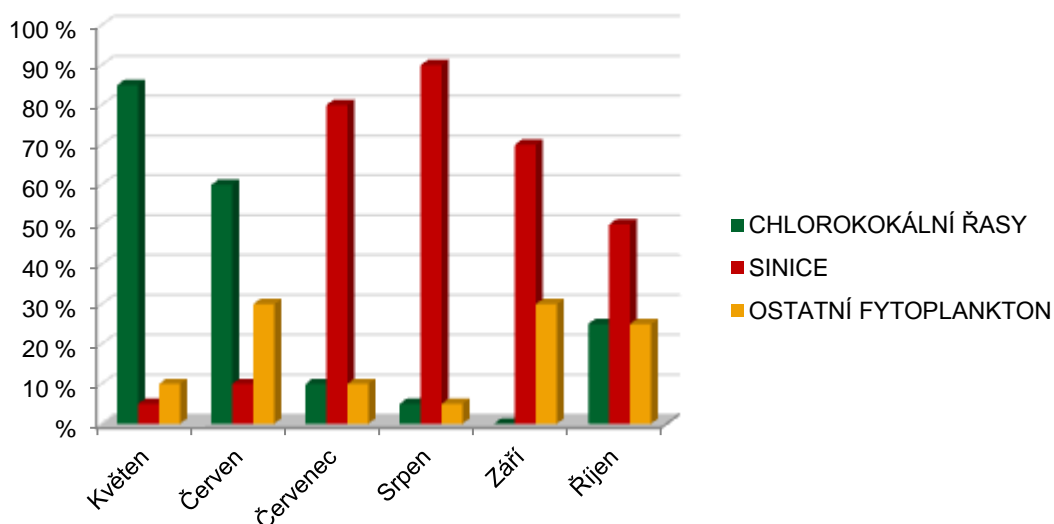
Zvolil jsem hodnocení dle fytoplanktonu, zooplanktonu, základních fyzikálně chemických parametrů a koncentrace hlavních živin.

Maršálek et al. (2009) zdůrazňuje, že hodnocení trofie u stojatých vod pomocí společenstev fytoplanktonu má velmi dlouhou tradici. Trofizaci uvádí jako stresor, pro nějž jsou řasy, rozsivky, sinice a vodní makrofyta nejvhodnějšími indikátory.

Získané výsledky mikroskopického rozboru fytoplanktonu umožňují získat relevantní informace o biomase fytoplanktonu, podílu jednotlivých druhů a jejich dominanci, potravních zdrojích pro zooplakton a biomase druhů, které mohou vytvářet zdraví nebezpečné toxiny. Fytoplankton je společenstvo mikroskopických organismů homogenně rozptýlených ve vodním prostředí.

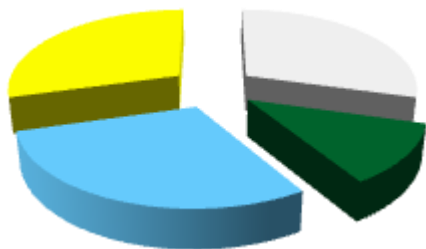
Ve vzorcích odebraných z nádrže Kateřina ve sledovaném období byly identifikovány následující zástupci společenstva fotosyntetizujících organismů sinic a řas (obr. 30, Příloha č. 3, 4).

Obr. č. 30: Dynamika taxonomických jednotek fytoplanktonu ve sledovaném období (Rosa 2016)



V měsíci květnu ve zkoumaných vzorcích dominovaly zelené chlorokokální řasy (Chlorococcales), zejména rody *Oocystis*, *Coelastrum* a *Pediastrum* zaujímající 85% vzorku. Rovněž byl zaznamenán výskyt rozsivek (5%). Sinice, nejstarší fotosyntetizující organismy, byly zastoupeny pouze ojediněle (5%) prostřednictvím zástupců rodů *Aphanizomenon*, *Planktothrix* a *Anabaena*. Zástupci ostatního fytoplanktonu (zelení bičíkovci, *Chrysophyceae*, *Euglenophyceae*) se vyskytovali jen ojediněle. Tento stav je v tomto období zcela normální. Kolísání teploty, síly a směru větru a stratifikace vodního sloupce vodní nádrže se výrazně projevuje na složení fytoplanktonu.

Obr. č. 31: Poměr zastoupení jednotlivých rodů taxonomických jednotek fytoplanktonu ve vybraných obdobích (Rosa 2016)



a) Poměr zastoupení rodů chlorokokálních řas v květnovém vzorku (Rosa 2016)



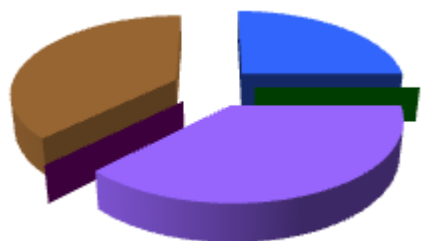
b) Poměr zastoupení rodů chlorokokálních řas v červnovém vzorku (Rosa 2016)



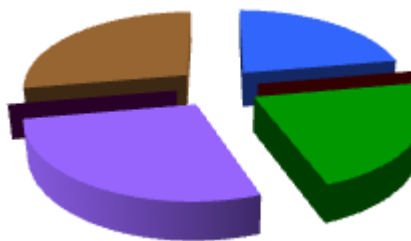
c) Poměr zastoupení rodů ostatního fytoplanktonu v květnovém vzorku (Rosa 2016)



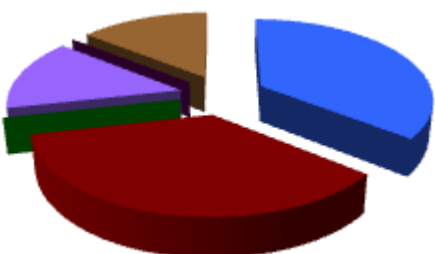
d) Legenda



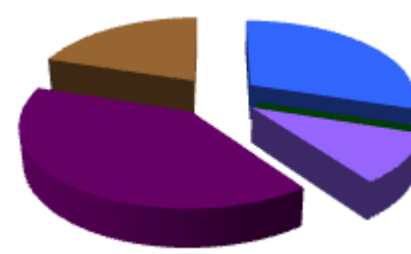
e) Poměr zastoupení rodů Sinic v červencovém vzorku (Rosa 2016)



f) Poměr zastoupení rodů Sinic v srpnovém vzorku (Rosa 2016)



g) Poměr zastoupení rodů Sinic v zářijovém vzorku (Rosa 2016)



h) Poměr zastoupení rodů Sinic říjnovém vzorku (Rosa 2016)

Vzorky odebrané v červnu se vyznačovaly také dominancí zástupců zelených řas (rody *Oocystis* a *Pediastrum*), ovšem došlo k jejich poklesu na 60%. Druhé největší zastoupení měli bičíkovci rodu *Cryptomonas* (25%). Ojediněle výskyt zaznamenaly rozsivky rodu *Nitzschia* a *Scenedesmus* (obr. 31). Sinice byly zastoupeny rovněž ojediněle, a to prostřednictvím rodů *Aphanizomenon* (obr. 31) a *Anabaena* (obr. 31).

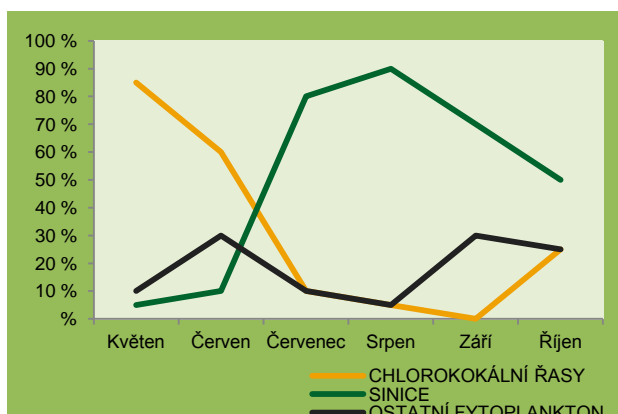
V červencových vzorcích je patrné, že došlo k masivnímu rozvoji vodního květu planktonních sinic (cca 80% biomasy). Dominanci mezi sinicemi převzaly *Microcystis ichtyoblabe* (tzv. rybí mor) a *Microcystis aeruginosa*. Hojně byl zastoupen rovněž *Aphanizomenon*, který se vyznačoval pravidelnými heterocyty, indikátory nedostatku dusíku ve vodním prostředí. Ojedinělým zástupcem ostatního fytoplanktonu byli zástupci bičíkovců rodu *Cryptomonas*. Ojedinělé zastoupení měly rovněž rozsivky rody *Scenedesmus* a *Aulacoseira* (obr. 31).

V srpnových vzorcích převládaly sinice druhů *Microcystis aeruginosa* (25%), hodně často se vyskytovaly sinice druhů *Microcystis ichtyoblabe*, *Aphanizomenon* a *Anabaena*. Sinice mají obrovskou odolnost vůči nepříznivým podmínkám. Zelené řasy ojediněle zastoupily *Pediastrum* a *Cryptomonas*.

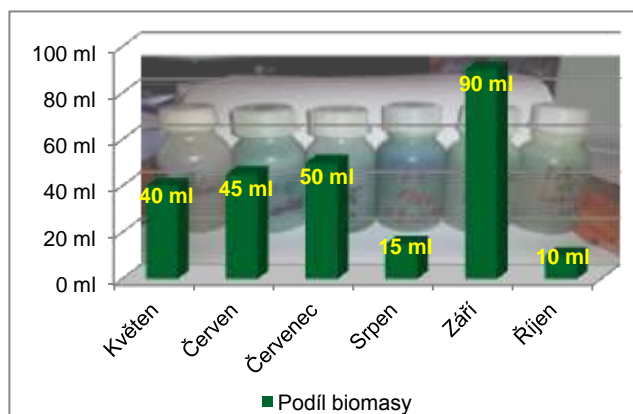
V září byl vzorek vyhodnocen následovně. Převládaly sinice druhu *Aphanizomenon* a *Planktothrix* (50%). Méně často byly zastoupeny druhy *Microcystis aeruginosa* a *Microcystis ichtyoblabe* (20%). Sinice *Microcystis* měly jednoznačnou převahu, tvořily ojediněle kolonie. Dále byly ve vzorku objeveny epifické micro sinice, spousta drobných zelených kuliček neurčitého systematického zařazení. Ojedinělí zástupci ostatního fytoplanktonu byly *Planktosphaeria* a *Cryptomonas*.

Výzkum byl završen říjnovými vzorky, v nichž převládaly sinice rodu *Woronchinia naegeliana*. Hojně, i když méně často se vyskytovaly *Microcystis aeruginosa*, *Aphanizomenon*. Ten byl rozestý po celém vzorku bez větších shluků a ojediněle bylo možno vidět *Microcystis ichtyoblabe*. Dominanci v ostatním fytoplanktonu převzali rozsivka *Aulacoseira* a *Trachelomonas (Euglenophyceae)*. Zastoupeny byly rovněž chlorokokální řasy *Coelastrum*, *Pediastrum* a ojediněle *Scenedesmus* (obr. 31).

Obr. č. 32: Zastoupení fytoplanktonu ve sledovaném období (Rosa 2016)



Obr. č. 33: Sezónní dynamika biomasy fytoplanktonu ve sledovaném období



Nerozpuštěné a organické látky

Množství fytoplanktonu má rozhodující vliv na obsah nerozpuštěných látek i celkový obsah organických látek ve vodě. Průměrné hodnoty těchto parametrů (Chl-a 114 µg/L, TOC 16,1 mg/L) jsou pro podmínky eutrofní nádrže typické.

6.6 Zooplankton

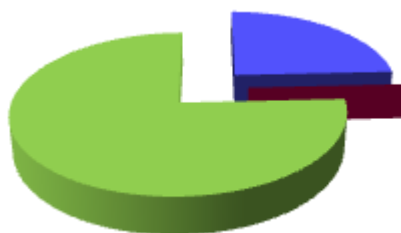
Během odběru a vyhodnocení vzorků jsem se snažil zachytit co nejširší druhové spektrum zooplanktonu. Snažil jsem se identifikovat dominantní druhy v odebraných vzorcích během mikroskopického rozboru.

Při vyhodnocení vzorků pod mikroskopem Olympus BX41 s digitální kamerou DP72 jsem v květnových vzorcích identifikoval největší zastoupení perlooček (76%). Z toho měla největší zastoupení *Daphnia* (51%), v menším množství se vyskytovaly zástupci čeledi *Bosminidae* (23%) a nejméně *Chydoridae* (3%). Klanonožci (*Copepoda*) byli zastoupeni v podobě naupliových stádií (7%). Kmen *Rotifera* reprezentovali vířníci (17%), zejména rody *Asplanchna*, *Pompholyx sulcata* a *Kelliocottia longispina*.

Obr. č. 34: Poměr zastoupení rodů Perlooček (Cladocera) ve vybraných obdobích (Rosa 2016)



a) Poměr zastoupení rodů Perlooček (Cladocera) v květnovém vzorku



b) Poměr zastoupení rodů Perlooček (Cladocera) v červencovém vzorku



c) Poměr zastoupení rodů Perlooček (Cladocera) v srpnovém vzorku



d) Poměr zastoupení rodů Perlooček (Cladocera) v zářijovém vzorku



e) Poměr zastoupení rodů Perlooček (Cladocera) v říjnovém vzorku



f) Legenda

V červnu byl zaznamenán značný výskyt zástupců kmene *Rotifera* (75%) a zbytek tvořily zástupci čeledi *Bosminidae* (*Cladocera*) a zástupci podtřídy *Copepoda*.

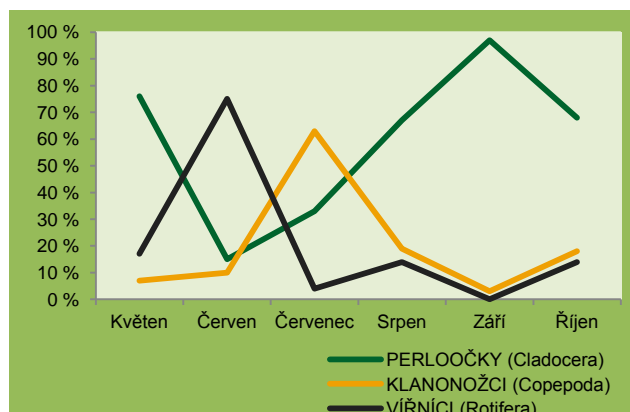
Červenec se vyznačoval nárůstem počtu Klanonožců, zejména buchank (63%). Perloočky (33%) byli zastoupeny skupinou *Chydoridae* (25%) a rodem *Daphnia* (8%). Zbytek biomasy zaujímali zástupci vířníků (*Rotifera*) 4%.

V srpnu měli drtivou převahu perloočky (66%). Největší zastoupení měla *Daphnia* (22%). Dále se vyskytoval rod *Bosmina* (41% zejména *Bosmina longirostris* a *Bosmina coregoni*) v doprovodu *Chydoridae* (3%). *Copepoda* tvořili 19%, z toho buchanky (16%) a naupliová stadia (3%). Vířníci (*Rotifera*) tvořili zbývajících 15% zooplanktonu.

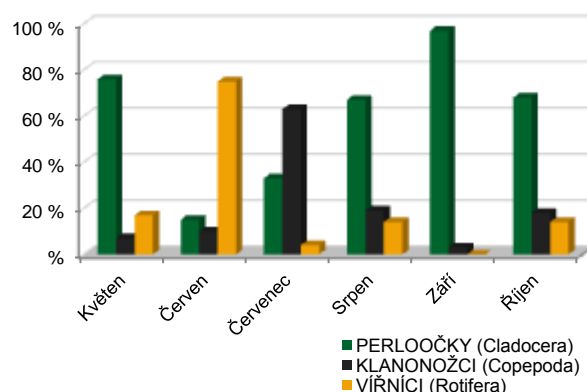
V září drtivě převažovali perloočky (97%), zejména *Bosmina longirostris* (82%) a druhy rodu *Daphnia* (15%). Zbytek tvořili zástupci skupiny *Copepoda* (3%). Zástupci kmene *Rotifera* nebyli ve vzorcích z tohoto období přítomni.

Říjnové vzorky opět ovládly perloočky (68%), drtivě převládala *Bosmina*, hlavně *Bosmina longirostris* (48%) a *Chydoridae* (16%). Zbytek biomasy zooplanktonu tvořily druhy rodu *Daphnia* (4%). *Copepoda* zaujímali 18% biomasy s převahou buchank (13%) a naupliových stadií (5%). Vířníci (*Rotifera*), zaujímali 14% biomasy zooplanktonu.

Obr. č. 35: Dynamika zastoupení zooplanktonu ve sledovaném období (Rosa 2016)



Obr. č. 36: Zastoupení zooplanktonu ve sledovaném období (Rosa 2016)



Biomasa zooplanktonu ve vodní nádrži Kateřina měla vzrůstající tendenci, na přelomu září a října došlo k jeho razantnímu poklesu a biomasa zooplanktonu dosáhla sezónního minima. Naopak maxima podílu biomasy bylo dosaženo v měsíci září, kdy byl zooplankton tvořen dominantními perloočkami *Cladocera*.

Směsné vzorky odebrané z vodních sloupců v centrální části vodní nádrže Kateřina neobsahovaly druhy vázané na břehovou linii, na vegetaci v litorálním pásmu a na druhy žijící na dně. Odběry byly prováděny během delšího časového období, aby bylo možno zachytit celé druhové spektrum (Příkryl 2006, Komárková 2006).

6.7 Porovnání výsledků

Vývoj kvality vody a ekologický potenciál vodní nádrže Kateřina lze demonstrovat porovnáním vybraných parametrů v letech 2013 - 2016. Aby bylo možné porovnávat zjištěné výsledky je nutné nejdříve porovnat výchozí podmínky, zejména množství a intenzitu srážek v době odběrů (Tab. 2).

Tab. č. 2: Územní srážky v Ústeckém kraji během odběrů v letech 2013 - 2016 (zpracováno z portal.chmi.cz)

Kraj	Měsíc												2016	
	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	12.		
Ústecký	S	45	49	25	29	47	108	90	47	81	65	31	38	655
	N	42	36	38	44	61	68	68	70	50	39	47	49	612
	%	107	136	66	66	77	159	132	67	162	167	66	78	107

Kraj	Měsíc												2015	
	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	12.		
Ústecký	S	49	7	50	50	28	92	46	87	28	65	71	19	591
	N	42	36	38	44	61	68	68	70	50	39	47	49	612
	%	107	19	132	114	46	135	68	124	56	167	151	39	97

Kraj	Měsíc												2014	
	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	12.		
Ústecký	S	24	6	26	36	94	34	111	78	88	48	23	38	606
	N	42	36	38	44	61	68	68	70	50	39	47	49	612
	%	57	17	68	82	154	50	163	11	176	123	49	78	99

Kraj	Měsíc												2013	
	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	12.		
Ústecký	S	59	52	31	27	121	141	35	95	61	63	39	21	745
	N	42	36	38	44	61	68	68	70	50	39	47	49	612
	%	140	144	82	61	198	207	51	136	122	162	83	43	122

S - úhrn srážek (mm); N - dlouhodobý srážkový normál 1961-1990 (mm); % - úhrn srážek v % normálu 1961-1990

Při porovnání srážkových úhrnů v době odběrů v posledních letech lze konstatovat, že úhrn srážek byl v květnu v letech 2016 a 2015 pod dlouhodobým srážkovým průměrem, zatímco v letech 2014 a 2013 byly srážky ve stejném období nadprůměrné. Oproti tomu červen byl vyjma roku 2014 srážkově nadprůměrný. Podprůměrné srážky v červenci 2013 vystřídali o rok později srážky nadprůměrné stejně tak podprůměrné srážky v roce 2015 vystřídali srážky nadprůměrné v roce 2016. Srpen byl z hlediska srážek dlouhodobě nadprůměrný vyjma roku 2016. Podobná situace panovala v září, kdy byl podprůměrný z hlediska srážek rok 2014. Měsíc říjen byl od roku 2013 vždy nad dlouhodobým průměrem.

Tab. č. 3: Územní teploty v Ústeckém kraji během odběrů v letech 2013 - 2016 (zpracováno z portal.chmi.cz)

Kraj	Měsíc												2016	
	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	12.		
Ústecký	T	-0,9	2,7	3,4	7,7	13,8	17,2	18,5	17,1	16,1	7,9	2,7	0,8	8,9
	N	-2,4	-0,9	2,8	7,5	12,4	15,8	17,2	16,6	12,9	8,1	2,9	-0,6	7,7
	O	1,5	3,6	0,6	0,2	1,4	1,4	1,3	0,5	3,2	-0,2	-0,2	1,4	1,2

Kraj	Měsíc												2015	
	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	12.		
Ústecký	T	1,5	0,0	4,4	8,0	12,6	15,5	19,7	21,1	12,7	7,8	6,3	4,6	9,5
	N	-2,4	-0,9	2,8	7,5	12,4	15,8	17,2	16,6	12,9	8,1	2,9	-0,6	7,7
	O	3,9	0,9	1,6	0,5	0,2	-0,3	2,5	4,5	-0,2	-0,3	3,4	5,2	1,8

Kraj	Měsíc												2014	
	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	12.		
Ústecký	T	0,1	1,8	6,4	10,3	12,0	16,0	19,4	15,8	14,3	10,3	5,9	2,0	9,5
	N	-2,4	-0,9	2,8	7,5	12,4	15,8	17,2	16,6	12,9	8,1	2,9	-0,6	7,7
	O	2,5	2,7	3,6	2,8	-0,4	0,2	2,2	-0,8	1,4	2,2	3,0	2,6	1,8

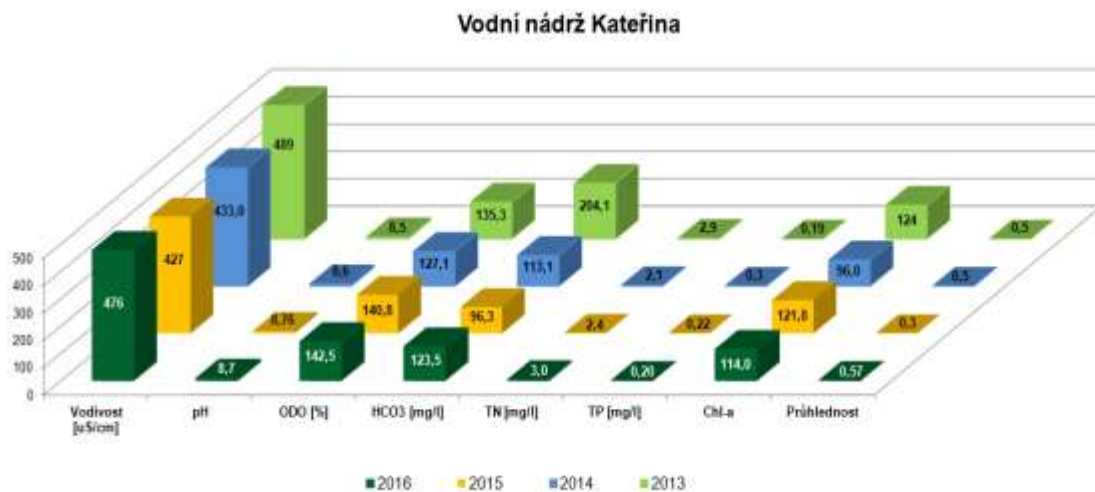
Kraj	Měsíc												2013	
	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	12.		
Ústecký	T	-1,4	-1,4	-1,3	8,1	11,9	15,8	19,5	17,3	12,0	8,9	4,0	1,3	7,9
	N	-2,4	-0,9	2,8	7,5	12,4	15,8	17,2	16,6	12,9	8,1	2,9	-0,6	7,7
	O	1,0	-0,5	-4,1	0,6	-0,5	0,0	2,3	0,7	-0,9	0,8	1,1	1,9	0,2

T - teplota vzduchu (°C); N - dlouhodobý normál teploty vzduchu 1961-1990 (°C); O - odchylka od normálu (°C) (zpracováno z portal.chmi.cz)

Porovnání základního chemismu

Porovnal jsem naměřené hodnoty v roce 2016 s hodnotami let minulých a graficky znázornil (Příloha č. 5). Pro srovnání rozdílů v chemismu nádrže Kateřina zde uvádím srovnání nejdůležitějších parametrů z hlediska hodnocení míry a projevu eutrofizace a to hlavně C, N, P a chlorofylu a dalších indikátorů (obr. 37).

Obr. č. 37: Srovnání průměrných hodnot důležitých parametrů monitoringů 2013 - 2016 (zpracovaná data Rosa 2016, Nevečeřalová 2015, Moravec 2014, Myslíková 2013)



Indikátor trofie nádrže, koncentrace celkového fosforu zaznamenaly pokles, přesto vodní nádrž zdaleka nevykazuje vlastnosti dobrého ekologického potenciálu, o němž se dá mluvit při koncentraci celkového fosforu cca 0,015 mg/l (obr. 25). Koncentrace chlorofylu zaznamenala rovněž mírný pokles, přesto svou dynamikou kopíruje stavy z předešlých let. Průhlednost v letních měsících ve srovnání s rokem 2013 mírně poklesla, přesto od roku 2014 vzrůstá a v září a říjnu 2016 byla dokonce největší za poslední čtyři roky. Sezónní průběhy koncentrace celkového organického uhlíku (obr. 28) z posledních let ukazují, jak každoročně pravidelně narůstá množství organických látek v nádrži. V tomto ukazateli jsou zahrnuty rovněž přirozené složky TOC jako jsou huminové kyseliny, fulvokyseliny a další látky, které se ve vodách přirozeně vyskytují díky rozkladu odumřelých organismů a produkci jejich metabolických pochodů. Vysoké hodnoty však zhoršují životní podmínky pro vodní organismy, zejména snižují obsah kyslíku ve vodním prostředí a posléze se prostředí stává toxickým.

Pechar et al. (2009) tvrdí, že průměrné koncentrace celkového N, P a množství fytoplanktonu v rybníčních vodách zůstávají na stejné úrovni od 90. let

minulého století. zároveň je dlouhodobě patrný sezónní trend, kdy koncentrace chlorofylu, celkového N a P kulminují v létě, koncentrace $\text{NH}_4\text{-N}$ a $\text{NO}_3\text{-N}$ však dosahují v letním období sezónního minima. Příčinou je rozklad organických látek, který způsobuje pokles kyslíku na povrchu sedimentu, intenzivní denitrifikační procesy a současně mobilizaci fosfátů. V rybnících tak paradoxně vzniká limitace dusíkem a zároveň nadbytek fosforu, což stimuluje rozvoj sinic. Pecharova zjištění potvrzují výsledky mé práce, kdy průměrné koncentrace celkového N a P během letních měsíců dosáhli rovněž sezónních maxim.

Průměrná vodivost je v porovnání s minulým obdobím zvýšená (Příloha č. 7) a od roku 2014 stále stoupá.

Fotosyntetická činnost a respirace fytoplanktonu zásadně ovlivňují naměřené hodnoty pH ve vodním prostředí. Naměřené hodnoty pH jsou v letech 2013, 2014, 2015 a 2016 srovnatelné. V měsíci červenci 2015 však došlo k výraznému zvýšení pH. Uvedené období se vyznačovalo výrazně podprůměrným srážkovým úhrnem a průměrnou teplotou vzduchu nad dlouhodobým normálem (Příloha č. 7). Zásluhou fotosyntézy a masivnímu rozvoji fytoplanktonu převládaly produkční procesy ve vodním prostředí. Naměřené hodnoty pH na hladině byly 9 a vyšší (Příloha č. 7). Intenzivní asimilací zelených rostlin došlo k čerpání hydorgenuhlíčitanových iontů a zvýšení pH dokonce nad hranici 10.

Naměřené hodnoty rozpuštěného kyslíku jsou nejvyšší od roku 2013 (Příloha č. 7). V červenci se hodnoty naměřené v roce 2015 přiblížili hodnotám z roku 2016. Nejmenší hodnoty byly naměřeny v srpnu 2015. Měsíc červen v letech 2016, 2014 a 2015 se vyznačoval podobnými hodnotami rozpuštěného kyslíku ve vodní nádrži. Průměrné hodnoty rozpuštěného kyslíku jsou nejvyšší od roku 2013, kdy byly zaznamenána průměrná hodnota 135,3 %.

Hodnoty HCO_3 z 204,1 mg/l v roce 2013 měly klesající tendenci. V roce 2016 opět stouply na průměrnou hodnotu 123,5 mg/l.

Chlorofyl jako důležitý ukazatel eutrofizace od roku 2013 pozvolna klesá a v roce 2016 dosáhli hodnoty 114.

Částice ve vodním sloupci způsobují zákal a snižují průhlednost vody. V letním období byla průhlednost nejnižší, díky rozvinutému planktonu v nádrži. Průměrná průhlednost byla nejvyšší za poslední 3 roky.

Co se týče fytoplanktonu, ten byl v nádrži Kateřina podobným způsobem monitorován v roce 2015. Podobně jako v roce 2016 převažoval výskyt sinic a chlorokokálních řas (tab. 4). Zatímco Chlorokokální řasy dominovaly v jarním období a začátkem léta, sinice jednoznačně převažovaly během letních měsíců a začátkem podzimu. Ze sinic měly zejména na začátku léta významný podíl toxické rody *Anabaena* a *Aphanizomenon*. Skupina *Microcystis* se vyskytovala v období letním.

Tab. č. 4: Procentuální zastoupení druhů v biomase fytoplanktonu (Rosa 2016)

	CHLOROKOKÁLNÍ ŘASY	SINICE	OSTATNÍ FYTOPLANKTON
Květen	85 %	5 %	10 %
Červen	60 %	10 %	30 %
Červenec	10 %	80 %	10 %
Srpen	5 %	90 %	5 %
Září	0 %	70 %	30 %
Říjen	25 %	50 %	25 %

Porovnal jsem výsledky zastoupení zooplanktonu z roku 2015 a 2016. Zatímco na začátku sledovaného období v květnu 2016 měli ve vodním prostředí výrazně nejvyšší zastoupení *Cladocera*, kteří byli doprovázeni zástupci *Rotifera* a *Copepoda* v roce 2015 měli největší převahu zástupci *Copepoda*, poté *Cladocera* a *Rotifera*. Konkrétně byli v květnu 2016 nejvíce zastupeni perloočky rodu *Daphnia* a v roce 2015 buchanky. V červnu byl v obou letech zaznamenán největší výskyt kmene *Rotifera* (shodně 75%). V červenci v obou letech nastupují klanonožci (*Copepoda*), v roce 2016 doprovázeny perloočkami (*Cladocera*) a v roce 2015 vířníky (*Rotifera*). Srpen je pro oba roky typické výrazné zastoupení perlooček *Bosminidae* a *Daphnia*. V roce 2016 mají však obě čeledi výraznější procentuální zastoupení (tab. 5). V roce 2016 se obě čeledi udrželi i v září, kdežto o rok dříve se projevil dramatický nástup vířníků (*Rotifera*).

Tab. č. 5: Procentuální zastoupení druhů v biomase zooplanktonu (Rosa 2016)

	PERLOOČKY (<i>Cladocera</i>)	KLANONOŽCI (<i>Copepoda</i>)	VÍŘNÍCI (<i>Rotifera</i>)
Květen	76 %	7 %	17 %
Červen	15 %	10 %	75 %
Červenec	33 %	63 %	4 %
Srpen	66 %	19 %	15 %
Září	97 %	3 %	0 %
Říjen	68 %	18 %	14 %

6.7.1 Statistické porovnání

Vodní nádrž Kateřina

Na základě statistického porovnání pomocí software Statistica 10 byly zjištěny významné rozdíly ($p < 0,05$) u vodní nádrže Kateřina mezi sezónami:

- V koncentracích fosfátového fosforu. V roce 2014 byly zjištěné koncentrace významně vyšší než v sezónách 2013, 2015 a 2016 (obr. 38).
- V koncentracích síranů. V roce 2013 byly významně vyšší než v letech 2014 a 2016 (obr. 39).

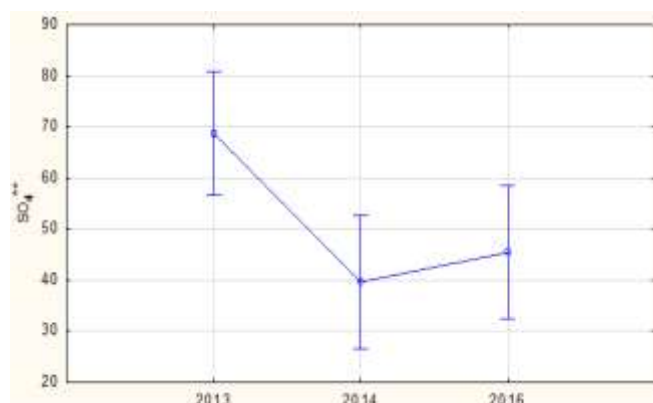
- Těsně pod hranicích významnosti byly vysoké hodnoty alkality, resp. koncentrace HCO_3^- v roce 2013 oproti 14, 15, 16 ($p=0,07$) (obr. 40, 41)
- Dále nižší koncentrace celkového organického uhlíku v roce 2013 oproti 14, 15 a 16 ($p=0,06$) (obr. 42).

Obr. č. 38: Statistické porovnání koncentrací fosfátového fosforu v letech 2013 - 2016



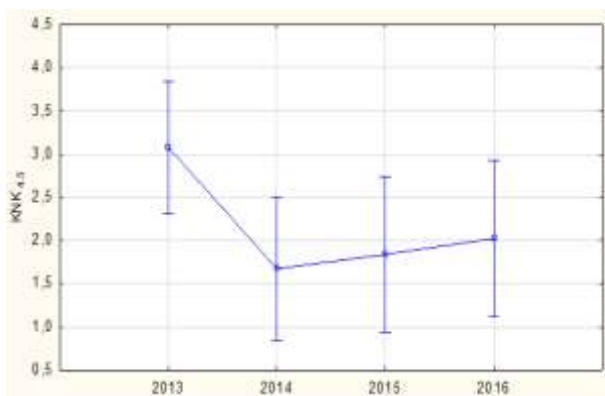
Dekompozice efektivní hypotézy. Vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti.

Obr. č. 39: Statistické porovnání síranů v letech 2013, 2014 a 2016



Dekompozice efektivní hypotézy. Vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti.

Obr. č. 40: Statistické porovnání hodnot alkality v letech 2013 - 2016



Dekompozice efektivní hypotézy. Vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti.

Obr. č. 41: Statistické porovnání koncentrací HCO_3^- v letech 2013, 2014 a 2016



Dekompozice efektivní hypotézy. Vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti.

Obr. č. 42: Statistické porovnání TOC v letech 2013 - 2016



Dekompozice efektivní hypotézy. Vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti.

Rozdíly v ostatních parametrech byly nevýznamné/neprokazatelné. Rovněž neprůkazné byly rozdíly mezi nasycením kyslíkem u hladiny a v hloubce 1 metr (Příloha č. 19).

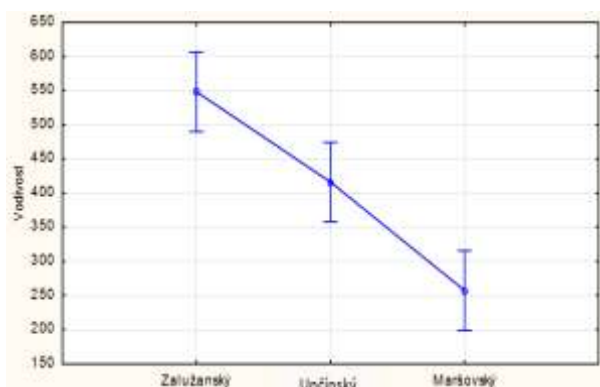
Přítoky vodní nádrže Kateřina

Významné rozdíly ($p < 0,05$) mezi přítoky vodní nádrže Kateřina byly nalezeny u parametrů vodivost a TDS (obr. 43 a 44). Potoky Zalužanský a Unčinský vykazovaly významně vyšší hodnoty těchto ukazatelů. Způsobeny jsou zejména vyššími koncentracemi kationtů Ca, Mg, Na a chloridů, které mají mezi lokalitami stejně výrazné rozdíly ($p < 0,05$) se stejným trendem.

Další významné rozdíly jsou v alkalitě, resp. koncentraci hydrogenuhličitanů, kde má potok Maršovský nejnižší hodnoty oproti ostatním (obr. 45 a 46).

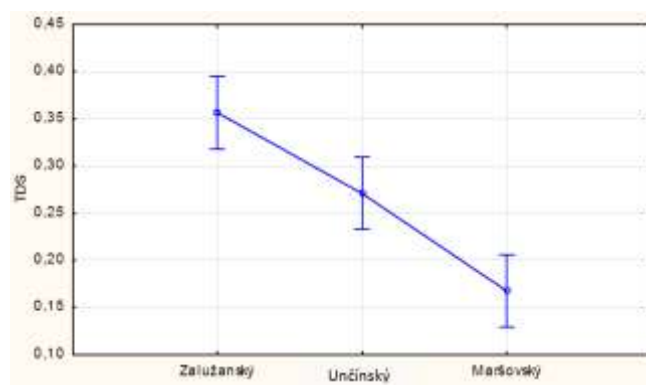
Podobně koncentrace forem uhlíku jsou v potoce Maršovský významně nižší oproti ostatním (obr. 47-49).

Obr. č. 43: Statistické porovnání vodivosti jednotlivých přítoků v roce 2016



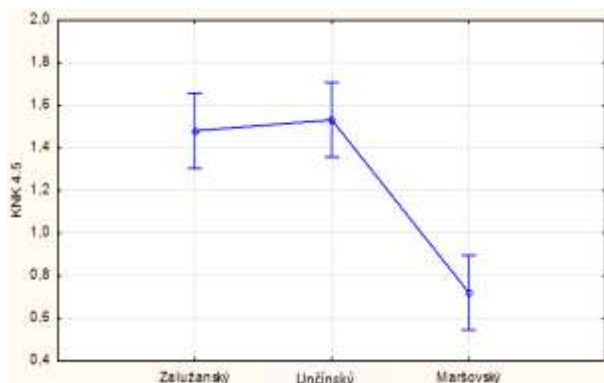
Dekompozice efektivní hypotézy. Vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti.

Obr. č. 44: Statistické porovnání TDS jednotlivých přítoků v roce 2016



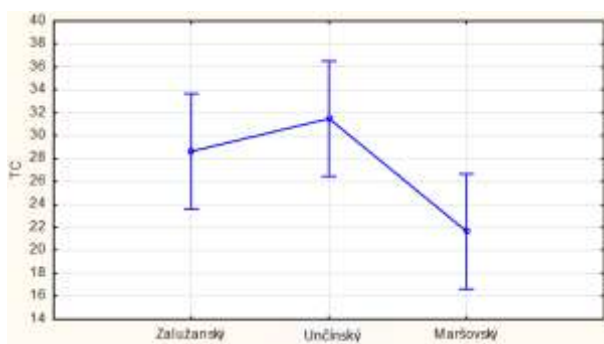
Dekompozice efektivní hypotézy. Vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti.

Obr. č. 45: Statistické porovnání hodnot alkality jednotlivých přítoků v roce 2016



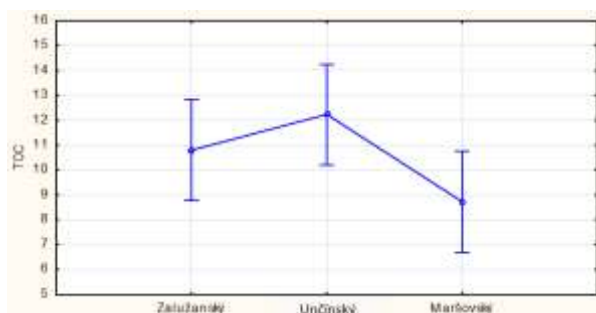
Dekompozice efektivní hypotézy. Vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti.

Obr. č. 47: Statistické porovnání koncentrací TC jednotlivých přítoků v roce 2016



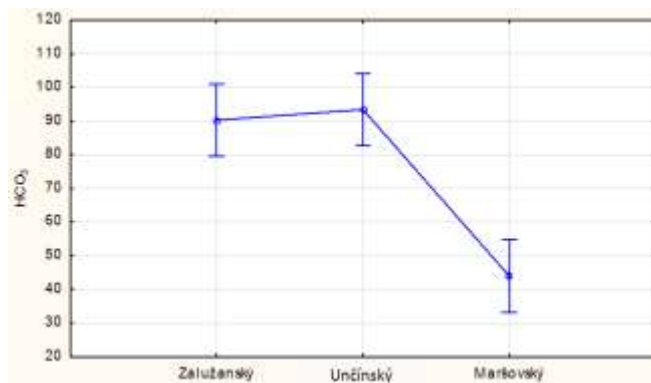
Dekompozice efektivní hypotézy. Vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti.

Obr. č. 49: Statistické porovnání koncentrací TOC jednotlivých přítoků v roce 2016



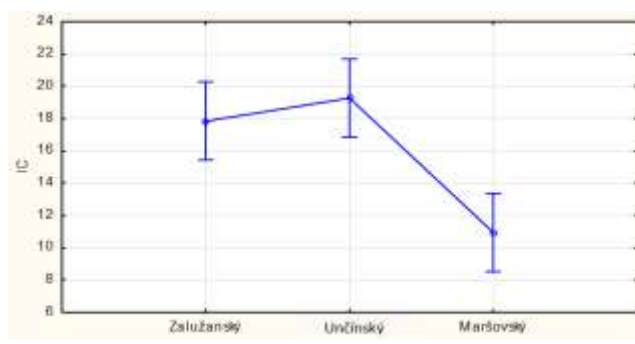
Dekompozice efektivní hypotézy. Vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti.

Obr. č. 46: Statistické porovnání koncentrací HCO₃ jednotlivých přítoků v roce 2016



Dekompozice efektivní hypotézy. Vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti.

Obr. č. 48: Statistické porovnání koncentrací IC jednotlivých přítoků v roce 2016



Dekompozice efektivní hypotézy. Vertikální sloupce označují 0,95 intervaly spolehlivosti.

7. Diskuse

Vlivem povrchové těžby dochází k narušení přirozeného koloběhu látek v krajině. Mění se zcela ráz krajiny, ale hlavně dochází v postižených oblastech k narušení vodního režimu krajiny. Přítomnost vody v krajině je důležitá pro výpar a malý vodní cyklus. Dochází k degradaci ekologické i estetické hodnoty krajiny (Kuter 2013, Gillarová et Pecharová 2009, Pokorný, 2001).

Malý vodní cyklus je důležitou součástí fungující krajiny. Voda by neměla být odváděna příliš rychle z území. Pro zadržení vody v krajině je podstatná přítomnost vegetace. Listy rostlin zachycují déšť a zabraňují rychlému vsakování vody do půdy. Absorpční schopnost půdy je vylepšována působením kořenových systémů a půdních organismů. Dochází k pozvolnému odtoku vody z krajiny. Bohatá druhová rozmanitost hraje zásadní roli při ochraně ekosystémů, obzvláště při extrémních jevech jako je sucho nebo povodně (Foley et al. 2007, Hesslerová et al. 2013).

Krajina v prostoru vodní nádrže Kateřina, kde býval důl Doblhoff III (obr. 2) se stejně jako jiné lokality v Severních Čechách postižené těžbou vyrovnávala s doprovodnými negativními jevy jako je odvodnění a ztráta vegetačního pokryvu. S těmito negativními doprovodnými jevy se území vyrovnalo a voda se do zájmového území vrátila v podobě hydricky zrehabilitovaných ploch. Zadržení vody je tak zajištěno soustavou vodních nádrží Modlany a Kateřina. Při budování jezera Milada (zatopený povrchový lom Chabařovice) formou hydrické rekultivace byla vodní nádrž Kateřina hlavním zdrojem vody. Funkce soustavy vodních nádrží Modlany - Kateřina je retenční k zadržení 500-leté vody. Dále plní funkci ochrannou před přívalovými vodami a povodněmi (Pecharová et al. 2013, Pecharová et al. 2016).

V případě potřeby je jezero Milada doplňováno vodou z Kateřiny spodní výpustí v prostoru skladů Kateřina i v současnosti. Sledovaná nádrž Kateřina je dotována přítoky - Zálužanským potokem, který protéká Kateřinou a dále teče směrem k obci Chabařovice přeložkou Ždírnického potoka a dále do řeky Bíliny a posléze do Labe (Goldbachová 2011). Komunální znečištění vody v přítocích a zejména vysoké eutrofní zatížení s výskytem vodních květů sinic může být pro nově napuštěné jezero Milada kritickým prvkem kvalitu vody. Podobné situace jsou velkým problémem např. při hydrických rekultivacích po těžbě hnědého uhlí v Německu (Grünwald 2001).

Dalšími přítoky Kateřiny jsou Modlanský přivaděč, Unčinský potok a Maršovský potok. K zadržení vody v krajině přispívá i vybudovaný bezpečnostní přeliv vodní nádrže Modlany. Kvalita vody a jejím antropogenní zatížení je však na podnět Českého rybářského svazu a Krajského úřadu v Ústí nad Labem sledována teprve v posledních dvou letech (Pecharová et al. 2016).

Důležitou schopnost biocenóz absorbovat velké množství vody a látek, pohlcovat sluneční energii a přeměnit ji na výpar vyzdvihuje Pokorný et al. (2010). Vegetace v krajině je důležitým prvkem pro fungování malého koloběhu vody v krajině. Při nedostatku vegetace v krajině dochází k většímu zahřívání zemského povrchu a k velkým denním a nočním výkyvům teplot. Společně s výkyvy půdní

vlhkosti tak dochází k mineralizaci a ztrátě důležitých živin a uvolňování látek do povrchových vod. Hlavním cílem v post-těžební krajině je proto vytvořit podmínky pro vegetaci a tím podpořit obnovu malého vodního cyklu a potřebného toku energií a látek (Pecharová et al. 2011, Hendrychová 2008).

Současný vegetační pokryv v zájmovém území tvoří lesní porosty, křovinaté porosty, ovocné sady a zahrady a orná půda. Na ní jsou pěstovány převážně obiloviny. Největší zastoupení v zájmovém území mají trvalé travní porosty (obr. 50).

Obr. č. 50: Vegetační pokryv v zájmovém území. Data ze ZABAGED zpracována v ArcGIS (Rosa 2016)



Vlastnosti povrchových vod ovlivňuje také půda, resp. zemědělská činnost na půdách v okolí vodních ploch a toků. Hlavním kontaminantem povrchových a potažmo podzemních vod jsou dusičnany a rozpuštěné formy fosforu z umělých a živočišných hnojiv (Sibbesen 1997, Vácha 2016).

Voda přítoků a kvalita vody v samotné nádrži Kateřina může být ovlivňována splachy z půd v okolí nádrže. Snížením přísunu dusíku a fosforu do povrchových vod z plošných zemědělských zdrojů a návrhem diferencovaných opatření se zabývá Konečná et al. (2015). Popisuje systém navržených opatření pro omezení plošného zemědělského znečištění a potencionální účinnost jednotlivých variant po detailním průzkumu oblasti a identifikaci potenciálních rizik vodní eroze, zrychlené infiltrace a vyplavování živin, odvodnění ploch a ohrožení pobřežních zón vodních útvarů. Z výsledků vyplynulo, že v zemědělsky využívaných povodích díky plošnému znečišťování a následnému odnosu půdy vodní erozí dosahuje dlouhodobá roční dotace celkového dusíku do povrchových vod 1,4 kg.ha⁻¹, u fosforu až 2,9 kg.ha⁻¹ (Konečná et al. 2015).

V okolí vodní nádrže Kateřina je realizováno zemědělské hospodaření pouze v podobě pěstování obilovin na orné půdě a vyplavování látek z půd není v současné době významné (obr. 50). Aby bylo riziko erozních smyvů půdy v oblasti vodní nádrže Kateřina minimalizováno, byla zavedena četná protierozní opatření (obr. 51).

Obr. č. 51: Zobrazení míst realizovaných erozních opatření v zájmovém území. Data z LPIS zpracována v ArcGIS (Rosa 2016)



Krása et al. (2015) se zabývá výpočty erozního smyvu a jeho transportem do toků a postupným transportem říční sítí a konečným zachycením sedimentu ve všech nádržích povodí na třetině území ČR. Stejně tak výpočty celkového erozního fosforu. V rámci celé ČR odhaduje množství splavenin vstupujících do vodních toků na 3,2 až 5,4 mil. tun za pouhý rok.

Řešením obnovy zemědělské půdy v rámci rekultivací v Ústecké kraji se prostřednictvím studie zabýval Vopravil et al. (2014). Na příkladu modelové lokality Malé Březno upozorňuje na případná rizika hospodaření na půdách v lokalitách postižených těžbou a upřednostňuje zemědělskou rekultivaci těžbou postižených oblastí vzhledem k současnému trendu nárůstu destrukce půdy v podobě záborů a zmenšování ZPF.

Hodnocením sedimentů a jejich podílem na eutrofizaci se zabývá Jan et al. (2015). Díky biochemickým procesům dochází k postupnému uvolňování železa a na něj vázaného fosforu ze sedimentu a dále fosforu, který je uvolňován mikrobiálním rozkladem organické hmoty.

Pechar et al. (2009) tvrdí, že průměrné koncentrace celkového N, P a množství fytoplanktonu v rybníčních vodách zůstávají na stejné úrovni od 90. let minulého století. Zároveň je dlouhodobě patrný sezónní trend, kdy koncentrace chlorofylu, celkového N a P kulminují v létě. Vodní nádrž Kateřina měla podobný

vývoj i v roce 2016. Nejvyšší koncentrace celkového dusíku jsem naměřil v srpnu (5,31 mg/l). Rovněž koncentrace celkového fosforu byly v průběhu sezóny nejvyšší v srpnu (0,24 mg/l).

Pechar et al. (2009) dále tvrdí, že koncentrace NH₄-N a NO₃-N však dosahují v letním období sezónního minima. Stejný trend jsem zaznamenal u Kateřiny. Nejnižší koncentrace NH₄-N a NO₃-N jsem naměřil v červenci a srpnu (0,001 a 0,001 mg/l, resp. 0,000 a 0,000 mg/l). Příčinou je rozklad organických látek, který způsobuje pokles kyslíku na povrchu sedimentu, intenzivní denitrifikační procesy a současně mobilizaci fosfátů. V nádržích tak paradoxně vzniká limitace dusíkem a zároveň nadbytek fosforu, což stimuluje rozvoj sinic.

Eutrofizace vod představuje v současné době jednu z hlavních příčin degradace přírodních a přírodě blízkých vodních a mokřadních ekosystémů. Ztráta funkcí těchto složek krajiny představuje závažný problém mající negativní dopad na celý krajinný systém. Jedná se o závažný problém ovlivňujícím kvalitu vody a zhoršující životní podmínky ve vodním prostředí. Jedná se o proces, při němž dochází v povrchových vodách k rozvoji některých druhů řas a sinic (Pechar 2015).

Nadměrný přísun živin, především dusíku a fosforu, do vodního prostředí způsobuje masivní rozvoj planktonních řas a rozsivek, sinic vytvářejících vodní květ, bentických sinic, vláknitých řas a vodních makrofyt. Maršálek et al. (2009) také tvrdí, že důsledkem rozkladu autotrofních organismů je kyslíkový deficit nebo produkce toxinů sinic, které mají negativní vliv na biodiverzitu, reprodukci, věkovou a druhovou strukturu společenstev vodních organismů (Maršálek et al. 2009). Největší kyslíkový deficit jsem zaznamenal u hladiny a v 1m pod hladinou vodní nádrže Kateřina po největším přísunu živin, především dusíku a fosforu a to v červenci, srpnu a září 2016 (149,0 - 165,5%).

Přísunem fosforu z přítoků a jejich sedimentů se zbývá také Kosour et al. (2015). Pouze systematickým ošetřením bodových zdrojů v povodí lze zlepšit kvalitu vody v nádrži. Příčinu tedy neřeší zásahy na nádrži samotné, ty řeší pouze následek znečištění. Jako příčinu vnímá legislativou nízko stanovené limity vypouštěného fosforu v komunálních a průmyslových odpadních vodách.

Sledováním kvality vody v Unčinském a Zálužanském potoce byla prokázána vyšší alkalita a vysoký obsah organického uhlíku, což může signalizovat znečištění komunálními odpadními vodami z přilehlých obcí Krupka, Unčín a Soběduhy (Pecharová et al. 2016). K tomuto znečištění pravděpodobně dochází zejména při intenzivních a dlouhotrvajících deštích, kdy kapacitně nejsou recipienty schopny zadržet veškerou vodu a díky smíšení se splaškovými vodami dochází k chemizaci potoků a posléze vodních nádrží Modlany a Kateřina. Splaškové vody jsou jednou z nejzávažnějších příčin eutrofizace vody v nádržích.

Broža (2015) nazývá transport různých látek z urbanizovaného a přírodního prostředí do vodních toků a hromadění těchto látek v nádržích prohrěškem vůči našim vodám. Výsledkem kumulace těchto látek je silně negativně ovlivněná kvalita vody.

Rovněž může docházet ke kontaminaci nebezpečnými látkami ze skládek a septiků. Uložený organický materiál je postupně oxidován a dochází k uvolňování nebezpečných látek do podzemních vod. To je provázeno zvýšenými hodnotami NA^+ a Cl^- . Naměřené koncentrace Na ve vodní nádrži Kateřina byly nejvyšší v říjnu (51,94 mg/l). Stejně tak nejvyšší koncentrace Cl byly zaznamenány v říjnu 56,74 mg/l). Z přítoků vodní nádrže zejména Zálužanský potok, méně pak Uncínský potok mají na „podhorské potoky“ více kationtů, což může znamenat jejich ovlivnění důlními vodami nebo průmyslovými odpadními vodami.

Vliv na kvalitu vody má obhospodařování nádrže. Co způsob, to jiné priority. Z hlediska rybářského hospodaření je prosazována funkce produkční (Blabolil et al. 2004). Je tedy zapotřebí voda eutrofizovaná, produkující velké množství fytoplanktonu a zooplanktonu a tím zajišťující ideální podmínky pro život kaprovitých ryb. Pro zachování funkce rovnovážného rybníčního ekosystému je zapotřebí vápnění, přihnojování a management vodních makrofyt (Pechar 2015, Potužák et al. 2007).

Zájmem rybářů je udržení vysoké rybí obsádky. To má však za následek masivní vyžírání zooplanktonu, eliminaci velkých druhů perlooček rodu *Daphnia*, nadbytku živin, zákonitému rozvoji hustých populací chlorokokálních řas a ke snížení průhlednosti vody (Pechar 2015). V případě sledované nádrže, která je sportovním rybářským revírem, je významným negativním jevem podporující vyžírání zooplanktonu masový plotice a perlína.

Nevečeřalová (2016) uvádí, že se v letech 2014 -2015 ve vodní nádrži Kateřina perloočky rodu *Daphnia* téměř nevyskytovaly, nebo jen v nepatném množství.

Během mé práce jsem vyzoroval, že v nádrži Kateřina byl zooplankton ve sledovaném období tvořen zástupci perlooček *Daphnia* významným způsobem zejména v květnu (51%), srpnu (22%) a v září (15%). Při jejich absenci došlo k enormnímu nárůstu chlorokokálních řas a rozvoji fytoplanktonu.

Rybí obsádka a její management, který je dán zarybňovacím plánem a zarybňovacími listy Krajského úřadu a ČRS - Územního svazu v Ústí nad Labem. Rybí obsádka vodní nádrže Kateřina se v současné době skládá ze zástupců dravých ryb jako je štika obecná (*Esox lucius*), sumec velký (*Silurus glanis*), okoun říční (*Perca fluviatilis*), candát obecný (*Sander lucioperca*), dále z kaprovitých ryb tolstolobik bílý (*Hypophthalmichthys molitrix*), amur bílý (*Ctenopharyngodon idella*), kapr obecný (*Cyprinus carpio*), lín obecný (*Tinca tinca*) a bílé ryby zastupuje v nádrži cejn velký (*Abramis brama*), cejn malý (*Abramis bjoerkna*), plotice obecná (*Rutilus rutilus*) a perlín ostrobřichatý (*Scardinius erythrophthalmus*). Kaprovité ryby jsou hlavním předmětem lovu, jsou tedy častěji přikrmovány rybáři a dochází ke znečištění vody a dna vodní nádrže přikrmováním a látkovým metabolismem ryb. Bílé ryby (plotice, perlín, cejn) v nádrži nemají přirozeného nepřitele, proto dochází k jejich intenzivnímu rozmnožování a jsou jednou z největších identifikovaných příčin eutrofizace. K jejich eliminaci byli v souladu se zarybňovacím plánem vysázeny dravé ryby štika a candát byly v březnu letošního roku. Rybářské hospodaření je

další závažnou příčinou eutrofizace vody v nádrži Kateřina. Samozřejmě v případě dotace vody pro jezero Milada by došlo k přenášení problému i do této lokality.

Při srovnání hodnot ukazatelů vodní nádrže Kateřina a jejich přítoků s imisními standardy ukazatelů přípustného znečištění povrchových vod dle Přílohy č. 3 Nařízení vlády č. 61/2003 Sb. je evidentní překračování hodnot stanovených limitů. Celkový fosfor byl ve vodní nádrži Kateřina celou sezónu 2016 ve stanovené limitu vyjma měsíce srpna, kdy byl limit mírně překročen (0,24 mg/l). U přítoků je z průměrných hodnot jasné, že bývá na všech přítocích limit pro TP překračován. Naměřené hodnoty Zálužanského potoka to prokázaly v měsíci červnu, srpnu a září (0,41, resp. 0,24 mg/l a 0,35 mg/l). Unčínský potok přesáhl stanovené přípustné hodnoty TP v měsících červnu (0,30 mg/l), červenci (0,32 mg/l) a září (0,76 mg/l) a Maršovský potok v červnu (0,28 mg/l), srpnu (0,29 mg/l) a září (0,53 mg/l). Průměrné hodnoty koncentrací celkového fosforu v sezóně byly překročeny u všech přítoků vodní nádrže Kateřina. O občasném znečištění vypovídá i průměr naměřených hodnot NH₄-N. Stanovené hodnoty NH₄-N byly překročeny Unčínským potokem v srpnu (0,68 mg/l) a Maršovským potokem téměř dvojnásobně v červnu (0,97 mg/l) a skoro nepatrně v říjnu (0,54 mg/l). Co se týče TOC, byl stanovený limit překročen pouze na Unčínském potoce (13,8 mg/l) v říjnu a Maršovském potocetaké v říjnu (14,3 mg/l).

Pitter (2015) uvádí pH důlních vod vznikajících těžbou uhlí v rozmezí hodnot 2,6-6. U toků ovlivněných přítokem důlních vod se hodnoty pH pohybují na nižších úrovních ve srovnání s přírodními vodami, u nichž je průměrná hodnota pH 7,48. Hodnota pH u neznečištěných povrchových vod se pohybuje v rozmezí od 6,0 do 8,5 a je ovlivněna uhličitánovým systémem.

Vodní nádrž Kateřina se vyznačovala pH v rozmezí 7,67 do 9,33, pH přítoků Kateřiny se pohybovalo mezi hodnotami 7,8 - 8,5 (Zálužanský potok), hodnotami 7,7 - 8,0 (Unčínský potok) a 7,6 - 8,5 (Maršovský potok).

Dle Pittera (2015) je voda v nádržích v epilimniu většinou kyslíkem téměř nasycena a eutrofizované vody s nadměrnou produkcí řas bývají v letním období při intenzivním sluneční svitu kyslíkem i přesyceny. Nejmenšími koncentracemi se vyznačují řeka Bílina (tab. č. 6). Řeka Bílina je však proti přítokům do nádrže Kateřina relativně vodnatým tokem, pomalu tekoucím, s parametry spíše nížinné vody. Přítoky nádrže Kateřina si zachovávají alespoň částečně charakter horských popř. podhorských vodotečí, kde rychlost proudu a časté překážky v toku podporují prokysličení vody. V letním období 2016 se pohybovaly hodnoty koncentrací rozpuštěného kyslíku Zálužanského potoka mezi 93,3 - 116,1% (průměr 101,2%), Unčínského potoka 90,0 - 99,9% (průměr 93,7%) a Maršovského potoka 89,1 - 113,8% (průměr 99,2%). Koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodní nádrži Kateřina se v letním období pohybovaly od 130,6 do 292,0% (průměr 154,8%).

Tab. č. 6: Koncentrace rozpuštěného kyslíku v řece Bílina (Rosa 2016)

	Nasycení v %	
	Rozmezí	Průměr
Bílina (Velvěty)	41 - 80	62,0

(zpracováno dle Pitter 2015)

Pro porovnání zjištěných hodnot přítoků vodní nádrže Kateřina jsem zvolil Loučenský potok -odběrové místo č. 4 - "U lesa", které je svým průřezem koryta, břehovým opevněním a umístěním podobné odběrnému místu na Zálužanském potoce, dále odběrné místo č. 5 na témže potoce. Místo odběru a charakter vodního toku je srovnatelný s místem odběru na Unčínském potoce. Srovnal jsem vybrané parametry (tab. 7).

Tab. č. 7: Koncentrace rozpuštěných látek ve vybraných potocích Teplicka (Rosa 2016, Grajzová 2017)

		Vodivost	pH	DO sat	KNK 4.5	TN-síto	TP-síto	TOC
Odběr	Potok	[$\mu\text{S}/\text{cm}^3$]	terén	[%]	[meq/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
11.06.16	Zálužanský	520	8,0	94,2	1,20	5,10	0,41	10,9
11.06.16	Loučenský (č. 4)	247	8,3	99,2	0,58	3,04	0,33	8,75
11.06.16	Unčínský	354	8,0	90,0	1,46	4,10	0,30	11,3
11.06.17	Loučenský (č. 5)	203	7,7	94,8	0,40	3,16	0,39	8,0
11.06.16	Maršovský	285	8,0	89,1	0,72	5,01	0,28	7,7
17.07.16	Zálužanský	615	8,2	93,3	1,31	4,07	0,16	10,8
16.07.16	Loučenský (č.4)	370	7,9	102,1	-	3,63	0,17	9,28
17.07.16	Unčínský	418	8,0	91,2	1,45	3,48	0,32	12,5
16.07.16	Loučenský (č. 5)	424	7,8	99,0	-	3,56	0,18	9,5
17.07.16	Maršovský	238	8,2	94,8	0,64	3,99	0,13	7,3
14.08.16	Zálužanský potok	615	8,1	116,1	1,39	4,81	0,24	9,3
13.08.16	Loučenský (č. 4)	189	8,2	101,7	0,54	2,98	0,21	9,01
14.08.16	Unčínský	438	7,9	99,9	1,46	3,96	0,23	11,0
13.08.16	Loučenský (č. 5)	177	7,8	86,7	0,47	2,77	0,25	8,2
17.07.16	Maršovský	238	8,2	94,8	0,64	3,99	0,13	7,3
11.09.16	Zálužanský	410	8,5	98,8	1,60	3,62	0,35	12,9
10.09.16	Loučenský (č. 4)	233	8,2	109,0	-	1,93	0,06	7,49
11.09.16	Unčínský	442	7,8	78,1	1,52	5,31	0,76	12,6
10.09.17	Loučenský (č. 5)	174	7,6	92,4	-	2,01	0,38	7,8
11.09.16	Maršovský	303	8,5	93,8	0,70	6,26	0,53	7,3

Vodivost byla v přítocích Kateřiny výrazně vyšší než v Loučenském potoce, v červnu dokonce více než trojnásobná, pH v průběhu sezóny poměrně srovnatelné. Celkové množství fosforu bylo výraznější rovněž v přítocích Kateřiny a množství celkového dusíku stejně tak. Stejná situace je i ve všech ostatních parametrech.

Výrazná odlišnost je pouze v množství rozpuštěného kyslíku v září, kdy jasně dominoval Loučenský potok se 109%.

Vodní nádrž Kateřina včetně přítoků by měla být předmětem dalšího monitoringu a to zejména v oblastech sledování a měření znečištění splaškovými vodami při vydatných a dlouhotrvajících deštích a také by se mělo citlivě přistupovat k managementu rybářství.

8. Závěr

Vodní nádrže jsou nedílnou a významnou složkou krajiny s pozitivním vztahem k zajištění její ekologické stability. Aby bylo možné navrhnout vhodná managementová opatření je potřeba podrobný a pravidelný monitoring stavu vodní nádrže, přítoků a okolního prostředí nádrže v duchu holistického přístupu a v neposlední řadě zajištění potřebných finančních prostředků.

Vodní nádrž Kateřina je využívána pro plavbu, zásobování pitnou vodou, pro závlahy, v rámci protipovodňové ochrany, k odběru vod pro průmysl, k chovu ryb, a rekreaci. Pro dosažení dobrého ekologického stavu je nutné zaměřit se na níže uvedená zmírňující opatření.

Jak již bylo uvedeno, kvalitu vody v nádrži výrazně ovlivňuje kvalita vody jejích přítoků. To lze označit za klíčové. Pokud nebude zamezeno přísunu živin z povodí, veškerá opatření k nápravě a zlepšení kvality vody v Kateřině budou pouze dočasná a problém eutrofizace a eliminace vodních květů tím zcela jistě vyřešen nebude. Na celé území, kde se vodní nádrž nachází je potřeba nahlížet jako na celek, jehož jednotlivé složky se vzájemně ovlivňují. Kvalitu vody tak ovlivňují nejen přítoky, ale veškerá voda, která se do ní dostává. Je potřeba management využívání okolních zemědělských pozemků upravit tak, aby negativně neovlivňoval kvalitu vody v nádrži splachy ze zemědělské půdy při srážkách.

Rovněž je nutné identifikovat a monitorovat případná bodová znečištění způsobující dlouhodobé nebo nárazové zatížení vod v přítocích, zejména podniky v Průmyslové zóně Krupka.

Nezanedbatelná složkou, ovlivňující kvalitu vody v nádrži je půda. V okolí nádrže se vyskytují velmi citlivé fluvizemě využívané jako zemědělské pozemky a prakticky v celé jižní části antropozemě, které mohou být významným zdrojem nežádoucích splavenin (Příloha č. 8).

Monitoring nádrže Kateřina v rámci mé diplomové práce potvrdil předpoklad, že nádrž je dlouhodobě zatěžována přísunem živin a nachází se ve stavu pokročilé eutrofizace. Veškeré úvahy o ozdravení nádrže nutně musí zahrnout opatření v celém povodí. Řešení tohoto problému vyžaduje především snížení pohybu živin, především fosforu. Je tedy potřeba zaměřit se na všechny potoky přitékající do Kateřiny, ale zejména na vysoce eutrofizovanou vodu v nádrži Modlany (Pecharová et al. 2013).

Modlanský přivaděč, který je hlavním přítokem, ale i ostatní přítoky do nádrže vnášejí velké množství organického znečištění, zejména komunálního. Zásadním opatřením ve vztahu k revitalizaci nádrže Kateřina je dosažení dobrého ekologického stavu na všech přítocích.

Při otázce řešení problému eutrofizace je vždy důležité rozlišit, zda je snahou řešit náhle vzniklou situaci a řešit pouze následky v podobě rozvinutého vodního květu nebo zda je snahou řešit celkovou revitalizaci nádrže a zaměřit se na příčiny problému. V úvahu přichází i kombinace obou variant. Možnými opatřeními se zabývá Pecharová et al. (2016).

Z krátkodobého hlediska lze uvažovat o použití algicidních přípravků, jejich účinek však bude krátkodobý a neřeší podstatu problému eutrofizace.

Z dlouhodobé perspektivy je možno uvažovat o eliminaci živin ve vodním prostředí odtěžením sedimentů, které jsou úložištěm zejména fosforu. Ten se postupně do vody v nádrži uvolňuje.

Jak tvrdí Adámek et Jurajda (2015) jsou rybí společenstva nedílnou součástí vodních ekosystémů nádrží. Jejich přítomnost se výrazně promítá do fungování potravního řetězce a potravních vztahů a podmínek prostředí. Dá se konstatovat, že v nádržích s větším výskytem kaprovitých ryb zooplankton tvoří malí jedinci drobných druhů a daří se fytoplanktonu, který je bohatě rozvinut. To s sebou přináší negativní doprovodné jevy jako je enormní výskyt sinic a vodních květů a samozřejmě snížená průhlednost vody. Pokud je průhlednost velká, dá se předpokládat, že je přítomnost fytoplanktonu ve vodním prostředí minimální, zooplankton je tvořen zejména Perloočkami rodu *Daphnia* a biomasa ichtyofauny je velmi nízká.

V případě silného vyžíracího tlaku ryb dochází k eliminaci perlooček rodu *Daphnia* v zooplanktonu a zákonitěmu k rozvoji fytoplanktonu. Vrcholné články potravního řetězce tak neeliminují nižší trofické úrovně. Opatření proti eutrofizaci vodní nádrže Kateřina je tedy nutné směřovat směrem k managementu dravých druhů ryb a sportovnímu rybolovu. Tím je zajištěna přirozená kontrola biomasy drobných planktonofágních druhů ryb. Snížení vyžíracího tlaku zajišťuje rozvoj zástupců rodu *Daphnia*, populací tzv. filtrujícího zooplanktonu, který dokáže účinně omezit rozvoj fytoplanktonu a tím zlepšit kvalitu vody v nádrži. Tato opatření je však potřeba prodiskutovat a provádět v součinnosti s Českým rybářským svazem.

Doporučení ke vhodnému managementu vedoucímu ke zmírnění nebo likvidaci eutrofizace vodní nádrže Kateřina lze na základě jednoletého sledování formulovat jen velmi rámcově. Je proto žádoucí provádět další monitoring.

V období od května do října 2016 jsem v pravidelných intervalech prováděl sledování vodní nádrže (propadliny) Kateřina v rozsahu určeném požadavkem KÚ Ústí nad Labem. Odebíral jsem vzorky vody nádrže a zpracoval je za účelem stanovení základních chemických parametrů (pH, vodivost, teplota, průhlednost, základní anionty a kationty), struktury a rozvoje fytoplanktonu a zooplanktonu. Současně jsem sledoval přítoky do nádrže (kvalitu vody, oživení). Vyhodnotil jsem výsledky hydrochemických a hydrobiologických analýz z využitím dostupných dat z předchozích let monitoringu nádrže. Provedl jsem statistické hodnocení klíčových parametrů. Výstupem mé práce je definování klíčových problémů a návrh opatření ke zlepšení kvality vody nádrže včetně mapové a fotografické dokumentace. Data jsem přehledným způsobem zpracoval a budou uchována pro případnou budoucí potřebu.

9. Přehled literatury a použitých zdrojů

Seznam literatury

Adámek, Z., Jurajda, P., 2015: *Hodnocení rybářského využití koupacích vod v povodí řeky Moravy s ohledem na možné interakce s vývojem kvality vody.* In: Vodohospodářská konference Vodní nádrže 2015, Praha 6.-7.10.2015, s. 119-124. 2015.

Ambrožová, Říhová, J., Holcová D., Holec, M., 2013: *Hydrická rekultivace v Pokrušnohoří - Jezero Most.* In: Sborník konference Vodárenská biologie 2013, Praha 6.-7.2.2013, s. 80-86. 2013.

Barica, J., 1993: *Oscillations of algal biomass, nutrients and dissolved oxygen as a measure of ecosystem stability.* Journal of Aquatic Ecosystem Health,2(4), 243-250.

Bartůňková, K., 2012: *Rekultivace povrchových hnědouhelných dolů v severních Čechách.* Geogr. rozhledy, 22(2), 8-9.

Beděrková, I, Benedová, Z., Pechar, L. 2016: *Kyslíkové deficity - projev nestability rybničního ekosystému?*

Bell F. G., Donnelly L. J., 2006: *Mining and its Impact on the Environment.* CRC Press.

Bendová, L., 2013: *Příspěvek k poznání fauny obratlovců vodní nádrže Modlany a jejího okolí.* Nepublikováno: Dep.:UJEP Ústí nad Labem.

Blabolil, P., Říha, M., Peterka, J., Prchalová, M., Vašek, M., Jůza, T., Čech, M., Draštík, M., Kratochvíl, M., Tušer, M., Frouzová, J., Ricard, D., Šmejkal, M., Vejřík, L., Duras, J., Matěna, J., Borovec, J., Kubečka, J., 2014: *Současný stav nádrží v České republice z hlediska složení rybích obsádek.* Zkušenosti z přípravy a realizace rybích přechodů v ČR (in Czech) The experience of the preparation and implementation of fish passages in the Czech Republic, 5.

Blabolil, P., Říha, M., Peterka, J., Prchalová, M., Vašek, M., Jůza, T. Tušer, M., 2004: *Současný stav nádrží v České republice z hlediska složení rybích obsádek.* Zkušenosti z přípravy a realizace rybích přechodů v ČR (in Czech) The experience of the preparation and implementation of fish passages in the Czech Republic, Vodní hospodářství 9 - 11.

Blažková, M, 1996: *Geologie a životní prostředí. MŽP ČR. Program PHARE, Praha, s. 160..*

Broža, V., 2015: *Vodohospodářské dluhy a dluhy jiných ve vztahu k nádržím.* In: Vodohospodářská konference Vodní nádrže 2015, Praha 6.-7.10.2015, s. 36-38. 2015.

Čech, M., Peterka, J., Říha, M., Draštík, V., Kratochvíl, M., & Kubečka, J., 2010: *Deep spawning of perch (*Perca fluviatilis*, L.) in the newly created Chabařovice Lake, Czech Republic.* Hydrobiologia, 649(1), 375-378.

- Čech, M., Peterka, J., Říha, M., Jůza, T., & Kubečka, J., 2009:** *Distribution of egg strands of perch (Perca fluviatilis L.) with respect to depth and spawning substrate.* Hydrobiologia, 630(1), 105-114.
- Čech, M., Peterka, J., Říha, M., Muška, M., Hejzlar, J., & Kubečka, J., 2011:** *Location and timing of the deposition of egg strands by perch (Perca fluviatilis L.): the roles of lake hydrology, spawning substrate and female size.* Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, (403), 08.
- Čech, M., Peterka, J., Říha, M., Vejřík, L., Jůza, T., Kratochvíl, M., Draštík, V., Muška, M., Znachor, P., Kubečka, J., 2012:** *Extremely shallow spawning of perch (Perca fluviatilis L.): the roles of sheltered bays, dense semi-terrestrial vegetation and low visibility in deeper water.* Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, (406), 09.
- Dembowska, E. A., Józefowicz, S., 2015:** *Seasonal changes in phytoplankton and bioindices in the southern part of Lake Jeziorak (NE Poland).* Oceanological and Hydrobiological Studies, 44(1), 1-10.
- Doležalová J., Vojar, J., Smolová D., Solský M., Kopecký O., 2012:** *Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: a case study from Czech post-mining sites.* Ecological Engineering, 43: 5-12.
- Dolman, A. M., Mischke, U., Wiedner, C., 2016:** *Lake-type-specific seasonal patterns of nutrient limitation in German lakes, with target nitrogen and phosphorus concentrations for good ecological status.* Freshwater Biology, 61(4), 444-456.
- Estlander, S., Horppila, J., Olin, M., Nurminen, L., 2017:** *Should I stay or should I go? The diurnal behaviour of plant-attached zooplankton in lakes with different water transparency.* Journal of Limnology.
- Foley J. A., Asner G. P., Costa M. H., Coe M. T., DeFries R., Gibbs H. K., Snyder P., 2007:** *Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin.* Frontiers in Ecology and the Environment, 5(1): 25-32.
- Fott, J., Pechar, L., Pražáková, M., 1980:** *Fish as a factor controlling water quality in ponds.* In: Barica and L. R. Mur (Editors), Hypertrophic Ecosystems. Developments in Hydrobiology, 2: 255-261.
- Fuksa, J., K., Kristová, A., Mičanik, T., Prchalová, H., Vyskoč, P., 2004:** *Implementace Rámcové směrnice pro vodní politiku ES, Nebezpečné látky: Nepřímé hodnocení dopadů na vodní útvary povrchových vod ČR.* Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.Masaryka, Praha 6: 30.
- Gillarová H. H., Pecharová E., 2009:** *An assessment of the environmental impact of the proposed Medard lake project.* Journal of Landscape Studies, 2: 33-41.
- Grajzová, D., 2017:** *Monitoring Loučenského a Radčického potoka.* Bakalářská práce. Česká zemědělská univerzita v Praze. Praha.
- Grünewald, U., 2001:** *Water resources management in river catchments influenced by lignite mining.* Ecological engineering, 17(2), 143-152.

Hadasova, L., & Kopp, R., 2014: *Monitoring of the initial succession of zooplankton communities in newly created ponds within the Territorial System of Ecological Stability.*

Hendrychová, M., 2008: *Reclamation success in post-mining landscapes in the Czech Republic: a review of pedological and biological studies.* Journal of Landscape Studies, 1, 63-78.

Hesslerová, P., Pokorný, J., Brom, J., & Rejšková–Procházková, A., 2013: *Daily dynamics of radiation surface temperature of different land cover types in a temperate cultural landscape: Consequences for the local climate.* Ecological engineering, 54, 145-154.

Hrbáček, J., Dvořáková, M., Kořínek, V., Procházková, L., 1961: *Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association.* Verhandlungen Internationale Vereinigung Theoretisch Angewandte Limnologie, 14: 192-195.

Jakubowska N., Zagajewski P., Gołdyn R., 2013: *Water blooms and cyanobacterial toxins in lakes.* Polish Journal of Environmental Studies 22/4: 1077 – 1082.

Jan, J., Borovec, J., Hubáček, T., 2015: *Co umíme říci o sedimentech, aneb hodnocení sedimentů v nádržích ve vztahu k eutrofizaci.* In: Vodohospodářská konference Vodní nádrže 2015, Praha 6.-7.10.2015, s. 55-60. 2015.

Janda, J., Pechar, L., 1996: *Importance of Fish ponds for the Landscape in Central Europe.* Sustainable Use of Fish ponds in the Třeboň Basin Protected Landscape Area and Biosphere Reserve. Czech IUCN Coord. Centre, Praha, and IUCN, Gland and Cambridge (In Czech with English abstract).

Jelínek V., 2013: *Monitoring malého vodního útvaru Zálužanský potok.* Diplomová práce. Česká zemědělská univerzita v Praze. Praha.

Kaštovský, J., Hauer, T., Mareš, J., Krautová, M., Bešta, T., Komárek, J., Desortová, B., Heteša, J., Hindáková, A., Houk, V., Janeček, E., Kopp, R., Marvan, P., Pummann, P., Skácelová, O., Zapomělová, E., 2010: *A review of the alien and expansive species of freshwater cyanobacteria and algae in the Czech Republic.* Biological Invasions, 12(10), 3599-3625.

Klapper H., Geller W., 2002: *Water Quality Management of Mining Lakes- a New Field of Applied Hydrobiology.* Acta hydrochimica et hydrobiologica, 29(6): 363-374.

Kolář, F., Matějů, J., Lučanová, M., Chlumská, Z., Černá, K., Prach, J., Baláž, V. Falteisek, L., 2012: *Ochrana přírody z pohledu biologa,* Dokořán, s.r.o, Praha: 213

Komárková, J., 2006: *Metodika odběru a zpracování vzorků fytoplanktonu stojatých vod.* VÚV TGM.

Konečná, J., Karásek, P., Podhrázká, J., Fučík, P., 2015: *Studie ochrany půdy a vody v povodí Jihlavy - Návrh opatření a modelová činnost.* In: Vodohospodářská konference Vodní nádrže 2015, Praha 6.-7.10.2015, s. 39-32. 2015.

- Kosour, D., Duras, J., Hanák, R., 2015:** *VN Vranov - Situace a možnosti řešení jakosti vody*. In: Vodohospodářská konference Vodní nádrže 2015, Praha 6.-7.10.2015, s. 61-67. 2015.
- Krása, J., Jáchymová, B., Bauer M., Dostál, T., Rosendorf, P., Hejzlar, J., Borovec, J., Bečička, M., 2015:** *Eroze zemědělské půdy a její význam pro zanášení a eutrofizaci nádrží v České republice*. In: Vodohospodářská konference Vodní nádrže 2015, Praha 6.-7.10.2015, s. 43-46. 2015.
- Kuter N., 2013:** *Reclamation of Degraded Landscapes due to Opencast Mining*.
- Maršálek B., Muller B. (eds), 2009:** *Znečištění povrchových vod živinami: Příčiny, důsledky a možnosti řešení (eutrofizace)*. Sborník konference Praha.
- Mehner, T., Diekmann, M., Gonsiorczyk, T., Kasprzak, P., Koschel, R., Krienitz, L., Rumpf, M., Schulz, M., Wauer, G., 2008:** *Rapid recovery from eutrophication of a stratified lake by disruption of internal nutrient load*. *Ecosystems*, 11(7), 1142-1156.
- Moravec, K., 2015:** *Problematika vodních květů důlních propadlin (Teplicko)*. Diplomová práce. Česká zemědělská univerzita v Praze. Praha.
- Myslíková, M., 2014:** *Monitoring vodních květů sinic na nádržích Modlany a Kateřina*. Diplomová práce. Česká zemědělská univerzita v Praze. Praha.
- Napiórkowska-Krzebietke, A. (2015).** *Cyanobacterial bloom intensity in the ecologically relevant state of lakes—an approach to Water Framework Directive implementation*. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 44(1), 97-108.
- Napiórkowska-Krzebietke, A., Stawecki, K., Pyka, J. P., Zdanowski, B., Zebek, E., 2016:** *Phytoplankton and the physicochemical background in an assessment of the ecological and trophic conditions in vendace-type lakes*. *Journal of Elementology*, 21(1).
- Netík, J., 1926:** *Inventář*, Fond Mostecké hnědouhelné společnosti. Státní oblastní archiv v Litoměřicích, pracoviště Most: Prometheus, Praha, 242.
- Nevečeřalová, I., 2016:** *Monitoring výskytu vodních květů kvality vody na nádržích Modlany a Kateřina*. Bakalářská práce. Česká zemědělská univerzita v Praze. Praha.
- Pechar, L., 2015:** *Století eutrofizace rybníků – synergický efekt zvyšování zátěže živinami (fosforem a dusíkem) a nárůstu rybích obsádek*. *Vodní hospodářství* 65(7):1-6.
- Pechar, L., Chmelová, I., Potužák, J., Šulcová, J., 2009:** *Dynamika dusíku a fosforu v eutrofních rybnících*. In: Revitalizace Orlické nádrže 2009, Písek 6.-7.10.2009, s. 118-125. 2009.
- Pechar, L., Musil, M., Baxa, M., Petrů, A., Benedová, Z., Kröpfelová, L., Šulcová, J., 2017:** *Tři roky bez kapra na rybníce Rod (Třebonsko) - aneb, jak reálná je možnost zlepšit kvalitu vody a stav rybníčního biotopu absencí obsádky kapra?* In: Sborník referátů 4. ročníku odborné konference, České Budějovice 9.-10.2.2017, s. 55-59. 2017.

- Pechar, L., Příklad, I., Faina, R., 2002:** *Hydrobiological evaluation of Třeboň fish ponds since the end of the nineteenth century* In: Květ, J., Jeník, J., Soukupová, L.: *Freshwater wetlands and their sustainable future*. Paris, 31-61.
- Pecharová E., Svoboda I., Vrbová M., 2011:** *Obnova jezerní krajiny pod Krušnými horami*. Lesnická práce, s.r.o. 2011.
- Pecharová, E., Kašparová, I., Mayerhoferová, I., Mayerhoferová, V., Rosa, S., Pechar, L., Musil, M., Šimová, I., 2016:** *Roční monitoring nádrže Kateřina pro rok 2016*. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.
- Pecharová, E., Kašparová, I., Mayerhoferová, Myslíková, M., Pechar, L., Musil, M., Baxa, M., 2013:** *Roční monitoring nádrže Modlany pro rok 2013*. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.
- Petrů, J., Pechar, L., Pecharová, E., Kašparová, I., 2016a:** *The development of macro-scale vegetation in a fishpond ecosystem with considerably reduced fish stocking - a case study*. 16th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2016, www.sgem.org, SGEM2016 Conference Proceedings, ISBN 978-619-7105-65-0 / ISSN 1314-2704, June 28 - July 6, 2016, Book5 Vol. 1, 693-700 pp
- Petrů, J., Poláková, J., Pecharová, E., Pilar, L., 2016b:** *Phosphorus security: A review of the Czech perspective*. 16th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2016, www.sgem.org, SGEM2016 Conference Proceedings, ISBN 978-619-7105-65-0 / ISSN 1314-2704, June 28 - July 6, 2016, Book5 Vol. 1, 487-494 pp.
- Pitter P., 2015:** *Hydrochemie*. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze. Praha, 792.
- Pokorný, J., 2001:** *Dissipation of solar energy in landscape—controlled by management of water and vegetation*. *Renewable energy*, 24(3), 641-645.
- Pokorný, J., Brom, J. Čermák, J., Hesslerova, P., Huryna, H., Nadezhdina, N., a Rejskova, A., 2010:** *Solární rozptylu energie a regulace teploty vodou a rostlinami*. *International Journal of Water* , 5 (4), 311-336.
- Potužák, J., Duras, J., Drozd, B., 2016:** *Mass balance of fishponds: are they sources or sinks of phosphorus?* *Aquaculture International*, 24(6), 1725-1745.
- Potužák, J., Hůda, J., Pechar, L., 2007:** *Zooplankton in Hypertrophic Fish ponds: is the „ Top-Down“ Regulation of Phytoplankton Still a Valid Concept?* *Acta Universitatis Carolinae Environmentalica*, 21: 115-120.
- Primack, R. B., Kindlmann, P., Jersáková, J., 2011:** *Úvod do biologie ochrany přírody*. Portál, s.r.o., Praha: 466
- Příklad, I., 2006:** *Metodika odběru a zpracování vzorků zooplanktonu stojatých vod*. VÚV TGM.
- Richter P., Pecharová E., 2013:** *Effects of mining activities on river water quality*. *Polish Journal of Environmental Studies*, 22(4).

Řehoř, M., Schmidt, P., Lang, T., 2014b: *Výsledky výzkumu pedologické problematiky jezera Most a možnosti jejich využití při dalších hydrických rekultivacích povrchových dolů Mostecké pánve*, online (slon.diamo.cz)

Řehoř, M., Šafářová, M., Schmidt, P., 2014a: *Pedologický výzkum břehů a svahů Jezera Most v letech 2013-2014*. In: Hornická Příbram ve vědě a technice 2014 - Zahlazování následků hornické činnosti. Příbram. (nestránkováno)

Říhová Ambrožová J., Ivanovová P., 2013: *Hydrická rekultivace na Mostecku*. První výsledky hydrobiologického průzkumu hydricky rekultivovaného Mostecká.- Vodní hospodářství roč. 63, č.4, 33-37, ISSN 1211-0760

Seabloom E. W., 2007: *Compensation and the stability of restored grassland communities*. *Ecological Applications* 17(7): 1876-1885.

Schultze M., 2012: *The filling and remediation of pit lakes in former open cast lignite mines (Doctoral dissertation)*, Thesis, der Technischen Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig).

Sibbesen E., Sharpley A. N., 1997: *Setting and justifying upper critical limits for phosphorus in soils*. In: *Phosphorus Loss from Soil to Water*, h. Tunney, O. T. Carton, P. C. Brookes, A. E. Johnston (eds), CAB International, Wallingford (pp. 151-176).

Svoboda I., 2007: *Povrchová těžba uhlí jako spoluvůrce obnovy funkce krajiny*. In: elektronický zdroj CD: *Území ovlivněné těžbou - cesty k udržitelnému rozvoji*. International conference, *Území ovlivněné těžbou uhlí - cesty k udržitelnému rozvoji ... 17.-20.4.2007 Most Czech republic*.

Svoboda I., Pecharová E., Přikryl, I., Kašparová I., 2008: *The development of future lakes in opencast mine residual pits in the Krušné Mountain region of the Czech Republic*. In: *Proceedings 10th IMWA Congress*, N. Rapantova and Z. Hrkal (eds) (pp. 2-5).

Svoboda, I., 2000: *Rekultivace území po těžbě uhlí povrchovým způsobem*. IUPPA, MŽP ČR, Praha, 29-31.

Svoboda, I., 2000: *Rekultivace území po těžbě uhlí povrchovým způsobem*. IUPPA, MŽP ČR, Praha , 29-31.

Šedivý, J., 1989: *Ropné látky a chlorované uhlovodíky v povrchové vodě*. Případová studie. Výzkumný ústav vodohospodářský.

Vácha, A., 2016: *Dlouhodobé trendy v chemismu vody a látkových toků tří povodí vzhledem k jejich managementu*. Diplomová práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. Budějovice.

Vopravil, J., Khel, T., Hrabalíková, M., 2014: *Řešení obnovy zemědělské půdy v rámci rekultivací v Ústeckém kraji - studie*. VÚMOP, Praha.

Williams, Susan L., and Jennifer E. Smith, 2007: *A global review of the distribution, taxonomy, and impacts of introduced seaweeds*. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 327-359.

Zipper C. E., Donovan P. F., Jones J. W., Li, J., Price J. E., Stewart R. E., 2016:
Spatial and temporal relationships among watershed mining, water quality, and freshwater mussel status in an eastern USA river. Science of The Total Environment, 541: 603-615.

Ostatní zdroje

Nařízení vlády č. 61/2003 Sb. o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech

ČSN EN 15110 Jakost vod - Návod pro odběr vzorků zooplanktonu ze stojatých vod

ČSN ISO 5667-4 Jakost vod. Odběr vzorků. Část 4: pokyny pro odběr vzorků z vodních nádrží

ČSN 75 0130 Vodní hospodářství. Názvosloví ochrany vod a procesů změn jakosti vod

ČSN ISO 5667-14 Jakost vod - Odběr vzorků - Část 14: Pokyny k zabezpečování jakost odběru vzorků vod a manipulace s nimi

ČSN 75 7717 Kvalita vod - Stanovení planktonních sinic

ČSN 75 0170 Vodní hospodářství. Názvosloví jakosti vod

ČSN 75 7712 Kvalita vod - Biologický rozbor - Stanovení biosestonu

ČSN 75 7713 Kvalita vod - Biologický rozbor - Stanovení abiosestonu

ČSN EN 15204 Jakost vod - Návod pro počítání fytoplanktonu za použití inverzní mikroskopie (metoda podle Utermöhla)

Hnědé uhlí 7/1988: *Technicko-ekonomický zpravodaj*, SHD, koncern. gen. ředitelství Most, pobočka ČSVTS, GŘ koncernu SHD.

Výpočet zásob k 1.1.59, 1959: *Dukla-národní podnik-závod Modlany*, Státní oblastní archiv v Litoměřicích, prac. Most, archivní fond SHD-koncern, generální ředitelství Most, 712 01/V karton 13.

Internetové zdroje

<https://www2.fiedler-magr.cz/index2.php>

http://editor.dppcr.cz/pk_zuz/objzuz.php?qobec=Krupka&asrc=zuzinfo

<http://geoportal.vumop.cz>

<https://img.ihned.cz/attachment.php/550/61991550/culpd1Po7UQ8CiGF2Wh5jD94v63EkkJL/Auto-Kabel.jpg>

http://aplikace.mvcr.cz/sbirka-zakonu/SearchResult.aspx?q=229/2007&typeLaw=zakon&what=Cislo_zakona_smlouvy

Seznam tabulek

- Tab. č. 1:** Průměrné hodnoty srážek a teplot v období odběrů a pěti dní před jednotlivými odběry (zpracováno z www2.fiedler-magr.cz)
- Tab. č. 2:** Územní srážky v Ústeckém kraji během odběrů v letech 2013 - 2016 (zpracováno z portal.chmi.cz)
- Tab. č. 3:** Územní teploty v Ústeckém kraji během odběrů v letech 2013 - 2016 (zpracováno z portal.chmi.cz)
- Tab. č. 4:** Procentuální zastoupení druhů v biomase fytoplanktonu (Rosa 2016)
- Tab. č. 5:** Procentuální zastoupení druhů v biomase zooplanktonu (Rosa 2016)
- Tab. č. 6:** Koncentrace rozpuštěného kyslíku v řece Bílina (Rosa 2016)
- Tab. č. 7:** Koncentrace rozpuštěných látek ve vybraných potocích Teplicka (Rosa 2016, Grajzová 2017)

Seznam obrázků

- Obr. č. 1:** Hromadný výskyt sinic na hladině nádrže Kateřina v říjnu 2016 (Rosa 2016)
- Obr. č. 2:** Důl Doblhof III na mapě z roku 1926 s vyznačením současného umístění nádrže Kateřina
- Obr. č. 3:** Současné umístění vodní nádrže Kateřina na Přehledné geologické mapě SHP a jejího okolí Ústředního ústavu geologického.
- Obr. č. 4:** Současné umístění vodní nádrže Kateřina na Přehledné geologické mapě regionálních geologických jednotek SHP a jejího okolí Ústředního ústavu geologického.
- Obr. č. 5:** Zájmové území (Rosa 2016)
- Obr. č. 6:** Zástupce flory šmel okoličnatý (*Butumus umbellatus*) v zájmovém území (Rosa 2016)
- Obr. č. 7:** Místa odběrů vzorků v zájmovém území (Rosa 2016)
- Obr. č. 8:** Metodické postupy odběrů a vyhodnocení
- Obr. č. 9:** Názorná ilustrace vývoje fyto a zooplanktonu na odebraných vzorcích během sezóny (Rosa 2016)
- Obr. č. 10:** Evidenční karta odběrového místa (Rosa 2016)
- Obr. č. 11:** Potencionální znečišťovatelé v zájmovém území
- Obr. č. 12:** Zemědělská činnost provozovaná v zájmovém území. Zpracováno v ArcGIS (Rosa 2016)
- Obr. č. 13:** Erozní ohroženost, odtokové linie a uložení hnojiv v zájmovém území. Data z LPIS zpracována v ArcGIS (Rosa 2016)
- Obr. č. 14:** Vývoj teplot u hladiny během sezóny 2016
- Obr. č. 15:** Závislost rozpuštěného kyslíku na teplotě během sezóny 2016
- Obr. č. 16:** Dynamika hodnot pH během sezóny 2016
- Obr. č. 17:** Vývoj nasycení rozpuštěným kyslíkem u hráze a na vybraných profilech během sezóny 2016
- Obr. č. 18:** Dynamika pH u hráze a na vybraných profilech během sezóny 2016
- Obr. č. 19:** Dynamika vodivosti a alkality během sezóny 2016
- Obr. č. 20:** Průhlednost vody během sezóny 2016
- Obr. č. 21:** Průhlednost a koncentrace chlorofylu během sezóny 2016
- Obr. č. 22:** Dynamika hlavních živin (Chl-a, TN) během sezóny 2016
- Obr. č. 23:** Dynamika TN během sezón 2013 - 2016
- Obr. č. 24:** Dynamika hlavních živin (Chl-a, NO₃-N a NO₄-N) během sezóny 2016

- Obr. č. 25:** Dynamika hlavních živin (TN, TP) během sezóny 2016
- Obr. č. 26:** Dynamika hlavních živin (Chl-a, TP) během sezóny 2016
- Obr. č. 27:** Dynamika TP během sezón 2013 - 2016
- Obr. č. 28:** Dynamika TOC přítoků Kateřiny během sezóny 2016
- Obr. č. 29:** Dynamika hlavních živin (TN, TP) během sezóny 2016
- Obr. č. 30:** Dynamika taxonomických jednotek fytoplanktonu ve sledovaném období (Rosa 2016)
- Obr. č. 31:** Poměr zastoupení jednotlivých rodů taxonomických jednotek fytoplanktonu ve vybraných obdobích (Rosa 2016)
- Obr. č. 32:** Zastoupení fytoplanktonu ve sledovaném období (Rosa 2016)
- Obr. č. 33:** Sezónní dynamika biomasy fytoplanktonu ve sledovaném období
- Obr. č. 34:** Poměr zastoupení rodů Perlooček (Cladocera) ve vybraných obdobích (Rosa 2016)
- Obr. č. 35:** Dynamika zastoupení zooplanktonu ve sledovaném období (Rosa 2016)
- Obr. č. 36:** Zastoupení zoooplanktonu ve sledovaném období (Rosa 2016)
- Obr. č. 37:** Srovnání průměrných hodnot důležitých parametrů monitoringů 2013 - 2016 (zpracovaná data Rosa 2016, Nevečeřalová 2015, Moravec 2014, Myslíková 2013)
- Obr. č. 38:** Statistické porovnání koncentrací fosfátového fosforu v letech 2013 - 2016
- Obr. č. 39:** Statistické porovnání síranů v letech 2013, 2014 a 2016
- Obr. č. 40:** Statistické porovnání hodnot alkality v letech 2013 - 2016
- Obr. č. 41:** Statistické porovnání koncentrací HCO₃⁻ v letech 2013, 2014 a 2016
- Obr. č. 42:** Statistické porovnání TOC v letech 2013 - 2016
- Obr. č. 43:** Statistické porovnání vodivosti jednotlivých přítoků v roce 2016
- Obr. č. 44:** Statistické porovnání TDS jednotlivých přítoků v roce 2016
- Obr. č. 45:** Statistické porovnání hodnot alkality jednotlivých přítoků v roce 2016
- Obr. č. 46:** Statistické porovnání koncentrací HCO₃ jednotlivých přítoků v roce 2016
- Obr. č. 47:** Statistické porovnání koncentrací TC jednotlivých přítoků v roce 2016
- Obr. č. 48:** Statistické porovnání koncentrací IC jednotlivých přítoků v roce 2016
- Obr. č. 49:** Statistické porovnání koncentrací TOC jednotlivých přítoků v roce 2016
- Obr. č. 50:** Vegetační pokryv v zájmovém území. Data ze ZABAGED zpracována v ArcGIS (Rosa 2016)

Obr. č. 51: Zobrazení míst realizovaných erozních opatření v zájmovém území.
Data z LPIS zpracována v ArcGIS (Rosa 2016)

10. Přílohy

- Příloha č. 1:** Kartogramy míst jednotlivých bodových odběrů vzorků
- Příloha č. 2:** Kartogram místa směsných odběrů vzorků
- Příloha č. 3:** Zástupci fytoplanktonu
- Příloha č. 4:** Zástupci zooplanktonu
- Příloha č. 5:** Vyhodnocení parametrů vodní nádrže Kateřina
- Příloha č. 6:** Grafické vyhodnocení parametrů přítoků vodní nádrže Kateřina
- Příloha č. 7:** Grafické porovnání výsledků VN Kateřina za delší období
- Příloha č. 8:** Ostatní výstupy z ArcGIS
- Příloha č. 9:** Fotodokumentace
- Příloha č. 10:** Evidenční karty odběrových míst
- Příloha č. 11:** Kateřina - Základní fyzikálně chemické parametry HLADINA
- Příloha č. 12:** Kateřina - Základní fyzikálně chemické parametry DNO
- Příloha č. 13:** Kateřina - Koncentrace hlavních živin N a P HLADINA
- Příloha č. 14:** Kateřina - Koncentrace hlavních živin C HLADINA
- Příloha č. 15:** Kateřina přítoky - Základní fyzikálně chemické parametry
- Příloha č. 16:** Kateřina přítoky - Koncentrace hlavních živin N a P
- Příloha č. 17:** Kateřina přítoky - Hlavní anionty a kationty
- Příloha č. 18:** Kateřina přítoky - Hlavní živin C, chlorofyl, TRB a fluorescence
- Příloha č. 19:** Kateřina - Statistické vyhodnocení

11. Datový nosič - DVD