

Univerzita Palackého v Olomouci
Přírodovědecká fakulta
Katedra ekologie a životního prostředí



**Vliv rekreační činnosti na změny kvality vody ve vodní
nádrži Štěrковиště**

Tereza Hochmajerová

Bakalářská práce

předložená

na Katedře ekologie a životního prostředí

Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků

na získání titulu Bc. v oboru

Ekologie a ochrana životního prostředí

Vedoucí práce RNDr. Petr Hekera, Ph.D.

Olomouc 2016

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracovala samostatně pod vedením RNDr. Petra Hekery, Ph.D. a jen s použitím citovaných literárních pramenů.

V Olomouci dne 29. dubna 2016

.....

podpis

Hochmajerová, T.: Vliv rekreační činnosti na změny kvality vody ve vodní nádrži Štěrkoviště. Bakalářská práce, Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědná fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci, 34 s., 2 přílohy, česky.

Abstrakt

Práce posuzuje, jestli rekreační činnost ovlivňuje kvalitu vody ve vodní nádrži Štěrkoviště. V teoretické části jsou popsány ukazatele kvality vody, které hodnotí Krajské hygienické stanice. Dále je v teoretické části rozdělení přírodních koupališť, základní informace o eutrofizaci a popis hlavních fyzikálně chemických ukazatelů kvality vody. V praktické části jsou popsány metody odběru a zpracování vzorků. Ve výsledcích jsou uvedeny fyzikálně-chemické ukazatele, které ovlivňují kvalitu vody ve vodní nádrži. V diskuzi jsou uvedeny činnosti, kterými v rekreační sezoně a mimo ni, lidé mohou ovlivňovat kvalitu vody ve vodní nádrži Štěrkoviště.

Klíčová slova: koupání, eutrofizace, amoniak, dusičnany, fosforečnany

Hochmajerová, T.: The influence of recreational activities on the changes quality water in the water reservoir Štěrkoviště, Bachelor's thesis, Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University in Olomouc, 34 pp., 2 Appendixes, in Czech.

Abstract

The thesis assesses if recreational activity affects water quality in the water reservoir Štěrkoviště. The theoretical part describes indicators of water quality, which evaluates the Regional Hygiene Station. Also in the theoretical part is distribution of natural swimming pools, basic information about eutrophication and description of the main physical and chemical indicators of water quality. The practical part describes the methods of collecting and processing samples. In the results are described physico-chemical parameters that affect water quality in the water reservoir. In the discussion are named activities, which in the recreation season and beyond, people can affect water quality in the water reservoir Štěrkoviště.

Key words: bathing, eutrophication, ammonia, nitrates, phosphates

Obsah

Seznam tabulek.....	vii
Seznam grafů	viii
Seznam obrázků	ix
Seznam příloh.....	x
1. Úvod	1
2. Cíl práce	3
3. Teoretická část	4
3.1 Antropogenní jezera	4
3.1.1 Druhy míst ke koupání	4
3.2 Hodnocení kvality vody pro koupání v přírodě.....	5
3.2.1 Ukazatele hodnocené Krajskou hygienickou stanicí.....	6
3.3 Eutrofizace.....	7
3.3.1 Toxiny produkované sinicemi	8
3.3.2 Zdravotní problémy způsobené sinicemi	9
3.3.3 Odstranění vodního květu	9
3.4 Fyzikálně-chemická ukazatele	10
4. Praktická část	18
4.1 Charakteristika lokality	18
4.2 Popis odběrných míst	19
4.3 Odběr vzorků a jejich zpracování.....	20
4.3.1 Terénní měření vybraných parametrů	21
4.3.2 Laboratorní stanovení vybraných parametrů.....	21
5. Výsledky	23
6. Diskuze	28
7. Závěr	32
8. Použitá literatura	33
9. Přílohy	35

Seznam tabulek

Tab. 1 Průměrné hodnoty sledovaných ukazatelů na vodní nádrži Štěrkoviště.....	27
Tab. 2 Mezní hodnoty tříd jakosti vody ČSN 75 7221).....	28
Tab. 3 Zařazení jednotlivých míst do tříd jakosti povrchových vod.....	29

Seznam grafů

Graf. 1 Koncentrace fosforečnanů (PO_4^{3-})	23
Graf. 2 Koncentrace dusičnanů (NO_3^-)	24
Graf. 3 Koncentrace amonných iontů (NH_4^+)	24
Graf. 4 Teplota vody	25
Graf. 5 Hodnoty konduktivity	25
Graf. 6 Koncentrace rozpuštěného kyslíku	26
Graf. 7 Hodnoty pH	27

Seznam obrázků

Obr. 1 Legenda Krajské hygienické stanice Zlínského kraje.....	7
Obr. 2 Mapa odběrných míst.....	19
Obr. 3 Lokalita A.....	35
Obr. 4 Lokalita B.....	35

Seznam příloh

Příloha 1: Fotodokumentace	35
Příloha 2: Tabulka všech naměřených hodnot	36

Poděkování

Ráda bych poděkovala panu RNDr. Petru Hekerovi, Ph. D. za ochotu, trpělivost a odborné vedení mé bakalářské práce. Dále bych ráda poděkovala své rodině za psychickou podporu při psaní bakalářské práce.

1. Úvod

Ve své bakalářské práci nazvané „Vliv rekreační činnosti na kvalitu vody ve vodní nádrži Štěrковиště“ jsem sledovala, jestli i samotná rekreační činnost, přesněji koupání, má vliv na zhoršení kvality vody.

Tohle téma jsem zvolila, protože rekreace u vody patří mezi nejatraktivnější formu odpočinku. Od 19. století došlo k velkému rozvoji vodní rekreace, začíná se zvyšovat zájem o tělesnou kulturu a hygienu. Je zdůrazňován pozitivní vliv plavání na lidské zdraví. Rozvoj plaveckých zařízení pokračoval i ve 20. století. U nás k rozvoji přispěl i zákon o povinném vyučování plavání na školách. Až do 70. let 20. století stoupal počet přírodních koupališť. Na konci 20. století se snižuje jejich počet v souvislosti se zhoršující se kvalitou povrchových vod (Blažek a kol., 2006).

Dnes je znečištění vod jeden z největších problémů současného světa. V České republice v letních měsících neustále slyšíme o tom, že se na mnoha našich přírodních koupalištích nedá koupat z důvodu výskytu vodního květu, který je důsledkem eutrofizace.

Eutrofizace je proces obohacování stojatých a tekoucích povrchových vod živnými minerálními látkami, které zpětně vedou ke zvýšení biologické produkce a k nežádoucímu zarůstání vodního biotopu. Za příčinu eutrofizace je považována zvýšená koncentrace biogenních makroelementů, sloučenin dusíku a fosforu. Povrchová voda s vysokým obsahem dusíku, fosforu a dalších biogenních prvků je nezávadná do té doby, než se v ní vyskytnou bakterie, sinice, řasy a živočichové, jejichž biologickou činností se kvalita povrchových vod začne zhoršovat (Ambrožová, 2009).

Odborné práce se zaměřují hlavně na zdravotní problémy způsobené koupáním ve vodách. První studie, které posuzují vliv kvality vody na zdraví, pocházejí z USA a Velké Británie. Ve Spojených státech (Cabelli, 1979) výzkum probíhal na New Yorských plážích. Cabelli se svým týmem vybrali dvě různě znečištěné pláže a sledovali, kolik lidí při koupání na jednotlivých místech onemocní. Ve Velké Británii v roce 1989 – 1992 proběhl experiment, který se snažil zhodnotit zdravotní rizika spojené s koupáním v mořské vodě kontaminované odpadní vodou z domácností (Fleisher, 1998). Další studie (Asperen, 1998) se soustředí na žaludeční problémy u profesionálních sportovců způsobené plaváním ve sladké vodě. Informace k práci byly získány z dotazníkového šetření. Po absolvování triatlonu byl všem účastníkům zaslán dotazník, ve kterém se jich ptali na různé otázky, mezi kterými byla i otázka, zda měli

žaludeční problémy před a po závodě nebo zda se napili při plavání vody. Zažívacími problémy způsobenými koupáním ve vodě se nezabývali jen v minulosti. Existují i nedávno publikované práce na toto téma např. ve Spojených státech v roce 2005 sledovali pláž v Biloxi a v roce 2007 pláž ve West Warwick a ve Filmoru. Na všech třech plážích pomocí nejnovějších metod stanovovali v mořské vodě fekální bakterie, které jsou zodpovědné za žaludeční problémy (Wade, 2010). Další práce (Wiedenmann, 2006), která se zabývá zdravotními riziky spojenými s koupáním, tentokrát ve sladkých vodách pochází z Německa. A v neposlední řadě práce z Konga ukazuje důležitost mikrobiální analýzy sedimentů pro posouzení hygienické jakosti povrchových vod (Mwanamoki, 2014).

2. Cíl práce

Cílem práce bylo, na základě pravidelných odběrů vzorků vody a následných fyzikálně-chemických analýz, posoudit vliv rekreační činnosti na kvalitu vody v přírodní vodní nádrži Štěrkovišť. Pro hodnocení změn kvality vody byly vybrány následující ukazatelé: vodivost, pH, obsah rozpuštěného kyslíku, koncentrace dusičnanů, amoniaku a rozpustných fosforečnanů. Sledovaná vodní nádrž je každoročně využívána k rybářským aktivitám a v letních měsících slouží jako přírodní koupaliště.

3. Teoretická část

3.1 Antropogenní jezera

Geografie obecně jezera definuje jako přírodní sníženiny na zemském povrchu nebo pod ním, dočasně nebo trvale zaplněné vodou, nemající spojení s mořem. U jezer v užším slova smyslu neovlivňuje povrchové vlnění vody jejich dno a místa největších hloubek nejsou zarostlé vodními rostlinami. Vzhledem k podmínkám České republiky se u nás používá jen obecné vymezení, které dovoluje mezi jezera řadit i drobné vodní plochy, fluviaálního a organogenního původu, a také zatopené lomy a pískovny.

Vznik antropogenních jezer souvisí s těžbou nerostných surovin. Na rozdíl od většiny vodních ploch vytvořených člověkem záměrně se však voda v antropogenních jezerech nedá vypustit jednoduchým způsobem. Antropogenní jezera se v České republice vytvářejí v depresích po těžbě štěrkopísku, uhlí, kaolinu, vápence a mnoha dalších nerostných surovin (Blažek a kol., 2006).

Štěrkoviště vznikají tak, že do jam po vytěžení štěrku, písku či štěrkopísku proniká podzemní voda, popřípadě v poříčních údolních nivách i říční voda. Jak může být voda z takovýchto rezervoárů využita, určí mikrobiologický rozbor, který prokáže vhodnost či nevhodnost dalšího vodárenského využití zdroje. Když mikrobiologický rozbor prokáže, že voda není vhodná pro vodárenskou úpravu, tak jsou takové objekty stále častěji využívány veřejností k rekreaci a ke koupání (Ambrožová, 2009).

Jezera v povrchových dolech na štěrkopísek patří k nejrozsáhlejšímu typu antropogenních jezer v České republice. Téměř vždy se nachází podél vodních toků větších či menších řek v oblastech kvartérních štěrkopískových náplavů. Velmi často se jedná o vodní plochy velkých rozměrů, které po ukončení těžby nacházejí různé využití. Existence vody v jezerech souvisí hlavně s vysoko položenou hladinou podzemní vody podél vodních toků, s níž je také hladina vody v jezerech v hydraulickém spojení. Protože jde o vodu podzemní či vodu říčního původu filtrovanou skrze štěrkopískové náplavy, je její kvalita většinou velmi dobrá (Janský a kol., 2003).

3.1.1 Druhy míst ke koupání

Podle zákonného statusu, lze rozdělit místa, kde se lidé koupají na:

Přírodní koupaliště je takové místo za které si provozovatel vzal zodpovědnost a nechává na své náklady sledovat jakost vody a zabezpečuje i další služby na břehu.

Povinně je to sběr odpadů a provoz záchodů. Často také provozovatel zajišťuje sprchy a

převlékací kabinky. Povinnosti provozovatelů stanovuje zákon č. 258/2000 Sb. a vyhláškou č. 238/2011 Sb. Na koupalištích ve volné přírodě se většinou vybírá vstupné.

Koupací oblast je místo kde na povrchové vody využívané ke koupání nedohlíží provozovatel. Přesněji lze říci, že je to oblast, kterou využívá ke koupání větší počet osob a kterou ministerstvo zdravotnictví ve spolupráci s ministerstvem životního prostředí a ministerstvem zemědělství zařadilo do seznamu sledovaných míst. Od přírodního koupaliště se většinou liší tím, že se na něm nevybírání vstupné a jejich vybavenost je menší, protože není předepsána zákonem. Kontrolu jakosti vody má na starosti Krajská hygienická stanice.

Ostatní vodní plochy je název třetí kategorie. Kvalita vody v téhle kategorii není nikým sledována. Koupání probíhá na vlastní riziko.

Umělá koupaliště, do téhle kategorie patří kryté bazény a většina venkovních bazénů, ve kterých je voda upravována. Požadavky na kvalitu vody jsou zde přísnější než u přírodních koupališť. Provozovatelé umělých koupališť mají za povinnost upravovat vodu tak, aby kvalita vody odpovídala stanoveným předpisům (www.szu.cz).

3.2 Hodnocení kvality vody pro koupání v přírodě

Kvalitu vody ke koupání posuzuje Krajská hygienická stanice podle vyhlášky č. 238/2011 Sb. V koupacích oblastech při překročení limitů, kdy hrozí ohrožení zdraví, je Krajská hygienická stanice povinna vydat zákaz koupání. Na jeho dodržování však není povinna dohlížet. Je věcí každého návštěvníka zda bude zákaz respektovat.

V přírodních koupalištích provozovatel nechává kontrolovat kvalitu vody v akreditovaných laboratořích. Za hodnocení kvality vody je odpovědný sám, ale výsledky rozboru posílá Krajská hygienická stanice a ta může v případě nedodržení limitních hodnot nařídit větší četnost kontroly vody, jestliže jakost vody nezaručuje dodržení požadavků stanovených podle § 6 zákona č. 258/2000 Sb. Krajská hygienická stanice může také zakázat používání vody ke koupání.

Co se týče ostatních vodních ploch, tak zde je koupání na vlastní nebezpečí a kvalita vody zde není nikým sledována. Také se na takových místech neprovádějí žádné laboratorní rozborů (www.szu.cz).

3.2.1 Ukazatele hodnocené Krajskou hygienickou stanicí

Hygienické stanice v České republice hodnotí ukazatele z vyhlášky č. 238/2011 Sb. (příloh č. 1, 4 a 5), mezi něž patří:

***Escherichia coli* a střevní enterokoky**, kteří jsou indikátory fekálního znečištění. Při zvýšeném nálezů je pravděpodobnost výskytu žaludečních a střevních problémů.

Průhlednost, která se určuje pomocí Secchiho disku. Jedná se o doplňující ukazatel, který není spojen s přímými zdravotními riziky.

Vodní květ, který se stanovuje vizuálně při odběru. Pomocí jednoduché stupnice se určí, množství vodního květu, které je přítomno na vodní hladině.

Chlorofyl-a, který stanovuje jak velké množství řas a sinic se ve vodě vyskytuje. Řasy a sinice chlorofyl-a v těle potřebují k fotosyntéze.

Mikroskopický obraz, který podává informace o druzích přítomných řas, sinic a drobných živočichů. Dále informuje o neživých částech rozptýlených ve vodě.

Sinice, které mohou produkovat jedovaté látky (toxiny) a látky způsobující různé alergie. Podle toho kolik a jaký typ toxinu se do těla dostane, se liší i projevy (od lehké akutní otravy až po vážnější jaterní problémy).

Znečištění odpady, které se posuzuje při odběru podle čtyřbodové stupnice (zanedbatelné, mírné, mírně značné, značné podél celého břehu). Sleduje se množství plastů, lahví, a různých obalů.

Přírodní znečištění, které se stejně jako předchozí posuzuje při odběru čtyřbodovou stupnicí. Za takové znečištění se považují například ulomené větve, kmeny, ulomené stonky a listy vodních rostlin a mrtvé ryby nashromážděné v blízkosti břehu.

Na základě těchto ukazatelů je jakost koupací vody řazena do jedné z pěti kategorií:

Voda vhodná ke koupání je definována jako nezávadná voda s nízkou pravděpodobností vzniku zdravotních problémů při vodní rekreaci s vyhovujícími smyslově postižitelnými vlastnostmi.

Voda vhodná ke koupání s mírně zhoršenými vlastnostmi je nezávadná voda s nízkou pravděpodobností vzniku zdravotních problémů při vodní rekreaci se zhoršenými smyslově postižitelnými vlastnostmi. U vod spadajících do této kategorie je doporučeno se po koupání osprchovat.







Zhoršená jakost vody je označení pro prostřední kategorii. V případě této kategorie je mírně zvýšená pravděpodobnost vzniku zdravotních problémů při vodní rekreaci. U

citlivějších jedinců by se už mohly vyskytnout zdravotní potíže. I v této kategorii je doporučení se po koupání osprchovat.

Voda nevhodná ke koupání neodpovídá hygienickým požadavkům a pro koupající lidi představuje zdravotní riziko. Koupání nelze doporučit zejména citlivým jedincům. Do kategorie citlivých jedinců spadají hlavně děti, těhotné ženy, osoby trpící alergií a osoby s oslabeným imunitním systémem.

Voda nebezpečná ke koupání je kategorie, do které jsou řazeny vody, které neodpovídají hygienickým požadavkům. A protože hrozí poškození zdraví, vyhláší se zákaz koupání (www.szu.cz). Pro jednoduchost se kromě slovního hodnocení využívají barvy (obr. 1), kdy každá z pěti barev reprezentuje jednu z výše uvedených kategorií.

Krajské hygienické stanice neprovádí měření fyzikálně-chemických ukazatelů kvality vody, protože to již není legislativně ustanoveno.

	Voda vhodná ke koupání
	Voda vhodná ke koupání se zhoršenými smyslově postižitelnými vlastnostmi
	Zhoršená jakost vody
	Voda nevhodná ke koupání
	Voda nebezpečná ke koupání
	Měření nebylo provedeno

Obr. 1 Legenda Krajské hygienické stanice Zlínského kraje

Zdroj: www.khszlin.cz

3.3 Eutrofizace

Eutrofizací se rozumí zvyšování obsahu živinných látek ve vodě, které mají svůj původ jak ve vnějších zdrojích, tak i ve vodě samotné (Tlapák a Kratochvíl 1982). Prvotním signálem eutrofizace je nárůst planktonních sinic, řas a vodních makrofyt na vodní hladině. Dále dochází ke zhoršení hydrochemického a kyslíkového režimu, ke vzniku a hromadění jedovatých plynů. Kalamitní situací v eutrofizaci je stav když se sinice začnou hromadit na hladině. Takovému nahromadění monokultur sinic u hladiny se říká vodní květ. Když vznikne vodní květ tak dochází ve spodních vrstvách

postižených lokalit k deficitu kyslíku, ke zvýšení koncentrace železa a manganu a v horších případech k tvorbě sirovodíku a methanu (Ambrožová, 2009).

Pro vodní rekreaci má největší význam přítomnost fytoplanktonu a bakterioplanktonu, protože právě tyto mikroorganismy mohou způsobovat zdravotní problémy. Fytoplankton se skládá z řas a sinic. I když mají řasy i sinice ve vodě podobnou úlohu, z hlediska vlivu na lidské zdraví jsou sinice mnohem nebezpečnější. Pokud je fytoplanktonu ve vodě větší množství, vytvoří se vegetační zákal, který vždy poukazuje na sníženou kvalitu vody (www.sinice.cz).

Především v nádržích bohatých na živiny se během letních měsíců a na začátku podzimu objevuje vodní květ. Hlavní úlohu mezi limitujícími faktory hraje fosfor. Ani významné omezení přísunu fosforu nemusí znamenat rychlou nápravu stavu, protože se dostatečné množství fosforu může uvolňovat ze sedimentů. Důležité jsou i hydrologické poměry v nádrži, rybí osádka a množství makrofytní vegetace v příbřežních zónách nádrže (Pumann, 2008).

Vodní květ najdeme ve vodách s vyšší koncentrací vápníku a vyšší hodnotou pH (7,5 až 9,0). Optimální teplota pro vodní květ je v rozmezí 25 °C až 35 °C. Produkce sinic a řas je podporována obsahem uhlíku, dusíku, fosforu a jejich vzájemným poměrem. Dále také přítomnost kovů v sedimentech ovlivňuje výskyt vodního květu. Např. mangan či měď jsou pro sinice velmi toxické již při malých koncentracích (Ambrožová, 2009).

3.3.1 Toxiny produkované sinicemi

Některé druhy sinic jsou schopny tvořit toxiny, které ohrožují zdraví lidí. Toxiny se můžou nacházet uvnitř buněk sinic nebo se mohou z buněk uvolňovat do vody. Během růstové fáze je 70 – 90 % celkového množství toxinu vázáno v buňkách. U buněk starších podíl volných toxinů může být až 70 %. V současnosti je známo více než 50 druhů sinic, které produkují toxiny. V Evropě je vodní květ nejčastěji tvořen sinicemi z rodů *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*, *Nodularia* a *Nostoc*. Lidé mohou být vystaveni účinku toxinů po vypití kontaminované pitné vody, při koupání v kontaminované vodě, nebo po vdechnutí aerosolů (Pond a kol., 2002). Nejznámější toxiny sinic:

Neurotoxiny – produkují zejména druhy rodů *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*, *Microcystis* a *Planktothrix*. Účinné látky jsou např. anatoxin a

aphanotoxin, které blokují sodíkové kanály membrán, depolarizují je a inhibují cholinesterázy. Klinickým příznakem jsou křeče (Ambrožová, 2009). Výskyt neurotoxinů není tak častý. Působí především na nervový systém. U vodních ptáků mohou být příčinou náhlého úhynu z důvodu akutní zástavy dechu, ke které může dojít během několika minut po expozici (Pond a kol., 2002).

Hepatotoxiny – zasahují játra teplokrevných živočichů a způsobují poškození jejich struktury a funkce. Produkují je sinice rodu *Microcystis*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Planktothrix*, *Oscillatoria*, *Nostoc*, *Aphanizomenon* a *Gloeotrichia*.

Embryotoxiny – jsou nebezpečné hlavně pro těhotné ženy, protože u nich může dojít k potratu či k poruše vývoje a růstu plodu. Embryotoxiny produkují sinice rodu *Trichodesmium*, *Cylindrospermopsis*, *Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Oscillatoria*, *Nostoc* a další (www.biotox.cz).

3.3.2 Zdravotní problémy způsobené sinicemi

Vodní květ je závadou zejména v rekreačních nádržích a nádržích sloužících jako zdroj pro úpravu pitné vody. První kdo popsal toxicitu sinic, byl v roce 1878 G. Francis. V té době došlo k úhynu dobytka při spásání biomasy tvořené druhem *Nodularia spumigena*, který na jezeře v Austrálii vytvořil vodní květ (Ambrožová, 2009).

Nejčastěji hlášené problémy spojené s koupáním ve vodách, které obsahují sinice, jsou senné rýmy, svědivé kožní vyrážky a problémy s trávicí soustavou. Jako vážnější důsledky jsou uváděny silné bolesti hlavy, zápal plic, horečka, závrať a puchýře v ústech. První a zatím poslední smrtelná otrava sinicemi je známa ze Spojených států. Kde mladý chlapec zemřel, když nešťastnou náhodou polkl vodu z rybníku, která obsahovala neurotoxiny. Podle pitevní zprávy byl za smrt zodpovědný anatoxin a (Stewart, 2006). Anatoxin a byl poprvé izolován a identifikován z *Anabaena flos-aquae* v roce 1972. Později bylo zjištěno, že anatoxin a produkují rody *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermum*, *Oscillatoria*, *Planktothrix* a *Raphidiopsis* (toxinology.nilu.no).

3.3.3 Odstranění vodního květu

V místech kde dochází k akumulaci vodního květu, je možné se ho zbavit mechanickým odstraněním. Když jsou nádrže mělké, lze použít násoskový odběrák, kterým se část biomasy vodního květu dostane pryč z nádrže. Když je voda silně

eutrofizovaná tak se uplatňuje těžba sedimentů ze dna nádrže, nebo oxidace sedimentů. Při oxidaci se fosfor váže jako trojmocný iont a nedochází k jeho uvolnění do vody.

Druhou možností jak se dá vodní květ odstranit je pomocí biomanipulace. Princip spočívá v tom, že se do nádrže vysadí býložravé ryby, nejčastěji tolstobik bílý, který spásá přebytečnou biomasu. Další možností jak se zbavit vodního květu je pomocí chemické metody. Do nádrže se přidá např. železo a hliník, které srážejí fosfor přímo v nádrži. Chemický zásah se doporučuje aplikovat v době před nástupem rozvoje sinic, kdy mladé buňky přijímají nejvíce látek ze svého okolí a jsou také nejvíce zranitelné (Ambrožová, 2009).

3.4 Fyzikálně-chemická ukazatele

Teplota vody je důležitý fyzikální činitel ovlivňující životní děje ve vodním prostředí. U povrchových vod závisí na počasí, slunečním záření, charakteru nádrže, jeho hloubce, pohybu a míchání vody, průhlednosti a barvě (Hartman a kol., 2005).

Teplota vody významně ovlivňuje chemickou a biochemickou reaktivitu i v poměrně úzkém teplotním rozmezí přírodních vod a to od 0 °C do zhruba 30 °C. Při teplotách blízkých se nule většina biochemických procesů probíhá velmi zvolna nebo neprobíhá vůbec. Údaj o teplotě je nezbytný při stanovení biochemické spotřeby kyslíku a při hodnocení samočištění povrchových vod (Pitter, 2009).

Zvýšená teplota vody způsobuje lepší rozpouštění anorganických a organických látek, proto probíhá rozklad organických látek rychleji při vyšší teplotě. Vzrůst teploty mění i některé fyzikální podmínky, dochází například ke snížení hustoty a viskozity vody. Což má velký význam především ve stojatých vodách s výskytem planktonu (Adámek a kol., 2010).

Ve vodních nádržích má hloubka největší vliv na rozsah kolísání teploty vody. Podle rozsahu teplotních změn rozeznáváme nádrže s malými teplotními změnami v rozmezí 5 až 10 °C v průběhu roku, se středními změnami 11 až 20 °C a s velkými teplotními změnami nad 20 °C. Příkladem nádrží s malými teplotními změnami jsou jezera a příkladem nádrží s velkými teplotními změnami jsou rybníky (Hartman a kol., 2005).

V hlubších jezerech a nádržích dochází v letních a zimních měsících k teplotní stratifikaci. Uplatňuje se závislost hustoty vody na její teplotě a její maximální hustota při 4 °C. V letních měsících teplota povrchové vrstvy stoupá a v hlubších vrstvách se hromadí chladnější voda, která má větší hustotu. Svrchní vrstva vody zvaná epilimnion

je od spodní vrstvy nazvané hypolimnion oddělena skočnou vrstvou, která brání cirkulaci vody v celém objemu. Z tohoto důvodu zůstává teplota vody přibližně konstantní. Je to doba letní stagnace. V zimních měsících, o období zimní stagnace, dochází k inverznímu rozdělení teploty. Ve svrchní vrstvě se hromadí voda o teplotě pod 4 °C. V jarních a podzimních měsících dochází vlivem teplotních změn a větru k proudění, a tím k promíchání vrstev, teplota vody se v nádržích vyrovná. O tomhle ději hovoříme jako o jarní a podzimní cirkulaci (Pitter, 2009).

Světlo vnikající do vody má zásadní význam pro prohřívání. Voda pohlcuje jen část světla, které na ni dopadá, a to v závislosti na úhlu dopadu paprsků. Více světla je odraženo v ranních a večerních hodinách než v poledne, kdy světlo dopadá kolměji. Více světla je také odraženo v zimě než v létě. Kolik světla voda přijme a jak hluboko pronikne, závisí na rozpuštěných a nerozpuštěných látek a na biologickém oživení vody. Podíl paprsků zadržovaných v sedimentech, je důležitým faktorem při prohřívání vody. S tím souvisí kolísání teploty vody během dne a roku (Hartman a kol., 2005).

Podmínky světelného režimu a vlivu světla na organismy jsou v tocích stejné jako ve vodách stojatých. V období nízkých vodních režimů je voda průzračná až na dno. V období srážkových přívalů se rychle zvyšuje zákal, který je tvořený materiálem vyplavovaným z břehů. A právě zakalení zhoršuje pronikání světla ke dnu (Lellák a Kubíček, 1991).

Barva vody, o barvě rozhoduje obsah a druh látek ve vodě rozpuštěných a rozptýlených ve formě hrubších, jemných až koloidních suspenzí. Hnědavě zbarvený zákal je velmi často způsoben zeminou, spláchnutou z polí. Tmavě červený zákal ukazuje na vodu z rašelinišť a bažin, rezavě červený, šedý až načernalý zákal je způsoben odpadními vodami z báňského, hutního či chemického průmyslu. Barva vody je proto určitým, i když jen hrubým ukazatelem jakosti vody (Jůva a kol., 1980).

Barva vody je antropogenního nebo přírodního původu. Barva přírodních vod je způsobena především huminovými látkami, které zbarvují vodu žlutohnědě. Kromě rozpustných látek můžou vodu zbarvovat i látky nerozpustné, např. fytoplankton. Z toho důvodu se odlišuje skutečná barva vody, která je způsobena rozpuštěnými látkami, od barvy zdánlivé. Za zdánlivou barvu jsou zodpovědné jak rozpuštěné tak nerozpuštěné

látky. Příkladem barvy zdánlivé je zelená až zelenomodrá barva silně eutrofních vod, kterou lze odstranit filtrací, protože je způsobená přítomností sinic a řas (Pitter, 2009).

Hodnota pH významně ovlivňuje chemické a biochemické procesy ve vodách. Z tohoto důvodu je stanovení hodnoty pH nezbytnou součástí každého chemického rozboru vody (Pitter, 2009). Pod pojmem pH rozumíme zápornou hodnotu dekadického logaritmu koncentrace vodíkových iontů, vyjádřené v molech na litr (Horáková a kol., 2007).

V chemicky čisté vodě je obsah vodíkových a hydroxylových iontů v rovnováze, a proto má tato voda neutrální reakci $\text{pH} = 7$. Vzhledem k tomu, že přírodní vody obsahují chemické sloučeniny, které ovlivňují disociaci vody, dochází ke změně reakce na kyselou (hodnota pH nižší než 7) nebo zásaditou kde hodnota pH je vyšší než 7 (Hartman a kol., 2005).

V čistých přírodních vodách je hodnota pH v rozmezí od 4,5 do 9,5 dána uhličitánovou rovnováhou. Tuto závislost mohou ovlivňovat např. humnové látky nebo kationy snadno podléhající hydrolyze. Pokles hodnoty pH pod asi 4,5 bývá způsoben přítomností volných anorganických nebo organických kyselin. Přírodní vody s hodnotou pH nad 8,3 obsahují kromě hydrogenuhličitanů také uhličitany. A pokud je hodnota pH nad 10 tak se již na hodnotě pH výrazně podílejí i ionty OH^- .

Optimální hodnota pH pro ryby se pohybuje mezi 6,5 až 8,5, za přípustné se považují hodnoty pH 6 až 9, a to jako pro lososovité tak i pro kaprovité ryby. Úhyn u lososovitých ryb lze pozorovat při pH pod 4,8 nebo nad 9,2. U kaprovitých ryb úhyn nastává, když hodnota pH klesne pod 5,0 nebo stoupne nad 10,8 (Pitter, 2009).

Když je hodnota pH nižší než 7 (kyselý roztok), tak se ve vodě nachází větší množství vodíkových iontů (H^+). Když je hodnota pH vyšší než 7 (zásaditý roztok), tak ve vodě najdeme větší množství hydroxylových iontů (OH^-) (Vodrážka, 1982).

Konduktivita je míra koncentrace ionizovatelných anorganických a organických součástí vody. V dřívější době se také používaly pro konduktivitu názvy jako měrná elektrická vodivost nebo měrná vodivost. V přírodních a užitkových vodách, kde je malá koncentrace organických látek, je konduktivita mírou obsahu anionů a kationů. Konduktivita dále slouží ke kontrole výsledků chemického rozboru vody. Z jejích

hodnot je možné posoudit úplnost chemické analýzy iontových složek vody (Pitter, 2009).

Vodivost (konduktance) je převrácená hodnota odporu. Proto i jednotka vodivosti (Siemens) je převrácenou hodnotou jednotky odporu (Ohm). Pro srovnání schopnosti vodných roztoků vést elektrický proud byla zavedena elektrická konduktivita, která se obvykle označuje symbolem κ a představuje převrácenou hodnotu odporu roztoku obsaženého mezi dvěma elektrodami o ploše 1 m^2 , které jsou od sebe vzdáleny 1 m . Jednotkou konduktivity je $\text{S}\cdot\text{m}^{-1}$, ale obvykle se užívá menší jednotka $\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$ nebo $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Horáková a kol., 2007).

Konduktivita je závislá na koncentraci iontů, jejich nábojovém čísle, pohyblivosti a teplotě. Vzrůst nebo pokles teploty o $1 \text{ }^\circ\text{C}$ způsobuje změnu konduktivity nejméně o 2 %. Destilovaná voda je téměř nevodivá její konduktivita je $0,05$ až $0,5 \text{ mS}\cdot\text{m}^{-1}$.

Stanovení konduktivity je součástí chemického rozboru vody. Hodnotu je možné získat poměrně rychle, a proto umožňuje bezprostřední odhad koncentrace iontově rozpuštěných látek a celkové mineralizace ve vodách, aniž by bylo potřeba dělat úplný rozbor vody. Měření lze provádět kontinuálně, a tak je možné získat okamžitou představu o časových změnách v koncentraci rozpuštěných anorganických látek v přírodních, užitkových a odpadních vodách (Pitter, 2009).

Kyslík je jedním z nejdůležitějších faktorů všech vodních systémů. Je nezbytný pro řadu chemických i biochemických procesů. Aktuální obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě nádrže pochází ze vzduchu a z fotosyntetické asimilace vodních rostlin, řas a sinic. Rostlinný podíl produkce kyslíku závisí na množství rostlin, na délce a intenzitě efektivního osvětlení a na tom jestli je ve vodě dostatek vhodných živin. Kyslík při dýchání spotřebovávají živočichové i rostliny. Kolik je absorbováno kyslíku z ovzduší přímou difúzí závisí na velikosti styčné plochy vody a vzduchu, dále na barometrickém tlaku ovzduší, salinitě, na pohybu povrchových vrstev vody vyvolaných větrem, a hlavně na teplotě (Lellák a Kubíček, 1991). Když teplota stoupá, klesá absolutní obsah rozpuštěného kyslíku. Na kyslík nejbohatší je voda chladných bystřinných toků nebo v případě stojatých vod vrstva epilimnia, která je osídlena vegetací. S rostoucí hloubkou a snižujícím se osídlení organismy, ubývá rozpuštěného kyslíku (Hartman a kol., 2005).

Relativní podíl kyslíku je oproti dusíku ve vodě podstatně větší než v ovzduší. V jednom litru vody je v nasyceném stavu obsaženo $8,84 \text{ mg O}_2$ a $17,6 \text{ mg N}_2$. Relativní

objemový podíl O : N je ve vodě v poměru 1 : 2, zatímco v ovzduší je to v poměru 1 : 5 (Lellák a Kubíček, 1991).

Ve stojatých vodách se obsah kyslíku mění během slunné a tmavé části dne, a to v závislosti na intenzitě fotosyntetické asimilace a následného dýchání vodních organismů. V odpoledních a podvečerních hodinách, obsah kyslíku vrcholí, koncentrace kyslíku se pohybují kolem 12 mg/l. K denním minimům dochází ráno před rozedněním, kdy se koncentrace kyslíku pohybují kolem 2,7 mg/l až 5 mg/l.

Atmosférický tlak je dalším důležitým faktorem, který ovlivňuje rozpouštění kyslíku ve vodě. S klesajícím tlakem klesá množství rozpuštěného kyslíku ve vodě. Proto v létě před bouřkou, která je doprovázená poklesem tlaku, dochází k poklesu obsahu kyslíku ve vodě a v některých případech i k ohrožení ryb uvolněním bahenních plynů do vody (Hartman a kol., 2005).

Přítomnost či nepřítomnost kyslíku indukuje stav jakosti vody a rozhoduje o tom, zda budou ve vodě probíhat aerobní pochody nebo nežádoucí anaerobní pochody. Bez kyslíku by nemohlo probíhat samočištění povrchových vod (Pitter, 2009). Je-li kyslík z vody vyčerpán, začnou mikroorganismy získávat kyslík nejprve redukcí některých látek anorganických, například dusičnanů, a po vyčerpání těchto zdrojů začnou redukovat látky organické. Při tom se tvoří různé zapáchající látky např. H₂S.

Obsah kyslíku v povrchových vodách je také určujícím faktorem pro život ryb. Obvykle se jako dolní mez obsahu kyslíku nezbytného pro život ryb uvádí hodnota asi 4mg/l. Například kapr je málo citlivý na nízké koncentrace kyslíku a snáší hodnoty i jen 2 mg/l. Jiné ryby jsou velmi citlivé (např. lososovité) a vyžadují koncentraci asi 6 mg/l (Král, 1974).

Dusík se ve vodách nachází v různých oxidačních stupních, iontové i neiontové formě. Podle klesajícího oxidačního stupně lze seřadit dusíkaté sloučeniny nacházející se ve vodách takto: dusičnany, dusitany, amoniakální dusík a sloučeniny obsahující organicky vázaný dusík. Distribuce jednotlivých forem výskytu sloučenin dusíku ve vodách je ovlivňována především biochemickými procesy, které probíhají v povrchových, podzemních i odpadních vodách (Horáková, 2007).

Amoniakální dusík ve vodách najdeme jako disociovaný iont NH₄⁺ a nedisociovaný NH₃. Podíl těchto dvou forem výskytu je závislý na teplotě vody a na hodnotě pH.

Při chemickém stanovení amoniaku ve vodě se nerozliší obsah ve vodě obsaženého disociovaného amonného a nedisociovaného amoniakového dusíku.

V přírodních srážkových, podzemních i povrchových vodách bývá koncentrace amoniakálního dusíku v desetinách $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, ve výjimečných případech v několika málo jednotkách $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Ve splaškových vodách najdeme desítky $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ amoniakálního dusíku a v některých odpadních vodách a také v některých vodách ze zemědělství lze naměřit i stovky $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Horáková, 2007).

Amoniakální dusík je primárním produktem rozkladu velké většiny organických dusíkatých látek rostlinného a živočišného původu. Antropogenním zdrojem amoniakálního dusíku organického původu jsou splaškové odpadní vody a odpady ze zemědělských výroby. Antropogenním zdrojem amoniakálního dusíku anorganického původu jsou hlavně dusíkatá hnojiva, které se splachem a průsakem ze zemědělských ploch dostávají do povrchových vod.

Velmi toxicky působí amoniakální dusík na ryby, toxicita závisí do jisté míry na hodnotě pH, protože toxický účinek nemá iont NH_4^+ , ale nedisociovaná molekula NH_3 , protože lépe proniká buněčnými membránami. Údaje o přípustných koncentracích se liší, protože závisí na době expozice, teplotě, koncentraci kyslíku, druhu ryb a také na celkovém složení vod (Pitter, 2009).

Dusičnany vznikají hlavně sekundárně při nitrifikaci amoniakálního dusíku. Jsou v oxickém prostředí konečným stupněm rozkladu dusíkatých organických látek. Mezi další zdroje dusičnanů patří hnojení zemědělsky obhospodařovaných ploch dusíkatými hnojivy.

U dusičnanů je výhodné vyjadřovat jejich koncentrace jako dusičnanový dusík N/NO_3^- . Pro přepočítání platí $1 \text{ mg N}/\text{NO}_3^- = 4,427 \text{ mg NO}_3^-$ (Pitter, 2009). Dusičnany se řadí mezi čtyři hlavní aniony vod. Najdeme je ve všech druzích vod v různých koncentracích. Ve srážkových vodách je koncentrace dusičnanů v desetinách až jednotkách $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. V podzemních a povrchových vodách je koncentrace dusičnanů v jednotkách až desítkách $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. V některých odpadních vodách byly naměřeny i koncentrace dusičnanů ve stovkách $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Horáková, 2007).

Dusičnany jsou samy o sobě velmi málo škodlivé. Můžou škodit nepřímo tím, že se v gastrointestinálním traktu mohou redukovat bakteriální činností na dusitany, které

jsou toxičtější. Pokud nedochází k redukci dusičnanů na dusitany, tak jsou dusičnany poměrně rychle vyloučeny močí.

Dusitany reagují s hemoglobinem na methemoglobin, který není schopen krví přenášet kyslík. Problém vzniká u kojenců. Protože, krev kojenců obsahuje hemoglobin F, který se snáze přeměňuje na methemoglobin než hemoglobin A, který je obsažen v krvi starších dětí a dospělých osob. Denní dávka dusičnanů přijatá pitnou vodou by neměla překročit 100 mg NO_3^- . To znamená, že při průměrné spotřebě 2 litrů pitné vody na obyvatele za 1 den by neměla koncentrace dusičnanů překročit 50 mg/l NO_3^- . Pro balenou přírodní minerální vodu se v České republice uvádí nejvyšší mezní hodnota NO_3^- 50 mg/l. Pro balenou kojeneckou vodu se jako nejvyšší mezní hodnota NO_3^- uvádí 10 mg/l a pro balenou pramenitou vodu je nejvyšší mezní hodnota 25 mg/l.

Pro ryby jsou dusičnany velmi slabě jedovaté. Nejvyšší přípustná koncentrace pro kapra je 80 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ NO_3^- a pro pstruha duhového 20 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ NO_3^- . Toxický a letální účinek se začne projevovat až při koncentracích NO_3^- vyšších než 1 000 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Pitter, 2009).

Fosfor se ve vodách dělí na rozpuštěný a nerozpuštěný. Dále můžeme rozpuštěný a nerozpuštěný fosfor dělit na anorganicky vázaný a organicky vázaný. Ještě je možné rozpuštěný anorganicky vázaný fosfor dělit na orthofosforečnanový a polyfosforečnanový (Pitter, 2009).

Zdrojem polyfosforečnanů jsou zejména prací prostředky, prostředky pro povrchovou ochranu chladících okruhů a inhibitory koroze. Organicky vázaný fosfor je produktem rozkladu vodní flóry a fauny. Organofosfátové sloučeniny se vyskytují hlavně v přípravcích využívaných v zemědělství a v domácnostech. Příkladem jsou pesticidy, herbicidy a insekticidy. Fosfor se nachází také v sedimentech, a to buď ve formě vysrážených anorganických sloučenin, nebo jako součást různých organických látek (Horáková, 2007).

Významným bodovým zdrojem fosforu bývají velkochovy hospodářských zvířat. Člověk denně vyloučí asi 1,5 g fosforu, který se dostává do splaškových odpadních vod. Vody splaškové obsahují kromě fosforu vyloučeného člověkem i fosforečnany z různých prostředků používaných v domácnostech, čímž se množství fosforu může zvyšovat na 2 g až 3 g P na jednoho obyvatel za den (Pitter, 2009).

Fosforečnany jsou nezbytnou anorganickou živinou pro vyšší a nižší organizmy. Organismy jsou fosforečnany asimilovány a přeměňovány na fosforečnany organicky

vázané. Po uhynutí a rozkladu organismů jsou fosforečnany uvolňovány opět do prostředí. Vysoké koncentrace fosforečnanů v povrchových vodách jsou nežádoucí, protože podporují nadměrný rozvoj řas (Kráal, 1974).

Fosforečnany jsou pevně vázané v sedimentech hlavně jako málo rozpustné sloučeniny s Fe^{III} . U dna můžou nastat anaerobní podmínky, při kterých dochází k redukci Fe^{III} na Fe^{II} a k uvolňování fosforečnanů do vody. Jestliže jsou v dostatečné koncentraci přítomné dusičnany, mohou i za nepřítomnosti rozpuštěného kyslíku udržet anoxické podmínky, při kterých ještě nedochází k redukci Fe^{III} . Uvolnění fosforečnanů do vody může nastat teprve při poklesu koncentrace dusičnanů pod asi 0,3 mg/l. V současnosti je remobilizaci fosforu ze sedimentů jezer a nádrží věnována velká pozornost, protože se může za určitých podmínek podílet na eutrofizaci (Pitter, 2009).

4. Praktická část

4.1 Charakteristika lokality

Vodní nádrž Štěrkoviště se nachází v Otrokovicích. Otrokovice je město ve Zlínském kraji. Leží 12 km západně od krajského města Zlína, na soutoku řek Moravy a Dřevnice. Město má rozlohu 1 961 ha a nachází se na rozhraní tří moravských regionů: Valašska, Slovácka a Hané. Žije v něm v současnosti 17 962 obyvatel (www.otrokovice.cz). Pro ně a lidi z blízkého okolí je vodní nádrž Štěrkoviště jedno ze dvou míst kde se můžou v letních měsících koupat. Druhým místem je městské koupaliště, které je tvořeno hlavním bazénem o rozměrech 40 x 20 m s hloubkou 0,6 – 1,4 m a brouzdalištěm o rozměrech 15 x 5 m s hloubkou 0,3 m.

Vodní nádrž Štěrkoviště vznikla těžbou štěrko-písku ve 30. a 40. letech minulého století. Průměrná hloubka nádrže je 4 m. Největší hloubka se odhaduje na 12 m a rozloha je 13 ha. Součástí je travnatá pláž s upraveným vstupem do vody, dvě dětská brouzdaliště o rozloze 12 x 10 m s hloubkou 0,4 m a tobogán. Dále v areálu najdeme půjčovnu vodních šlapadel, plážový volejbal, minigolf a několik restauračních zařízení (www.tehosotrokovice.cz).

V areálu najednou může být až 6 tisíc lidí, ale v průměru areál během jednoho dne v sezóně navštíví 600 osob. V areálu se během července a srpna vybírá vstupné od 9 do 16:30 hodin. Za tuhle dobu v roce 2015 navštívilo areál 21 319 dospělých a 5 316 dětí do 15 let. Celková návštěvnost bude vyšší a to z důvodu, že se lidé chodili koupat i v červnu a na začátku září kdy se vstupné nevybíralo.

Areál vodní nádrže je kromě rekreačního střediska i rybářským revírem. Pravidelně je zde vysazován amur, candát, kapr, lín, sumec, štika a úhoř. Kromě výše uvedených rybích druhů, které jsou pravidelně doplňovány je v nádrži možnost lovit i tolstolobiky, cejny, okouny, plotice, oukleje a perlíny. V roce 1997 Otrokovice zasáhly povodně a od té doby je na Štěrkovišti hlášen výskyt jesetera.

Vodní nádrž Štěrkoviště je řazena mezi přírodní koupaliště. Provozovatelem nádrže je městská společnost TEHOS s.r.o. Podle Krajské hygienické stanice Zlínského kraje voda v nádrži při všech odběrech v roce 2015 spadala do kategorie označené jako voda vhodná ke koupání.

4.2 Popis odběrných míst

Vodní nádrž Štěrkovské jsem zvolila, protože od roku 2009 na lokalitě nebylo krajskou hygienickou stanicí zakázané koupání z důvodu výskytu vodního květu. Druhým důvodem, proč jsem zvolila právě tuhle lokalitu, je fakt, že jen jedna strana nádrže je vhodná ke koupání, a tak je možné zde sledovat, jestli koupání přispívá ke zhoršení kvality vody. Stranu, kde se lidé nekoupou, jsem označila jako lokalitu A a stranu kde je možné se koupat, jsme označila jako lokalitu B (obr. 2).



Obr. 2 Mapa odběrných míst

Zdroj: www.mapy.cz

Lokalita A je charakterizována prudkým svahem. Na okraji nádrže je polní cesta, která směřuje k budově patřící rybářskému svazu. Cesta přechází v travnatou část, kterou rybáři využívají pro své rybářské místa. Tráva pozvolna přechází v prudší svah. A v místě kde začíná voda, jsou nahromaděny kameny. Voda v těchto místech má hloubku od 2 do 5,5 metrů. Z vody se na této straně obtížně vylézá, a z tohoto důvodu je tato strana využívána pouze k rybolovu nikoli ke koupání.

Lokalita B je charakterizována pozvolným vstupem do vody. Na této straně nádrže je 300 metrů dlouhá travnatá pláž kolem, které se nachází restaurační zařízení, hřiště na volejbal, nohejbal, dětské hřiště, pískoviště, brouzdaliště a tobogán. Jsou zde i převlékácké kabinky a WC. Pro vstup do vody existuje více možností. První možnost je po molu, které se nachází u travnaté pláže. Druhou možností je pozvolný písečný vstup, který preferují hlavně malé děti. Poslední možností jsou kovové schodky, které vedou přímo do hlubší vody. Díky celkové upravenosti je právě tato strana využívána ke

koupání. I na této straně se vyskytují rybáři. Rybaří zde hlavně po skončení koupací sezóny.

4.3 Odběr vzorků a jejich zpracování

Obsah rozpuštěného kyslíku a teplotu vody je nezbytné měřit na místě, jinak by mohlo dojít ke zkreslení výsledků. Také se doporučuje na místě měřit pH a konduktivitu. Další ukazatele kvality vody (amonné ionty, dusičnanový dusík a rozpuštěné orthofosforečnany) je vhodnější stanovit v laboratoři. Proto vlastnímu rozboru vody předchází odběr vzorků a ve velké většině případů i doprava vzorku do laboratoře. Odběr prostých vzorků se provádí ručně. K odběru z 20 cm pod hladinou se používá nádoba, která se po naplnění vodou vytáhne a uzavře. Doba, která uplyne mezi odběrem a rozbohem vzorku by neměla, přesáhnou 24 hodin. Většina ukazatelů vody podléhá určitým změnám, ke kterým patří např. únik rozpuštěných plynů, mikrobiologický rozklad organických látek, změny iontové rovnováhy a podobně. Rychlost těchto změn závisí na druhu ukazatele, na biologickém oživení vody a na teplotě vody. Změnám ukazatelů vody zcela zabránit nejde, je ale důležité tyto změny minimalizovat. K tomu je nutné volit správné podmínky skladování a vhodnou konzervaci vzorku. Konzervací se myslí zachování stejných hodnot ukazatelů vzorku vody od doby odběru až do doby rozboru. Aby se předešlo velkým změnám je dobré vzorek ochladit bezprostředně po jeho odběru, obvykle na teplotu 2 °C až 5 °C (Horáková a kol., 2007).

Sledování kvality vody ve vodní nádrži Štěrkovské probíhalo od 14. 5. 2015 do 6. 3. 2016, v pravidelných jednoměsíčních intervalech. Voda byla odebírána ve stejný den na straně nádrže, kde probíhá rekreační činnost, tak i na straně kde rekreační činnost není. Odběry byly provedeny podle normy ČSN 75 7051. V terénu byla stanovena hodnota pH, teplota vody, teplota vzduch, množství rozpuštěného kyslíku a vodivost. V laboratoři byly stanoveny amoniakální ionty, dusičnanový dusík a rozpuštěné orthofosforečnany.

4.3.1 Terénní měření vybraných parametrů

Při měření v terénu jsem nejdříve všechny vybrané ukazatele změřila na straně nádrže, kde neprobíhá rekreační činnost a poté jsem celý postup včetně kalibrace zopakovala i na straně druhé kde rekreační činnost probíhá. Teplotu vzduchu jsem změřila před příchodem na lokalitu pomocí teploměru.

K měření hodnot pH jsem používala pH metr PH 100 ATC od firmy Voltcraft, který je nutné před samotným měřením nakalibrovat pomocí pufru 7. Po kalibraci bylo nutné měřící elektrodu opláchnout v destilované vodě. Když byl pH metr nachystán k měření, tak jsem změřila hodnotu pH a výsledek jsem zaznamenala do deníku.

Obsah kyslíku jsem měřila pomocí oximetru HI 9147 od firmy Hanna, který bylo nutné před začátkem měření nakalibrovat na 100 % obsah kyslíku. Množství kyslíku jsem změřila jak v % tak také v mg/l. Pomocí tohoto přístroje jsem změřila i teplotu vody, kterou jsem stejně jako všechny ostatní změřené parametry zaznamenala.

Posledním ukazatelem, který jsem v terénu měřila, byla konduktivita. Pro měření konduktivity jsem používala konduktometer DIST 3 od firmy Hanna, který jako jediný z přístrojů využitých v terénu nebylo nutné kalibrovat. Díky tomu, že byly všechny výše zmíněné hodnoty měřeny přímo na lokalitě, tak nedocházelo ke zkreslení naměřených hodnot.

4.3.2 Laboratorní stanovení vybraných parametrů

Stanovení amonných iontů NH_4^+

Množství amonných iontů jsem změřila v laboratoři pomocí Nesslerovy metody. Ta je založena na reakci amoniaku s Nesslerovým činidlem za vzniku tetrajodortuřnatanu amonného, což je málo rozpustná žlutá sloučenina, která při malých koncentracích amoniaku vytvoří žlutý koloidní roztok. Barevnou intenzitu roztoku je poté možno stanovit spektrofotometricky (Horáková a kol., 2007).

Samotnému měření předcházela příprava vzorků. Do zkumavky jsem napipetovala 5 ml destilované vody (Blanku) a přidala jsem tři kapky Nesslerova činidla (tetrajodortuřnatan sodný). Dále jsem z každého vzorku vody napipetovala 5 ml do zkumavky a také přidala tři kapky Nesslerova činidla. Zkumavky jsem protřepala a po 10 minutách změřila absorbance na spektrofotometru DR 2000, při vlnové délce 425 nm. Výsledky jsem si zaznamenala a poté je pomocí programu Windowchem Standard Curves převedla na výslednou hodnotu amonných iontů vyjádřených v mg/l.

Stanovení dusičnanového dusíku N/NO_3^-

Měření probíhalo tak, že jsem do zkumavek napipetovala 10 ml vzorku a ke každému vzorku jsem přidal obsah 1 balení NitraVer5. Vozky jsem zamíchala a nechala je 5 minut reagovat. Princip reakce spočívá v tom, že sáček NitraVer5 obsahuje kadmium, které v prostředí kyseliny sírové zredukovalo dusičnany na dusitany. Z dusitanů pak vznikne diazoniová sůl, která reaguje s kyselinou salicylovou. Výsledkem reakce je žlutě zbarvený roztok.

Množství dusičnanového dusíku jsem zjišťovala na spektrofotometru HACH DR 2800. Na spektrofotometru jsem zvolila metodu č. 355, která měří při vlnové délce 500 nm. Přístroj ukazuje množství dusičnanového dusíku v mg/l.

Stanovení fosforečnanů PO_4^{3-}

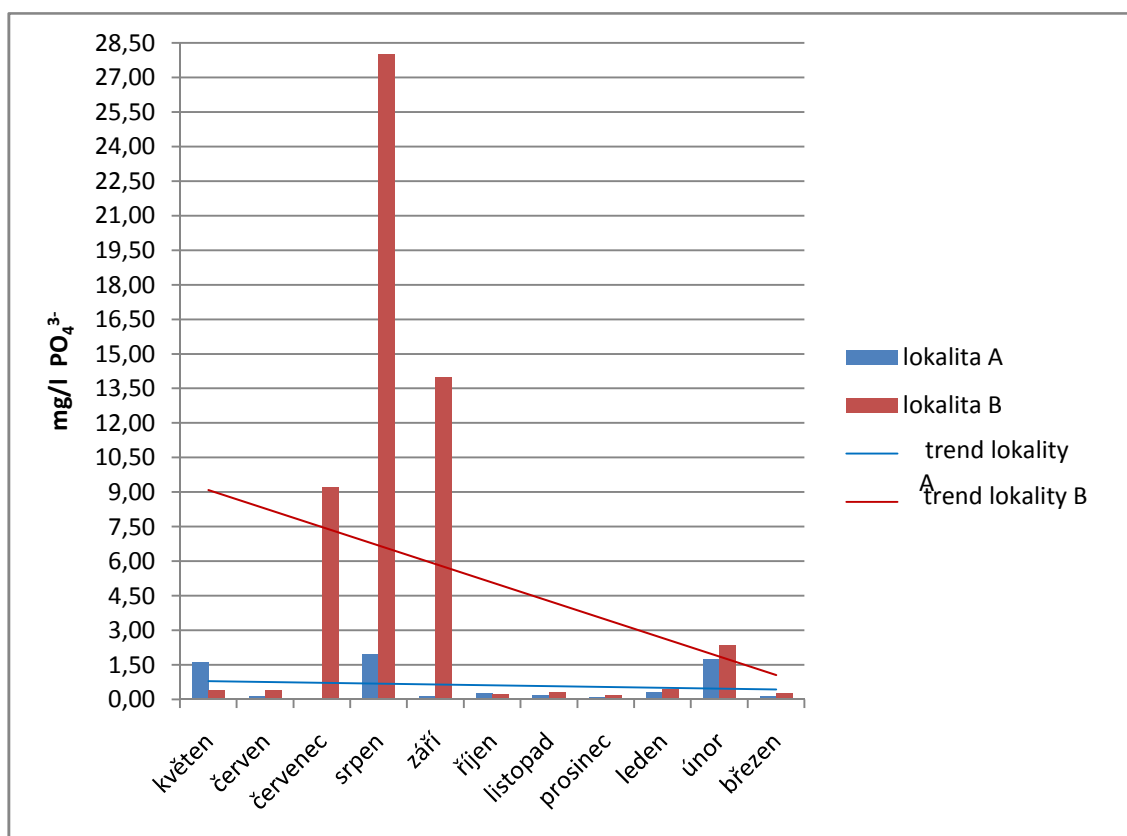
Před stanovením množství rozpuštěných fosforečnanů jsem musela vzorky přefiltrovat přes filtrační papír o porozitě 0,45 μm . Do zkumavek jsem napipetovala 10 ml přefiltrovaného vzorku a přidala obsah 1 balení PhosVer 3. Vozky jsem zamíchala a nechala je 10 minut reagovat. Reakcí fosforečnanů s molybdenem amonným v kyselém prostředí vzniká fosfomolybdenan amonný, který způsobuje modrou barvu roztoku. Čím intenzivnější bylo zbarvení, tím bylo ve vzorku větší množství fosforečnanů.

Množství rozpuštěných fosforečnanů jsem zjišťovala na spektrofotometru HACH DR 2800, kde jsem zvolila metodu č. 490, která měří při vlnové délce 890 nm. Přístroj ukazoval výsledné množství rozpuštěných fosforečnanů v mg/l. V letních měsících se stávalo, že hodnoty byly vyšší než rozsah přístroje, proto bylo nutné vzorky ředit destilovanou vodou 10x.

5. Výsledky

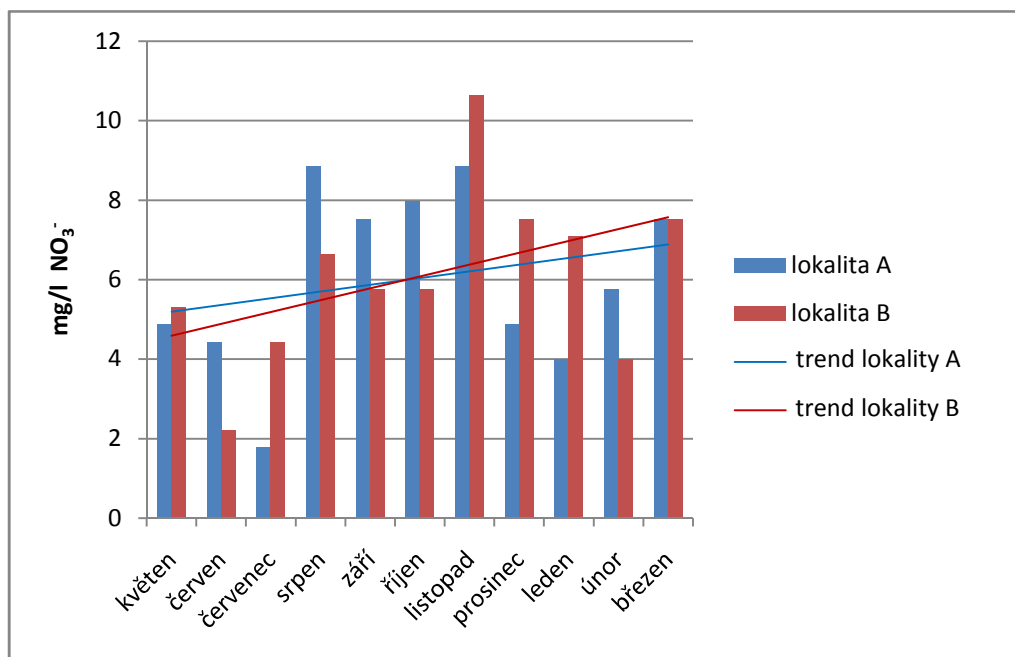
Odběry vzorků a fyzikálně-chemické analýzy jsem začala dělat v květnu 2015. Měření probíhalo jednou měsíčně, na jaře a v létě vždy kolem 17:00. Na podzim a v zimě kvůli změně času vždy mezi 14:00 – 15:00. Poslední měření jsem provedla v březnu 2016. Vzorky jsem vždy během jednoho dne odebrala jak na lokalitě A, což je lokalita kde se lidé nekoupou, tak i na lokalitě B, což je oblast kde se v letních měsících lidé koupou.

Grafy naměřených výsledků

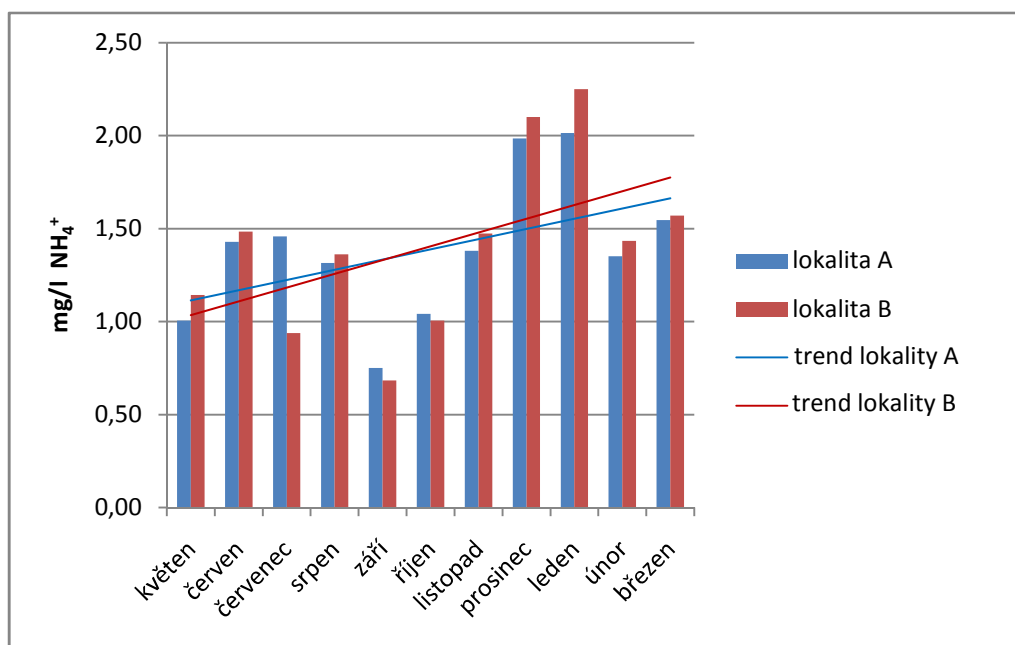


Graf. 1 Koncentrace fosforečnanů (PO_4^{3-}) naměřené na obou lokalitách za celé odběrové období

Nejvyšší množství fosforečnanů jsem zaznamenala v letních měsících ve vzorcích z lokality B (graf. 2). Příčemž nejvyšší naměřená koncentrace 28 mg/l je ze srpna (10. 8. 2015). Nejnižší koncentraci 0,08 mg/l jsem naměřila v červenci (13. 7. 2015) ve vrozku, který jsem odebrala na lokalitě A.

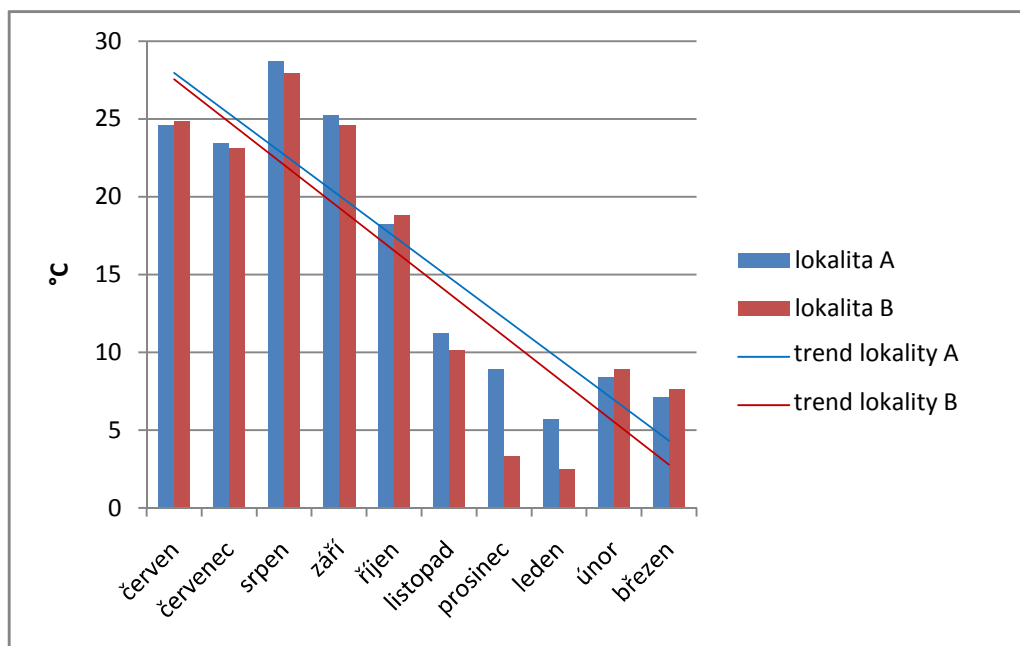


Graf. 2 Koncentrace dusičnanů (NO_3^-) naměřené na obou lokalitách za celé odběrové období
 Nejnižší množství dusičnanů 1,77 mg/l jsem naměřila v červenci (14. 7. 2015) ve vzorku, které jsem odebrala na lokalitě A (graf. 1). Nejvyšší koncentraci dusičnanů 10,62 mg/l jsem naměřila v listopadu (2. 11. 2015) ve vzorku, který jsem odebrala na lokalitě B. Průměrné hodnoty všech měřených prvků jsou uvedeny v Tab. 1.



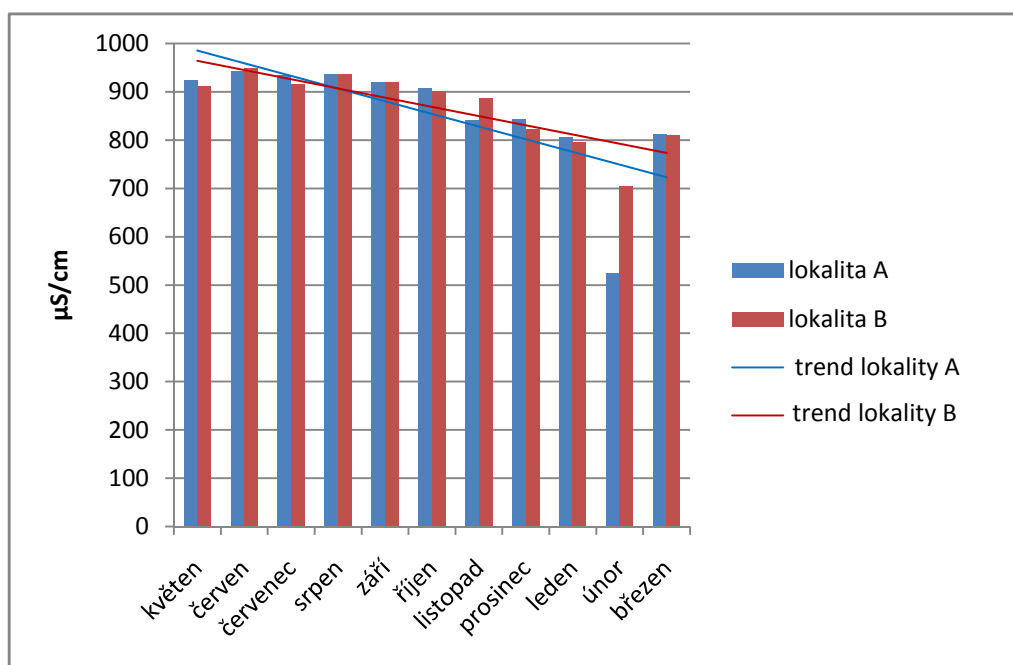
Graf. 3 Koncentrace amonných iontů (NH_4^+) naměřené na obou lokalitách za celé odběrové období

Nejmenší koncentraci amonných iontů 0,68 mg/l jsem naměřila v září (1. 9. 2015) ve vzorku pocházejícího z lokality B (graf. 3). Nejvyšší koncentraci 2,25 mg/l NH_4^+ jsem, také naměřila ze vzorku pocházejícího z lokality B a to v lednu (5. 1. 2016).



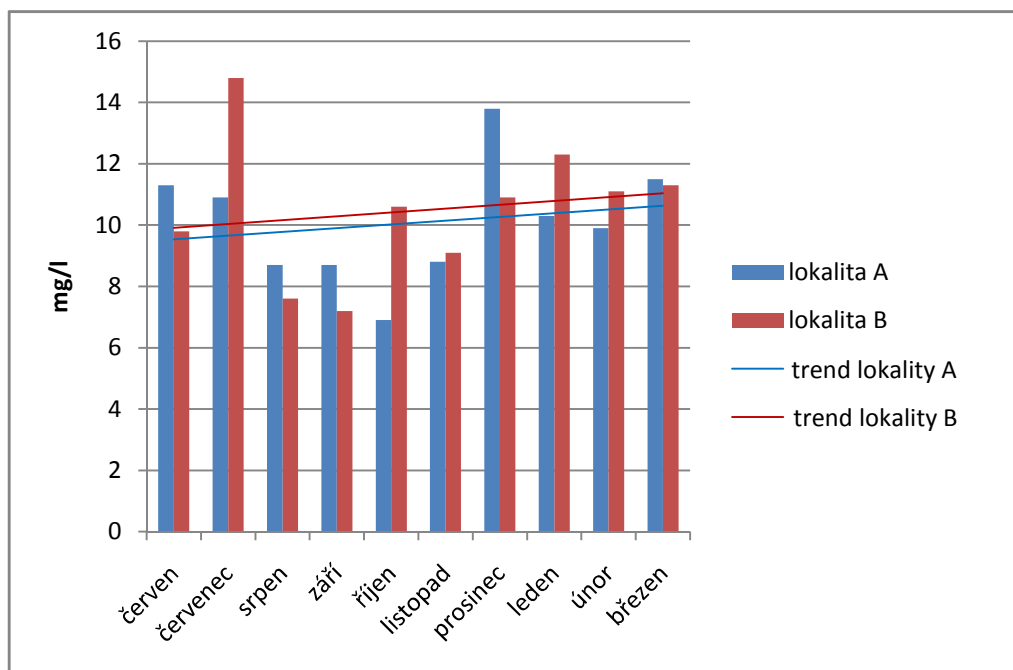
Graf. 4 Teplota vody naměřená na obou lokalitách za celé odběrové období

Teplotu vody (graf. 4) jsem začala měřit až v červenci, protože v květnu nefungoval oxymetr, který kromě množství rozpuštěného kyslíku měří i teplotu vody. Nejvyšší teplotu vody 28,7 ° C jsem naměřila v srpnu (10. 8. 2015) na lokalitě A. Nejnižší teplotu 2,5 ° C jsem naměřila na lokalitě B v lednu (5. 1. 2016).



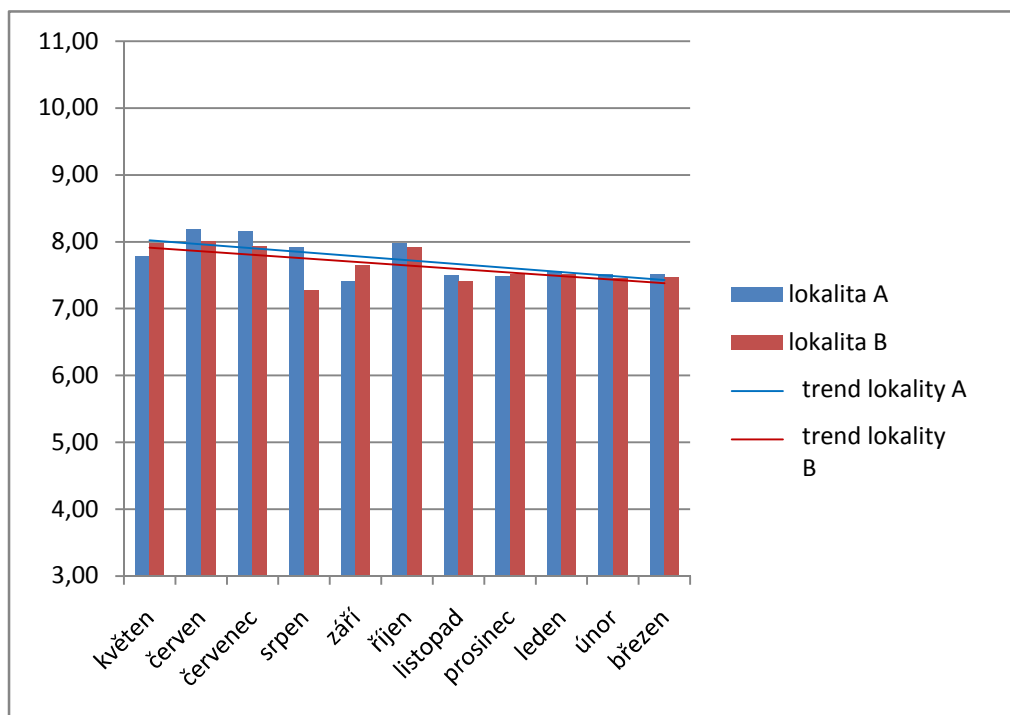
Graf. 5 Hodnoty konduktivity naměřené na obou lokalitách za celé odběrové období

Konduktivita (graf. 5) byla většinu měsíců velmi vyrovnaná. Nejvyšší konduktivitu 948 µS/cm jsme naměřila v červnu (7. 6. 2015) na lokalitě B. Nejnižší konduktivitu 525 µS/cm jsem naměřila v únoru (2. 2. 2015) na lokalitě A.



Graf. 6 Koncentrace rozpuštěného kyslíku naměřené na obou lokalitách za celé odběrové období

Množství rozpuštěného kyslíku (graf. 6) jsem začala měřit až v červnu. Protože jak už bylo zmíněno výše, oxymetr v květnu nefungoval. Nejvyšší naměřená koncentrace rozpuštěného kyslíku je z července (13. 7. 2015) z lokality B. Koncentrace v červenci byla 14,8 mg/l. Nejnižší koncentraci rozpuštěného kyslíku 6,9 mg/l jsem naměřila v říjnu (4. 10. 2015) na lokalitě B.



Graf. 7 Hodnoty pH naměřené na obou lokalitách za celé odběrové období

Nejvyšší hodnotu pH 8,18 jsem naměřila v červnu (7. 6. 2015) na lokalitě A (graf. 7). Na lokalitě B jsem naměřila nejnižší hodnotu pH. Nejnižší hodnota pH 7,28 zde byla naměřena v srpnu (10. 8. 2015).

Tabulka průměrných hodnot

Tab. 1 Průměrné hodnoty sledovaných ukazatelů na vodní nádrži Štěrковиště za celé odběrové období (od 14. 5. 2015 do 6. 3. 2016)

Ukazatel	Symbol	Měrná jednotka	Lokalita	
			A	B
Teplota vody	t	°C	16,14	15,16
Reakce vody	pH		7,73	7,65
Elektrická konduktivita	κ	$\mu\text{S/cm}$	853,82	868,45
Rozpuštěný kyslík	O_2	mg/l	10,08	10,47
Amonné ionty	NH_4^+	mg/l	1,39	1,40
Amoniakální dusík	N/NH_4^+	mg/l	1,08	1,09
Dusičnany	NO_3^-	mg/l	6,04	6,08
Dusičnanový dusík	N/NO_3^-	mg/l	1,36	1,37
Fosforečnany	PO_4^{3-}	mg/l	0,61	5,08
Fosforečnanový fosfor	P/PO_4^{3-}	mg/l	0,20	1,66

Pozn. k tabulce č. 1

Česká technická norma jakosti povrchových vody neuvádí mezní hodnoty pro amonné ionty a fosforečnany. Proto jsem provedla přepočty na amoniakální dusík podle vztahu $1 \text{ mg NH}_4^+ = 0,77650 \text{ mg N/NH}_4^+$. A přepočty na fosforečnanový fosfor podle vztahu $1 \text{ mg PO}_4^{3-} = 0,326 \text{ mg P}$

6. Diskuze

Výsledky z terénních a laboratorních rozborů vody (Tab. 1), jsem porovnávala s normou ČSN 75 7221, hodnocení jakosti povrchových vod. Norma dělí jakost vody do pěti tříd:

I. třída – neznečištěná voda: je stav povrchových vod, který významně nebyl ovlivněn lidskou činností

II. třída – mírně znečištěná voda: je stav povrchové vody, který lidská činnost ovlivnila tak, že ukazatele jakosti vody nabývají hodnot, které umožňují existenci vyváženého a udržitelného ekosystému

III. třída – znečištěná voda: je stav povrchové vody, který lidská činnost ovlivnila tak, že ukazatele jakosti vody nabývají hodnot, které nemusí vytvořit vhodné podmínky pro existenci vyváženého a udržitelného ekosystému

IV. třída – silně znečištěná voda: je stav povrchové vody, který lidská činnost ovlivnila tak, že ukazatele jakosti vody nabývají hodnot, které umožňují existenci pouze nevyváženého ekosystému

V. třída – velmi silně znečištěná voda: je stav povrchové vody, který lidská činnost ovlivnila tak, že ukazatele jakosti vody nabývají hodnot, které umožňují existenci pouze silně nevyváženého ekosystému (ČSN 75 7221)

Z normy (Tab. 2) jsem zjistila, že na základě průměrných hodnot obsahu rozpuštěného kyslíku, by se voda v nádrži Štěrkově řadila do I. třídy čistoty. Do III. třídy čistoty by se řadila voda v nádrži podle hodnot konduktivity a amoniakálního dusíku. Posledním ukazatelem byl fosforečnanový fosfor, jehož koncentrace řadí vodu do IV. třídy čistoty. Ale fosforečnanový fosfor je jen část veškerého fosforu, proto by nejspíš tento ukazatel řadil vodu do V. třídy čistoty.

Tab. 2 Mezní hodnoty tříd jakosti vody (ČSN 75 7221)

Ukazatel	Symbol	Jednotka	Třída				
			I.	II.	III.	IV.	V.
Elektrická konduktivita	κ	$\mu\text{S}/\text{cm}$	< 400	< 700	< 1100	< 1600	≥ 1600
Rozpuštěný kyslík	O_2	mg/l	> 7,5	> 6,5	> 5	> 3	≤ 3
Amoniakální dusík	N/NH_4^+	mg/l	< 0,3	< 0,7	< 2	< 4	≥ 4
Dusičnanový dusík	N/NO_3^-	mg/l	< 3	< 6	< 10	< 13	≥ 13
Veškerý fosfor	P	mg/l	< 0,05	< 0,15	< 0,4	< 1	≥ 1

Poz. Veškerý fosfor jsem hodnotila jako $\text{P}/\text{PO}_4^{3-}$.

Protože hlavním cílem je porovnávat mezi sebou jakost vody na lokalitě A a na lokalitě B, tak jsem každé místo srovnala s normou ČSN 75 7221 zvlášť. Výsledky jsou uvedeny v Tab. 3. Ze všech sledovaných ukazatelů jsou rozdíly pouze v koncentraci fosforečnanů. Voda na lokalitě A je, na základě změřeného obsahu fosforu, řazena do III. třídy čistoty a na lokalitě B je voda řazena do nejhorší V. třídy čistoty povrchových vod. Kdyby se měřil veškerý fosfor, lze předpokládat, že by se lokalita A přesunula do vyšší třídy.

Tab. 3 Zařazení jednotlivých míst do tříd jakosti povrchových vod na základě průměrných hodnot sledovaných látek za celé odběrové období (od 14. 5. 5015 do 6. 3. 2016)

Ukazatel	Symbol	Měrná jednotka	Lokalita	
			A	B
Elektrická konduktivita	κ	$\mu\text{S}/\text{cm}$	III.	III.
Rozpuštěný kyslík	O_2	mg/l	I.	I.
Amoniakální dusík	N/NH_4^+	mg/l	III.	III.
Dusičnanový dusík	N/NO_3^-	mg/l	I.	I.
Fosforečnanový fosfor	$\text{P}/\text{PO}_4^{3-}$	mg/l	III.	V.

Při srovnání jakosti vody na jednotlivých lokalitách jsem zjistila, že se voda liší jen v obsahu fosforu. Proto se dále zaměřím především na to, v jakém období jsou nejvýraznější rozdíly v koncentracích fosforečnanů a co může být příčinou rozdílných koncentrací.

Naměřené koncentrace fosforečnanů jsou znázorněné na grafu. 1. Z grafu je patrný nárůst fosforečnanů v červenci až září na lokalitě B. Na lokalitě A tak velký nárůst není. Zvýšené množství se tam vyskytuje v srpnu, ale ne v tak velkých hodnotách jako na druhé straně. Vzhledem k tomu, že jsem naměřila vyšší koncentrace rozpuštěného fosforu na lokalitě B, kde se lidé koupou, tak z toho usuzuji že lidé přispívají k zvýšení hodnot fosforečnanů ve vodě. Ke zvýšením koncentracím na lokalitě B lidé mohou přispívat přímo vyloučením moči (obsahuje fosforečnany). A nepřímo tím že víří dnové sedimenty, ze kterých se mohou uvolňovat fosforečnany.

Dosažení červencových a zářijových hodnot je reálné, ale tak vysoká hodnota v srpnu se mi zdá málo pravděpodobná. Takto vysoká naměřená hodnota mohla být způsobena tím, že v době kdy jsem vzorek odebírala se ve vodě nacházelo hodně lidí a hlavně malé děti, které mohly do vody vyloučit moč. Kdežto v červenci a září i když jsem odebírala ve stejnou hodinu na stejném místě tak se kolem mě lidé nekoupali. Když se někdo koupal tak to bylo o kousek dál. Druhým vysvětlením proč vyšla tak vysoká hodnota je špatně provedené měření. Protože hodnoty při klasickém měření

dosahovaly za rozsah přístroje musela jsem vzorek naředit 10x i poté byly hodnoty za rozsah přístroje a tak jsem naředita 20x. Při mnoha manipulacích se vzorky mohlo dojít k nějaké chybě, která mohla ovlivnit výsledek.

Zvýšené hodnoty v únoru si vysvětluji velkým počtem kachen a labutí v nádrži. V únoru se jich na nádrži vyskytovalo nejvíc za celou zimu. Kachny i labutě se pohybovaly po celé nádrži, a protože i zvířata v exkrementech vylučují fosfor tak mohlo dojít k navýšení hodnot fosforečnanů na obou stranách nádrže.

Roční trend fosforečnanů na lokalitě A je téměř vyrovnaný v průběhu celého roku. Kdežto na lokalitě B je vidět pokles v zimních měsících, kdy voda není zatížena rekreační činností. Snížení v zimě na lokalitě B má za následek i drobný pokles trendu z lokality A.

Dále jsem se zaměřila na dusičnany (graf. 2). Z grafu je patrné, že koncentrace dusičnanů jsou v srpnu až říjnu vyšší na lokalitě A. V listopadu až lednu jsou koncentrace vyšší na lokalitě B. V ostatních měsících hodnoty různě kolísají. Takovéhle výsledky si vysvětluji tak, že koupání lidí nezvyšuje obsah dusičnanů ve vodě. Kdyby koupání lidí mělo vliv na množství dusičnanů ve vodě, tak by byl nárůst dusičnanů v koupací sezoně, což se nestalo. K vyšším koncentracím dusičnanů v srpnu až říjnu na lokalitě A, podle mého názoru přispívají určitou měrou rybáři. Protože právě v tomhle období se na straně kde se lidé nekoupou, rybaří. Rybáři často chodí ryby přikrmovat, různými druhy krmiv, které obsahují dusíkaté látky.

V listopadu jsem naměřila větší množství dusičnanů na lokalitě B. Tento výsledek si vysvětluji tak, že když se lidé přestanou koupat tak rybáři začínají ryby krmit i na straně kde v letních měsících nerybařili, protože lokalita B je pro ně atraktivnější z důvodu jednoduššího přístupu k vodě. Prokázat, že krmiva pro ryby zvyšují množství dusičnanových látek ve vodě, není jednoduché, protože velká většina výrobců neuvádí složení, z důvodu aby si rybáři krmivo nemohli vyrobit sami doma. Ze všech rybích krmiv, které jsem našla pouze společnost CC Moore uvádí na obalu jeho složení (www.ccmoore.com). Nárůst dusičnanů v zimním období na lokalitě B, se také dá vysvětlit tím, že hodně lidí chodí na lokalitu B v zimě krmit kachny a labutě. Díky tomu se do vody může dostat o trochu víc dusíkatých látek, než na lokalitě A kde krmení neprobíhá.

Na koncentrace amoných ionů (graf. 3), teplotu vody (graf. 4), vodivost (graf. 5), obsah rozpuštěného kyslíku (graf. 6) a pH (graf. 7) nemělo koupání ani rybolov vliv. U

všech pěti jmenovaných ukazatelů se hodnoty naměřené na lokalitě A podobaly hodnotám naměřeným na lokalitě B. Dokonce i jejich trendy jsou si velmi podobné. Protože jsem ani na jednom grafu nenašla výraznější odlišnost, tak z toho usuzuji, že tyto ukazatele nejsou rekreační činností výrazně ovlivňovány.

Odborné práce jsou nejčastěji zaměřeny na zdravotní rizika, která souvisejí s koupáním ve vodě. Já jsem z informací Krajské hygienické stanice Zlínského kraje, která tuto problematikou sleduje zjistila, že voda v nádrži v době kdy jsem měřila nezpůsobovala zdravotní problémy. Proto se domnívám, že se nevyskytlo žádné závažné onemocnění, které uvádí např. ve své práci Stewart (2006).

7. Závěr

Vzorky jsem odebírala a analyzovala v roce 2015 a v roce 2016. Za toto období bylo zjištěno, že voda ve vodní nádrži Štěrkovišťě, by byla podle technické normy ČSN 75 7221 (jakost povrchových vod) řazena do IV. třídy a to z důvodu vysokých hodnot obsahu fosforu. Ale kdyby v nádrži neprobíhala rekreační činnost, bylo by možné vodu řadit do III. třídy čistoty. Třetí třídě čistoty při vyhodnocení odpovídala hodnota konduktivity a amoniakálního dusíku, které se na základě mého měření řadily mezi ukazatele, které nejsou ovlivněny koupáním.

Celkově je možné říci na základě výsledků, že rekreační činnost (v této souvislosti myšleno koupání i rybaření) přispívá k zhoršení kvality vody. Ale ne do takové míry, aby Krajská hygienická stanice musela zakázat využívání vodní nádrže ke koupání. Dochází spíše jen ke zhoršení některých fyzikálně-chemických ukazatelů. Přesněji jen ke zvýšení obsahu fosforečnanů a dusičnanů ve vodě.

Dále z naměřených hodnot vyplývá, že koupání má vliv na množství fosforečnanů, ale neovlivňuje množství dusičnanů. Na zvýšeném množství dusičnanů se ve vodní nádrži podílejí hlavně rybáři, kteří pro přikrmování ryb používají směsi bohaté na dusíkaté látky.

8. Použitá literatura

Adámek Z. a kol.: Aplikovaná hydrobiologie, Jihočeská univerzita, České Budějovice, 2010

Ambrožová J.: Aplikovaná a technická hydrobiologie, Vysoká škola chemicko-technická, Praha, 2009

Asperen A., Medema G., Borgdorff M., Sprenger M. and Havelaar A.: Risk of gastroenteritis among triathletes in relation to faecal pollution of fresh waters, International Journal of Epidemiology, 1998

Blažek V. a kol.: Voda v České republice, Consult, Praha, 2006

Cabelli V., Divour A., Levin M., Mccaba L. and Haberman P.: Relationship of Microbial Indicators to Health Effects At Marine Bathing Beaches, Am J Public Health, 1979

Fleisher J., Kay D., Wyera M. and Godfreec A.: Estimates of the severity of illnesses associated with bathing in marine recreational waters contaminated with domestic sewage, International Journal of Epidemiology, 1998

Hartman P. a kol.: Hydrobiologie, Informatorium, Praha, 2005

Horáková M. a kol.: Analytika vody, Vysoká škola chemicko-technická, Praha, 2007

Janský B. a kol.: Jezera České republiky, Univerzita Karlova, Praha, 2003

Jůva K. a kol.: Malé vodní nádrže, Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 1980

Král J.: Chemie vody, Nakladatelství technické literatury, Praha, 1974

Lellák J., Kubíček F.: Hydrobiologie, Univerzita Karlova, vydavatelství Karolinum Praha, 1991

Mwanamoki P., Devarajan N., Thevenon F., Atibu E., Tshibanda J., Ngelinkoto P., Piana P., Prabakar K., Mubedi J., Kabele Ch., Wolfi W. and Poté J.: Assessment of pathogenic bacteria in water and sediment from a water reservoir under tropical conditions (Lake Ma Vallée), Kinshasa Democratic Republic of Congo, Environ Monit Assess, 2014

Pitter P.: Hydrochemie, Vysoká škola chemicko-technická, Praha, 2009

Pond K. a kol.: Eutrofizace a zdraví, Státní zdravotní ústav, Praha, 2002

Pumann P., Chlupáčová M., Kožíšek F.: Zdravotní a hygienická rizika z přírodních koupališť, Hygiena, 2008

Stewart I., Webb P., Schluter P. and Shaw G.: Recreational and occupational field exposure to freshwater cyanobacteria – a review of anecdotal and case reports,

epidemiological studies and the challenges for epidemiologic assessment, Environmental Health: A Global Access Science Source, 2006

Tlapák V., Kratochvíl S.: Voda v zemědělské krajině, Vysoká škola zemědělská, Brno, 1982

Vodrážka Z.: Fyzikální chemie pro biologické vědy, Academia, Praha 1982

Wade T., Sams E., Brenner K., Haugland R., Chern E., Brach M., Wymer L., Rankin C., Love D., Li Q., Noble R. and Divour A.: Rapidly measured indicators of recreational water quality and swimming-associated illness at marine beaches: a prospective cohort study, Environmental Health, 2010

Wiedenmann A., Krüger P., Dietz K., López-Pila J., Szewzyk R. and Botzenhart K.: A Randomized Controlled Trial Assessing Infectious Disease Risks from Bathing in Fresh Recreational Waters in Relation to the Concentration of Escherichia coli, Intestinal Enterococci, Clostridium perfringens, and Somatic Coliphages, Environ Health Perspect, 2006

Internetové zdroje

Centrum pro cyanobakterie a jejich toxiny, [online], dostupné z www: <<http://www.sinice.cz/index.php>>

Krajská hygienická stanice Zlínského kraje, [online], dostupná z www: <<http://www.khszlin.cz/25011-sterkac-otrokovice>>

Oficiální stránky města Otrokovice, [online], dostupné z www: <<http://www.otrokovice.cz/zakladni-informace-o-meste/ds-51>>

Rybářské krmivo, [online], dostupné z www: <<http://www.ccmooore.com>>

Státní zdravotní ústav, [online], dostupný z www: <<http://www.szu.cz/tema/zivotni-prostredi/koupaliste-a-bazeny>>

Tehos správce rekreační oblasti Štěrkoviště, [online], dostupný z www: <[http://www.tehosotrokovice.cz/sprava-nemovitosti/rekreacni-oblast-sterkoviste-\(ros\).htm](http://www.tehosotrokovice.cz/sprava-nemovitosti/rekreacni-oblast-sterkoviste-(ros).htm)>

Toxikon, [online], dostupný z www: <<http://www.biotox.cz/toxikon/sinice/toxiny.php#emryotox>>

Toxikology, [online], dostupná z www: <<http://toxinology.nilu.no/Researchareas/Cyanobacterialtoxins/Factsheets/Anatoxina.aspx>>

Legislativní norma

Česká technická norma ČSN 75 7221 Jakost vod- Klasifikace jakosti povrchových vod

9. Přílohy

Příloha 1: Fotodokumentace



Obr. 3 Lokalita A



Obr. 4 Lokalita B

Příloha 2: Tabulka všech naměřených hodnot

lokality	datum	teplota vzduchu (°C)	vodivost ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH	teplota vody (°C)	O ₂ (%)	O ₂ (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	N/NO ₃ ⁻ (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)
A	14. 5. 2015	17	924	7,78	porucha přístroje	porucha přístroje	porucha přístroje	1,01	1,10	4,87	1,62
B	14. 5. 2015	17	912	7,98	porucha přístroje	porucha přístroje	porucha přístroje	1,14	1,20	5,31	0,40
A	7. 6. 2015	31	942	8,18	24,60	127	11,3	1,43	1,00	4,43	0,15
B	7. 6. 2015	31	948	8,01	24,80	118	9,8	1,49	0,50	2,21	0,40
A	13. 7. 2015	24	935	8,15	23,40	139	10,9	1,46	0,40	1,77	0,08
B	13. 7. 2015	24	915	7,93	23,10	127	14,8	0,94	1,00	4,43	9,20
A	10. 8. 2015	36	937	7,92	28,70	109	8,7	1,32	2,00	8,85	1,95
B	10. 8. 2015	36	936	7,28	27,90	103	7,6	1,36	1,50	6,64	28,00
A	1. 9. 2015	34	920	7,41	25,20	110	8,7	0,75	1,70	7,53	0,14
B	1. 9. 2015	34	921	7,65	24,60	101	7,2	0,68	1,30	5,76	14,00
A	4. 10. 2015	20	907	7,98	18,20	71	6,9	1,04	1,80	7,97	0,29
B	4. 10. 2015	20	902	7,91	18,80	113	10,6	1,01	1,30	5,76	0,25
A	2. 11. 2015	12	841	7,49	11,20	82	8,8	1,38	2,00	8,85	0,18
B	2. 11. 2015	12	887	7,41	10,10	81	9,1	1,47	2,40	10,63	0,32
A	7. 12. 2015	8	843	7,48	8,90	128	13,8	1,99	1,10	4,87	0,11
B	7. 12. 2015	8	822	7,51	3,30	93	10,9	2,10	1,70	7,53	0,19
A	5. 1. 2016	-5	806	7,56	5,70	87	10,3	2,02	0,90	3,98	0,32
B	5. 1. 2016	-5	796	7,51	2,50	96	12,3	2,25	1,60	7,08	0,47
A	2. 2. 2016	12	525	7,51	8,40	92	9,9	1,35	1,30	5,76	1,75
B	2. 2. 2016	12	704	7,45	8,90	94	11,1	1,43	0,90	3,98	2,36
A	6. 3. 2016	11	812	7,52	7,10	95	11,5	1,55	1,70	7,53	0,14
B	6. 3. 2016	11	810	7,46	7,60	97	11,3	1,57	1,70	7,53	0,28