

Univerzita Palackého v Olomouci
Přírodovědecká fakulta
Katedra ekologie a životního prostředí



**Role vodních makrofyt v koloběhu živin ve vodní nádrži
Poděbrady**

Bc. Tereza Hochmajerová

Diplomová práce
předložená
na Katedře ekologie a životního prostředí
Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků
na získání titulu Mgr. v oboru
Hydrobiologie

Vedoucí práce RNDr. Petr Hekera, Ph.D.

Olomouc 2018

Prohlášení

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

V Olomouci dne 9. května 2018

.....
podpis

Hochmajerová, T.: Role vodních makrofyt v koloběhu živin ve vodní nádrži Poděbrady. Diplomová práce, Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědná fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci, 63 s., 3 přílohy, česky.

Abstrakt

Cílem této práce bylo zjistit, jaký mají submerzní makrofyta vliv na kvalitu vody ve vodní nádrži. Ke sledování tohoto problému byla vybrána vodní nádrž Poděbrady na Olomoucku, ve které se nachází tři druhy submerzních makrofyt (*Batrachium circinatum*, *Ceratophyllum demersum* a *Myriophyllum spicatum*). V teoretické části je uvedena základní charakteristika sledovaných druhů rostlin, a také jejich vliv na živiny a další fyzikálně chemické parametry vody. V části metody a materiály jsou popsány metodiky odběru a zpracování vzorků vod, sedimentů a makrofyt. Z výsledků vyplývá, že přítomnost makrofyt ve vodní nádrži má pozitivní vliv na kvalitu vody. Makrofyta zabraňují rozvoji řas, tím že odčerpává živiny z vody a ze sedimentu.

Klíčová slova: *Batrachium circinatum*, *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, živiny, submerzní makrofyta

Hochmajerová T.: The role of water macrophytes in the nutrient cycle in the Poděbrady water reservoir. Diploma Thesis, Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University in Olomouc, 63 pp., 3 Appendixes, in Czech.

Abstract

The aim of this work was to find out how the submerged macrophytes influence water quality in the water reservoirs. To monitor this problem was selected water reservoir Podebrady in Olomouc, in which there are three types of submerged macrophytes (*Batrachium circinatum*, *Ceratophyllum demersum* a *Myriophyllum spicatum*). The theoretical part describes the basic characteristics of the monitored plant species, their influence on nutrients and other physico-chemical parameters of the water. Section methods and materials describe the methods of sampling and treatment of samples of water, sediments and macrophytes. The results show that the presence of the macrophyte in the water reservoir has a positive effect on water quality. Macrophytes prevent algae development by draining nutrients from water and sediment.

Key words: *Batrachium circinatum*, *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, nutrients, submerged macrophyte

Obsah

Seznam tabulek	vii
Seznam grafů.....	viii
Seznam obrázků	ix
Seznam příloh.....	x
1. Úvod.....	1
2. Cíle	2
3. Teoretická část	3
3. 1 Vodní makrofyta	3
3. 2 Tvarové struktury vodních makrofyt	3
3. 3 Charakteristika rostlin vyskytujících se na písčinně Poděbrady.....	3
3. 4 Vliv fyzikálně-chemických faktorů na výskyt rostlin.....	7
3. 5 Živiny ve vodní nádrži	11
3. 5. 1 Fosfor ve vodní nádrži	12
3. 5. 2 Dusík ve vodní nádrži	13
4. Metody a materiály	14
4. 1 Charakteristika lokality	14
4. 2 Odběrná místa pro vzorky vod.....	15
4. 3 Odběrové místa pro vzorky sedimentu a submerzních makrofyt.....	16
4. 4 Odběry vzorků a jejich zpracování	17
4. 4. 1 Terénní měření	18
4. 4. 2 Laboratorní stanovení vybraných parametrů ve vodě.....	19
4. 4. 3 Laboratorní stanovení vybraných parametrů v makrofytech a sedimentu ...	21
5. Výsledky	24
5. 1 Mapování makrofyt.....	24
5. 2 Jakost vody.....	27
5. 3 Výsledky naměřených hodnot ve vodě	27
5. 4 Výsledky naměřených ukazatelů v rostlinách a sedimentu.....	37
6. Diskuze.....	52
7. Závěr	58
8. Literatura	59
9. Přílohy	64

Seznam tabulek

Tab. 1 Hmotnostní zastoupení druhů	27
Tab. 2 Průměrné hodnoty sledovaných ukazatelů ve vodní nádrži Poděbrady za celé odběrné období (červen 2016 – září 2017)	27
Tab. 3 Porovnání obsahu rozpuštěného kyslíku u dna a na hladině v roce 2017.....	36
Tab. 4 Mezní hodnoty tříd jakosti vod (ČSN 75 7221)	52
Tab. 5 Zařazení odběrných míst do tříd jakosti povrchových vod podle průměrných hodnot naměřených ukazatelů za celé odběrné období.....	52

Seznam grafů

Graf. 1 Hodnoty konduktivity (červen 2016 – září 2017).....	28
Graf. 2 Hodnoty pH (červen 2016 – září 2017)	28
Graf. 3 Teplota vody (červen 2016 – září 2017).....	29
Graf. 4 Obsah rozpuštěného kyslíku (červen 2016 – září 2017).....	29
Graf. 5 Průhlednost (červen 2016 – září 2017)	30
Graf. 6 Zákaly (leden 2017 – září 2017).....	31
Graf. 7 Korelace průhlednosti a zákaly na lokalitě A	31
Graf. 8 Korelace průhlednosti a zákaly na lokalitě B	32
Graf. 9 Korelace průhlednosti a zákaly na lokalitě C	32
Graf. 10 Koncentrace fosforu (P) (červen 2016 – září 2017)	33
Graf. 11 Koncentrace dusíku (N) (červen 2016 – září 2017).....	33
Graf. 12 Chlorofyl a (červen 2016 – září 2017).....	34
Graf. 13 Koncentrace vápníku (červen 2016 – září 2017).....	34
Graf. 14 Koncentrace hořčíku (červen 2016 – září 2017).....	35
Graf. 15 Koncentrace sodíku (červen 2016 – září 2017)	35
Graf. 16 Koncentrace draslíku (červen 2016 – září 2017).....	36
Graf. 17 Obsahy dusíku v makrofytech a sedimentu v září 2016.....	37
Graf. 18 Obsahy dusíku v makrofytech a sedimentu v červnu 2017	38
Graf. 19 Obsahy dusíku v makrofytech a sedimentu v září 2017 na třech plochách.....	38
Graf. 20 Obsahy fosforu v makrofytech a sedimentu v září 2016	39
Graf. 21 Obsahy fosforu v makrofytech a sedimentu v červnu 2017	40
Graf. 22 Obsah fosforu v makrofytech a sedimentu v září 2017 na třech plochách.....	40
Graf. 23 Obsah celkového organického uhlíku (TOC) v makrofytech a sedimentu v září 2016.....	41
Graf. 24 Obsah celkového organického uhlíku (TOC) v makrofytech a sedimentu v červnu 2017	42
Graf. 25 Obsah celkového organického uhlíku (TOC) v makrofytech a sedimentu v září 2017 na třech plochách.....	43
Graf. 26 Obsah vápníku v makrofytech a sedimentu v září 2016.....	44
Graf. 27 Obsah vápníku v makrofytech a sedimentu v červnu 2017	44
Graf. 28 Obsah vápníku v makrofytech a sedimentu v září 2017 na třech plochách.....	45
Graf. 29 Obsah hořčíku v makrofytech a sedimentu v září 2016.....	46
Graf. 30 Obsah hořčíku v makrofytech a sedimentu v červnu 2017.....	46
Graf. 31 Obsah hořčíku v makrofytech a sedimentu v září 2017 na třech plochách	47
Graf. 32 Obsah sodíku v makrofytech a sedimentu v září 2016	48
Graf. 33 Obsah sodíku v makrofytech a sedimentu v červnu 2017	48
Graf. 34 Obsah sodíku v makrofytech a sedimentu v září 2017 na třech plochách.....	49
Graf. 35 Obsah draslíku v makrofytech a sedimentu v září 2016.....	50
Graf. 36 Obsah draslíku v makrofytech a sedimentu v červnu 2017	50
Graf. 37 Obsah draslíku v makrofytech a sedimentu v září 2017 na třech plochách.....	51

Seznam obrázků

Obr. 1 <i>Batrachium circinatum</i>	4
Obr. 2 <i>Myriophyllum spicatum</i>	5
Obr. 3 <i>Ceratophyllum demersum</i>	6
Obr. 4 Mapa s vyznačenou polohou Poděbrad	14
Obr. 5 Odběrné místa na Poděbradech.....	15
Obr. 6 Odběrné místo makrofyt a sedimentu (září 2016 a červen 2017).....	16
Obr. 7 Odběrné místo makrofyt a sedimentu (září 2017)	16
Obr. 8 Plocha bez makrofyt z přední části nádrže (červen 2016)	24
Obr. 9 Plocha bez makrofyt v průplavu (červen 2016).....	24
Obr. 10 Plochy bez makrofyt v zadní části nádrže (červen 2016)	25
Obr. 11 Plocha bez makrofyt v přední části nádrže (září 2017).....	25
Obr. 12 Plocha bez makrofyt v průplavu a v zadní části nádrže (září 2017)	26
Obr. 13 Plochy bez makrofyt v zadní části nádrže (září 2017).....	26

Seznam příloh

Příloha 1 Lokalita A	64
Příloha 2 Lokalita B	64
Příloha 3 Lokalita C	65

Poděkování

Ráda bych poděkovala panu RNDr. Petru Hekerovi, Ph. D. za vedení mé diplomové práce, za odběry vzorků sedimentů a makrofyt, a také za asistenci při odběrech vzorků vod. Dále bych chtěla poděkovat katedře zoologie za zapůjčení člunu. A v poslední řadě bych chtěla poděkovat své rodině a přátelům za psychickou podporu.

1. Úvod

Vodní makrofyta hrají signifikantní roli ve fungování sladkovodních ekosystémů (Zhang et al., 2015). Poskytují úkryt pro zooplankton před predací (Junmin et al, 2010). Ovlivňují fyzikální, chemickou a biologickou strukturu mělkých nádrží (Barko et al., 1991). Nachází se především v mělkých nádržích, protože jejich výskyt je limitován světlem (Kłosowski, 2006; Spence and Chrystal, 1970). Když jsou v nádrži přítomny, tak mají pozitivní efekt na průhlednost vody. Dokáží zamezit výskytu řas. Jednak pomocí allelopatie, která je typická pro *Myriophyllum spicatum* (Gross et al., 1996). Pak také díky schopnosti čerpat živiny, jak z vody, tak ze sedimentu (Nichols and Keeney, 1976; Yanran et al., 2012). Schopnost čerpat živiny je důležitým mechanismem při boji s eutrofizací (Zhou et al., 2017). Kolik fosforu, dusíku a jiných živin do svých tkání dokáží zabudovat submerzní rostliny, je popsáno v pracích (Zhou et al. 2017; Gerloff and Krombholz 1966; Xing et al 2013). Liuming et al., 2010 a Chun-hua et al., 2014 poukazují na důležitost sklizně makrofyt, aby nedocházelo ke znovu uvolňování živin na konci vegetační sezony.

Ve vodní nádrži Poděbrady, která patří mezi mělké nádrže, s největší naměřenou hloubkou 3,5 metrů, se nachází tři druhy submerzních makrofyt. Jsou to kořenující druhy (*Batrachium circinatum* a *Myriophyllum spicatum*) a nekořenující *Ceratophyllum demersum*. Každý druh snáší, trochu jiné podmínky prostředí (Chytrý, 2011), a proto na Poděbradech převažuje nekořenující *C. demersum*.

2. Cíle

Na pískovně Poděbradech se nachází submerzní rostliny (*Batrachium circinatum*, *Ceratophyllum demersum* a *Myriophyllum spicatum*). Proto cílem této práce bylo:

- na základě odběrů a následných fyzikálně – chemických analýz vzorků vod, sedimentů a makrofyt, zjistit jak submerzní makrofyta ovlivňují kvalitu vody na Poděbradech
- zjistit jaké množství živin dokáží rostliny navázat do své biomasy
- provést mapování makrofyt

3. Teoretická část

3.1 Vodní makrofyta

Vodní rostliny najdeme ve všech klimatických zónách. Rostou ve vodách sladkých stojatých i tekoucích, ve vodách brakických i ve slaných. Některé druhy koření na dně, některé opustily spojení se sedimentem a plavou volně ve vodě anebo na vodní hladině. Mnoho druhů vyzvedá své květy nad vodní hladinu, kde dochází k opylení větrem nebo hmyzem (Bednářová, 1983).

3.2 Tvarové struktury vodních makrofyt

Vodní makrofyta, které se nacházejí na písčinně Poděbrady lze zařadit do dvou skupin. Buď do skupiny druhů, které koření v substrátu anebo do skupiny druhů, které v substrátu nekoření.

Vodní rostliny vzplývavé ve vodě a kořenující v substrátu

Tento druh rostlin má dlouhé hustě olistěné lodyhy. Listy bývají velmi často děleny v drobné úkrojky, aby zvětšily asimilační plochu listu a lépe tak využily rozptýlené světlo ve vodě. Kvetou vždy nad vodní hladinou. Jejich plody dozrávají pod vodou. Některé druhy rostlin patřící do této skupiny jsou schopné přechodně vytvářet suchozemské formy na bahně. Rostliny jsou dobrým zdrojem kyslíku a v jejich trsech se vytírá hodně druhů ryb. Do této skupiny patří *Batrachium circinatum* a *Myriophyllum spicatum*.

Ponořené vodní rostliny bez kořenů

Celá rostlina je pod vodou. Nevytváří kořeny a živiny čerpají celým povrchem těla. Opylovány jsou pod vodou, kde i kvetou a tvoří semena. Typická je tvorba turionů (zimních pupenů). Listy jsou rozděleny na úkrojky a díky tomu dokáží využít více světla rozptýleného ve vodě. Jako pravé vodní rostliny se nachází jen ve vodním sloupci a nevytváří suchozemské formy. Pokud jsou z vody vytaženy na sucho tak velmi rychle hynou. Do této skupiny patří *Ceratophyllum demersum* (Vaněk and Stodola, 1987).

3.3 Charakteristika rostlin vyskytujících se na písčinně Poděbrady

Batrachium circinatum (lakušník okrouhlý)

Nevytváří na hladině plavoucí listy. Tvoří jen submerzní vrstvu porostů, která je zakořeněna ve dně. Ponořené listy mají tvar nitkovitých úkrojků a jsou obráceny směrem ke světlu. V květnu a červnu se nad hladinou vyskytují bíle zbarvené květy.

Stejně jako další druhy lakušníků se i lakušník okrouhlý může vyskytovat v terestrické formě. V terestrickém stavu však není schopen přežít po dlouhou dobu.

Batrachium circinatum (Obr. 1) zaujímá ve vodě méně prostoru než např. *Batrachium aquatile*. Z tohoto důvodu je zřejmé že *B. circinatum* je konkurenčně slabší a v jeho porostech se často vyskytuje dalších 3-5 druhů cévnatých rostlin. Často se *B. circinatum* objevuje spolu s druhy jako *Lemna trisulca*, *Potamogeton crispus*, *Potamogeton pusillus* a *Myriophyllum spicatum*.



Obr. 1 *Batrachium circinatum*

B. circinatum se vyskytuje ve stojatých vodách, které většinou ani v létě nevysychají. Vyskytuje se v rybnících nebo zaplavených těžebních jamách. Vody bývají mezotrofní až přirozeně eutrofní, plně osluněné a s dobrou průhledností. Dno tvoří štěrk, písek, jílovité nebo hlinité bahno (Chytrý, 2011).

Vhodné prostředí pro výskyt je hloubka 0,5 – 2,8 m, hlavně se ale nachází v hloubce od 1,2 do 1,7 m. Voda kde se *B. circinatum* vyskytuje, bývá bohatá na Na^+ a K^+ , mívá pH 8,0 – 8,7 a velký obsah PO_4^{3-} v substrátu (Kłosowski, 2006). V podmínkách České republiky *B. circinatum* nepatří k hojným typům vegetace, protože není splněna dobrá průhlednost vody a dostatek bází v prostředí. Když se v České republice vyskytuje, tak především na antropogenně vzniklých stanovištích.

B. circinatum se vyskytuje v severozápadní, západní, střední a východní Evropě, a také na západní Sibiři. Mimo Evropu nebylo *B. circinatum* dosud zaznamenáno. V České republice byla vegetace nejčastěji zaznamenána v Českém středohoří, v Českém ráji, na Pardubicku, v Českbudějovické pánvi a v dolním Pomoraví.

Vegetace přispívá k obohacení vodního prostředí o kyslík. Dále slouží jako úkryt a prostor pro rozmnožování ryb a dalších vodních živočichů. V eutrofních vodách můžou rozsáhlé porosty způsobit posunutí pH do silně zásaditých hodnot, které bývají pro vodní živočichy toxické (Chytrý, 2017).

Myriophyllum spicatum (stolístek klasnatý)

Vytrvalá načervenalá vodní rostlina, bývá až 275 cm dlouhá. Listy bývají nejčastěji ve čtyřčetných přeslenech s vstřícnými úkrojky. Listeny nejspodnějších květů jsou delší než květy a listeny horních květů bývají kratší než květy (Hejný et al., 2000).

M. spicatum (Obr. 2) se často na lokalitách vyskytuje samotné. Na některých lokalitách tvoří společenstvo s *Ceratophilum demersum*, který se stejně jako *M. spicatum* řadí k ponořeným vodním makrofytům. Pokryvnost tohoto společenstva se pohybuje mezi 60 až 90 %. *M. spicatum* většinou vyplní celý vodní sloupec ode dna až k vodní hladině. Nad hladinou se v letních měsících vyskytuje klasnaté květenství. Které je v dolní části tvořeno samičími květy a v horní části tvořeno samčími květy s vínově červenými korunními lístky a žlutozelenými tyčinkami.



Obr. 2 *Myriophyllum spicatum*

M. spicatum má širokou ekologickou amplitudu k vlastnostem vody a substrátu. Z toho důvodu se *M. spicatum* může vyskytovat v různých typech vod. Druh dává přednost lokalitám, kde dochází k pravidelnému mechanickému narušení. V našich podmínkách patří k jednomu z nejběžnějších druhů vodních makrofyt ve středních a dolních tocích řek. Častý je také jeho výskyt v mrtvých ramenech, rybnících a pískovnách, kde voda může být i mírně zakalená. *M. spicatum* se vyskytuje nejčastěji na jílovitém, štěrkovitém nebo až kamenitém dně. (Chytrý, 2011) V hloubkách 0,3 – 3,5 m, převážně preferuje hloubku nádrže 1,0 - 1,3 m. Nejlepší substrát pro růst *M. spicatum* je ten, který má kolem 20% organického materiálu a obsahuje menší množství celkového dusíku (Kłosowski, 2006). Voda kde *M. spicatum* roste, bývá alkalická a spíše mezotrofní někdy až silně eutrofní (Spence, 1967). Voda bývá bohatá na Ca^{2+} a SO_4^{2-} (Kłosowski, 2006) a pH vody se pohybuje od 6,5 po 9,5 (Kadono, 1982) většinou, ale bývá pH kolem 7,7 až 8,5 (Kłosowski, 2006).

M. spicatum v České republice roste hlavně v nížinách a teplejších pahorkatinách, může však vystoupit až do podhorského stupně. *M. spicatum* má pionýrský charakter a je jeden z prvních druhů který osidluje vodní nádrže. Dobře snáší mechanické narušení a právě v silně proudících tocích se může rychle rozšířit, protože se množí vegetativně pomocí úlomků stonků s listy.

M. spicatum je přirozeně rozšířeno v temperátní a mediteránní zóně Eurasie. Místy může zasahovat i do boreální zóny anebo v Asii do subtropů. *M. spicatum* bylo zavlečeno do Afriky, Severní a Jižní Ameriky. Zejména v USA a Kanadě se hodně rozšířilo.

M. spicatum prokysličuje vody, poskytuje plůdkům úkryt před predátory. Dokáže růst v znečištěných vodách, vázat do sebe toxické kovy a také vylučovat látky, které omezující růst některých druhů sinic, řas a bakterií. Čehož se může využít ve vodních nádržích určených k rekreaci (Chytrý, 2011)

Ceratophyllum demersum (růžkatec ostnitý)

Je vodní bylina s nepravidelně větvenými lodyhami, které mohou být až 3 metry dlouhé. Nevytváří kořeny, ty jsou nahrazovány přeměněnými bázemi stonku, které slouží k upevnění ve dně. Listy uspořádané v přeslenech bývají dvakrát vidličnatě větvené s 2 až 4 koncovými úkrojky (Hejný et al., 2000). *C. demersum* (Obr. 3) přezimuje pod ledem pomocí zimních pupenů (turionů), což jsou ve skutečnosti zkrácené, tlusté koncové segmenty vrcholových částí rostlin (Vaněk and Stodola, 1987).



Obr. 3 *Ceratophyllum demersum*

C. demersum vyplňuje celý vodní sloupec a tvoří velké množství biomasy. Podmínky prostředí ovlivňují, jak bude *C. demersum* vypadat. Pokud je vodní hladina zastíněna a na dně je vrstva organického substrátu tak rostliny budou mít měkčí pletiva a celkový

vzhled bude křehčí. Pokud, ale stanoviště bude osluněné s minerálním dnem, tak rostliny budou mít tvrdá pletiva a celkový vzhled bude robustnější.

Druh roste v mělkých stojatých a mírně tekoucích vodách. Najít ho lze například v menších rybnících, v mrtvých ramenech a v zatopených pískovnách. Druh dokáže snést i zastínění, ale většinou roste tam kde je vodní hladina plně osluněna. Nádrž může mít dno jílovité až štěrkovité a častý je i výskyt organického bahna. Voda bývá přirozeně eutrofní až hypertrofní. Častá je i menší průhlednost vody (Chytrý, 2011).

C. demersum roste v hloubkách 0,2 – 2,3 m, většinou ale preferuje hloubku 1,1 až 1,3 m. Voda kde se *C. demersum* vyskytuje, bývá více alkalická, pH se pohybuje od 7,5 do 9,5. Dále je druh charakteristický tím, že se nachází ve vodách, které mají nižší obsah Ca^{2+} . Substrát obsahuje dostatek organického materiálu a bývá bohatší na celkový dusík (Kłosowski, 2006). *C. demersum* silně konkuruje citlivějším druhům makrofyt. Které tímto druhem bývají ze svého stanoviště vytlačeny, protože *C. demersum* dokáže velmi dobře využít přítomné živiny ve vodní nádrži (Smolders et al., 2003).

V České republice se vyskytuje hlavně v nížinách a teplejších pahorkatinách, pokud je ale voda silně eutrofní může zasahovat i do podhorského stupně. Dobře osidluje nově vzniklé stanoviště a dokáže odolávat i vyschnutí. Staré rostliny sice odumrou, ale díky dobrému šíření semen a možnosti obnovovat se z úlomků lodyh se velmi rychle vrací na původní stanoviště. Rostliny dokáží velmi dobře využívat velké množství živin a přežívat i v zakalených vodách díky tomu nebyly populace ovlivněny intenzifikací rybníčního hospodaření ve druhé polovině 20. století.

C. demersum se může označit za téměř kosmopolitní druh. Jedná se o jeden z nejodolnějších druhů makrofytní vegetace. V Evropě se vyhýbá jen nejsevernějším a nejstudenějším oblastem. Jako invazní druh je hlášený jenom z Nového Zélandu.

Význam druhu je v tom, že stejně jako předešlé rostliny poskytuje úkryt pro ryby a pro bezobratlé živočichy. *C. demersum* může také sloužit jako potrava pro některé býložravé ryby a vysušená biomasa může být použita jako hnojivo. V letních měsících ale rychle roste a může působit potíže při rekreačním využití vod (Chytrý, 2011).

3. 4 Vliv fyzikálně-chemických faktorů na výskyt rostlin

Koncentrace kyslíku ve vodě osídlené vodními makrofyty

Ve vodním prostředí je ve srovnání se vzduchem méně kyslíku, protože je jeho rozpustnost ve vodě nízká. Rozpustnost probíhá difúzí přes vodní hladinu. Když je teplota vody 20 °C tak se v 1 litru vody nasycené vzduchem rozpustí při normálním

tlaku 9 mg kyslíku. Se vzrůstající teplotou rozpustnost plynů ve vodě klesá. A tak při 30 °C je už obsah kyslíku ve vodě pouze 7,4 mg/l. Když se voda ochladí na 1 °C, tak je obsah kyslíku 14,2 mg/l.

Kyslík je produkován a uvolňován při fotosyntéze. Díky fotosyntetické produkci kyslíku se zvyšuje jeho obsah v okolí ponořených makrofyt nad hodnotu nasycení vzduchu. Voda pak obsahuje větší koncentrace kyslíku než voda, která je pouze nasycena vzduchem (Hejný et al., 2000). Odumření makrofyt může být příčinou kyslíkové deficitu ve vodní nádrži (Bednářová, 1983).

Koncentrace kyslíku u dna

Sedimenty u dna můžou být tvořené opadem vodních rostlin, které se skoro nerozkládají a voda v nich obsahuje jen několik mg/l kyslíku. V tomto prostředí se daří vodním makrofytům, s bohatým kořenovým systémem. Pokud se do vody dostávají fosforečnany, dusičnany, lehce rozložitelné látky a bakterie např. z odpadních vod tak dochází k rozkladu opadu. Dochází ke zvýšené spotřebě kyslíku a vzniká černé anaerobní bahno, ve kterém se nedaří kořenujícím makrofytům. Z bahna dochází také k uvolňování fosforu, který podporuje rozvoj řas ve vodní nádrži. Postupně tímto procesem mizí z vodní nádrže bohatá makrofytní vegetace a je nahrazena jen druhy které tolerují anaerobní podmínky u dna (např. rdesno a růžkatec). V eutrofní vodě dochází v průběhu sezony ke snižování koncentrace anorganického dusíku, částečně uniká do ovzduší při vysokém pH vody, částečně se metabolizuje. Dusičnany se také redukují u dna a plynné formy (N_2 , NH_3 a N_2O) unikají do vzduchu. Díky tomu na konci léta vzniká nedostatek dusíku ve vodní nádrži. Nedostatek dusíku, a přítomnost vyšší koncentrace fosforu vede k rozvoji sinic, které jsou schopné využívat atmosferický dusík a potřebují zvýšené koncentrace fosforu. Sinice vytvoří hustý zákal a zabrání tak rozvoji bohatého společenství makrofyt (Hejný et al., 2000).

Koncentrace oxidu uhličitého ve vodě osídlené vodními makrofyty

Oxid uhličitý je ve vodě lépe rozpustný než kyslík. Vyskytuje se ve vodě v několika formách, a to jak ve formě plynné (CO_2), tak ve formě iontové (HCO_3^- , CO_3^{2-}) a navíc i jako kyselina uhličitá (H_2CO_3). Ve vodě mají jednotlivé formy tendenci vytvářet uhličitánovou rovnováhu, která je nejdůležitějším pufracním roztokem na Zemi, protože určuje pH mořské i sladké vody.

Když se do vody dostane oxid uhličitý, který tvoří s vodou slabou kyselinu uhličitou, dojde k poklesu pH vody. Když ale odebereme z vody oxid uhličitý, tak dojde k zvýšení

pH vody. Rostliny při fotosyntéze odebírají oxid uhličitý z vody a pH vody stoupá. Naopak když převládne dýchání nad fotosyntézou, tak dochází k uvolňování oxidu uhličitého do vody a pH vody klesá (Hejný et al., 2000). Hodnoty pH jsou nejvyšší v letních měsících, kdy intenzita fotosyntézy dosahuje maxima (Vaněk and Stodola, 1987).

S fotosyntézou vodních makrofyt, příjmem oxidu uhličitého a zvyšujícím se pH souvisí úhyn ryb v jarních měsících ve stojatých vodách. Na jaře dochází k uvolnění amonných iontů ze dna. Amonné ionty nejsou pro ryby jedovaté. Ale na jaře je často dno porostlé řasami, které přijímají oxid uhličitý při fotosyntéze a zvyšují tak pH vody v celém vodním sloupci. Při zvyšujícím se pH reaguje amonný iont s hydroxyem (OH^-) a mění se na plynný amoniak, který už je pro ryby toxický. Pokud jsou řasy u dna, tak se pH zvýší v celém vodním sloupci a pro ryby je to problém, protože nemají, kam uniknou. Ryby lépe přežívají ve vodě, která je hustě zarostlá makrofyty. Protože v takové vodě je gradient pH a koncentrace kyslíku. Tam kde je nedostatek fotosynteticky aktivního záření je pH a koncentrace kyslíku nižší. U povrchu kde bývá světlo je pH a koncentrace kyslíku vyšší. Pro ryby tedy existuje kompromis, mezi kterým mohou volit, buď nedostatek kyslíku u dna anebo prostředí těsně pod hladinou s nadbytkem jedovatého amoniaku (Hejný et al., 2000).

Světlo ve vodě

V letních dnech dopadá na vodní hladinu až 1000 W/m^2 slunečního záření. To odpovídá zhruba energetickému obsahu 1 kg uhlí. Na 1 m^2 v našich podmínkách vyroste 0,5 kg sušiny submerzních rostlin a 1-2 kg sušiny emerzních rostlin za rok. To znamená, že energie, která za jeden den dopadne na 1 m^2 je obsažena v biomase vytvořené rostlinami za celý rok. Fotosyntézou rostlin je pro růst využito velmi málo z celkového množství sluneční energie dopadající na vodní hladinu. Velká většina slunečního záření je využita na výpar vody. Dále část záření, které dopadne na vodní hladinu je odražena a část záření je absorbována (Hejný et al., 2000). Ve vodě se nejrychleji absorbuje záření infračervené, to proniká do cca 2 cm a ultrafialové, které proniká do hloubky několik decimetrů až metrů. Do větších hloubek potom proniká viditelné záření (Bednářová, 1983). Nejvíce do hloubky proniká modré světlo. Množství světla, které prošlo vodním sloupcem, se vyjadřuje jako průhlednost a měří se Secchiho deskou. V čistých vodách horských jezer bývá průhlednost několik metrů, v eutrofních vodách s řasovým zákalem bývá průhlednost několik decimetrů (Hejný et al., 2000).

Submerzní vodní rostliny se přizpůsobily nedostatku světla. Jejich fotosyntéza začíná při nízkých intenzitách slunečního záření. Začíná při intenzitě okolo 1 W/m^2 . U světломilných rostlin fotosyntéza začíná až při intenzitě, která je několikanásobně vyšší. Když dojde ke zvýšení světelného záření, tak submerzní rostliny reagují velmi rychle a jejich fotosyntéza se rychle zvyšuje. Brzy ale dojde k nasycení světlem a intenzita slunečního záření nad 100 W/m^2 už nevede ke zvyšování fotosyntézy u submerzních rostlin. Naopak světломilné druhy zvyšují fotosyntézu plynule se zvyšujícím se osvětlením (Hejný et al., 2000).

Přítomnost řas a sinic ve vodní nádrži

Při studii vodních makrofyt byla prokázána allelopatie (Gross et al, 1996; Lurling et al. 2006, Nakai et al. 2000; Junying et al. 2010), což je schopnost vodních makrofyt zabraňovat rozvoji řas a sinic. Makrofyta zamazují rozvoji řas a sinic nejen tím, že snižují koncentrace živin ve vodní nádrži, ale i tím že některé druhy produkují látky, které jsou pro řasy toxické při velmi malých koncentracích (Hejný et al., 2000). Allelopatie se jeví jako adaptace submerzních makrofyt při kompetici o světlo a uhlík s epifyty a s fytoplanktonem. Především ve vodních nádržích může, vedle ostatních biotických a abiotických faktorů, stabilizovat dominanci submerzních makrofyt nad fytoplanktonem. Světlo je pro makrofyta hlavním faktorem, který limituje jejich růst. Právě sinice a řasy mohou způsobit nedostatek světla pro submerzní rostliny. Kompetice o živiny je méně důležitá, protože většina submerzních makrofyt má kořeny, a tak získávají živiny ze sedimentu. Výjimkou je například *C. demersum*, které nekoření v substrátu a živiny získává z vody. Díky tomu vzniká kompetice s řasami a sinicemi o živiny. Studie prokázaly, že *C. demersum* omezuje rozvoj fytoplanktonu v prostředí s vyšším obsahem fosforu a s nízkým obsahem dusíku (Gross, 2003). *M. spicatum* má zase silný allelopatický účinek proti sinicím (Gross, 1996).

Perifyton na submerzních rostlinách

V oligotrofních vodách jsou povrchy listů vodních rostlin bez nárostů, ale s přibývajícím koncentrací živin ve vodní nádrži dochází k porůstání povrchů rostlin nárosty řas a bakterií. Nárosty bývají velmi špatně oddělitelné od listu. Zabraňují průchodu světla, protože zastíňují listy, navíc perifyton řas odebírá rostlinám oxid uhličitý. Perifytonní řasy dokáží využívat oxid uhličitý při nižších koncentracích než listy rostlin. Udržují tak koncentraci oxidu uhličitého pod úrovní, při které ho můžou

využívat listy rostlin. Během sezony klesají vodní rostliny porostlé perifytonem ke dnu anebo dochází k rozpadnutí listu (Hejný et al., 2000).

3. 5 Živiny ve vodní nádrži

Vývoj submerzních makrofyt v závislosti na trofii vodních nádrží

Oligotrofní období

V oligotrofním prostředí je růst limitován nedostatkem živin. Voda má vysokou průhlednost a nádrž je osidlována pouze rostlinami, které jsou schopné přijímat živiny kořenovým systémem ze sedimentů. V tomto prostředí mají kořenující rostliny výhodu před řasami, které přijímají živiny pouze z vody. Rostliny se nachází spíše u dna nádrže. Koncentrace kyslíku a hodnoty pH se výrazně neliší mezi dnem a nocí. V České republice se oligotrofní charakter nádrže vyskytuje jen na několika málo místech např. v mělkých lomech. V hlubokých lomech rostliny nemůžou růst, protože je na dně i při čisté vodě nedostatek světla. Nádrže v oligotrofním stavu velmi rychle reagují na přísun živin zvýšením druhové bohatosti systému (Hejný et al., 2000).

Přechod mezi oligotrofním a eutrofním obdobím

V tomto stádiu je submerzní vegetace tvořena velkým množstvím druhů. Voda má průhlednost přibližně 2 metry a rostliny jsou rozmístěné ode dna až k hladině. Koncentrace živin je ve vodní nádrži poměrně nízká po celou vegetační sezonu, a tak nedochází k vývoji planktonních řas. Dále se také nevytváří peryfyton, který by způsoboval zastínění vodních rostlin (Hejný et al., 2000).

Začátek vysoké eutrofizace

Eutrofní fáze je charakteristická vysokým přísunem živin. Submerzní makrofyta rostou rychle a jejich biomasa se kumuluje u povrchu. Postupně dochází ke kompetici mezi rostlinami o světlo. Průhlednost vody klesá. Fotosyntéza převládá na povrchu a respirace je vyšší u dna nádrže. To má za důsledek strmý gradient pH a koncentrace kyslíku ve vodním sloupci (Hejný et al., 2000).

Těmto vodám dávají přednost vodní rostliny s většími nároky na živiny jako je např. stolítky (*Myriophyllum*), stulíky (*Nuphar*), rdesty (*Potamogeton*), růžkatce (*Ceratophyllum*) a vodní mor kanadský (*Elodea canadensis*) (Vaněk and Stodola, 1987).

S dalším přibýváním živin dochází k poklesu druhové diverzity submerzních rostlin, biomasa ovšem pořád narůstá. Dochází také k porůstání listů rostlin perifytonem, který

může začít rozvoj makrofyt omezovat. Postupně nastává dekompozice organické hmoty a dochází k vyčerpání kyslíku u dna (Hejný et al., 2000).

3. 5. 1 Fosfor ve vodní nádrži

Výměna fosforu mezi vodou a sedimentem je složitý proces, který zahrnuje chemické biologické a fyzikální procesy. Submerzní makrofyta mohou snižovat koncentraci fosforu ve vodě, tím že ho navážou do svého těla. Nicméně submerzních rostliny mizí z mnoha nádrží vlivem špatného rybního managementu (Gao et al., 2009). Při vysoké biomase ryb dochází k eliminaci velkého zooplanktonu a důsledkem toho je rozvoj fytoplanktonu. Tím voda získá zelené až zelenohnědou barvu a průhlednost klesá z metrů až na decimetry. Což vede k tomu, že vodní rostliny mizí z vodní nádrže, protože nemají dostatek světla (Hejný et al., 2000).

Studie (Gao et al., 2009) porovnávala 5 druhů vodních makrofyt a zjišťovala, které vodní makrofyta se jeví jako nejlepší pro odjímání fosforu z vodního prostředí. Zkoumanými druhy byly *Ceratophyllum demersum*, *Elodea canadensis*, *Potamogeton crispus*, *Myriophyllum spicatum* a *Vallisneria spiralis*. Bylo prokázáno, že nejlépe v eutrofní nádrži roste *C. demersum* a *E. canadensis*. Nejméně ze studovaných druhů rostl *M. spicatum*. Nelepším druhem pro odstranění celkového fosforu z vody se jeví *C. demersum*. Pozitivní efekt vodních makrofyt na kvalitu vody ve vodní nádrži byl prokázán i na Boleveckém rybníku (Duras and Potužák, 2016).

Tři mechanismy spojené se submerzními rostlinami jsou zapojeny v odstraňování fosforu. Submerzní makrofyta mohou vázat fosfor oddenky a kořeny ze sedimentu anebo přímo z vody pomocí listů. Také perifyton, který roste na rostlinách, může odstranit živiny přímo z vody. Poslední mechanismus přispívající k odstranění fosforu souvisí se zvýšením pH. Makrofyta při fotosyntéze zvyšují pH vody což může vést k přesycení CaCO_3 , což může usnadnit odstranění fosforu srážením (Gao et al., 2009).

Submerzní makrofyta mohou udržet čistou vodu pomocí několika vyrovnávacích mechanismů. Stádium čisté vody mohou udržet díky rychlému růstu, dobré schopnosti odčerpávat živiny z vody, a také díky allelopatii. Když se srovná ekosystém dominantní fytoplanktonem a ekosystém dominantní submerzními makrofyty. Tak je zřejmé, že ekosystém kde dominují submerzní makrofyta má vyšší biodiverzitu než ekosystém kde je dominantní fytoplankton (Gao et al., 2009).

Na druhou stranu rozklad makrofyt na konci vegetační sezony může vést k uvolňování velkého množství živin do vodního sloupce. Proto se jako vhodné opatření

jeví sklizeň submerzních makrofyt (Liuming et al., 2010). Ale nikdy by nemělo docházet ke sklizni všech rostlin, co se v nádrži nachází. Protože rostliny mají ve vodní nádrži mnoho funkcí, jednak produkují kyslík, dále slouží jako úkryt pro ryby a také jako potrava pro hmyz a některé další vodní živočichy. Proto se doporučuje sklízet 75 až 87,5 % submerzních makrofyt nacházejících se ve vodní nádrži (Chun-hua et al., 2014).

3. 5. 2 Dusík ve vodní nádrži

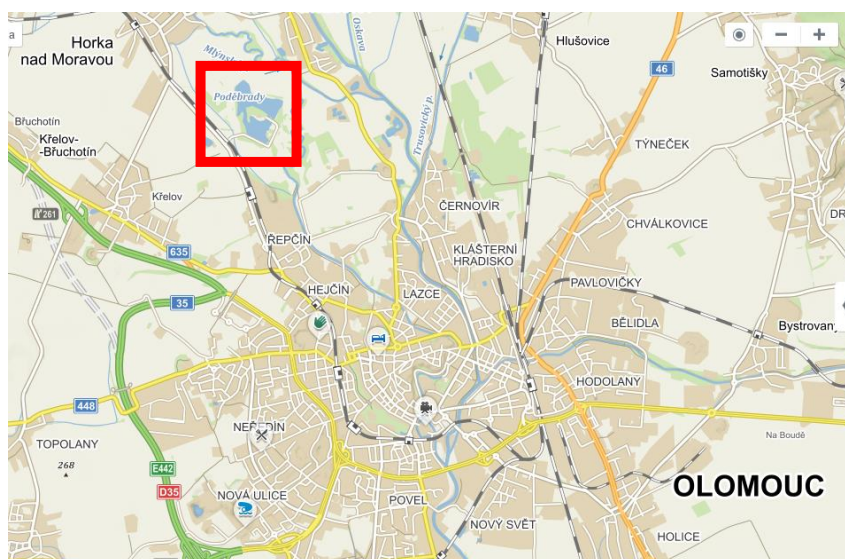
Ve vodním prostředí se anorganický dusík vyskytuje jako amoniakální dusík (NH_4^+) a také ve formě dusičnanů (NO_3^-). Rostliny preferují NH_4^+ , protože jeho navázání vyžaduje méně energie než navázání NO_3^- (Zhang et al, 2013).

Ale když je NH_4^+ jediný zdroj N ve vodním prostředí a vyskytuje se ve vysokých koncentracích, tak se stává toxický pro vodní rostliny. Příznakem toxicity je chloroza listů a potlačení růstu rostlin (Brutto and Kronzucker, 2002). Právě toxicita může být jedním z důvodů vymizení makrofyt z vodní nádrže (Cao et al., 2007).

4. Metody a materiály

4. 1 Charakteristika lokality

Vodní nádrž Poděbrady je součástí CHKO Litovelské Pomoraví. Nachází se mezi Horkou nad Moravou a Olomoucí (Obr. 4), přibližně 5 km severozápadně od Olomouce ([1]). Poděbrady jsou, bývala pískovna, která byla zatopena vodou. Dnes je využívána především k rybolovu a v letních měsících k rekreaci. Nádrž je rozdělena ostrovem na přední část a zadní část. Ostrov je na východní straně propojen s pevninou mostem. Na západní straně je mezi ostrovem a pevninou průliv.



Obr. 4 Mapa s vyznačenou polohou Poděbrad

Plocha nádrže je cca 255 607 m². Nádrž má průměrnou hloubku 2 m, a největší naměřená hloubka byla 3,5 metrů. Dno je vlivem štěrkové těžby složeno z mnoha nerovností. V nádrži je možné najít velké množství vyvýšených hřbetů, které mají štěrkovitý charakter. Hlubší části dna jsou bahnitého charakteru.

V litorální zóně se nachází mnoho druhů rostlin. Hojně je zde zastoupen rákos (*Phragmites* sp.), orobinec (*Typha* sp.), ostřice (*Carex* sp.) a kosatec (*Iris* sp.). Ze stromů zde najdete např. topol (*Populus* sp.), vrbu (*Salix* sp.), dub (*Quercus* sp.), jasan (*Fraxinus* sp.), javor (*Acer* sp.) a olši (*Alnus* sp.). Na hladině jsou patrné lekníny (*Nymphaea* sp.) a vodňanka žabí (*Hydrocharis morsus – ranae*). Ze submerzních rostlin převládá růžkatec ostnitý (*Ceratophyllum demersum*), dále pak stolítek klasnatý (*Myriophyllum spicatum*) a lakušník okrouhlý (*Batrachium circinatum*).

V nádrži žije velké množství druhů ryb, které mají hospodářský význam např. kapr obecný (*Cyprinus carpio*), štika obecná (*Esox lucius*) a lín obecný (*Tinca tinca*). Dále zde najdete candáta obecný (*Stizostedion lucioperca*), okouna říčního (*Perca fluviatilis*)

a plotici obecnou (*Rutilus rutilus*) ([2]). Z mlžů se zde nachází invazní slávička mnohotvárná (*Dreissena polymorpha*).

4.2 Odběrná místa pro vzorky vod

Pro odběr vzorků a měření vybraných parametrů vod přímo na lokalitě, byla vybrána tři místa, které nejvíce charakterizovaly danou část nádrže. První odběrné místo označené jako lokalita A (Příloha 1) se nacházelo v přední části nádrže (Obr. 5). Přední část nádrže je menší má rozlohu cca 87 450 m². A je v letních měsících hojně využívána ke koupání.

Druhé odběrné místo označené jako lokalita B (Příloha 2) bylo v průlivu (Obr. 5), který odděluje na západní straně, přední a zadní část jezera. Průliv má rozlohu cca 7 661 m². Lokalita B byla vybrána, protože je zde menší hloubka než v přední a zadní části, a také protože se zde nachází hnízdiště ptáků. Například zde hnízdí Potápka roháč (*Podiceps cristatus*)

Třetí odběrné místo označené jako lokalita C (Příloha 3). Bylo v zadní části nádrže, která je větší než přední a má rozlohu cca 160 882 m². Lokalita C se nacházela (Obr. 5) ve větším výběžku zadní části nádrže, kde jako orientační bod sloužil most.



Obr. 5 Odběrná místa na Poděbradech

4.3 Odběrové místa pro vzorky sedimentu a submerzních makrofyt

Odběry vzorků sedimentu a makrofyt proběhly třikrát za sledované období. Odběry byly provedeny potápěčsky. Ve dvou případech byly ze stejného místa (Obr. 6) a v jednom případě z jiné místa v nádrži (Obr. 7).

První odběr byl proveden v září 2016 (Obr. 6). Kdy došlo k odběru jednoho směšného vzorku sedimentu a k odběru směšného vzorku submerzních makrofyt. Odběrné místo se nacházelo v přední části nádrže asi 10 metrů od západního břehu.

Druhý odběr proběhl v červnu 2017. Byly odebrány tři vzorky sedimentu a tři vzorky makrofyt. Odběrné místo bylo stejné jako v září 2016, tedy na západním břehu asi 10 metrů od vrby ve směru půjčovna lodí. Po deseti metrech od vrby byl vymezen 50 m transekt, ze kterého byl odebrán na třech plochách směšný vzorek sedimentu. První směšný vzorek byl odebrán z plochy mezi 10 - 20 m, druhý z plochy mezi 20 - 30 m a poslední z plochy mezi 30 - 40 m. V rámci transektu byly také odebrány tři vzorky makrofyt.

Třetí odběr sedimentů a makrofyt proběhl v září 2017. Odběrová místa se nacházely ve vzdálenosti 10 metrů, 20 metrů a 30 metrů od pláže (Obr. 7). V souvislém porostu rostlin byly vymezeny tři plochy o rozloze 50 x 50 cm. Z každé plochy (označené jako 1, 2, 3 – Obr. 7) byl odebrán vzorek sedimentu a všechen rostlinný materiál, který se na vymezené ploše nacházel.



Obr. 6 Odběrné místo makrofyt a sedimentu (září 2016 a červen 2017)



Obr. 7 Odběrné místo makrofyt a sedimentu (září 2017)

4. 4 Odběry vzorků a jejich zpracování

Rozboru vody předchází odběr vody a doprava vzorku do laboratoře. Doba mezi odběrem a rozbořem vzorku, by měla být co nejkratší. Protože celá řada ukazatelů podléhá určitým změnám, ke kterým patří např. mikrobiologický rozklad organických látek, únik rozpuštěných plynů, změny iontové rovnováhy. Změnám ukazatelů vody většinou úplně zabránit nejde, proto je důležité je minimalizovat, anebo alespoň snížit rychlost těchto změn. K tomu je nutné volit správné skladovací podmínky. Změny mnoha ukazatelů lze zmírnit snížením reakční rychlosti těchto změn. Toho se dosáhne skladováním vzorku v temnu, při teplotě 2 °C až 5 °C (Horáková et al., 2007).

Odběr prostých vzorků byl prováděn z lodi ručně nebo z ledu, ve výjimečných případech (částečně zamrzlá hladina) odběrákem. K odběru z 20 cm pod hladinou, byly použity vzorkovnice z plastů. Po vytažení se vzorkovnice uzavřely a byly dány do chladičích boxů, aby zkreslení výsledků bylo co nejmenší. Vzorky byly v laboratoři zpracovány vždy nejpozději 24 h po odběru. Odběry vod byly prováděny na lokalitě od června 2016 do září 2017, v pravidelných jednoměsíčních intervalech. Vždy na všech odběrných místech (Obr. 5). Odběry vzorků vod byly provedeny podle normy ČSN 75 7051.

Kromě měsíčních odběrů vzorků vod pro laboratorní analýzu, byly některé parametry měřeny přímo na lokalitě, protože u nich hrozilo největší zkreslení výsledků. Přimo na lokalitě byl každý měsíc změřen obsah rozpuštěného kyslíku, teplota vody, pH, konduktivita a průhlednost.

Dále ve sledovaném období, byly třikrát potápěčsky odebrány vzorky sedimentů a vzorky submerzních makrofyt. První odběr byl v září 2016. Kdy z jedné plochy byl odebrán směsný vzorek sedimentu a směsný vzorek makrofyt. Makrofyta byly rozděleny na horní a dolní část rostlin. Také byly zvlášť od rostlin odděleny kořenové systémy. Odběrové místo prvního odběru se nacházelo asi 10 metrů od břehu (Obr. 6).

Druhý odběr, byl v červnu 2017 ve stejných místech jako první odběr ze září 2016. Odběr proběhl z transektu, který měřil 50 m, v transektu byly ze tří ploch odebrány vzorky sedimentu a submerzních makrofyt. Makrofyta byly rozděleny na druhy, bez ohledu na to na které ploše se nacházely. Důvodem tohohle dělení bylo, že kromě růžkatce všechny ostatní druhy neměly dostatečné zastoupení na vymezené ploše, aby mohly být provedeny všechny potřebné analýzy zvlášť pro každou plochu.

Třetí odběr proběhl v září 2017 ze tří ploch, které byly ve vzdálenosti 10 metrů, 20 metrů a 30 metrů od pláže (Obr. 7). Na každé ploše v souvislém rostlinném porostu o rozměrech 50 x 50 cm byl spočítán počet rostlin. Z počtu rostlin na plochách 50 x 50 cm byl poté stanoven průměrný počet rostlina na 1 m². Poté byla z ploch odebrána veškerá biomasa makrofyt. Makrofyta byly převezeny do laboratoře, kde byly po vysušení zváženy. Výsledkem vážení bylo množství g nacházejících se na ploše 50 x 50 cm. Z těchto výsledků byla dále spočítána průměrná biomasa makrofyt na 1 m² (Tab. 1).

Sedimenty i makrofyta byly po odběrech převezeny do laboratoře. V laboratoři byly podle potřeby roztríděny, očištěny, popsány a popsané vzorky se nechaly vysušit.

4. 4. 1 Terénní měření

Ve sledovaném období, byly změřeny základní parametry vody - obsah rozpuštěného kyslíku, teplota vody, pH, konduktivita a průhlednost. Parametry byly změřeny v odlišných částech nádrže, aby byl pokryt celkový charakter lokality (Obr. 5).

Obsah rozpuštěného kyslíku byl měřen pomocí oxymetru HI 9147 od firmy Hanna. Oxymetr musel být před každým měřením nakalibrován na 100 % obsah kyslíku. Kyslík byl vždy změřen v % a v mg/l. Oxymetr HI 9147 umožňuje měřit i teplotu vody. Která byla tímto přístrojem, také každý měsíc změřena a zaznamenána.

Pro měření pH byl použit pH metr PH 100 ATC od firmy Voltcraft. Přístroj byl před každým měřením kalibrován pomocí pufru pH 7. Po kalibraci byla měřící elektroda opláchnuta destilovanou vodou. Změřené hodnoty byly zaznamenány do záznamového listu.

Konduktivita byla měřena konduktometrem DIST 3 od firmy Hanna. Ze všech uvedených přístrojů byl konduktometr jediný, který nebylo potřeba před začátkem měření kalibrovat.

Posledním parametrem měřeným každý měsíc na lokalitě byla průhlednost. Průhlednost byla měřena Secchiho diskem. Což je kruhová deska o průměru cca 20 cm rozdělená na čtyři stejně velké výseče, které jsou střídavě bílé a černé. Dole na desce je umístěno závaží.

V lednu a únoru v roce 2017 byla na lokalitě změřena tloušťka ledu a obsah rozpuštěného kyslíku na hladině a u dna na všech třech vybraných odběrných místech. Pro srovnání byl obsah rozpuštěného kyslíku změřen u dna na všech třech odběrných místech ještě jednou a to v březnu 2017.

Kromě měření základních parametrů vody, bylo ve sledovaném období dvakrát provedeno mapování makrofyt. První mapování proběhlo v červnu 2016 a druhé mapování v září 2017. Při každém mapování byla lokalita projížďena na člunu a pomocí GPS a boji zaznamenány plochy kde se submerzní makrofyta vyskytují. Pro upřesnění byl prováděn i nákres do mapy.

4. 4. 2 Laboratorní stanovení vybraných parametrů ve vodě

Stanovení zákalu

Odebraný vzorek vody byl promíchán a bylo z něho odpipetováno 10 ml do kyvety, která byla umístěna do turbidimetru Lovibond TB 210 IR. Turbidimetr vyhodnotil, jak velký je zákal v daném vzorku vody.

Stanovení celkového fosforu P_{TOT}

Principem metody je oxidace všech forem fosforu na PO_4^{3-} . Do zkumavek s roztokem bylo odpipetováno 5 ml vzorku vody. Byl přidán obsah jednoho balení Potassium Persulfate. Zkumavka byla promíchána a umístěna na 30 minut do mineralizátoru kde byla teplota 120 °C. Po mineralizaci se vzorek nechal zchladnout na pokojovou teplotu. Poté byly přidány 2 ml hydroxidu sodného. Vzorek byl dán do spektrofotometru. Byl použit spektrofotometr HACH DR 2800, kde byla zvolena metoda č. 490, která měří při vlnové délce 890 nm. Vzorek s hydroxidem sodným byl nastaven jako nulový vzorek a potom bylo přidáno jedno balení PhosVer 3. Po přidání PhosVer 3 došlo k reakci fosforečnanů s molybdenem amonným. V kyselém prostředí vznikl fosfomolybdan amonný, který způsobuje modrou barvu roztoku. Takto zreagovaný vzorek byl změřen na spektrofotometru. Čím tmavší bylo zbarvení tím více fosforečnanů se ve vzorku nacházelo.

Stanovení celkového dusíku

Principem metody je převedení všech forem dusíku na dusičnany. Do zkumavek s roztokem byl přidán obsah jednoho balení Nitrogen Persulfate. Dále bylo do zkumavky odpipetováno 0,5 ml vzorku. Promíchaná zkumavka byla dána do mineralizátoru na 30 minut při teplotě 120°C. Po skončení mineralizace se vzorek nechal zchladnout na pokojovou teplotu. Až měla zkumavka správnou teplotu, byl do vzorku přidán Total Nitrogen (TN) Reagent A. Vzorek byl promíchán a nechal se stát 3 minuty, poté byl přidán TN Reagent B. Vzorek byl znovu promíchán a nechal se

zreagovat po dobu 2 minut. Poté byly ze zkumavky odpipetovány 2 ml do zkumavky s Reagent C. Takto připravený vzorek byl umístěn na 10 minut do třepačky. Po dostatečném promíchání, bylo možné změřit absorbance na spektrofotometru DR 2000. Na spektrofotometru byla navolena vlnová délka 410 nm a metoda č. 350.

Stanovení chlorofylu a (metodou výpočtu koncentrace korigovaného chlorofylu)

Půl litru čerstvého vzorku bylo protřepáno a přefiltrováno přes skleněný filtr pomocí podtlakového filtračního zařízení. Filtr byl rozstříhán a umístěn do skleněné zkumavky. Do zkumavky bylo přidáno 7,2 ml extrakční směsi. Složení směsi bylo aceton : methanol v objemovém poměru 5:1. Obsah zkumavky byl homogenizován a umístěn do stojánku na 2 minuty do vodní lázně o teplotě 65 °C. Zkumavky potom byly ochlazeny proudem studené vody. Vzorek byl změřen na spektrofotometru DR 2000, při vlnové délce 664 nm. Po změření byla do zkumavky přidána jedna kapka 10% HCl a opět změřena absorbance.

K výpočtu výsledné koncentrace korigovaného chlorofylu byl použit vzorec:

$$c = 28,9 \cdot (A_o - A_a) \cdot 7,2 / V \cdot d$$

c ... koncentrace chlorofylu a v $\mu\text{g.l}^{-1}$

A_o ... absorbance před okyselením

A_a ... absorbance po okyselení

V ... objem vzorku v l

d ... délka květy v cm

Stanovení kovů

Odebraný vzorek byl v laboratoři konzervován kyselinou dusičnou, aby nedošlo ke zkreslení výsledků. Vzorek byl uskladněn a při větším počtu vzorků, bylo provedeno měření koncentrace kovů (Na, K, Ca a Mg). Ze vzorku bylo odebráno 50 ml, které sloužily na vlastní analýzu. Analýza byla provedena metodou atomové absorpční spektrometrie na přístroji AAS GBC Avanta Σ .

4. 4. 3 Laboratorní stanovení vybraných parametrů v makrofytech a sedimentu

Stanovení celkového organického uhlíku (TOC)

Obsah organické hmoty v makrofytech a sedimentu byl stanoven metodou ztráty žiháním. Nejdříve byla vysušena a zvážena keramická miska. Do misky byly naváženy 3g vzorku. Misky se vzorky se umístily do sušárny, která byla nastavena na 105°C po dobu 24 hodin. Po uplynutí 24 hodin byly misky vytaženy a umístěny do exsikátoru. V exsikátoru misky vychladly na pokojovou teplotu a byly znovu zváženy. Poté byly misky dány do žihací pece LAC a žihány při teplotě 550 °C. V žihací peci byly vzorky 3 hodiny. Po vytažení z pece byly vzorky znovu umístěny do exsikátoru, aby zchladly na pokojovou teplotu. Až misky zchladly, tak byly opět zváženy. Přepočet organické hmoty na celkový organický uhlík, byl proveden pomocí koeficientu 0,45. A výsledné hodnoty byly vyjádřeny jako procentuální podíl.

Stanovení celkového fosforu P_{TOT} v makrofytech

Prvním krokem bylo vysušený rostlinný materiál zmineralizovat. Před začátkem mineralizace bylo naváženo 0,5 g nadrceného vzorku, který byl dán do teflonové mineralizační nádoby. Do mineralizační nádoby ke vzorku bylo přidáno 7 ml kyseliny dusičné a 1 ml peroxidu vodíku. Takto připravený vzorek byl zavíčkován a nechán po 24 hodin reagovat. Po uplynutí 24 hodin byly všechny připravené vzorky dány na 40 minut do mineralizátoru Speedwave od firmy Berghof. Po vytažení se vzorky nechaly zchladnout na pokojovou teplotu a poté byly naředěny do 50 ml odměrky destilovanou vodou. Naředěné vzorky byly postupně přefiltrovány přes filtrační papír o porozitě 0,45 μm . Takto připravené vzorky bylo možné analyzovat na fosforečnany.

Pro stanovení fosforečnanů byly nejdříve vzorky rozředěny 100 x, protože bez ředění byly hodnoty vyšší, než byl rozsah přístroje. Z rozředěných vzorků bylo odebráno 10 ml, do kterých bylo přidáno jedno balení PhosVer 3. Přidáním balení PhosVer 3 dochází k reakci fosforečnanů s molybdenanem amonným v kyselém prostředí a vzniká fosfomolybdenan amonný, který je zodpovědný za modré zbarvení roztoku. Do modra zbarvený vzorek byl změřen na spektrofotometru HACH DR 2800, kde byla použita metoda č. 490 (Zbiral, 1994).

Stanovení celkového fosforu P_{TOT} v sedimentu

Princip je velmi podobný stanovení fosforečnanů v makrofytech jen z několika málo změnami. Nejdříve byly usušené vzorky sedimentu rozdrceny a byl navážen 0,5 g, který byl dán do teflonových mineralizačních nádob. K vzorku byly přidány 2 ml kyseliny dusičné a 6 ml kyseliny chlorovodíkové. Všechny připravené vzorky byly rovnou mineralizovány v mineralizátoru Speedwave od firmy Berghof. Pro mineralizaci byla použita metoda soil ISO 11466, EN. Metoda trvala asi 30 minut a bylo nutné mineralizaci opakovat 2 x. Po zmineralizování se každý vzorek naředí do 50 ml odměrky destilovanou vodou. Naředěný vzorek byl přefiltrován přes filtrační papír o porózitě 0,45 μm .

Přefiltrované vzorky bylo nutné rozředit 100 x a z rozředěných vzorků bylo odebráno 10 ml na stanovení fosforečnanů. Fosforečnany byly stanoveny přidáním jednoho sáčku PhosVer 3 do každého vzorku. Pro stanovení byl použit spektrofotometr HACH DR 2800, na kterém byla zvolena metoda č. 490 (Zbiral, 1994).

Stanovení celkového dusíku (v makrofytech i sedimentu) podle Kjeldahla s použitím selenu jako katalyzátoru

Nejdříve byl rostlinný materiál i sediment vysušen, poté nadrcen a z nadrceného materiálu byl navážen 1g vzorku. Vzorky byly umístěny do skleněných trubic a ke každému z nich byla přidána půl tableta katalyzátoru. K tomu bylo přidáno 10 ml koncentrované kyseliny sírové. Takto připravené vzorky byly dány mineralizovat. Mineralizace probíhala 5 hodin, při teplotě 380 °C na přístroji VELP Scientifica DK 20. Druhý den byl vzorek dán do destilačního přístroje VAPODEST od firmy Gerhardt, kde byla umístěna kádinka s 25 ml kyseliny borité a 1 kapkou Tashirova indikátoru. Při zahájení destilace nejdříve bylo přístrojem do vzorku přidáno 50 ml vody a poté dávkován hydroxid sodný. Po konci destilace byla kádinka s roztokem umístěna do titrátoru Titroline 6000, kde se dávkovala 0,1 M kyselina chlorovodíková. Titrátor automaticky ukončil titraci a ukázal spotřebu HCl v ml. Ze spotřeby HCl bylo vypočítáno celkové množství dusíku (Zbiral, 2011).

Stanovení kovů (Na, K, Ca a Mg) v makrofytech a sedimentech

Pro analýzu kovů byly použity zmineralizované vzorky ze stanovení fosforečnanů v makrofytech a ze stanovení fosforečnanů v sedimentech. Pro analýzu každého vzorku makrofyt a sedimentu bylo odebráno 40 ml 100 x zředěného vzorku. Vzorky byly

analyzovány pomocí atomové absorpční spektrometrie (Zbiral, 1994) na přístroji AAS
GBC Avanta Σ .

5. Výsledky

5.1 Mapování makrofyt

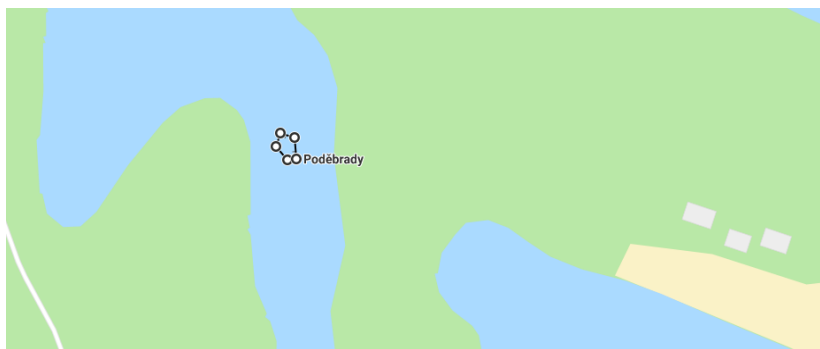
Mapování makrofyt proběhlo dvakrát pomocí lodě, GPS a bojí. První mapování bylo v červnu 2016 a druhé v září 2017.

Mapování z června 2016

V přední části nádrže se nacházela jedna plocha bez makrofyt, která měla rozlohu 2 842,51 m² (Obr. 8). V průplavu se také nacházela malá plocha bez makrofyt, která měla rozlohu 71,06 m² (Obr. 9).



Obr. 8 Plocha bez makrofyt z přední části nádrže (červen 2016)



Obr. 9 Plocha bez makrofyt v průplavu (červen 2016)

V zadní části nádrže se nacházely tři plochy bez makrofyt. První plocha na Obr. 10 označená jako 1A měla rozlohu 662,53 m². Druhá plocha označená jako 2A měla, ze všech tří ploch v zadní části nádrže nejmenší rozlohu, která byla 723,8 m². Poslední plocha bez makrofyt označené jako 3A měla rozlohu 1 019,69 m².



Obr. 10 Plochy bez makrofyt v zadní části nádrže (červen 2016)

Mapování ze září 2017

V přední části nádrže se nacházela jedna plocha, kde se nevyskytovaly makrofyta. Plocha měla rozlohu 17 821,43 m² (Obr. 11).



Obr. 11 Plocha bez makrofyt v přední části nádrže (září 2017)

Plocha bez makrofyt z průplavu byla při sestavování mapy na základě GPS souřadnic spojena s jedním úsekem ze zadní části nádrže. Protože plocha bez makrofyt z průplavu přímo navazovala na jednu plochu bez makrofyt ze zadní části nádrže viz. Obr. 12. Plocha bez makrofyt z Obr. 12 měla rozlohu 46 909,53 m².



Obr. 12 Plocha bez makrofyt v průplavu a v zadní části nádrže (září 2017)

V zadní části nádrže se nacházely ještě tři plochy bez makrofyt (Obr. 13). Plocha označená jako 1B měla rozlohu 4 474,64 m². Plocha označená jako 2B měla rozlohu 544,31 m². A poslední plocha bez makrofyt označená jako 3B měla rozlohu 3 169,61 m².



Obr. 13 Plochy bez makrofyt v zadní části nádrže (září 2017)

Plocha nádrže byla v roce 2016 více pokryta makrofyty než v roce 2017. V roce 2016 bylo celkem bez makrofyt 5 319,59 m², což po přepočtu na procenta činilo 2,36% nádrže kde se makrofyta nenacházely. V roce 2017 byla bez makrofyt plocha o rozloze 72 919,52 m². To po přepočtu znamenalo, že 32,32 % nádrže nebylo pokryto makrofyty.

Kromě mapování byly také spočítány rostliny na ploše 50x50 cm a z toho zjištěn počet rostlin a jednom metru čtverečním, který činil 15 rostlin na metr čtvereční. Hmotnost sušiny jednotlivých druhů na třech plochách je ukázána v Tab. 1. V tabulce jsou jen hmotnosti růžkatce a stolítku, protože lakušník, který se v nádrži vyskytoval při odběru v červnu 2017, nebyl při zářijovém odběru nalezen.

Tab. 1 Hmotnostní zastoupení druhů

plocha	druh	hmotnost na ploše 50x50 cm (g)	hmotnost na 1 m ² (g)
1	růžkatec	158,161	632,644
1	stolítek	7,514	30,056
2	růžkatec	169,813	679,252
2	stolítek	6,930	27,720
3	růžkatec	248,841	995,364
3	stolítek	17,683	70,732

5. 2 Jakost vody

Pro srovnání s normou o Jakosti vod ČSN 75 7221 jsou v Tab. 2 vypočítány průměrné roční hodnoty sledovaných ukazatelů.

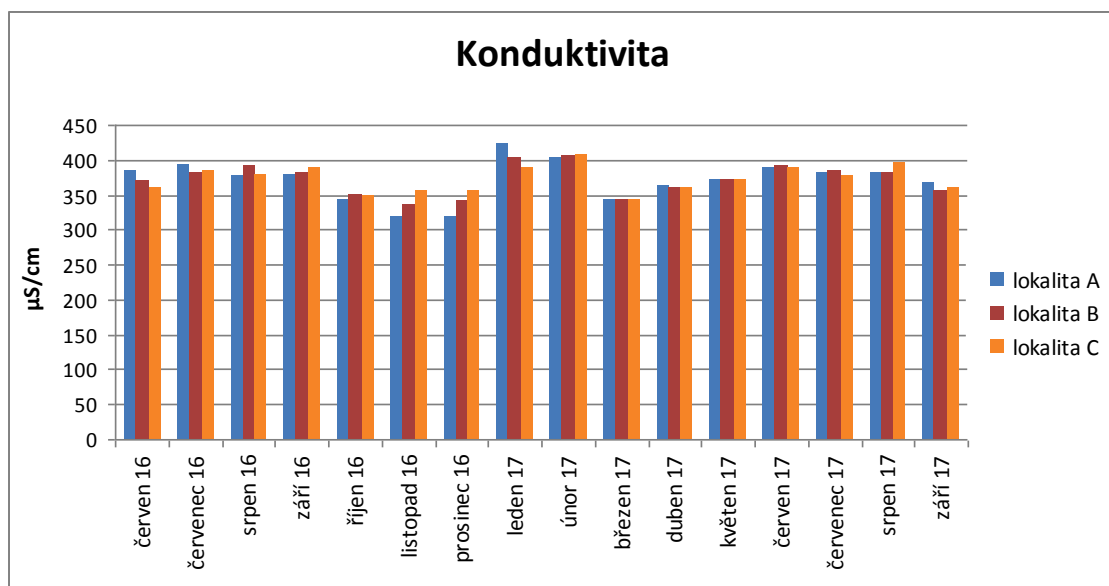
Tab. 2 Průměrné hodnoty sledovaných ukazatelů ve vodní nádrži Poděbrady za celé odběrné období (červen 2016 – září 2017)

Ukazatel	Symbol	Měrná jednotka	Lokalita		
			1	2	3
Elektrická konduktivita	k	μS/cm	375,533	375,000	375,000
Rozpuštěný kyslík	O ₂	mg/l	9,194	8,906	9,032
Celkový fosfor	P	mg/l	0,049	0,141	0,084
Vápník	Ca	mg/l	29,021	29,142	28,991
Hořčík	Mg	mg/l	9,504	9,477	9,431
Chlorofyl a		μg/l	3,102	2,705	1,803

5. 3 Výsledky naměřených hodnot ve vodě

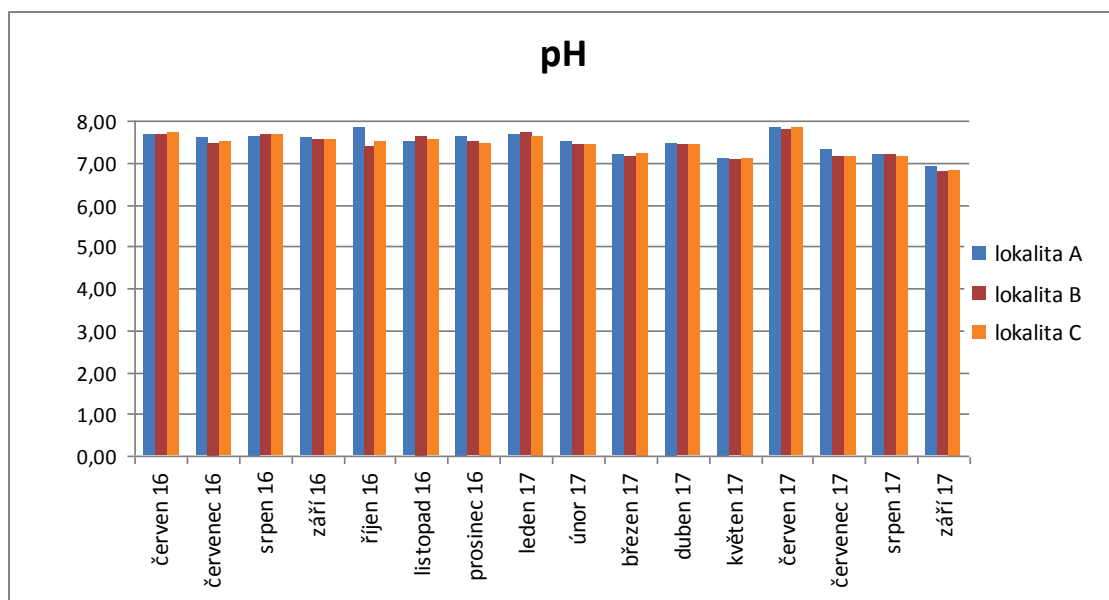
Ve vodní nádrži Poděbrady byly na lokalitě každý měsíc změřeny základní ukazatele vody. A poté v laboratoři z odebraných vzorků vod stanoven zákal, chlorofyl a, obsah celkového fosforu, obsah celkového dusíku a kovy (vápník, hořčík, sodík, draslík).

Grafické znázornění výsledků



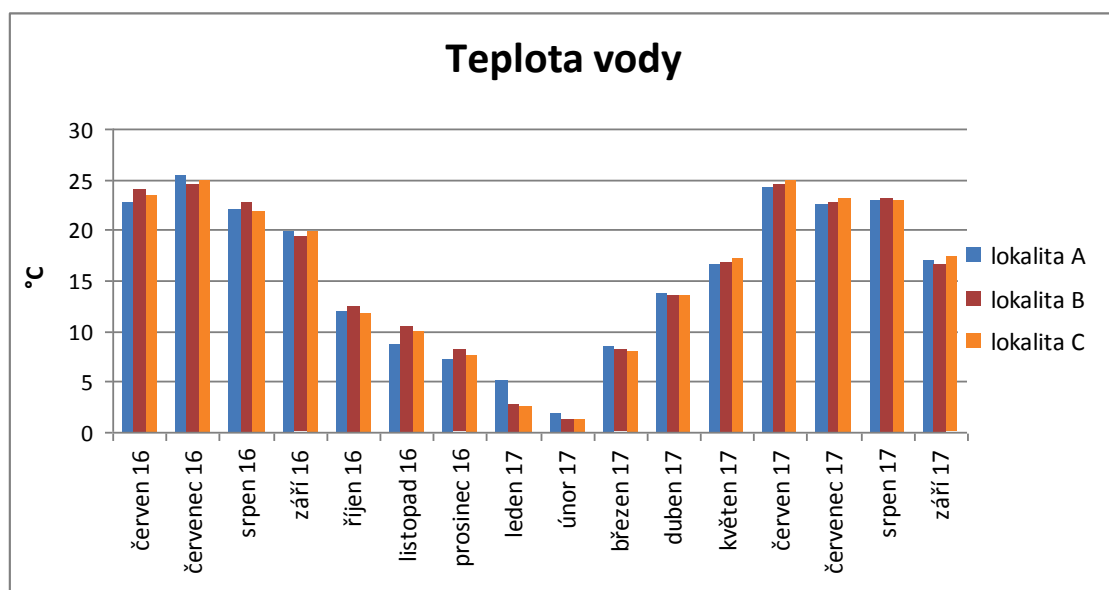
Graf. 1 Hodnoty konduktivity (červen 2016 – září 2017)

Největší i nejnižší hodnota konduktivity byla naměřena na lokalitě A (Graf. 1). Přičemž nejnižší hodnota 320 µS/cm byla naměřena v prosinci 2016 a nejvyšší hodnota 423 µS/cm byla naměřena v lednu 2017. Průměrné hodnoty na všech třech lokalitách se pohybovaly kolem 375 µS/cm.



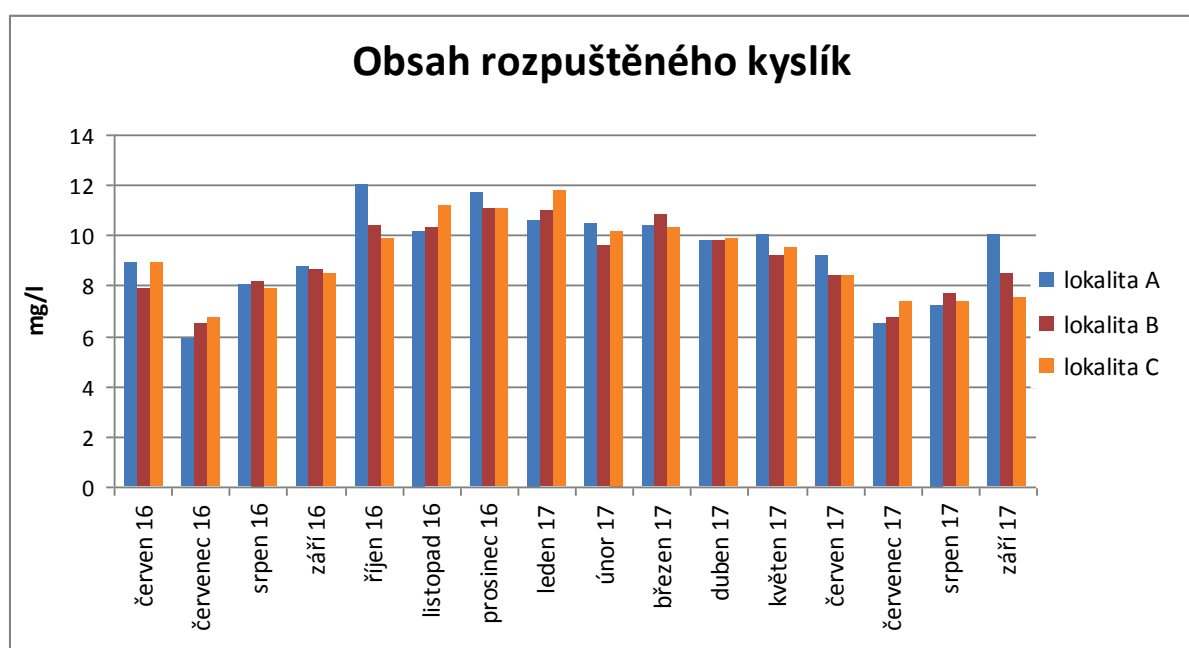
Graf. 2 Hodnoty pH (červen 2016 – září 2017)

Nejnižší hodnota pH 6,77 byla naměřena na lokalitě B v září 2017 (Graf. 2). Nejvyšší naměřené pH bylo v červnu 2017 na lokalitě A a mělo hodnotu 7,85. Průměrná hodnota na všech třech lokalitách se pohybovala kolem 7,4.



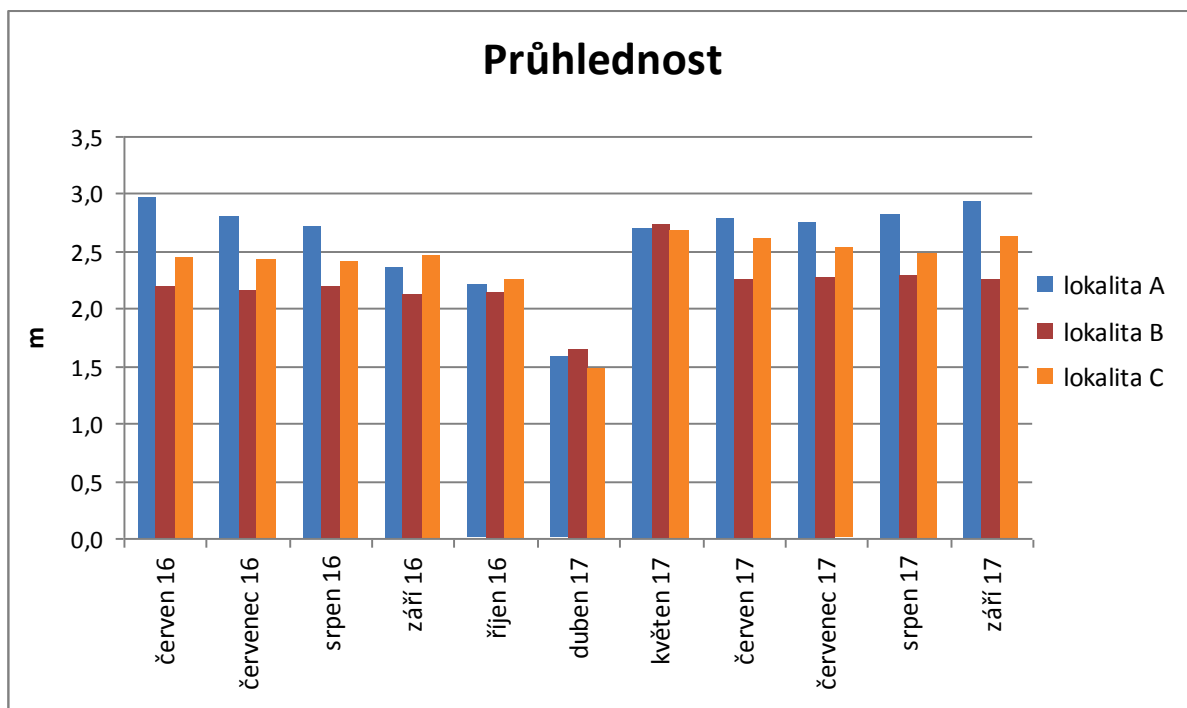
Graf. 3 Teplota vody (červen 2016 – září 2017)

Nejnižší teplota vody 1,2 °C byla naměřena na lokalitě B v únoru 2017 (Graf. 3). V únoru 2017 měly všechny tři lokality svoji nejnižší teplotu. Pro lokalitu A to byla teplota 1,8°C a pro lokalitu C to byla teplota 1,3 °C. Nejvyšší teplota 25,4 °C byla naměřena na lokalitě A.



Graf. 4 Obsah rozpuštěného kyslíku (červen 2016 – září 2017)

Nejnižší obsah rozpuštěného kyslíku 5,9 mg/l byla zaznamenán na lokalitě A v červenci 2016 (Graf. 4). Nejvyšší obsah rozpuštěného kyslíku 12 mg/l byla naměřen v říjnu 2016 na lokalitě A. Obecně nejvyšší obsah rozpuštěného kyslíku byl na všech třech lokalitách zaznamenán od října 2016 do března 2017.



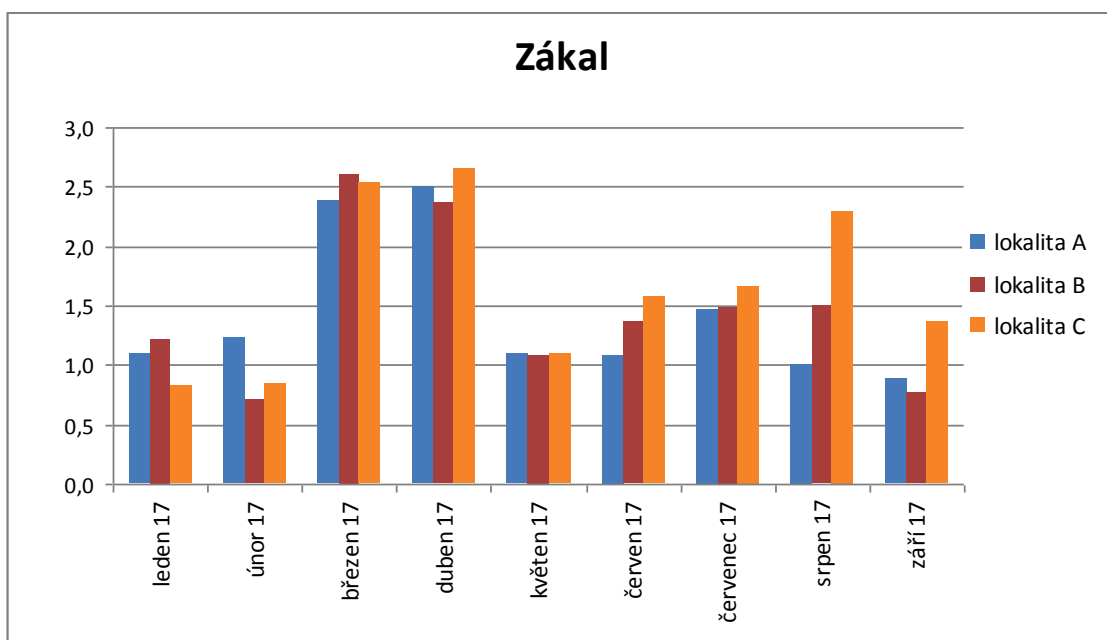
Graf. 5 Průhlednost (červen 2016 – září 2017)

Secchiho diskem byla na lokalitě měřena průhlednost v době kdy bylo možné se na hladině pohybovat lodí. Tedy průhlednost byla měřena od června 2016 do října 2016 a poté od dubna 2017 do září 2017.

Průměrná průhlednost naměřena Secchiho diskem na lokalitě A byla 2,60 metrů (Graf. 5). Průhlednost na lokalitě A byla nejnižší v dubnu 2017, kdy její hodnota byla 1,58 metrů a nejvyšší byla v červnu 2016, kdy její hodnota byla 2,98 metrů.

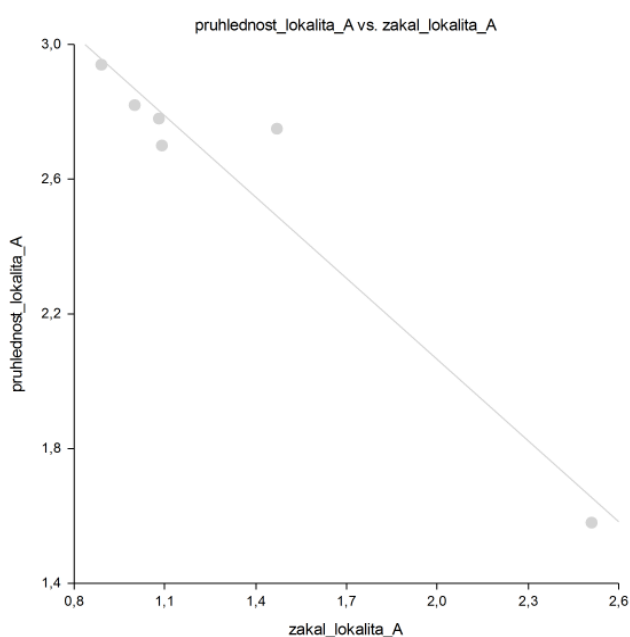
Na lokalitě B byla průměrná průhlednost 2,21 metrů. Nejnižší hodnota 1,65 metrů byla na lokalitě B naměřena v dubnu 2017. V květnu 2017 bylo při měření Secchiho diskem dosaženo dno, které bylo v hloubce 2,73 metrů.

Na lokalitě C byla průměrná průhlednost 2,40 metrů. Nejnižší hodnota 1,48 metrů byla stejně jako u předchozích lokalit naměřena v dubnu 2017. Nejvyšší hodnota 2,69 metrů byla naměřena v květnu 2017.

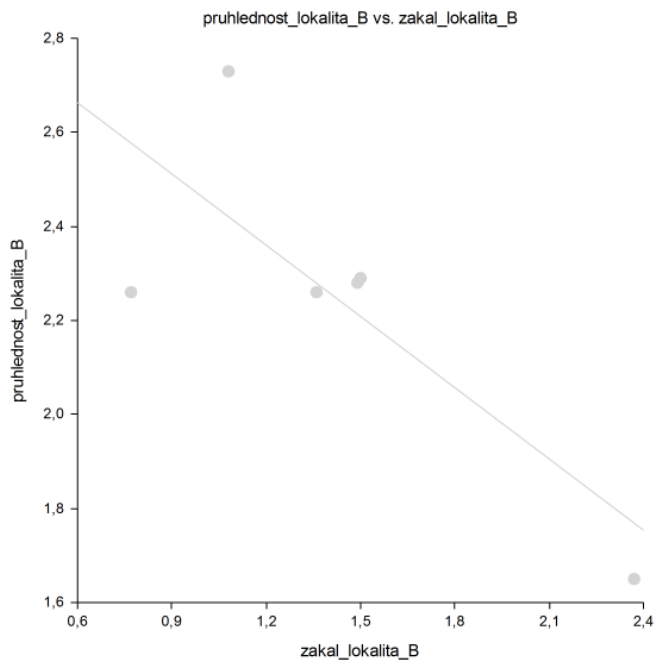


Graf. 6 Zákal (leden 2017 – září 2017)

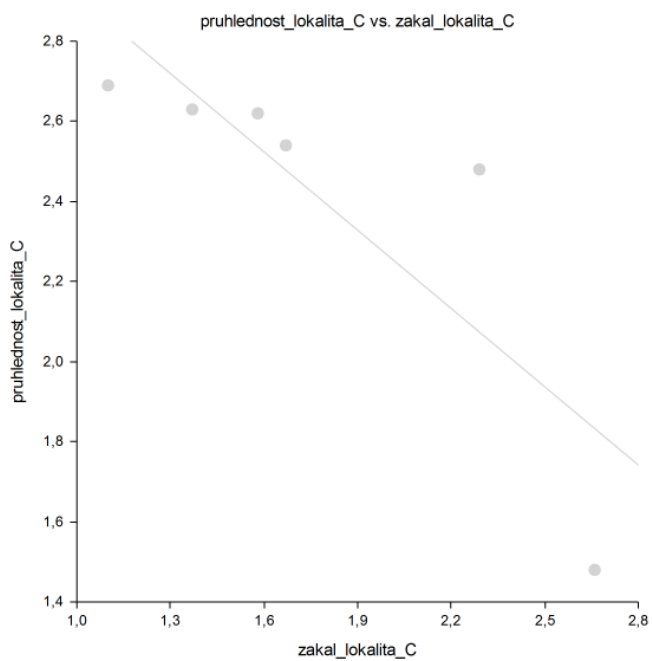
Zákal byl měřen od ledna 2017 (Graf. 6). Korelace mezi průhledností měřenou Secchiho diskem a zákalem je vidět na Grafu 7, Grafu 8 a Grafu 9. Na Grafu 7 a Grafu 9 je zřejmé, že s rostoucí průhledností zákal klesal. A naopak když byl zákal velký, tak průhlednost vody byla menší. Graf 8 ukazuje rozkolísání výsledků, při nižším zákalu. Ale při vyšším zákalu opět platí, že čím vyšší byl zákal tím menší byla průhlednost vody.



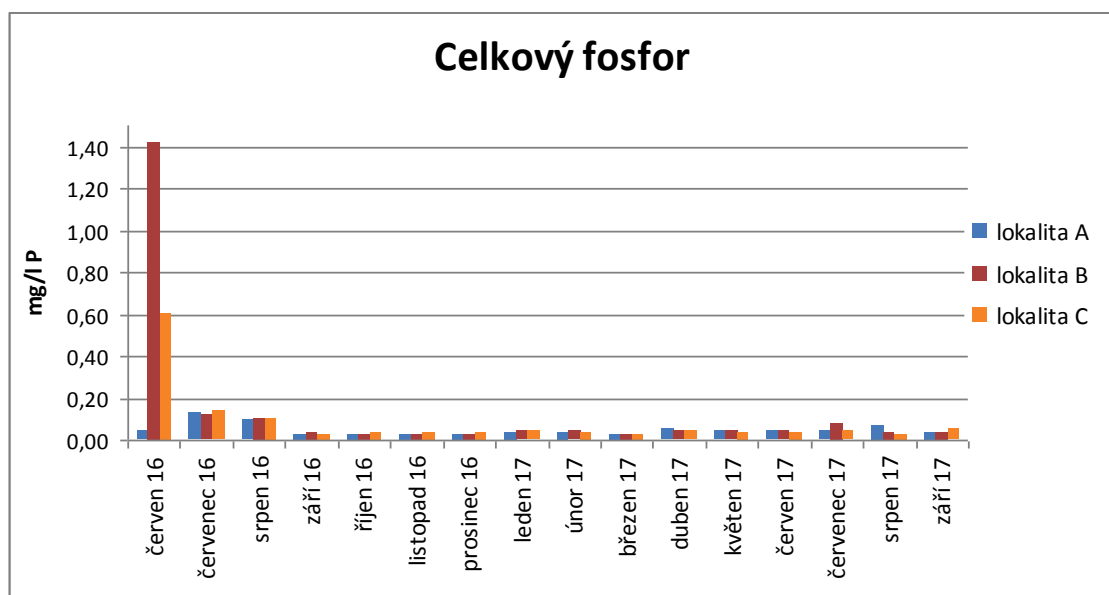
Graf. 7 Korelace průhlednosti a zákalu na lokalitě A



Graf. 8 Korelace průhlednosti a zákalu na lokalitě B

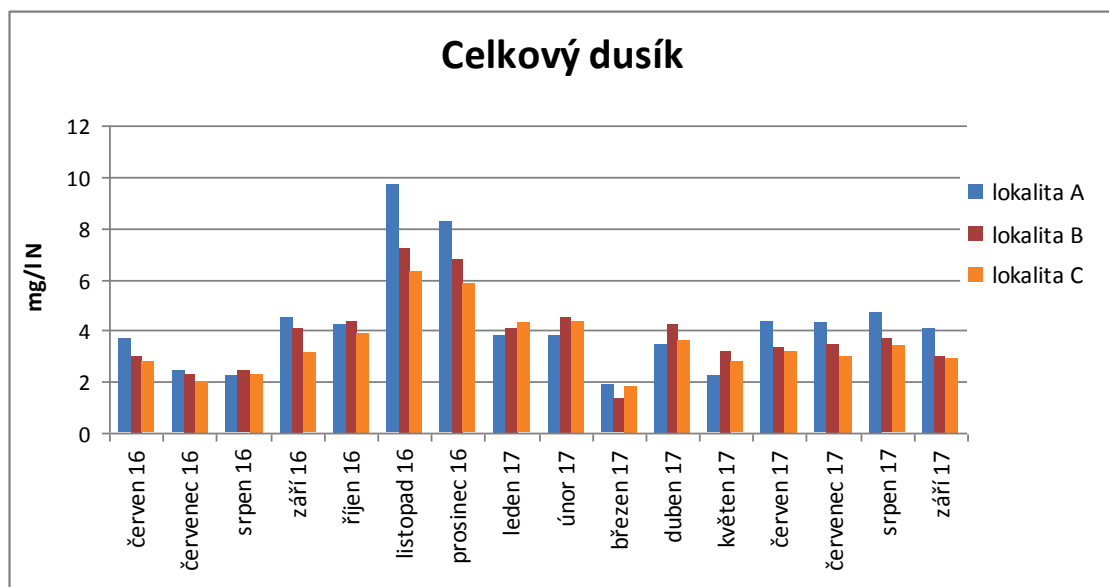


Graf. 9 Korelace průhlednosti a zákalu na lokalitě C



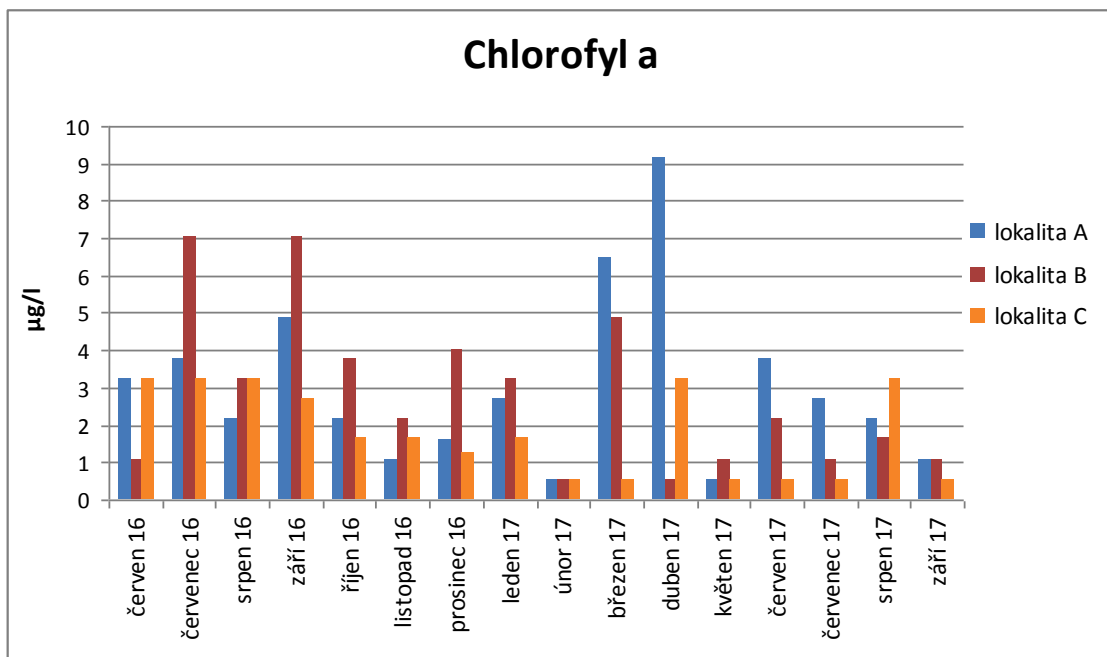
Graf. 10 Koncentrace fosforu (P) (červen 2016 – září 2017)

Většina naměřených koncentrací se pohybovala od 0,1 mg/l P až po 0,02 mg/l P (Graf. 10). Nejvyšší obsah fosforu 1,42 mg/l byl zaznamenán v červnu 2017 na lokalitě B. Nejnižší obsah 0,03 mg/l P byl zaznamenán třikrát. Poprvé v září 2016 na lokalitě C. O měsíc později byla tato hodnota naměřena na lokalitě B. A naposledy se tato hodnota vyskytla v březnu 2017 na lokalitě C.



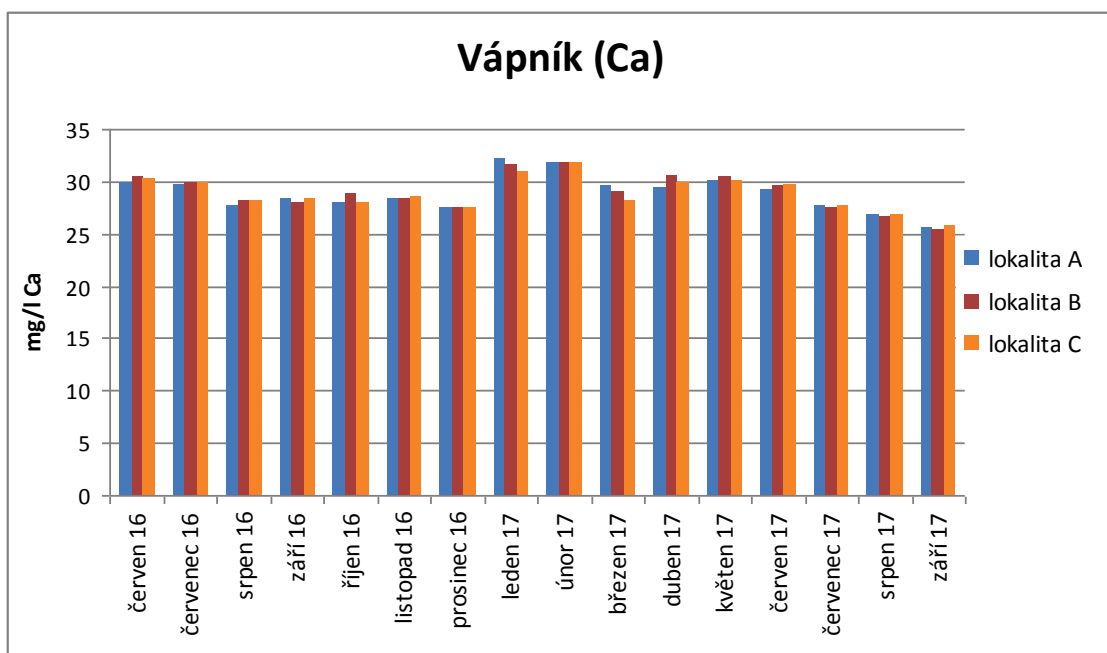
Graf. 11 Koncentrace dusíku (N) (červen 2016 – září 2017)

Nejnižší obsah dusíku byl zaznamenán na všech třech lokalitách v březnu 2017 (Graf. 11). Přičemž nejnižší obsah byl 1,3 mg/l N na lokalitě B. Nejvyšší obsahy byly zaznamenány v listopadu 2016 a prosinci 2016. Úplně nejvyšší obsah 9,7 mg/l N byl změřen na lokalitě A v listopadu 2016.



Graf. 12 Chlorofyl a (červen 2016 – září 2017)

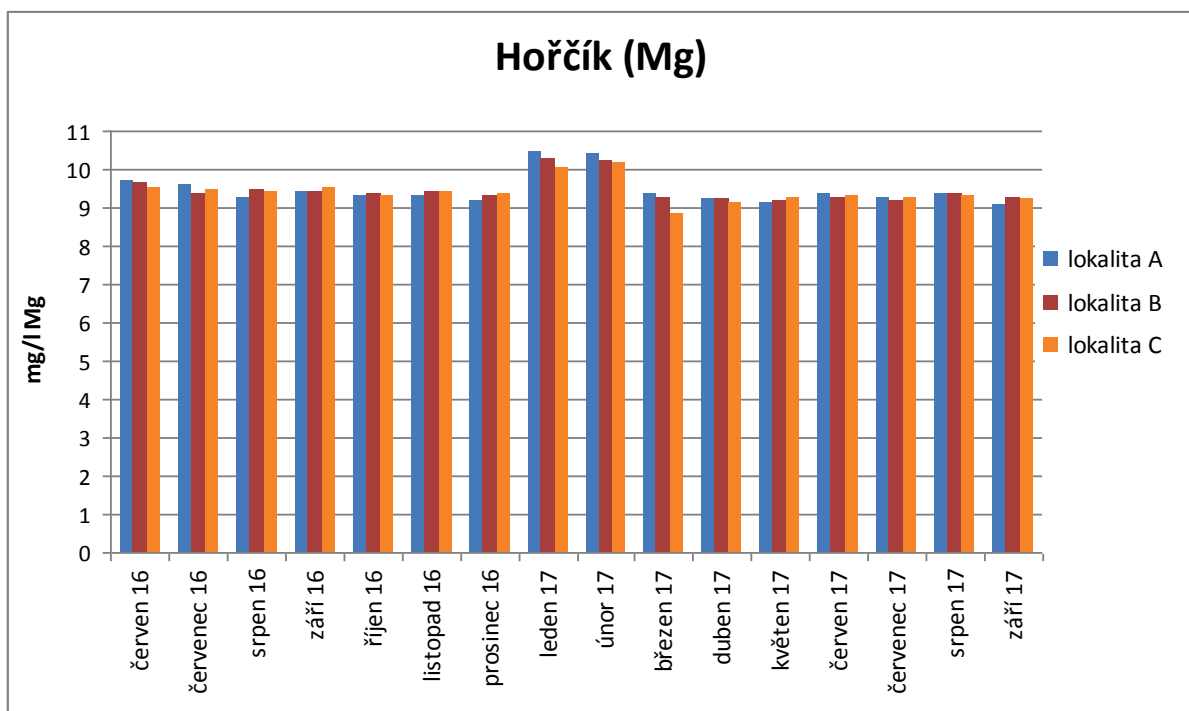
Nejnižší hodnota chlorofylu a byla 0,54 µg/l (Graf. 12). Tato hodnota se v průběhu sezony opakovala několikrát. Nejčastěji byla nalezena na lokalitě C. Největší hodnota 9,19 µg/l se vyskytovala v březnu 2017 na lokalitě A.



Graf. 13 Koncentrace vápníku (červen 2016 – září 2017)

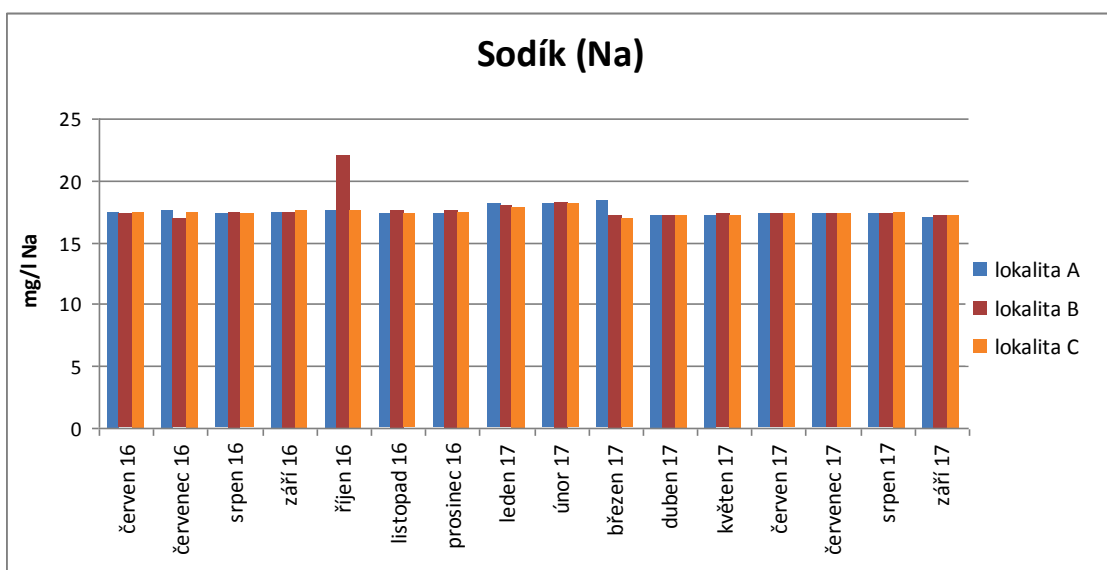
Nejvyšší koncentrace vápníku byly naměřeny v lednu a v únoru na všech třech lokalitách (Graf. 13). Úplně nejvyšší koncentrace 32,171 mg/l Ca byla naměřena na lokalitě A v lednu 2016. Nejnižší koncentrace byly na všech třech lokalitách naměřeny

v září 2017. Úplně nejnižší koncentrace 25,54 mg/l byla naměřena v září 2017 na lokalitě B.



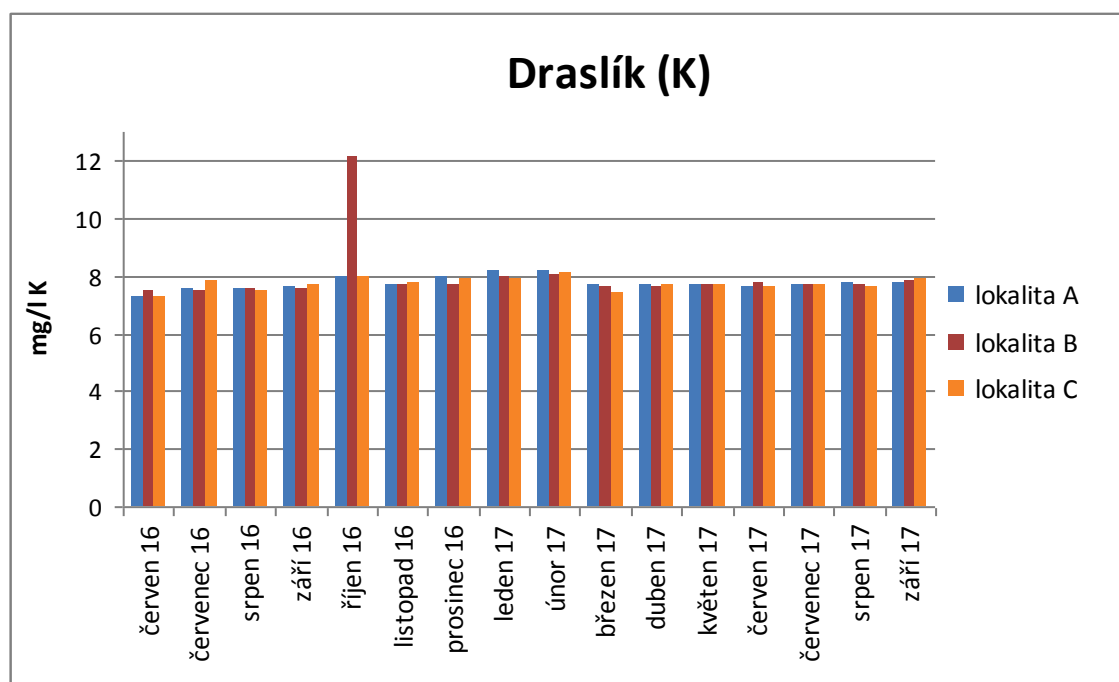
Graf. 14 Koncentrace hořčíku (červen 2016 – září 2017)

Nejvyšší koncentrace hořčíku byly naměřeny v lednu 2017 a v únoru 2017 (Graf. 14). Na lokalitě A byla nejvyšší koncentrace 10,460 mg/l Mg v lednu 2017. Na lokalitě B byla nejvyšší koncentrace 10,238 mg/l v únoru 2017. A na lokalitě C byla nejvyšší koncentrace 10,208 mg/l Mg v únoru 2017. Nejnižší koncentrace 8,866 mg/l Mg byla naměřena v březnu 2017 na lokalitě C.



Graf. 15 Koncentrace sodíku (červen 2016 – září 2017)

Koncentrace sodíku se nejčastěji pohybovaly kolem průměrné hodnoty 17,55 mg/l (Graf. 15). Nejvyšší koncentrace 22,048 mg/l Na byla změřena na lokalitě B v říjnu 2016. Nejnižší koncentrace 16,869 mg/l Na byla změřena v březnu 2017 na lokalitě C.



Graf. 16 Koncentrace draslíku (červen 2016 – září 2017)

Úplně nejvyšší koncentrace draslíku 12,198 mg/l byla naměřena v říjnu 2016 na lokalitě B (Graf. 16). Další vyšší koncentrace byly zaznamenány v lednu 2017 a v únoru 2017. Ale ani lednové ani únorové hodnoty nebyly o moc větší než roční průměr 7,834 mg/l K. Nejnižší koncentrace 7,425 mg/l K byla zaznamenána v březnu 2017 na lokalitě C.

V zimních měsících (leden 2017 a únor 2017) byla na Poděbradech, kromě měření základních parametrů, změřena také tloušťka ledu a obsah kyslíku u dna. Obsah kyslíku u dna byl změřen i po odtání ledu v březnu 2017. Výsledky jsou znázorněny v Tab. 3.

Tab. 3 Porovnání obsahu rozpuštěného kyslíku u dna a na hladině v roce 2017

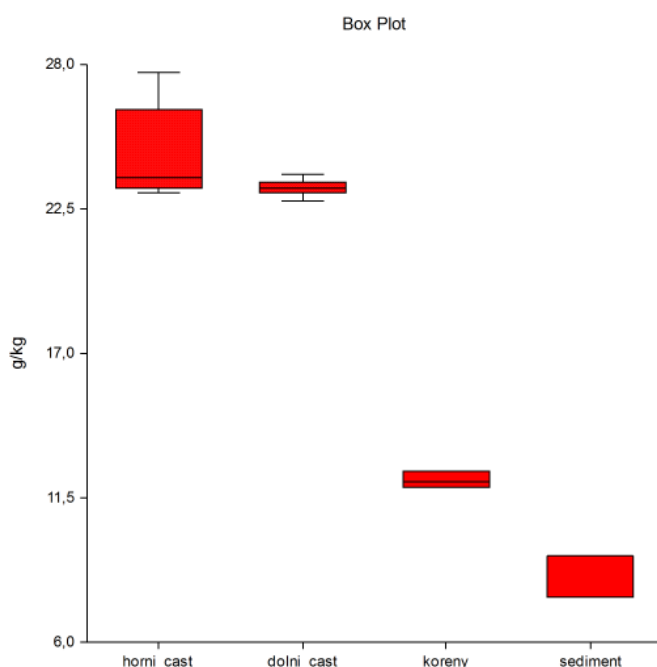
měsíc	lokalita	tloušťka ledu (cm)	hloubka (m)	kyslík u dna (mg/l)	kyslík na hladině (mg/l)	teplota u dna (°C)	teplota na hladině (°C)
leden	1	20	2,5	9,18	10,58	5,2	5,1
leden	2	20	2,5	10,34	11,01	3,8	2,7
leden	3	20	3,0	4,71	11,80	4,0	2,6
únor	1	25	3,0	9,26	10,43	4,0	1,8
únor	2	25	2,5	0,29	9,58	4,1	1,2
únor	3	25	2,9	0,27	10,18	4,2	1,3
březen	1	bez ledu	3,3	10,49	10,40	11,3	8,5
březen	2	bez ledu	2,5	10,12	10,80	10,8	8,2
březen	3	bez ledu	3,5	6,40	10,30	10,7	7,9

Z výsledků vyplývá, že v únoru 2017 na druhé a třetí lokalitě byla u dna prokázána anoxie. Na třetí lokalitě začal pokles kyslíku už v lednu 2017 a nízké hodnoty zůstaly na lokalitě i v březnu 2017.

5. 4 Výsledky naměřených ukazatelů v rostlinách a sedimentu

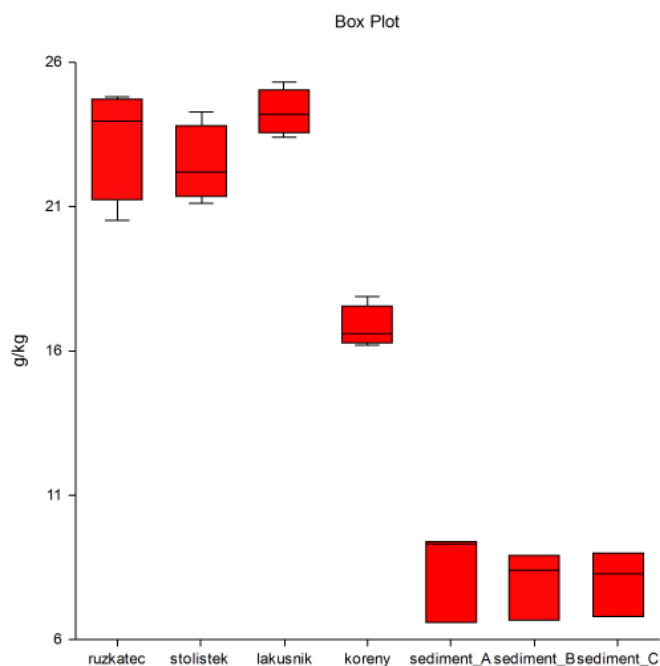
V makrofytech a v sedimentu byl změřen celkový dusík, celkový fosfor, celkový organicky uhlík a kovy (vápník, hořčík, sodík, draslík) třikrát. Poprvé v září 2016, podruhé v červnu 2017 a naposledy v září 2017. Výsledky celkového dusíku, celkového fosforu a kovů jsou vztaženy na kg sušiny.

Celkový dusík



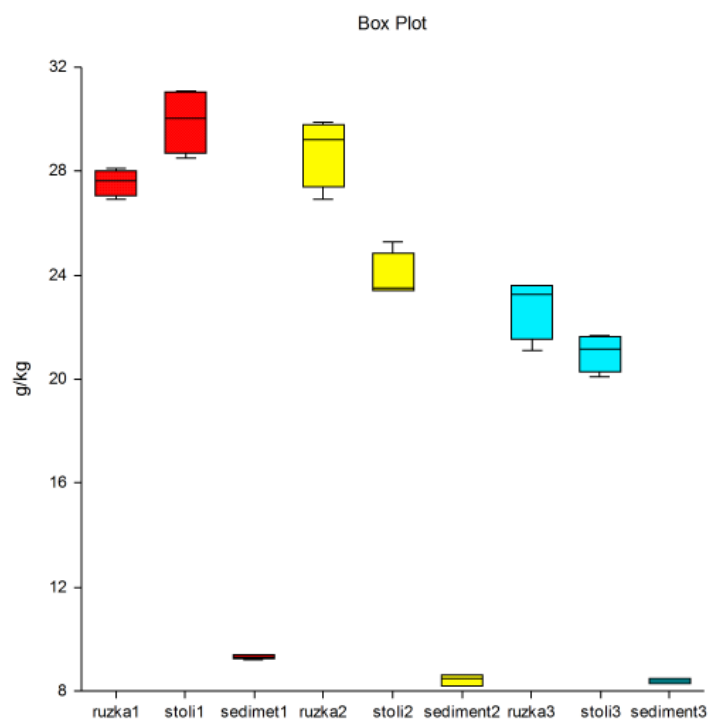
Graf. 17 Obsahy dusíku v makrofytech a sedimentu v září 2016

Z Grafu 17 je patrné, že v září 2016 se nejméně dusíku nacházelo v sedimentu a nejvíce v rostlinách. Průměrné množství dusíku v horní části rostlin bylo 24,6 g/kg a v dolní části rostlin to bylo 23,3 g/kg. V kořenech bylo průměrně 12,2 g/kg dusíku a v sedimentu 8,77 g/kg dusíku.



Graf. 18 Obsahy dusíku v makrofytech a sedimentu v červnu 2017

V červnu 2017 byly rostliny rozděleny podle druhů na růžkatec, stolístek a lakušník (Graf. 18). Výsledky ukazují, že nejvíce dusíku měl lakušník. A nejméně dusíku se nacházelo v sedimentech. Průměrná hodnota v růžkatci byla 23,3 g/kg dusíku. Ve stolítku to bylo 22,5 g/kg dusíku a v lakušniku 24,3 g/kg dusíku. V kořenech (směsný vzorek kořenů stolítku a lakušniku) se průměrně nacházelo 16,8 g/kg dusíku.

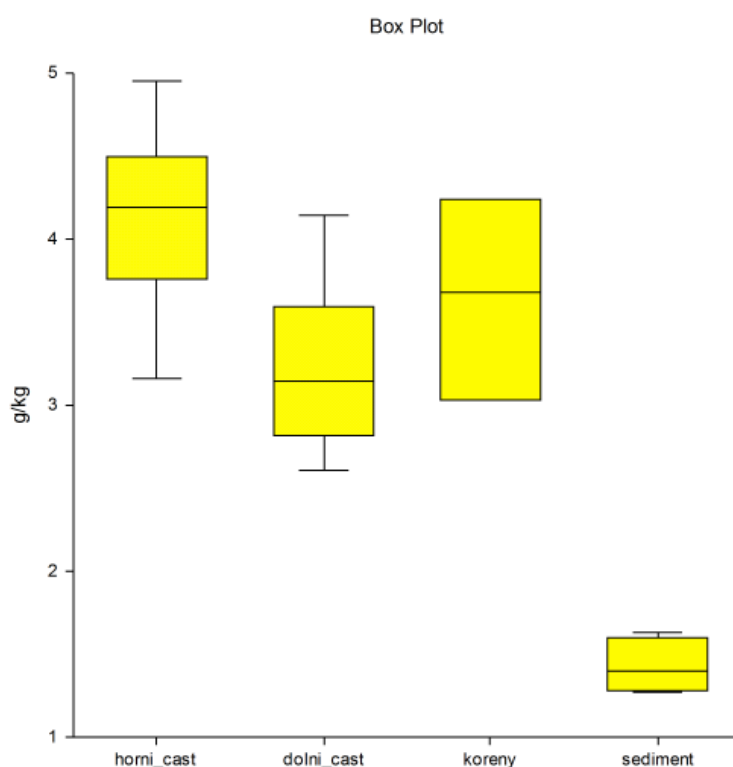


Graf. 19 Obsahy dusíku v makrofytech a sedimentu v září 2017 na třech plochách

V září 2017 byly hodnoceny tři plochy (Graf. 19). Na první ploše měl nejvíc dusíku stolítek, ale na ostatních dvou plochách měl více dusíku růžkatec. Vždy nejméně dusíku se nacházelo v sedimentu.

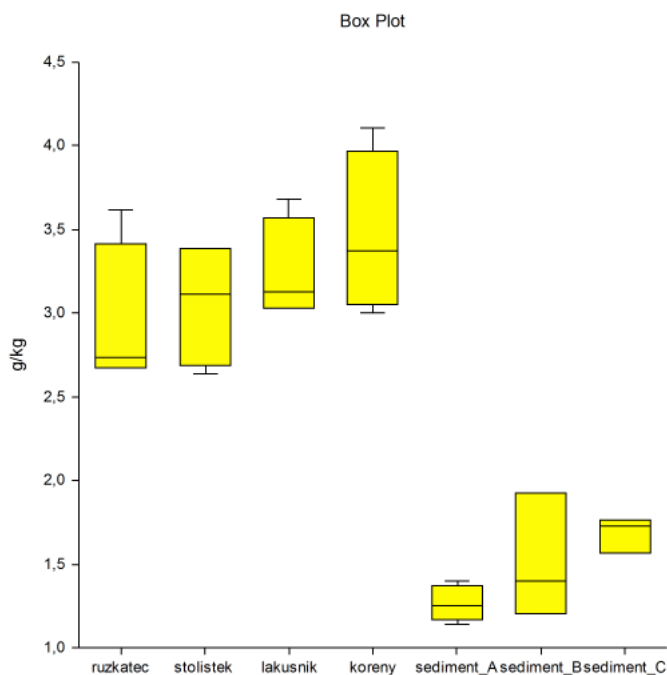
Růžkatec na první ploše měl průměrně 27,6 g/kg dusíku, na druhé ploše 28,8 g/kg a na třetí ploše 22,8 g/kg dusíku. Stolítek měl průměrně na první ploše 29,9 g/kg dusíku, na druhé ploše 23,9 g/kg dusíku a na třetí ploše to bylo 21 g/kg dusíku.

Celkový fosfor



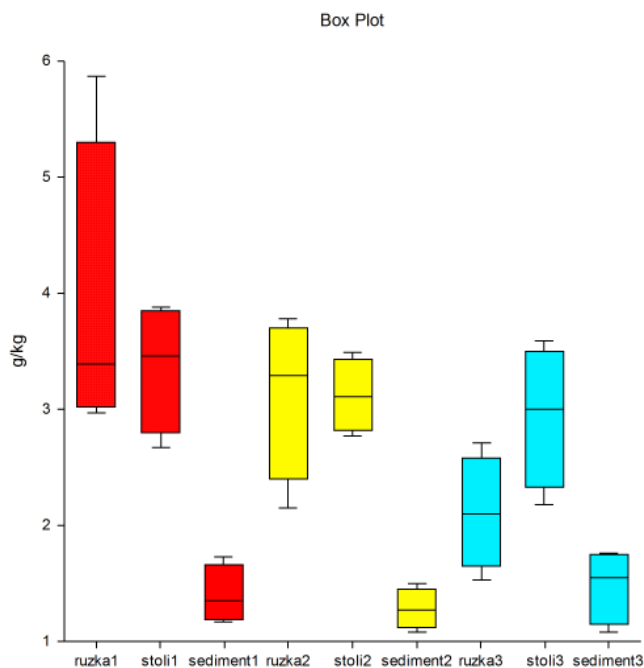
Graf. 20 Obsahy fosforu v makrofytech a sedimentu v září 2016

V září 2016 bylo nejméně fosforu v sedimentu a nejvíce v horní části rostlin (Graf. 20). Sediment měl průměrně 1,4 g/kg P. V kořenech bylo průměrně 3,7 g/kg P. A co se týče rostlin, tak v horní části bylo průměrně 4,1 g/kg P a v dolní části bylo průměrně 3,2 g/kg P.



Graf. 21 Obsah fosforu v makrofytech a sedimentu v červnu 2017

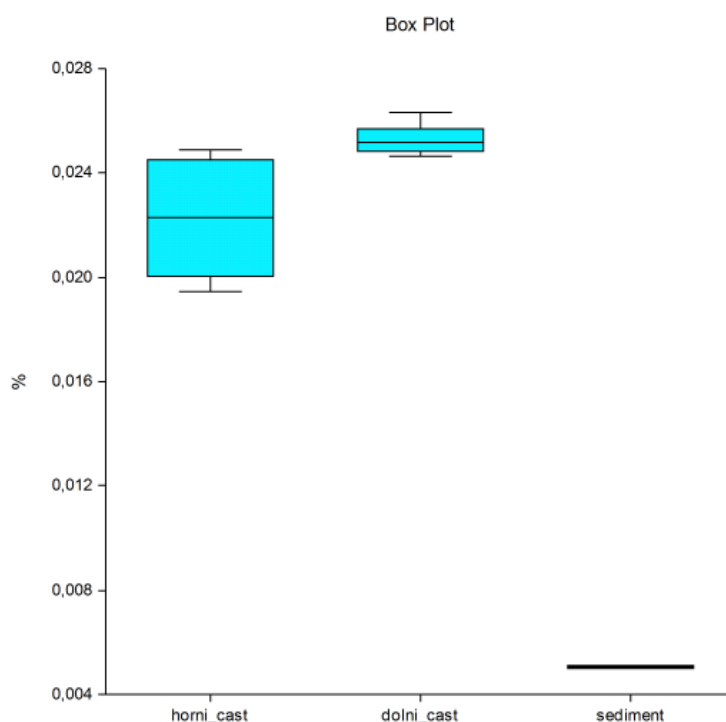
V červnu 2017 byly zkoumány jednotlivé druhy rostlin zvlášť (Graf. 21). Když se mezi sebou porovnájí všechny tři druhy rostlin, tak nejvíce fosforu bylo v lakušníku. Celkově se, ale nejvíce fosforu nacházelo v kořenech (směsný vzorek kořenů stolítku a lakušníku), kde byla průměrná hodnota 3,5 g/kg P. V ruzkatci bylo průměrně 2,9 g/kg P, ve stolítku 3,1 g/kg P a v lakušníku 3,2 g/kg P. Nejméně fosforu bylo v sedimentech, kde hodnota nepřesáhla 2 g/kg P.



Graf. 22 Obsah fosforu v makrofytech a sedimentu v září 2017 na třech plochách

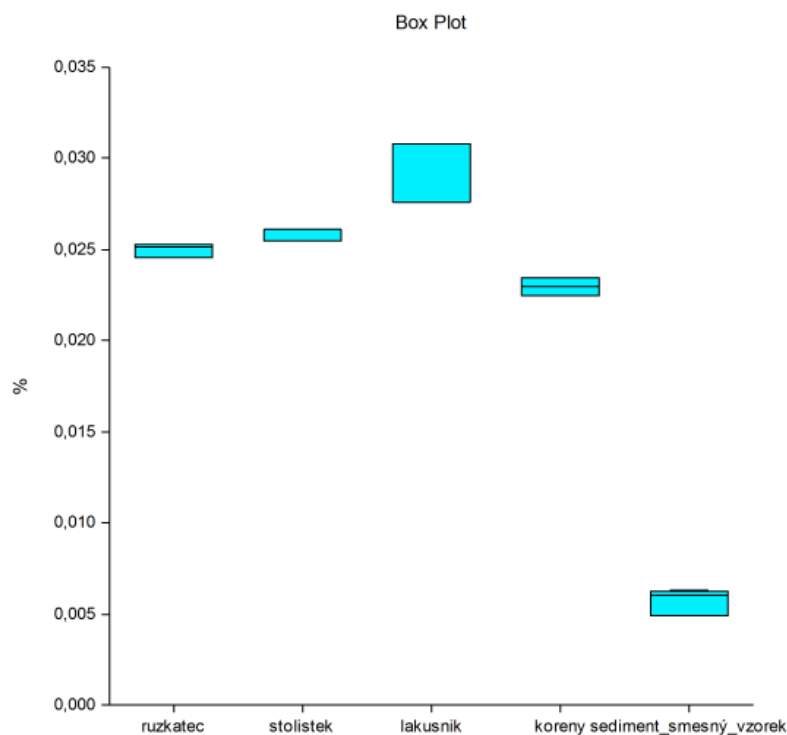
V září 2017 byly porovnávány mezi sebou tři plochy (Graf. 22). Nejvíce fosforu obsahoval růžkatec z první plochy, v něm bylo průměrně 3,9 g/kg P. Na stejné ploše stolístek obsahoval průměrně 3,4 g/kg P. Na druhé ploše, také obsahoval více fosforu růžkatec. Průměrně v růžkatci bylo 3,13 g/kg P a ve stolístku to bylo 3,12 g/kg P. Na třetí ploše bylo zjištěno nejvíce fosforu ve stolístku. Průměrně na třetí ploše ve stolístku bylo 3 g/kg P a v růžkatci 2,1 g/kg P. Co se týče sedimentu, tak fosforu bylo nejméně na druhé ploše, kde byl průměr 1,3 g/kg P. Na první ploše bylo průměrně v sedimentu 1,4 g/kg P a na třetí ploše kde se fosforu v sedimentu nacházelo nejvíce, byl průměr 1,5 g/kg P.

Obsah celkového organického uhlíku (TOC)



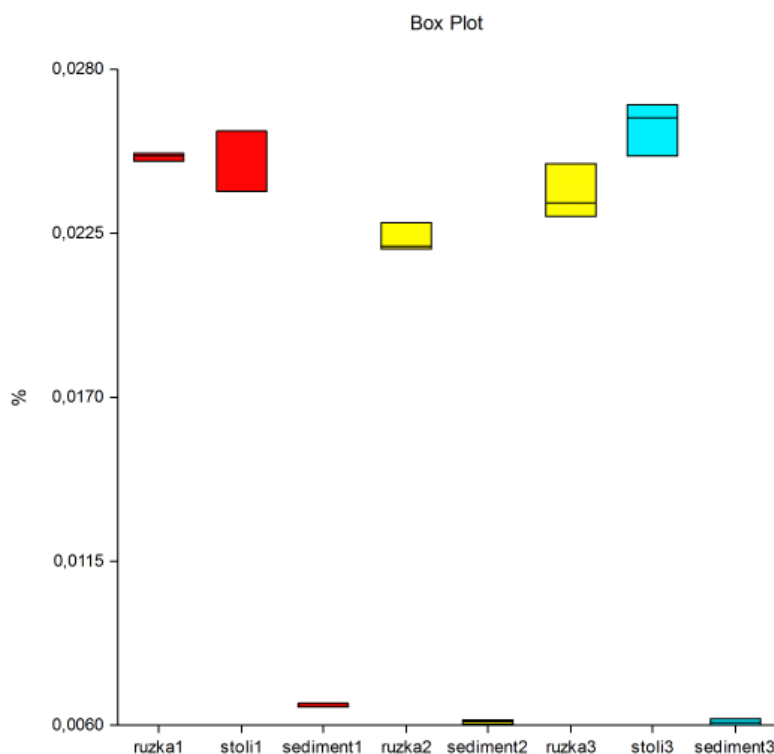
Graf. 23 Obsah celkového organického uhlíku (TOC) v makrofytech a sedimentu v září 2016

V září 2016 nebyla provedena analýza v kořenech, protože kořenového materiálu nebylo dostatečné množství. Výsledky ze září 2016 jsou znázorněny v Grafu 23. Nejvíce organického uhlíku se nacházelo v dolní části rostlin. Průměrně v dolní části rostlin bylo 0,0253 % TOC. V horní části rostlin bylo průměrně 0,0223 % TOC a v sedimentu bylo průměrně 0,0050 % TOC.



Graf. 24 Obsah celkového organického uhlíku (TOC) v makrofytech a sedimentu v červnu 2017

V červnu 2017 byly hodnoceny tři druhy rostlin zvlášť a pro hodnocení sedimentu byl použit směsný vzorek (Graf. 24). Nejvíce organického uhlíku se nacházelo v lakušniku, kde byly průměrné hodnoty 0,0287 %. V ruzkateci bylo průměrně 0,0250 % TOC a ve stolístku bylo průměrně 0,0259 % TOC. V kořenech se celkového uhlíku nacházelo méně než v rostlinách. Průměrně bylo v kořenech 0,0229 % TOC a v sedimentu bylo průměrně 0,0057 % TOC.

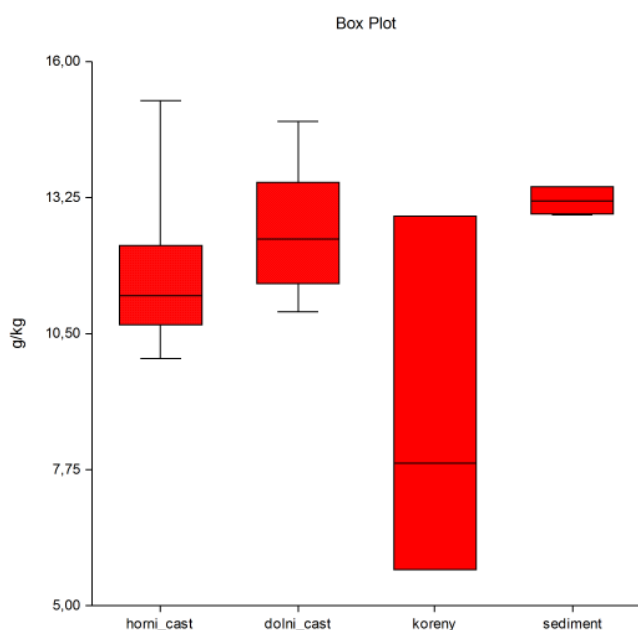


Graf. 25 Obsah celkového organického uhlíku (TOC) v makrofytech a sedimentu v září 2017 na třech plochách

V září 2017 byly mezi sebou porovnávány tři plochy (Graf. 25). Na druhé ploše nebyl analyzován stolítek, protože se ho na druhé ploše nenacházelo dostatečné množství pro analýzu. Co se týče výsledků, tak na první i na druhé ploše bylo více organického uhlíku ve stolítku. Na první ploše bylo v růžkatci průměrně 0,0251 % TOC a ve stolítku bylo průměrně 0,0253 % TOC. Na druhé ploše bylo v růžkatci průměrně 0,0223 % TOC. A na třetí ploše bylo v růžkatci průměrně 0,0238 % TOC a ve stolítku bylo průměrně 0,0261 % TOC. V sedimentu ani na jedné ploše naměřené hodnoty nepřesáhly 0,007 % TOC.

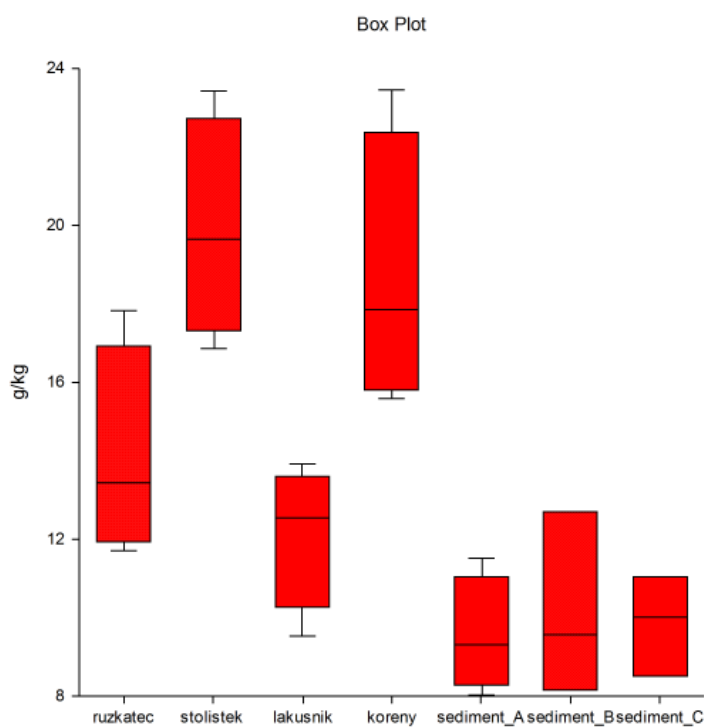
Kovy v makrofytech a sedimentu

Vápník (Ca)



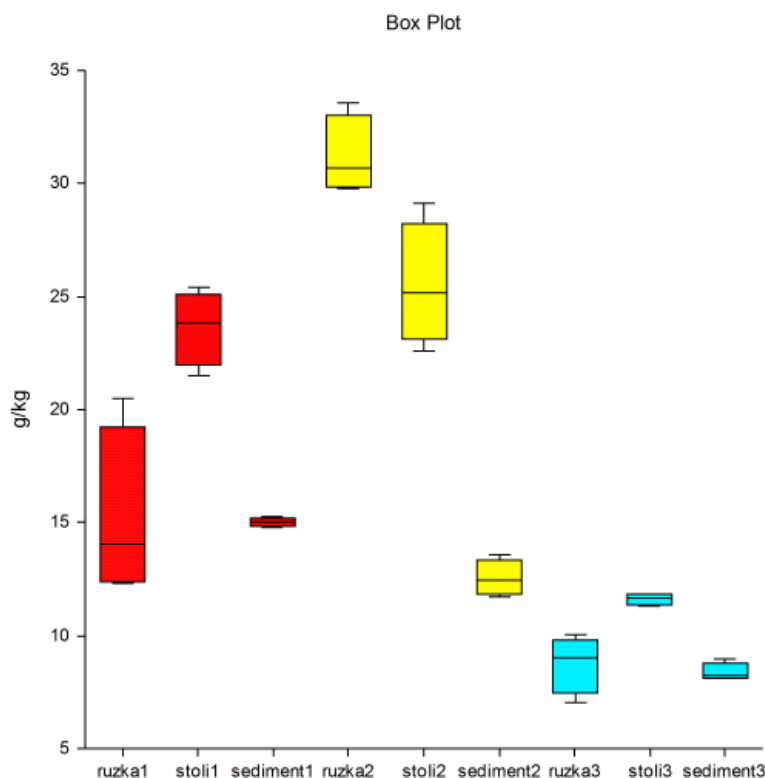
Graf. 26 Obsah vápníku v makrofytech a sedimentu v září 2016

Nejvíce vápníku bylo v září 2016 v sedimentu (Graf. 26). Průměrně bylo v sedimentu 13,2 g/kg Ca. V horní části rostlin bylo průměrně 11,7 g/kg Ca, v dolní části bylo průměrně 12,6 g/kg Ca a v kořenech bylo průměrně 8,8 g/kg Ca.



Graf. 27 Obsah vápníku v makrofytech a sedimentu v červnu 2017

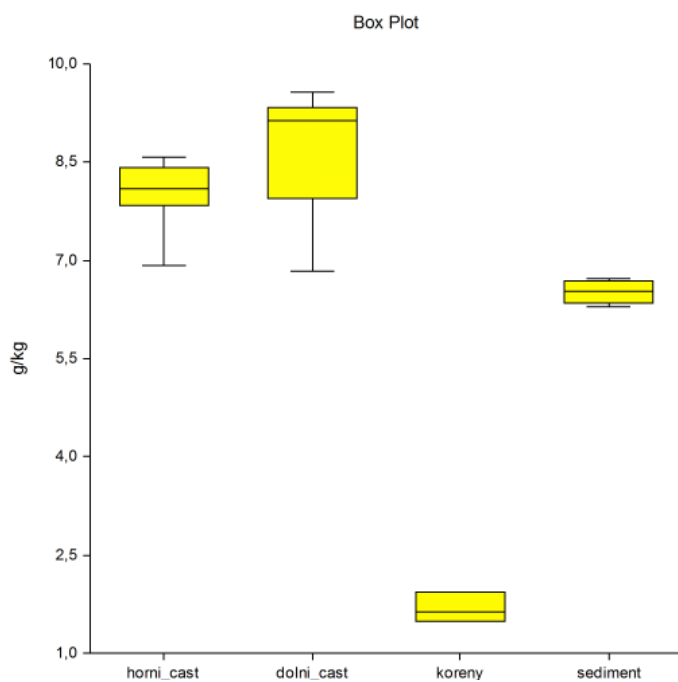
V červnu 2017 bylo z rostlin nejvíce vápníku ve stolístku a nejméně v lakušníku (Graf 27). Ve stolístku bylo průměrně 19,9 g/kg Ca, v lakušníku to bylo 12,1 g/kg Ca a v růžkatci byl průměr 14,1 g/kg Ca. V kořenech bylo průměrně 18,7 g/kg Ca. V sedimentu bylo nejméně vápníku, celkový průměr ze všech tří sedimentů byl 9,9 g/kg Ca.



Graf. 28 Obsah vápníku v makrofytech a sedimentu v září 2017 na třech plochách

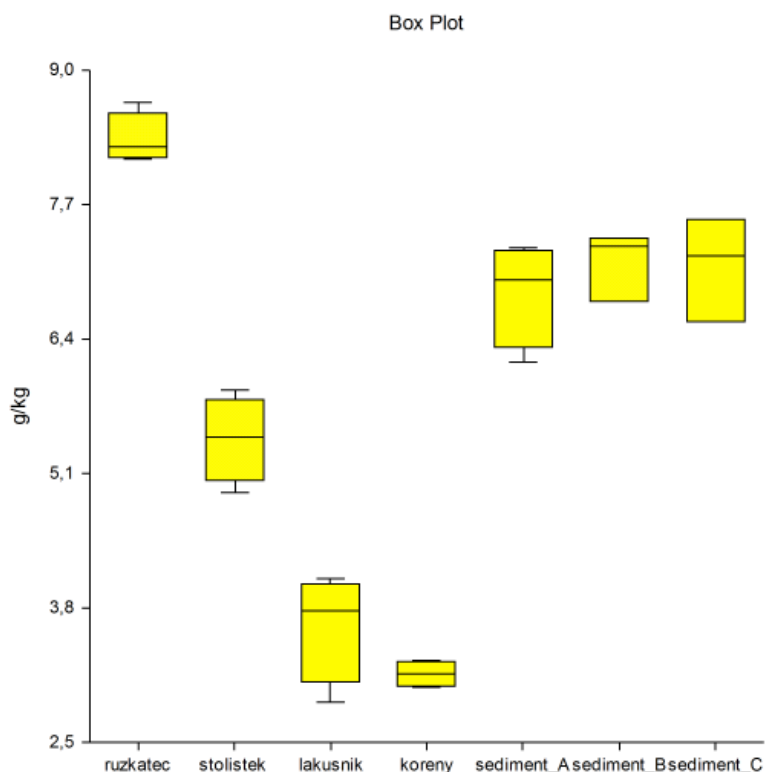
V září 2017 byl měřen obsah vápníku na třech plochách (Graf 28). Na první ploše bylo nejvíce vápníku ve stolístku, který měl průměr 23,6 g/kg Ca. V růžkatci byl průměr 15,2 g/kg Ca a v sedimentu bylo průměrně 15 g/kg Ca. Na druhé ploše bylo nejvíce vápníku v růžkatci, který měl průměrně 31,2 g/kg Ca. Ve stolístku bylo průměrně 25,6 g/kg Ca a v sedimentu 12,5 g/kg Ca. Na třetí ploše bylo stejně jako na první ploše nejvíce vápníku ve stolístku. Průměrný obsah ve stolístku byl 11,6 g/kg Ca. V růžkatci bylo průměrně 8,8 g/kg Ca a v sedimentu stejně jako na ostatních plochách bylo nejméně vápníku. Průměr v sedimentu na třetí ploše byl 8,4 g/kg Ca.

Hořčík (Mg)



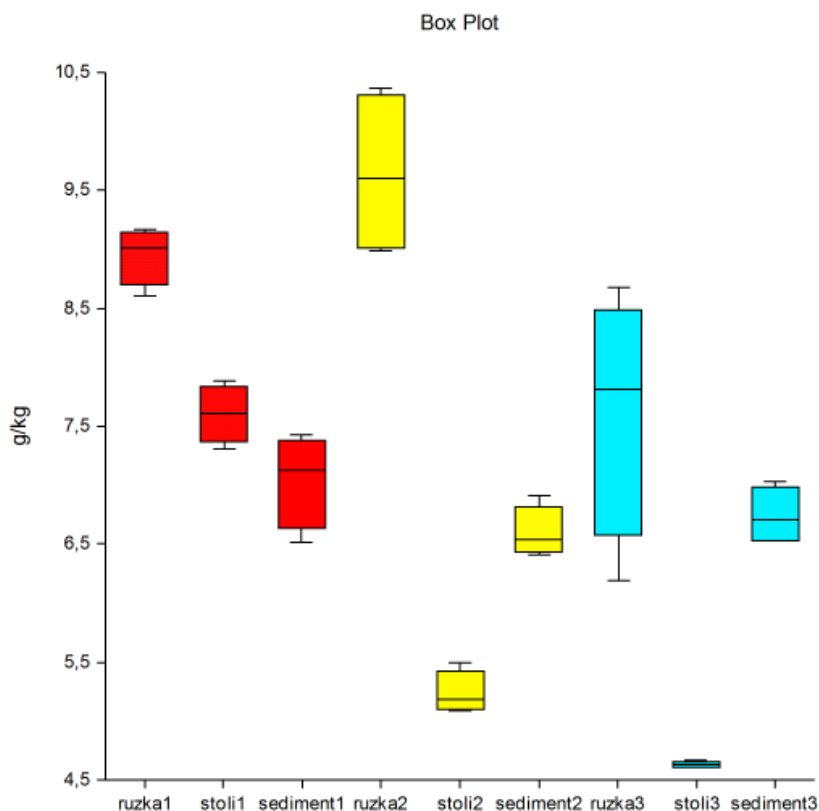
Graf. 29 Obsah hořčíku v makrofytech a sedimentu v září 2016

V září 2016 se nejméně hořčíku nacházelo v kořenech, kde bylo průměrně 1,7 g/kg (Graf. 29). V horní části rostlin bylo průměrně 8,0 g/kg Mg, v dolní části to bylo průměrně 8,7 g/kg a v sedimentu bylo průměrně 6,5 g/kg Mg.



Graf. 30 Obsah hořčíku v makrofytech a sedimentu v červnu 2017

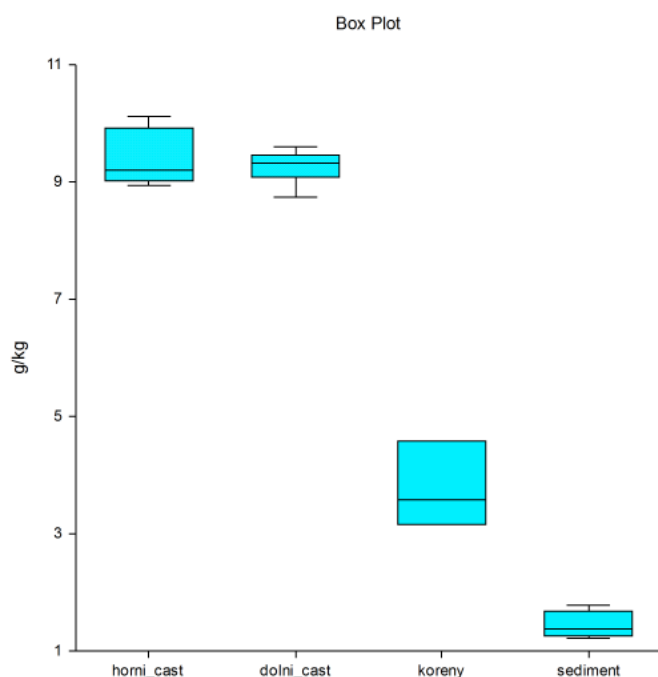
V červnu 2017 bylo nejvíce hořčíku v růžkatci (Graf. 30). Druhý největší obsah hořčíku v sobě měly sedimenty na všech třech plochách. Průměrně bylo v růžkatci 8,3 g/kg Mg. Ve stolítku bylo průměrně 5,4 g/kg Mg a v lakušníku bylo průměrně 3,6 g/kg Mg. Hodnoty v sedimentu se pohybovaly od 6,2 g/kg do 7,6 g/kg Mg. V kořenech byl průměrný obsah hořčíku 3,6 g/kg.



Graf. 31 Obsah hořčíku v makrofytech a sedimentu v září 2017 na třech plochách

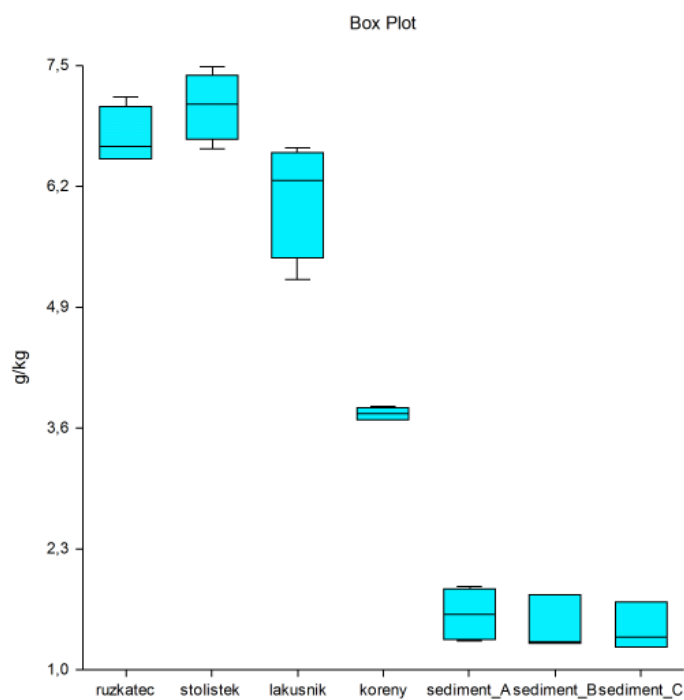
V září 2017 bylo na všech třech plochách nejvíce hořčíku zjištěno v růžkatci (Graf. 31). Průměrný obsah hořčíku v růžkatci na první ploše byl 8,9 g/kg, na druhé ploše to bylo 9,6 g/kg a na třetí ploše to bylo 7,6 g/kg Mg. Na první ploše bylo ve stolítku průměrně 7,6 g/kg Mg a v sedimentu 7,1 g/kg Mg. Na druhé a třetí ploše bylo více hořčíku v sedimentu, než ve stolítku. Na druhé ploše bylo ve stolítku průměrně 5,2 g/kg Mg a v sedimentu bylo průměrně 6,6 g/kg Mg. A na poslední ploše bylo ve stolítku průměrně 4,6 g/kg Mg a v sedimentu bylo průměrně 6,7 g/kg Mg.

Sodík (Na)



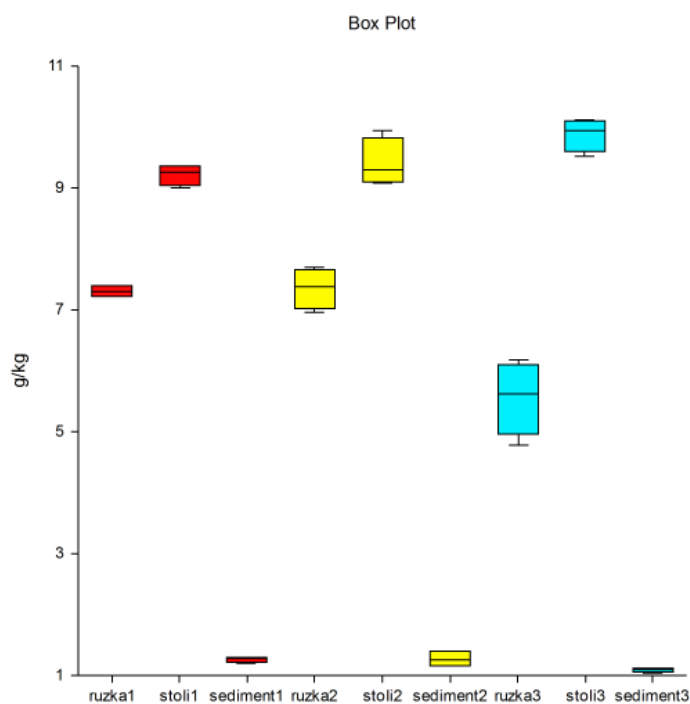
Graf. 32 Obsah sodíku v makrofytech a sedimentu v září 2016

V září 2016 bylo nejvíce sodíku v rostlinách a nejméně v sedimentu (Graf. 32). V horní části rostlin bylo průměrně 9,4 g/kg Na a v dolní části rostlin bylo průměrně 9,3 g/kg Na. Kořeny obsahovaly průměrně 3,8 g/kg Na a v sedimentu bylo průměrně 1,4 g/kg Na.



Graf. 33 Obsah sodíku v makrofytech a sedimentu v červnu 2017

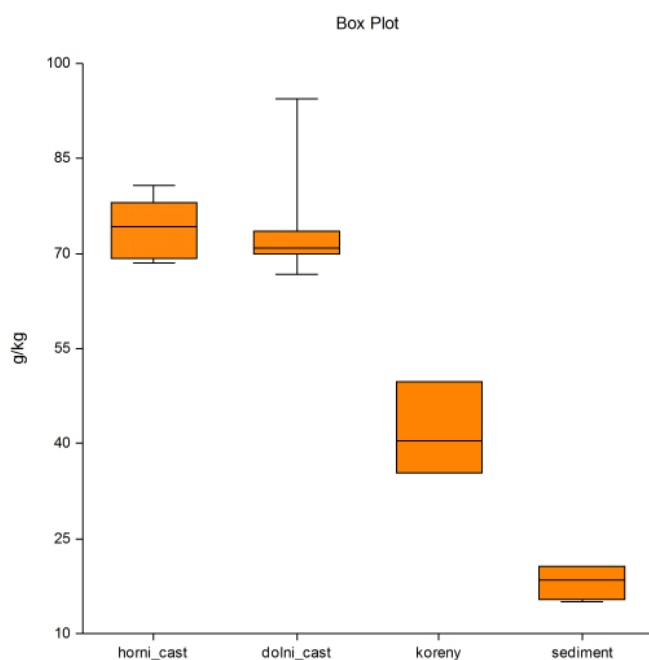
V červnu 2017 byly mezi sebou porovnávány růžkatec, stolístek a lakušník. Z rostlin nejvíce sodíku obsahoval stolístek, pak růžkatec a nejméně obsahoval lakušník (Graf. 33). Průměrně ve stolítku bylo 7,1 g/kg Na, v růžkatci bylo průměrně 6,7 g/kg Na a v lakušníku bylo průměrně 6,1 g/kg Na. V kořenech bylo průměrně 3,8 g/kg Na a v sedimentu hodnoty nepřesáhly 1,9 g/kg Na.



Graf. 34 Obsah sodíku v makrofytech a sedimentu v září 2017 na třech plochách

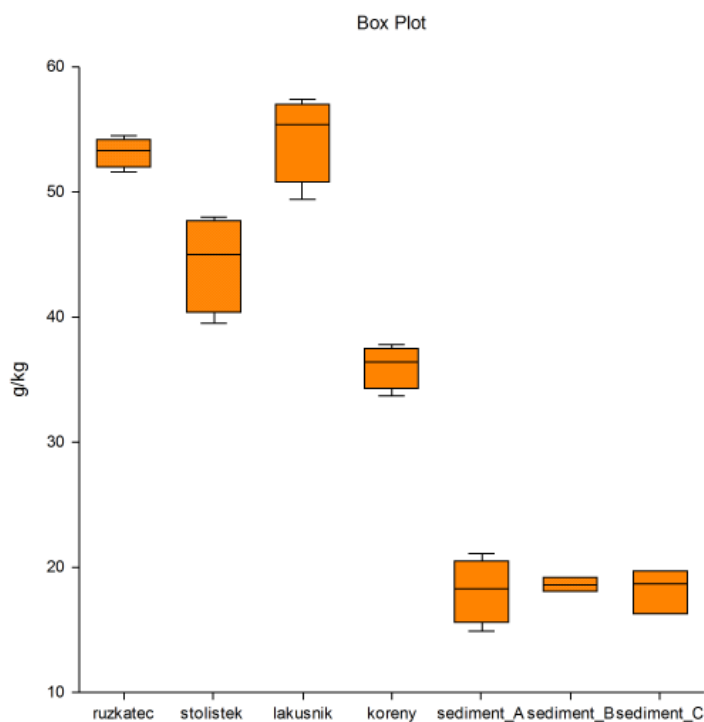
V září 2017 bylo na všech třech plochách nejvíce sodíku ve stolítku (Graf. 34). Průměrně na první ploše bylo ve stolítku 9,2 g/kg Na a v růžkatci to bylo průměrně 7,3 g/kg Na. Na druhé ploše bylo průměrně ve stolítku 9,4 g/kg Na a v růžkatci 7,4 g/kg Na. Na poslední ploše bylo ve stolítku nejvíce sodíku ze všech třech ploch, průměrně to bylo 9,9 g/kg Na. V růžkatci na poslední ploše bylo 5,6 g/kg Na. V sedimentu bylo nejvíce sodíku na druhé ploše a nejméně na třetí ploše. Celkově se hodnoty v sedimentu pohybovaly mezi 1,1 g/kg Na až 1,4 g/kg Na.

Draslík (K)



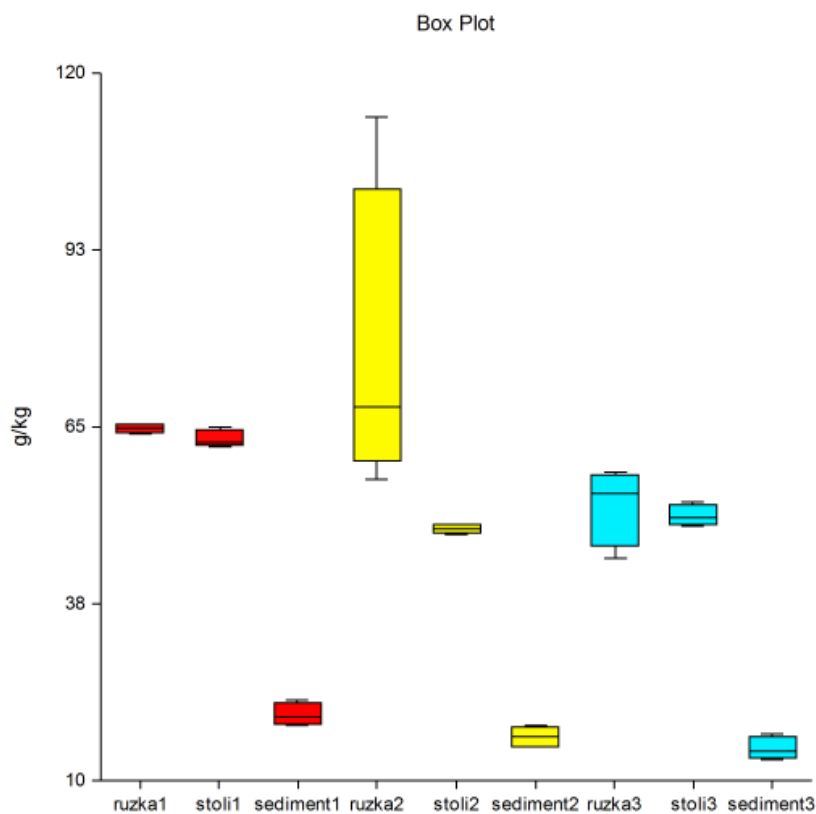
Graf. 35 Obsah draslíku v makrofytech a sedimentu v září 2016

V září 2016 bylo nejvíce draslíku v rostlinách a nejméně v sedimentu (Graf. 35). V horní části rostlin bylo průměrně 74 g/kg K a v dolní části bylo průměrně 73,6 g/kg K. V kořenech bylo průměrně 41,9 g/kg K a v sedimentu bylo nejméně draslíku. Průměrně bylo v sedimentu 18,2 g/kg K.



Graf. 36 Obsah draslíku v makrofytech a sedimentu v červnu 2017

V červnu 2017 bylo nejvíce draslíku v lakušníku (Graf. 36). Průměrně obsahoval lakušník 54,4 g/kg K. V růžkatci bylo průměrně 53,2 g/kg K a ve stolístku bylo průměrně 44,4 g/kg K. V kořenech bylo průměrně 36,1 g/kg K. A v sedimentu bylo nejméně draslíku. Průměrně sediment na první ploše obsahoval 18,1 g/kg K, na druhé ploše průměrně obsahoval 18,6 g/kg K a na třetí to bylo průměrně 18,2 g/kg K.



Graf. 37 Obsah draslíku v makrofytech a sedimentu v září 2017 na třech plochách

V září 2017 bylo na všech třech plochách nejvíce draslíku v růžkatci (Graf. 37). V růžkatci na první ploše bylo průměrně 64,7 g/kg K, na druhé ploše to bylo průměrně 76,6 g/kg a na třetí ploše to bylo průměrně 52,9 g/kg K. Ve stolístku bylo nejvíce draslíku na první ploše, kde byl průměr 63 g/kg. Na druhé ploše bylo průměrně ve stolístku 49,2 g/kg K a na třetí to bylo průměrně 51,2 g/kg K. V sedimentu bylo nejvíce draslíku na první ploše, kde bylo průměrně 20,3 g/kg K. Na druhé ploše bylo v sedimentu průměrně 16,8 g/kg K a na třetí ploše to bylo průměrně 15 g/kg K.

6. Diskuze

Z výsledku mapování je zřejmé, že první rok bylo podle odhadu bez makrofyt 2,26 % plochy nádrže a druhý rok to bylo 32,32 % plochy nádrže. I když v nádrži ubylo druhý rok makrofyt, voda pořád dosahovala dobré kvality. Podle normy ČSN 75 7221 byla voda v nádrži zařazena do druhé nejlepší třídy jakosti:

Třída I – neznečištěná voda – Je to stav povrchové vody, který nebyl ovlivněn významně lidskou činností. Ukazatele jakosti vody v tomto případě nepřesahují hodnoty, které odpovídají běžnému přirozenému stavu vod.

Třída II – mírně znečištěná voda – Je stav povrchové vody, která byla mírně ovlivněna lidskou činností. Ukazatele jakosti vod, ale dosahují hodnot, které umožňují výskyt bohatého a vyváženého ekosystému.

Z normy (Tab. 4) bylo zjištěno, že vodní nádrž Poděbrady patří do druhé třídy jakosti. Protože koncentrace fosforu na druhém a třetím odběrném místě, byly na základě mezních hodnot zařazeny do druhé třídy jakosti vod (Tab. 5). Všechny ostatní ukazatele na všech odběrných místech patřily podle normy ČSN 75 7221 do první třídy jakosti povrchových vod. K tak dobrému výsledku mohly významně přispět makrofyta, které mají pozitivní efekt na kvalitu vody (Rodrigo et al., 2013).

Tab. 4 Mezní hodnoty tříd jakosti vod (ČSN 75 7221)

Ukazatel	Symbol	Měrná jednotka	Třída				
			I.	II.	III.	IV.	V.
Elektrická konduktivita	k	μS/cm	< 400	< 700	< 1100	< 1600	≥ 1600
Rozpuštěný kyslík	O ₂	mg/l	> 7,5	> 6,5	> 5	> 3	≤ 3
Celkový fosfor	P	mg/l	< 0,05	< 0,15	< 0,4	< 1	≥ 1
Vápník	Ca	mg/l	< 150	< 200	< 300	< 400	≥ 400
Hořčík	Mg	mg/l	< 50	< 100	< 200	< 300	≥ 300
Chlorofyl a		μg/l	< 10	< 25	< 50	< 100	≥ 100

Tab. 5 Zařazení odběrných míst do tříd jakosti povrchových vod podle průměrných hodnot naměřených ukazatelů za celé odběrné období

Ukazatel	Symbol	Měrná jednotka	Lokalita		
			1	2	3
Elektrická konduktivita	k	μS/cm	I.	I.	I.
Rozpuštěný kyslík	O ₂	mg/l	I.	I.	I.
Celkový fosfor	P	mg/l	I.	II.	II.
Vápník	Ca	mg/l	I.	I.	I.
Hořčík	Mg	mg/l	I.	I.	I.
Chlorofyl a		μg/l	I.	I.	I.

Na Poděbradech bylo po většinu měřeného období pH větší než 7, což ukazuje na přítomnost vodních makrofyt na lokalitě. Ve dne probíhá fotosyntéza vodních makrofyt, při které dochází ke spotřebě CO₂, což má za následek vyšší hodnoty pH (Hejný et al., 2000). Úplně nejvyšší hodnoty pH se na lokalitách, kde jsou přítomna makrofyta, vyskytují v letních měsících (Bednářová, 1983). Což je i případ Poděbrad, kde v letních měsících byly hodnoty pH kolem 7,6 a vyšší (Graf. 2).

Ve vodních nádržích kde jsou přítomna makrofyta je více kyslíku než v nádrži bez makrofyt, protože makrofyt při fotosyntéze jako odpadní produkt uvolňují kyslík (Hejný et al.). Graf. 4 ukazuje obsah rozpuštěného kyslíku. Na grafu je vidět, že v létě 2016 i v létě 2017 došlo k poklesu kyslíku. Tento pokles mohl souviset se snižováním rozpustnosti kyslíku s rostoucí teplotou vody (Graf. 3). Průměrné hodnoty naměřené v létě na Poděbradech jsou srovnatelné s průměrnými hodnotami publikovanými v práci Rodrigo et al., 2013. Na Poděbradech byl průměrně v létě obsah kyslíku 7,7 mg/l a v práci (Rodrigo et al., 2013) v letních měsících byl průměrný obsah kyslíku v roce 2010 na jedné ploše 9,1 mg/l a na druhé ploše 7,2 mg/l obě tyto plochy byla v roce 2010 pokryty makrofyty.

Průhlednost byla na Poděbradech nejmenší v dubnu 2017. Zákal (Graf. 6), který koreluje s průhledností (Graf. 7 - 9) byl nejmenší v březnu a dubnu. Secchiho diskem byla naměřena v dubnu 2017 na všech třech lokalitách nejmenší hloubka (Graf. 5). To bylo způsobeno jarním rozvojem řas (Graf. 12). I když chlorofyl vycházel značně rozkolísaný, tak podle normy ČSN 75 7221 nikdy nepřesáhl mezní hodnotu pro první třídu jakosti. Což ukazuje na to, že po celou sezonu, i když nastal rozvoj řas, byla koncentrace řas velmi malé. Malý rozvoj řas je další ukazatel přítomnosti submerzních makrofyt na lokalitě (Gross et al., 2003).

Historická data v kombinaci z laboratorními experimenty (Dong et al., 2014) ukazují, že vymizení *C. demersum* z vodní nádrže vede k rozvoji *Microcystis*. Experiment (Yanran et al., 2012) sledoval jaké procento makrofyt je potřeba na zlepšení stavu vody ve vodní nádrži. Když se ve vodní nádrži nenacházely žádné makrofyta, tak byla hodnota chlorofylu a až 100 µg/l. A s přítomností vodních makrofyt, se kvalita vody zlepšovala. Při pokrytí 50 % nádrže hodnoty chlorofylu a už nepřesáhly 20 µg/l. Experiment naznačila, že stačí 20% pokrývnost nádrže, aby byla zachována dobrá kvalita vody. V nádrži Poděbrady druhý rok ubylo makrofyt, ale pořád je pokryto více jak 20 % nádrže, takže zůstává zachována dobrá kvalita vody.

Poměr mezi N:P je v České republice větší než 16, proto je fosfor uváděn jako klíčový faktor eutrofizace (Pitter, 2009). Ve vodní nádrži Poděbrady byly hodnoty fosforu, kromě prvního měření (Graf. 10) velmi nízké. Vysoké hodnoty v prvním měření byly pravděpodobně způsobeny chybným měřením, protože ani druhý rok v červnu 2017, tak vysoké hodnoty nebyly naměřeny. V jiných nádržích kde rostou makrofyta jsou také hodnoty fosforu ve vodě velmi nízké. Zhou et al., 2017 uvádí ve vodě průměrně 0,14 mg/l fosforu, Carr and Chambers, 1998 uvádí ve vodě mezi 0,030 až 0,060 mg/l P. I v již zmíněných pracích (Rodrigo et al., 2013; Yanran et al., 2012) byly hodnoty fosforu ve vodě v přítomnosti makrofyt nízké, v letních měsících 0,14 mg/l P (Rodrigo et al., 2013) a maximálně 0,2 mg/l P (Yanran et al., 2012). Na podzim dochází k rozkladu makrofyt a uvolňování fosforu znovu do vodního sloupce (Liuming et al., 2010). To se, ale při měření fosforu na Poděbradech neprokázalo. K nárůstu fosforu na Poděbradech možná nedošlo proto, že se v nádrži vyskytuje *Dreissena polymorpha*, která také ovlivňuje fyzikálně chemické parametry vody (Holland et al., 1995).

Rostliny přijímají dusík z vody nejčastěji ve formě amoniakálního dusíku, protože jeho navázání není tak energeticky náročné jako navázání dusičnanů (Zhang et al. 2013). Ve vodní nádrži Poděbrady bylo nejvíce dusíku od října do ledna (Graf. 11), tedy v době kdy vodní rostliny buď odumíraly anebo ještě nezačaly růst. Tyto výsledky ukazují na fakt, že v nepřítomnosti makrofyt jsou koncentrace dusíku ve vodě vyšší než v přítomnosti makrofyt. Toto tvrzení potvrzují i práce (Zhou et al., 2017; Yanran et al., 2012; Rodrigo et al., 2013) kde v přítomnosti makrofyt jsou hodnoty pod 2,5 mg/l.

Ze živin jsou pro submerzní makrofyta nejdůležitější biogenní prvky uhlík, vápník, dusík, hořčík, železo a fosfor (Vaněk and Stodola, 1987). Proto jsou na Poděbradech koncentrace kovů ve vodě nízké. Vápník a hořčík je uveden v normě ČSN 75 7221 a ani v jednom případě (Graf. 13, Graf. 14) nejsou přesáhnuty mezní hodnoty pro zařazení do první třídy jakosti. V povrchových vodách se vyskytuje koncentrace sodíku a draslíku v jednotkách až desítkách mg/l (Pitter, 2009). Což odpovídá naměřeným koncentracím Na a K (Graf. 15, Graf. 16) na Poděbradech.

V zimních měsících byla na Poděbradech zkoumána pravděpodobnost výskytu anoxie (Tab. 3) v důsledku odumírání makrofyt. Nedostatek kyslíku byl prokázán na základě měření pouze a druhé a třetí lokalitě. Na první lokalitě, i když došlo k odumření makrofyt se anoxie neprojevila. Pravděpodobně, protože na první lokalitě do nádrže proniká podzemní voda.

Submerzní rostliny přijímají dusík jak ze sedimentu, tak z vody (Nichols and Keeney, 1976). Proto i na Poděbradech vyšly nízké koncentrace dusíku ve vodě (Graf. 11) a v sedimentu (Graf. 17 – 19). Po všechny tři odběrné období, bylo nejmenší množství dusíku zjištěno v sedimentu a největší množství zjištěno v rostlinách. V rostlinách bylo průměrně 24,7 g/kg dusíku. Což odpovídá práci (Zhou et al., 2017), která sledovala přeslici vodní. V přeslici se průměrně nacházelo 22 g/kg dusíku. V práci (Gerloff and Krombholz, 1966) sledovaly množství dusíku a fosforu v šesti submerzních rostlinách, které rostly ve vodní nádrži. Mezi sledovanými byl i růžkatec a stolístek. Analýza dusíku v tkáních proběhla několikrát v letních měsících a bylo zjištěno, že v červnu obsahoval růžkatec 44,3 g/kg a stolístek 27,2 g/kg dusíku, v červenci obsahoval růžkatec 21,1 g/kg a stolístek 24,2 g/kg dusíku (Gerloff and Krombholz, 1966). Tyto výsledky odpovídají i výsledkům na Poděbradech, kde také žádný druh neprojevil výrazně vyšší obsah dusíku než jiný druh (Graf. 18).

Pro příjem fosforu platí totéž co pro příjem dusíku, rostliny ho dokáží přijímat jak z vody, tak ze sedimentu (Yanran et al., 2012). Průměrné množství fosforu v rostlinách na Poděbradech bylo 2,9 g/kg (Graf. 20 - 22). V práci (Zhou et al., 2017) byla sledována přeslice vodní, která také patří mezi submerzní rostliny. V přeslici byly hodnoty fosforu v rostlinách 1,3 g/kg. Což je méně než na Poděbradech, kde jen při posledním měření některé hodnoty na třetí ploše klesly pod 2 g/kg (Graf. 22). Ale když se výsledky z Poděbrad porovnájí s výsledky v růžkatci, tak naměřené hodnoty na Poděbradech jsou srovnatelné s hodnotami publikovanými v jiných pracích. V růžkatci na Poděbradech bylo průměrně 3,02 g/kg P a v jezerech v Číně (Xing et al., 2013) v blízkosti řeky to bylo průměrně 3,7 g/kg. V hodně eutrofní vodě může být v růžkatci až 7,5 g/kg fosforu (Gerloff and Krombholz, 1966). Což naznačuje, že růžkatec je dobrý druh pro boj s eutrofizací, protože dokáže do svého těla vázat velké množství fosforu.

Ve vodním prostředí se uhlík vyskytuje jak ve formě plynné (CO_2), tak ve formě iontové (HCO_3^-). Transport CO_2 je důležitý faktor, který limituje fungování fotosyntézy. Rostliny získávají HCO_3^- z intersticiální vody v sedimentu a zdrojem CO_2 pro ně bývá voda (Barko et al., 1986). Nejvíce organického uhlíku bylo zjištěno v rostlinách (Graf. 23 - 25). Tento výsledek není překvapivý, jelikož rostliny potřebují uhlík pro fungování fotosyntézy.

Zdrojem vápníku, hořčíku, sodíku a draslíku je jak voda, tak sediment (Ambasht, 1991). Pro porovnání výsledků naměřených na Poděbradech se nabízí práce (Ambasht, 1991), ve které bylo zkoumáno množství živin (Ca, Mg, Na a K) v tkáních rdestu

hřebenitého, rdestu kadeřavého a přeslice vodní. V tkáních se nacházelo min. 10 a max. 30 g/kg Ca. Na Poděbradech největší naměřená hodnota Ca byla 33 g/kg a nejmenší naměřená hodnota byla 9,6 g/kg v lakušníku (Graf. 26 - 28). V práci (Ambasht, 1991) byl obsah hořčíku v rostlinách od 3 g/kg do 18 g/kg. Na Poděbradech byla maximální naměřené hodnota 10,4 g/kg Mg v růžkatci (Graf. 31). Ale vysoké hodnoty hořčíku kolem 18 g/kg měl jen rdest hřebenitý, ostatní sledované druhy měly maximální obsah hořčíku kolem 6 g/kg, takže je zřejmé že obsah hořčíku se v různých typech rostlin mírně liší. Obsah sodíku byl od 0,5 do 2 g/kg (Ambasht, 1991), na Poděbradech to byla nejmenší hodnota 4,8 g/kg a největší 10,1 g/kg Na (Graf. 32 - 34). Tyto výsledky nejsou srovnatelné s výsledky (Ambasht, 1991). Důvodem takto rozdílných výsledků může být fakt, že ve vodě na Poděbradech bylo průměrně 17,6 mg/l a v práci (Ambasht, 1991) to bylo maximálně 5 mg/l. Tedy na Poděbradech mohly rostliny čerpat více sodíku, protože ho měly dostatečné množství ve vodě. Posledním sledovaným prvkem byl draslík, kterého bylo na Poděbradech naměřeno nejvíce v růžkatci v září 2017 (Graf. 37) a to hodnota 113 g/kg a nejméně 40 g /kg ve stolístku v červnu 2017 (Graf. 36). Ambasht, 1991 uvádí hodnoty v rozpětí 10 až 25 g/kg K. Opět zde platí, že v práci (Ambasht, 1991), byly hodnoty ve vodě velmi nízké, maxima byly kolem 1,5 mg/l K. Kdyžto na Poděbradech to byly hodnoty kolem 7,8 mg/l K. Závěrem práce (Ambasht, 1991) je, že rostliny nejvíce přijímají $Ca > K > Mg > Na$. Na Poděbradech to, ale vyšlo následovně $K > Ca > Na > Mg$. Platí tedy, že vždy bylo více vápníku než sodíku v rostlinách, ale na Poděbradech bylo nejvíce draslíku a nejméně hořčíku v rostlinách. Pravděpodobnou příčinou může být větší obsah sodíku a draslíku ve vodě na Poděbradech. Důvodem proč bylo málo draslíku a hořčíku ve vodě v práci (Ambasht, 1991) může být fakt, že tato práce sledovala nádrž v tropickém pásu. Bohužel práce Ambasht, 1991 neuvádí hodnoty kovů v sedimentu, takže tento parametr nebylo možné porovnat. Sediment byl zkoumán v práci (Barko and Smart, 1981), ale uvádí jen hodnoty Ca, Mg, K. V sedimentu se nacházelo 7,4 g/kg Ca, 5,7 g/kg Mg a 1,3 g/kg K. Na Poděbradech to bylo 11,3 g/kg Ca, 6,9 g/kg Mg a 17,8 g/kg K. Z výsledků jde vidět, že vápník a hořčík je srovnatelný s prací (Barko and Smart, 1981), ale hořčík nikoli. Z toho plyne, že Poděbrady jsou velmi bohaté na hořčík a to se odrazilo i v pořadí kovů v makrofytech. Barko and Smart, 1981 uvádí stejně jako Ambasht, 1991 nízké koncentrace draslíku v tkáních rostlin, průměrně je v makrofytech 3 g/kg K (Barko and Smart, 1981).

Během sezony se měnilo zastoupení druhů. Před létem bylo možné na Poděbradech najít růžkatec, stolístek i lakušník. Ale na konci léta na celé nádrži začal převládat růžkatec. Spolu s ním se nacházelo na Poděbradech trochu stolístku. Převládnutí růžkatce mohlo být dáno tím, že byl nejlépe adaptován na podmínky prostředí. Růžkatec snáší větší zástin než stolístek (Chytrý, 2011), a tak mohl lépe využít světlo, které patří mezi nejdůležitější faktory ovlivňující výskyt submerzních makrofyt (Spence and Chrystal, 1970). Pískovna Poděbrady je v letních měsících využívána k rekreaci, vlivem které dochází k víření sedimentů. Možným následkem víření sedimentů může být remediace látek do vodního sloupce, což také mohlo přispět k převládnutí růžkatce ve vodní nádrži. I když dochází ke změně druhového složení během sezony, tak to že jsou na Poděbradech zastoupeny jak druhy kořenující ve dně (stolístek, lakušník), tak druhy nekořenující (růžkatec) přispívá k zachování dobré kvality vody na lokalitě (Seto et al., 2012).

Submerzní vegetace má pozitivní vliv na kvalitu vody, ale v nádržích které jsou využívány pro rekreaci, může působit problémy pro koupající se. Proto se jeví jako vhodný management lokalit odstranění části submerzních makrofyt. Nikdy by neměly být odstraněny všechny makrofyta (Chun-hua et al., 2014), protože makrofyta plní ve vodní nádrži mnoho důležitých funkcí. Vytěžený materiál obsahuje velké množství živin (Liuming et al., 2010), a proto by se neměl nechávat na okrajích nádrže, ze kterých by mohlo dojít ke znovu uvolnění živin do vodního sloupce.

7. Závěr

Z výsledků je zřejmé, že přítomnost vodních makrofyt ovlivňuje kvalitu vody a koloběh živin. Když jsou v nádrži submerzní makrofyta, tak je typické vyšší pH vody, protože rostliny odebírají z vody při fotosyntéze oxid uhličitý, a tím dochází k nárůstu pH. Největší nárůst pH byl v letních měsících kdy je intenzita fotosyntézy největší. Dále rostliny přispívají k většímu prokysličení vody. To je také důsledek fotosyntézy submerzních rostlin. Při fotosyntéze totiž dochází k uvolnění kyslíku do vody.

Kdyby nebyly ve vodní nádrži na Poděbradech přítomny submerzní makrofyta vedlo by to pravděpodobně k rozvoji řas a sinic. Submerzní makrofyta ovlivňují koloběh živin, tím že čerpají živiny z vody a ze sedimentu. A díky tomu se v nádrži nenachází dost živin pro rozvoj řas a sinic. Důsledkem toho je na Poděbradech nízká koncentrace chlorofylu a a dobrá průhlednost vody.

Z výsledků mapování, které proběhlo v červnu 2016 a v září 2017 je zřejmé že druhý rok v nádrži ubylo makrofyt. Přesný důvod úbytku nebyl zjištěn, jedním z důvodů je možný vliv vyšší koncentrace NH_4^+ , který je podle literatury ve vysokých koncentracích toxický pro vodní rostliny a zabraňuje, tak jejich růstu. Další možnou příčinou může být přítomnost *D. polymorpha*, která mohla konkurovat rostlinám v příjmu živin. Nicméně i když došlo druhý rok k úbytku makrofyt ve vodní nádrži, tak to nemělo vliv na kvalitu vody. Což svědčí o tom, že pro udržení dobré kvality vody na lokalitě není potřeba mít 100% pokryvnost vodní nádrže makrofyty.

8. Literatura

Ambasht R. S. (1991): Relationship of nutrients in water with biomass and nutrient accumulation of submerged macrophytes of a tropical wetland, *New phytologist* 117, pp. 493 – 500

Barko J. W., Adams M. S., Clesceri N. L. (1986): Environmental factors and their consideration in the management of submersed aquatic vegetation: a review, *Journal of Aquatic Plant Manage* 24, pp. 1 – 10

Barko J. W., Gunnison D., Carpenter S. R. (1991): Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics, *Aquatic Botany* 41, pp. 41-65

Barko J. W., Smart R. M. (1981): Comparative influences of light and temperature on the growth and metabolism of selected submersed freshwater macrophytes, *Ecological Monographs* 51(2), pp. 219-235

Bednářová J. (1983): *Biologie vodních rostlin – Cévní hydrofyty*, rektorát Univerzity Palackého v Olomouci, pp. 23

Cao T., Xie P., Ni L., Wu A., Zhang M., Wu S., Smolders A. J. P (2007): The role of NH_4^+ toxicity in the decline of the submersed macrophyte *Vallisneria natans* in lakes of the Yangtze River basin, China, *Marine and Freshwater Research*, 58, pp. 581–587

Carr G. M., Chambers P. A. (1998): Macrophyte growth and sediment phosphorus and nitrogen in a Canadian prairie river, *Freshwater Biology* 39, pp. 525-536

Dong J., Yang K., Li S., Li G., Song L. (2014): Submerged vegetation removal promotes shift of dominant phytoplankton functional groups in a eutrophic lake, *Journal of Environmental Sciences* 26, pp. 1699 – 1707

Duras J., Potužák J. (2016): Je vůbec možné, aby byla v rybnících čistá voda, *Fórum ochrany přírody* 3, pp. 33-37

- Gao J., Xiong Z., Zhang J., Zhanga W., Mba F. O (2009): Phosphorus removal from water of eutrophic Lake Donghu by five submerged macrophytes, *Desalination* 242, pp. 193 – 204
- Gerloff G. C., Krombholz P. H. (1966): Tissue analysis as a measure of nutrient availability for the growth of angiosperm aquatic plants, *Limnology and Oceanography* 11 (4), pp. 529 – 537
- Gross E. M., Erhard D., Iványi E. (2003): Allelopathic activity of *Ceratophyllum demersum* L. and *Najas marina* ssp. *intermedia* (Wolfgang) Casper, *Hydrobiologia* 506, pp. 583-589
- Gross E. M., Meyer H., Schilling G. (1996): Release and ecological impact of algicidal hydrolysable polyphenols in *Myriophyllum spicatum*, *Fytochemistry* 41 (1), pp. 133 – 138
- Hejný S. et al. (2000): *Rostliny vod a pobřeží*, East West Publishing Company, pp. 118
- Holland R. E., Johengen T. H, Beeton A. M (1995): Trends in nutrient concentrations in Hatchery Bay, western Lake Erie, before and after *Dreissena polymorpha*, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52(6), pp. 1202-1209
- Horáková M. et al. (2007): *Analytika vody*, VŠCHT Praha, pp. 335
- Chun-hau L., Bo W., Chun Y., Yu-xin B. (2014): The release of nitrogen and phosphorus during the decomposition process of submerged macrophyte (*Hydrilla verticillata* Royle) with different biomass levels, *Ecological engineering* 70, pp. 268 – 274
- Chytrý M. (2011): *Vegetace České republiky 3, Vodní a mokřadní vegetace*, Academia Praha, pp. 827

- Junmin L., Ping H., Renduo Z. (2010): Modeling the refuge effect of submerged macrophytes in ecological dynamics of shallow lakes: A new model of fish functional response, *Ecological Modelling* 221, pp. 2076 – 2085
- Junying Z., Biyun L., Jing W., Yunni G., Zhenbin W. (2010): Study on the mechanism of allelopathic influence on cyanobacteria and chlorophytes by submerged macrophyte (*Myriophyllum spicatum*) and its secretion, *Aquatic Toxicology* 98, pp. 196-203
- Kadono Y. (1982): Occurrence of aquatic macrophytes in relation to pH, alkalinity, Ca⁺⁺, Cl⁻ and conductivity, *Japanese Journal of Ecology* 32, pp. 39 – 44
- Kłosowski S. (2006): The relationships between environmental factors and the submerged *Potamogeton* associations in lakes of north-eastern Poland, *Hydrobiologia* 560, pp.15–29
- Liuming H., Weiping H., Jiansia D., Qingqing L., Feng G., Jinge Z., Tao H. (2010): Nutrient removal in wetlands with different macrophyte structures in eastern Lake Taihu, China, *Ecological Engineering* 36, pp. 1725 – 1732
- Lürling M., Geest G., Scheffer M. (2006): Importance of nutrient competition and allelopathic effects in suppression of the green alga *Scenedesmus obliquus* by the macrophytes *Chara*, *Elodea* and *Myriophyllum*, *Hydrobiologia* 556, pp. 209-220
- Nakai S., Inoue Y., Hosomi M., Murakami A.(2000): *Myriophyllum spicatum*-released allelopathic polyphenols inhibiting growth of blue-green algae *Microcystis aeruginosa*, *Elsevier Science* 34 (11),pp. 3026-3032
- Nichols D. S., Keeney D. R. (1976): Nitrogen nutrition of *Myriophyllum spicatum*: variation of plant tissue nitrogen concentration with season and site in Lake Wingra, *Freshwater Biology* 6, pp. 137 – 144
- Pitter P. (2009): *Hydrochemie*, VŠCHT Praha, pp. 579

Rodrigo M. A., Rojo C., Alonso-Guillén J. L., Vera P. (2013): Restoration of two small Mediterranean lagoons: the dynamics of submerged macrophytes and factors that affect the success of revegetation, *Ecological engineering* 54, pp. 1-15

Seto M., Takamura N., Iwasa Y. (2012): Individual and combined suppressive effects of submerged and floating-leaved macrophytes on algal blooms, *Journal of theoretical biology* 319, pp. 122 – 133

Smolders A. J. P., Lamers L. P. M., Hartog C., Roelofs J. G. M. (2003): Mechanisms involved in the decline of *Stratiotes aloides* L. in The Netherlands: sulphate as a key variable, *Hydrobiologia* 506, pp. 603–610

Spence D. H. N. (1967): Factors controlling the distribution of freshwater macrophytes with particular reference to the lochs of Scotland, *The Journal of Ecology* 55, pp. 147 - 170

Spence D. H. N., Chrystal J. (1970): Photosynthesis and zonation of freshwater macrophytes I. Depth distribution and shade tolerance, *New phytologist* 69, pp. 205 – 215

Vaněk V., Stodola J. (1987): Vodní a vlhkomilné rostliny, Státní zemědělské nakladatelství Praha, pp. 306

Xing W., Wu H., Hao B., Liu G. (2013): Stoichiometric characteristics and responses of submerged macrophytes to eutrophication in lakes along the middle and lower reaches of the Yangtze River, *Ecological engineering* 54, pp. 16 – 21

Yanran D., Chenrong J., Wei L., Shenghua H., Zhenbin W. (2012): Effects of the submerged macrophyte *Ceratophyllum demersum* L. on restoration of a eutrophic waterbody and its optimal coverage, *Ecological Engineering* 40, pp. 113 -116

Zhang Ch. Gao X., Wang L., Chen X. (2015): Modelling the role of epiphyton and water level for submerged macrophyte development with a modified submerged aquatic

vegetation model in a shallow reservoir in shallow reservoir in China, *Ecological Engineering* 81, pp. 123 – 132

Zhang L., Wang S., Jiao L., Zhao H., Zhang Y., Li Y. (2013): Physiological response of a submerged plant (*Myriophyllum spicatum*) to different NH₄Cl concentrations in sediments, *Ecological engineering* 58, pp. 91 – 98

Zhou X., He Z., Jones K. D., Li L., Stoffella P. J. (2017): Dominating aquatic macrophytes for the removal of nutrients from waterways of the Indian River Lagoon basin, South Florida, USA, *Ecological Engineering* 101, pp. 107 – 119

Internetové zdroje

[1]<http://tourism.olomouc.eu/leisure-time/sports-activities/bathing-pools/prirodni-koupaliste-podebrady/cs>

[2]<http://www.rybsvaz-ms.cz/katalog/rybarske-reviry/mimopstruhove-reviry/podebrady-1-a-mo-olomouc.html>

Legislativní norma

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

Zdroje obrázků

Obr. 1 *Batrachium circinatum* - <http://flora.upol.cz/fotogalerie/info/5645-Batrachium-circinatum.html>

Obr. 2 *Myriophyllum spicatum* - http://www.e-herbar.net/main.php?g2_itemId=24275

Obr. 3 *Ceratophyllum demersum* - <https://botany.cz/cs/ceratophyllum-demersum/>

9. Přílohy



Příloha 1 Lokalita A



Příloha 2 Lokalita B



Příloha 3 Lokalita C