

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI

Přírodovědecká fakulta

Katedra ekologie a životního prostředí



Role makrofyt v koloběhu živin v Chomoutovském jezeře

Bc. Michaela Barycharová

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: doc. RNDr. Martin Rulík, Ph.D.

Olomouc 2019

Bc. Barycharová M. (2019): Role makrofyt v koloběhu živin v Chomoutovském jezeře. Diplomová práce, Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého, Olomouc, 74 s., v češtině

Abstrakt

Submerzní makrofyta v mělkých vodních nádržích významně ovlivňují charakter vodního ekosystému i kvalitu vody, nicméně v eutrofních nádržích může nastat extrémní rozvoj makrofyt, který může působit nepříznivě a degradovat vodní nádrž. Cílem práce bylo zjistit, jaký je obsah živin v sedimentech, makrofytech a ve vodním sloupci, jak sezónní rozvoj makrofyt a jejich následující rozklad ovlivňuje koloběh živin ve vodní nádrži. A také navrhnout management, který by mohl přispět ke zlepšení podmínek na této vodní nádrži. Výzkum probíhal v PR Chomoutovské jezero v letech 2017–2018. Dle výsledků se Chomoutovské jezero nyní nachází v hypertrofním stavu s průměrnými koncentracemi celkového fosforu $1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, celkového dusíku $2,2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ve vodním sloupci a v sedimentu jsou průměrné koncentrace $0,9 \text{ g P} \cdot \text{kg}^{-1}$ a $3,6 \text{ g N} \cdot \text{kg}^{-1}$. Nadměrné množství živin se odráží v celkové biomase, která v roce 2017 dosahovala téměř 100 % pokryvnosti, jednodruhového porostu stolítku klasnatého. Z výsledků vyplývá, že velké množství živin je inkorporováno ve stolítku (průměrně: $3,4 \text{ g P} \cdot \text{kg}^{-1}$, $22,8 \text{ g N} \cdot \text{kg}^{-1}$), které je v zimních měsících při rozkladu makrofyt uvolňováno. V roce 2018 nedošlo téměř k růstu makrofyt a rozvinul fytoplankton, který mohl způsobit vysoký zákal vody a tím pádem nedostatek fotosynteticky aktivního záření. Velké množství sulfidického bahna na dně nádrže také mohlo zabránit růstu makrofyt. Pro zlepšení kvality vody je třeba zabránit, při opětovném růstu stolítku, rozložení velké biomasy a případně stolítek sekat a biomasu odstranit. Pro PR Chomoutovské jezero je důležité zachovat vodní makrofyta, protože mají příznivý vliv na výskyt vodních ptáků, které jsou zde předmětem ochrany.

Klíčová slova: Chomoutovské jezero, *Myriophyllum spicatum*, živiny, mělké vodní nádrže

Bc. Barycharová M. (2016): Role of macrophytes in the nutrient cycle in Chomoutov pit-lake. Master's thesis, Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University in Olomouce, 74 pp., in Czech.

Abstract

Submersed macrophytes in shallow water reservoirs significantly affect a character of water ecosystem and water quality; however, in the eutrophic reservoirs, the extreme development of macrophytes can occur and affect unfavourably the water reservoir and degrade it. The aim of this work was to find out the content of nutrients in sediments, macrophytes and in the water column and how the seasonal development of macrophytes and their subsequent decomposition affect a nutrient cycle in the water reservoir, and also to design management which could contribute to the improvement in this water reservoir. The research was carried out in PR Chomoutovské jezero in 2017-2018. According to the results, Chomoutovské jezero is currently in hypertrophic state with the average concentrations of total phosphorus 1 mg. l^{-1} , total nitrogen 2.2 mg. l^{-1} in the water column, and the sediment contains average concentrations of 0.9 g P. kg^{-1} and 3.6 g N. kg^{-1} . Excessive quantity of nutrients is reflected in the total biomass which achieved almost 100 % of the covering capacity of one-species growth of spiked water-milfoil in 2017. The results show that the large quantity of nutrients is integrated into milfoil (on an average 3.4 g P. kg^{-1} , $22.8 \text{ g N. kg}^{-1}$) which is released during winter months when macrophytes decompose. In 2018, almost no macrophyte growth occurred and phytoplankton developed which could have caused a high cloud of water and a lack of photosynthetically active radiation. Large quantity of sulphidic mud at the reservoir bottom so could have inhibit growth macrophytes. To improve water quality, it is necessary to stop, in case of repeated growth of milfoil, the distribution of a large biomass and alternatively to cut milfoil and remove biomass. It is important for PR Chomoutovské jezero to maintain water macrophytes because they have a positive influence on the occurrence of water birds which are protected here.

Key words: Chomoutov pit-lake, *Myriophyllum spicatum*, nutrient, shallow lakes

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracovala samostatně pod vedením doc. RNDr. Martina Rulíka, Ph.D. s použitím citované literatury.

V Olomouci 10. května 2019

Podpis:

Obsah

Seznam tabulek	viii
Seznam obrázků	ix
Seznam příloh	x
Poděkování	xi
1. ÚVOD	12
2. TEORETICKÁ ČÁST	13
2.1. Mělké vodní nádrže	13
2.2. Dnové sedimenty	14
2.3. Makrofyta	15
2.4. Živiny v mělkých vodních nádržích	20
2.4.1. Eutrofizace	20
2.4.2. Fosfor	21
2.4.3. Dusík	24
2.4.4. Sírany	26
2.4.5. Kovy	26
3. CÍLE PRÁCE	29
4. MATERIÁL A METODY	30
4.1. Charakteristika lokality	30
4.1.1. Vývoj a stav vodní nádrže	30
4.2. Terénní a laboratorní metody	32
4.2.1. Odběry vzorků a sledování abiotických faktorů	33
4.2.2. Terénní měření	34
4.2.3. Laboratorní analýzy vody	34
4.2.4. Laboratorní analýzy sedimentů a makrofyt	38
5. VÝSLEDKY	42
5.1. Fyzikálně chemické parametry vody	42

5.2.	Obsah živin ve vodním sloupci	44
5.3.	Obsah živin a uhlíku v sedimentech	49
5.4.	Obsah živin v makrofytech	52
6.	DISKUZE	53
6.1.	Vývoj a současný stav Chomoutovského jezera	53
6.2.	Koloběh živin	55
6.2.1.	Fosfor	56
6.2.2.	Dusík	57
6.2.3.	Sírany	58
6.2.4.	Kovy	59
6.3.	Příjem živin makrofyty a jejich růst	59
6.4.	Management	61
7.	ZÁVĚR	63
8.	LITERATURA	64
9.	PŘÍLOHY	73

Seznam tabulek

Tabulka 1: Průměrné hodnoty teploty vody a rozpuštěného kyslíku	42
Tabulka 2: Hodnoty celkového dusíku a fosforu, kovů a uhlíku v makrofytech	52
Tabulka 3: Vybrané chemické parametry rozborů vody v letech 1981–1982	53
Tabulka 4: Vybrané chemické parametry rozborů vody v roce 2001	53

Seznam obrázků

Obrázek 1: Diagram uhličitanového systému ve vodě při různém pH	17
Obrázek 2: Růžkatec ostnitý a stolítek klasnatý	19
Obrázek 3: Koncentrace fosforu vázaného v sedimentu v pórové vodě; na rozhraní sediment– voda a ve vodním sloupci	23
Obrázek 4: Mapa s vyznačením PR Chomoutovské jezero	32
Obrázek 5: Odběrná místa na PR Chomoutovské jezero	33
Obrázek 6: Sanovení celkového uhlíku v makrofytech	39
Obrázek 7: Teflonové mineralizační nádoby po mineralizaci a přefiltrovaný a zředěný vzorek, připravený k změření na spektrofotometru.	41
Obrázek 8: Průměrná konduktivita vody v Chomoutovském jezeře	42
Obrázek 9: Průměrný zákal vody	43
Obrázek 10: Lineární regrese mezi průhledností a zákalem vody	43
Obrázek 11: Průměrné hodnoty obsahu fosforečnanů ve vodním sloupci	44
Obrázek 12: Průměrné hodnoty obsahu dusičnanového dusíku ve vodním sloupci	45
Obrázek 13: Průměrné hodnoty obsahu celkového dusíku a celkového fosforu ve vodním sloupci	45
Obrázek 14: Průměrné hodnoty amoniakálního dusíku ve vodě	46
Obrázek 15: Průměrné hodnoty síranů ve vodním sloupci	47
Obrázek 16: Průměrné hodnoty vápníku a hořčíku ve vodním sloupci	48
Obrázek 17: Průměrné hodnoty sodíku a draslíku ve vodním sloupci	48
Obrázek 18: Obsah celkového fosforu a celkového dusíku v sedimentu	49
Obrázek 19: Průměrné hodnoty vápníku a hořčíku v sedimentech	50
Obrázek 20: Průměrné hodnoty sodíku a draslíku v sedimentech	50
Obrázek 21: Průměrné % hodnoty C v sedimentech po metodě žihání.	51

Seznam příloh

Příloha 1: PR Chomoutovské jezero s hladinou pokrytou stolístem klasnatým.	73
Příloha 2: PR Chomoutovské jezero, foceno v prosinci 2018	73
Příloha 3: Shrabovací odběrák na sediment.....	74
Příloha 4: Sulfidické bahno, odebrané ze dna vodní nádrže Chomoutovské jezero.	74

Poděkování

Ráda bych touto cestou vyjádřila poděkování panu doc. RNDr. Martinu Rulíkovi, Ph.D. za odborné vedení mé diplomové práce a za veškeré cenné rady. Dále bych chtěla poděkovat panu RNDr. Petru Hekerovi, Ph.D. za velkou pomoc při odběru vzorků, za cenné rady, ochotu a čas, který mi při psaní mé diplomové práce věnoval. Rovněž bych chtěla poděkovat své rodině a přátelům za podporu.

1. ÚVOD

Makrofyta ovlivňují pozitivně charakter vodních nádrží a také kvalitu vody. Kořenující makrofyta mají významnou roli v propojení sedimentu a vodního sloupce (Barko et. al 1991). Zakořeněná makrofyta získávají živiny ze sedimentu – kořeny, ale i z vodního sloupce celým povrchem těla přes tenkou listovou kutikulu (Šumberová 2011). Menší porosty okysličují vody a poskytují úkryt rybímu plůdku i drobným bezobratlým. Avšak nadměrné rozrůstání porostů submerzních druhů působí na vodní ekosystémy spíše negativně (Scheffer 1998).

Extrémní rozvoj kořenujících vodních rostlin je problémem již několik let v Chomoutovském jezeře. Dochází zde k téměř jednodruhovému porostu druhu *Myriophyllum spicatum*. V zimním období, kdy dochází k rozkladu makrofyt, může nastat prudký pokles nasycení vody kyslíkem, případně k úplné anoxii (Scheffer 1998; Štěrbá et. al 2008). Při anaerobních podmínkách a rozkladu velkého množství makrofyt dochází ke vzniku sulfidické síry, jejíž negativní vlastností je zápach a toxicita (Sýkora et. al 2016), což může usmrtit rybi obsádku. A také dochází k znehodnocení kvality vody. Makrofyta v Chomoutovském jezeře brání rybolovu a hlavně jachtingu. Jednoznačnou prioritou ochrany přírody je zde ochrana ZCHÚ jako hnízdní lokality vodního ptactva (Krejčí et. al 2010), tudíž je nutné zachovat kvalitu vody a přirozený rozvoj makrofyt v nižší míře a druhové bohatosti. Nyní dochází jak ke zhoršení kvality vody, tak i k extrémnímu rozvoji makrofyt.

2. TEORETICKÁ ČÁST

2.1. Mělké vodní nádrže

Mělké vodní nádrže nejsou teplotně stratifikované jako hluboké vodní nádrže, které jsou při letní stratifikaci rozděleny na epilimnion, metalimnion a hypolimnion. Jedná se o polymiktické vodní nádrže, u nichž se prohřívá celý vodní sloupec a jsou promíchávány větrem několikrát za rok (Lellák & Kubíček 1991; Hartman et. al 1998).

Ve stratifikovaných nádržích dochází k neustálému úbytku živin z epilimnia, které klesají do hypolimnia. Díky tomu může epilimnion během léta a podzimu ztratit až polovinu celkového fosforu. Při jarním a podzimním míchání se opět dostávají do koloběhu živiny z rozkládajícího se organického materiálu. Nicméně v mělkých vodních nádržích nedochází během léta k těmto ztrátám celkového fosforu, protože je zde intenzivní kontakt vodního sloupce se sedimenty a zajišťuje tak rychlý návrat živin zpět do koloběhu. Díky prohřívání celého vodního sloupce v letních měsících může nastat zrychlení mineralizace organického materiálu a následně dojít k uvolnění živin ze sedimentu do vodního sloupce. Výsledkem je, že mělké vodní nádrže mají opačný sezónní charakter než stratifikované nádrže. V mělkých nádržích je tento rychlý návrat živin do koloběhu problémem, protože často způsobuje eutrofizaci (Scheffer 1998).

U mělkých vodních nádržích může také docházet k teplotní stratifikaci na krátké období, v letních měsících. Tyto krátké periody mohou způsobit anoxické podmínky v efemérním hypolimniu. A následné promíchání vodní nádrže – větrem, může vést ke značnému zvýšení koncentrací fosforu v celém vodním sloupci (viz kapitola 2.4.2. Fosfor). Při eutrofizaci se také zvyšují mineralizační procesy, kromě toho mineralizace vykazuje sezónní střídání s maximem v létě. Důvodem je, že mikrobiální aktivita se zvyšuje s teplotou, a také velké množství řas poskytuje nepřetržitý přísun substrátu pro bakterie (Scheffer 1998).

Pozoruhodné jsou změny, které vyvolává v mělkých vodních nádržích, např. po těžbě šterkopísku, masový rozvoj slávičky mnohotvárné (*Dreissena polymorpha*). Tento druh zaplavil celou Evropu v druhé polovině 20. století. Při velmi silném rozvoji populace, který čítá až 10 000 jedinců na m² dna, přefiltrují slávičky veškerou vodu ve vodní nádrži, a tak vychytají téměř všechny bakterie, sinice a řasy. Přefiltrovaný materiál je ve formě výkalů vyvrhován do okolí slávičky a dochází tak k zpřístupnění živin z vodního sloupce.

Díky filtraci, která pokračuje, i když je jedinec nasycen, dojde k podstatné redukci fytoplanktonu a zvýší se zejména v jarních a letních měsících průhlednost vody (Uvíra et. al 2009). Vyšší obsah živin a vysoká průhlednost zapříčiní extrémní rozvoj kořenujících submerzních makrofyt (např. rodů *Myriophyllum*, *Ceratophyllum*, *Potamogeton* či *Elodea*). Na podzim makrofyta během několika dnů uhynou a podle abiotických podmínek (teplota, počasí, vítr, barometrický tlak, ...), začne docházet k jejich rozkladu, a to způsobí prudký pokles nasycení vody rozpuštěným kyslíkem, někdy až k anaerobním podmínkám. Tyto podmínky mohou vést, v mělké vodní nádrži, k úhynu živočichů včetně ryb. Anaerobní podmínky mohou nastat i v zimě pod ledem, což je v mělkých nádržích permanentní hrozba (Štěrba et al. 2008).

Mělké vodní nádrže s nízkým obsahem živin mají obvykle vodní vegetaci, v níž dominují makrofyta s relativně nízkým vzrůstem, se zvýšeným obsahem živin se zvyšuje biomasa a dominantními se stávají makrofyta, která zaplňují celý vodní sloupec nebo se koncentrují na hladině (Scheffer 1998).

2.2. Dnové sedimenty

Dnový sediment je kal, který se usadil na dně nádrží, jezer a toků. Na dně eutrofních nádrží bývá v podobě černého, jemného a mírně páchnoucího kalu. V dnovém sedimentu se nachází systém pórů, který je zaplněn vodou, nazývanou pórová (neboli intersticiální voda. Tato pórová voda je v kontaktu, jednak s povrchovou vodou a jednak se sedimentem. V sedimentech jsou zadržovány různé anorganické a organické látky (tzv. adsorpcí), které mohou být desorpcí uvolňovány zpět do vodního sloupce. Mezi nejdůležitější látky patří kovy, toxické organické látky a nutrienty, hlavně sloučeniny dusíku a fosforu (Pitter 2009). Schopnost sedimentů zadržet fosfor je poměrně velká. Závisí na zrnitostní frakci sedimentu, např. písčiny sediment má velmi nízkou schopnost adsorbovat fosfor a další živiny (Boyd 2015). Čím menší jsou částice, tím vyšší je jejich sorpční schopnost, dále pak závisí i na okolních podmínkách – pH a oxidačně redukčním potenciálu. Sedimenty ve vodních nádržích představují potenciální zdroj živin, které se z nich mohou postupně uvolňovat do vodního sloupce a napomáhat tak eutrofizačním procesům (Pitter 2009).

2.3. Makrofyta

Vodní rostliny (neboli makrofyta) se obecně nazývají hydrofyty. Makrofyta dělíme na: natantní (s plovoucími listy na hladině – *Nuphar sp.*, *Potamogeton natans*), submerzní (ponořené – *Myriophyllum sp.*, *Ceratophyllum sp.*) a pleustofyty (rostliny plovoucí na hladině nebo pod hladinou – *Lemna sp.*, *Spirodela sp.*). Submerzní makrofyta jsou buď kořenující, s redukovanými kořeny či s úplnou absencí kořenů (Bednářová 1983).

V mírném pásu jsou vodní rostliny nejčastěji omezeny na mělké stojaté vody (např. rybníky, štěrковиště, ...), tekoucí vody a na litorál hlubokých stratifikovaných nádrží. Přítomnost litorálních porostů pozitivně ovlivňuje nejen charakter vodního ekosystému, ale i kvalitu vody (Moss 2008). Dobře rozvinutá litorální vegetace se nejčastěji vyskytuje převážně u přirozených vodních ekosystémů, jako jsou mělká jezera bez intenzivního kolísání hladiny s dobrou průhledností vody (Melzer 1999). V uměle vytvořených vodních nádržích (nádrže, rybníky, pískovny, štěrkovny) však nemusí být litorální vegetace zcela rozvinutá. Přítomnost makrofyt v litorálu těchto ekosystémů bývá ovlivněna hydrologickými faktory, které jsou spojeny s morfologií a klimatologií vodní nádrže, stářím, hloubkou a velikostí nádrže (Nilsson 1981; Geest et. al 2003).

Společně s makrofyty se mohou vyskytovat vláknité makroskopické řasy, které se vyvíjí poměrně rychle na povrchu sedimentu a při jarním míchání, tak může docházet k zastínění submerzních makrofyt, protože masa řas inklinuje na vodní hladinu. S ohledem na fungování většiny mělkých vodních nádrží v temperátním pásu jsou pravděpodobně nejdůležitější skupinou zakořeněné submerzní rostliny. Mohou se masivně vyvíjet přes celé léto a zarůst celou vodní plochu nádrže, hustota makrofyt má velký dopad na celý ekosystém (Scheffer 1998).

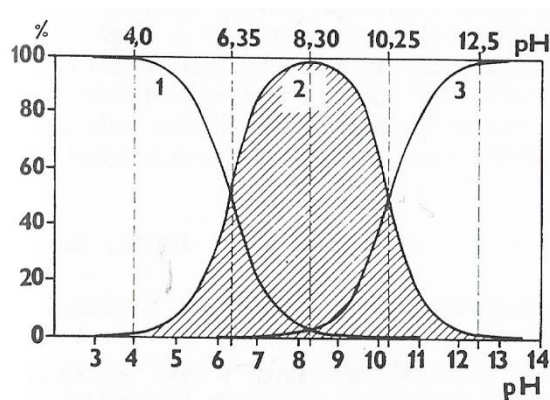
Rozvoj makrofyt v mělkých jezerech významně přispívá k rozvoji bohatších společenstev bezobratlých a ryb a také k těmto vodním nádržím migruje velké množství vodního ptactva (labuť, kachny, lysky, ...). Makrofyta poskytují úkryt pro zvířata před predátory, jsou zdrojem potravy vč. bezobratlých, mění dynamiku živin a zabraňují resuspendování sedimentů (Hargeby et. al 1994; Scheffer 1998). Extrémní rozvoj makrofyt však brání ve sportovním rybolovu, příp. koupání nebo v případě Chomoutovského jezera, jachtingu (Štěrba et. al 2008).

Většina submerzních a natantních makrofyt, rostoucích v mírném pásu, začíná na podzim vytvářet specializované útvary pro přezimování (turiony, dormantní vrcholy, semena). Na podzim klesají turiony ke dnu, protože se v jejich buňkách hromadí škrob a tím se zvyšuje jejich specifická váha. Na jaře se mění škrob v rozpustné sacharidy nebo tuky a turion vyplouvá na hladinu (Bednářová 1983) a vyklíčí. V zimních měsících dochází k nadměrnému rozkladu makrofyt na dně vodní nádrže a může docházet u dna, k hnilobným procesům a kyslíkovým deficitům (Scheffer 1998; Šumberová 2011). Z dlouhodobějšího hlediska je problémem hlavně rychlé zanášení nádrží organickým bahnem. Na němž se podílejí hlavně druhy s velkou biomasou, jako jsou například stolístek a růžkatec (Šumberová 2011). Vodní nádrže, ve kterých dochází k rozvoji makrofyt, mají tendenci mít vysokou průhlednost vody, protože makrofyta vykazují alelopatické účinky vůči řasám (Nakai et. al 2000).

Velkou roli v rozvoji makrofyt hrají světelné podmínky. Omezení světla je považováno za hlavní důvod, proč jsou submerzní makrofyta špatně vyvinuta v kalných vodních nádržích. Nicméně na jaře, kdy dochází k rozvoji makrofyt, většina přezimujících struktur obsahuje velké množství živin pro podporu raného růstu, a tudíž dokáže vyrůst i při nízkých úrovních osvětlení. Jakmile dosáhne rostlina několika decimetrů, většinou unikne zákalu (Scheffer 1998), pokud je však zákal (např. v důsledku fytoplanktonu) v celém vodním sloupci, rostlina nemá dostatek fotosynteticky aktivního světla a přestává růst (Jones et. al 1983). Některé druhy reagují na nedostatek světla rozsáhlým prodloužením lodyhy. Vývoj vegetace ovšem ovlivňují i další faktory. V některých případech může být problémem spásání vegetace vodním ptactvem a býložravými druhy ryb, protože dochází k vytržení celé rostliny z nestabilního sedimentu (Scheffer 1998). Teplota má stejný rozhodující význam jako světlo, při růstu, morfologii, fotosyntéze a rozmnožování (Barko & Smart 1981). Dalšími faktory při distribuci a druhovém složení jsou poměr a množství živin, složení sedimentů, kolísání vodní hladiny a kvalita vody (Dar et. al 2014).

Obsah živin ve vodním sloupci je také jedním ze základních faktorů podmiňujících jejich rozvoj. Nadměrné rozrůstání submerzních druhů v letních měsících může vést k přesycení vody kyslíkem a posunu pH do velmi alkalických hodnot – pH 10 a více (Hartman et. al. 1998), při vysokých hodnotách pH vzniká z amoniaku NH_4^+ , nedisociovaná molekula NH_3 , která působí na vodní živočichy toxicky (Scheffer 1998).

V závislosti na pH mohou být ve vodním sloupci rovněž velmi nízké hodnoty oxidu uhličitého, což je kompenzováno tím, že mnoho druhů makrofyt je schopno přijímat místo CO_2 hydrogenuhličitanů (HCO_3^-). Příjem hydrogenuhličitanů je energeticky náročnější, proto se děje pouze tehdy, je-li nedostatek CO_2 . Pro zintenzivnění výměny uhlíku jsou nezbytné jemně dělené listy, a tím jsou makrofyta méně závislá na proudění vody, které snižuje hraniční vrstvu vody kolem listů a usnadňuje tak příjem uhlíku, tudíž zvyšuje fotosyntézu (Scheffer 1998). V jaké formě je uhlík přijímán je tedy dáno pH (Lellák & Kubíček 1991; Hartman et. al 1998; Boyd 2015) viz obr. 1.



Obrázek 1: Diagram uhličitanového systému ve vodě při různém pH: křivka 1 zobrazuje stav volného CO_2 , křivka 2 zobrazuje hydrogenuhličitanový CO_2 a křivka 3 zobrazuje uhličitanový CO_2 . Převzato z Hydrobiologie od Hartman et. al 1998.

Makrofyta přijímají živiny: listy, lodyhami a kořeny. Kořeny hrají významnou roli v příjmu živin. Podíl kořenů při příjmu živin závisí u každého druhu na relativní velikosti kořenového systému a také na tom, zdali jsou kořeny ukotveny v sedimentu nebo rostou jen ve vodním sloupci. Sediment je velký rezervoár živin, který využívají zakořeněné vodní rostliny (Barko & Smart 1981). Pokud jsou kořeny ve vodním sloupci (růžkatec) je příjem živin cca poloviční. Jsou-li zakořeněny v sedimentu, je podíl kořenů na příjmu živin mnohonásobně vyšší, zejména u příjmu P, díky vysoké koncentraci živin v sedimentu (Scheffer 1998). Bristow & Whitcombe (1971) ve své studii poukázali na zakořeněná submerzní makrofyta absorbující prakticky všechny dusík a fosfor ze sedimentu (včetně ostatních živin). Také draslík byl odebírán ve větším množství ze sedimentu, tento příjem byl však proměnlivý a nižší (Jackson 1998). Významnou schopností makrofyt je indikovat trofii (úživnost) vody (Šumberová 2011).

Myriophyllum spicatum (Goday, 1964)

Stolístek klasnatý (obr. 2) se řadí mezi druhy s nejširší ekologickou amplitudou ve vztahu k vlastnostem vody i substrátu. Stolístek je kořenující vodní rostlina, která zpravidla vyplňuje celý vodní sloupec a jeho pokryvnost ve vodní nádrži se pohybuje v rozmezí 60–90 %. Často tvoří jednodruhové porosty v nichž dominuje, řidčeji se spolu se stolístkem vyskytují některé další druhy ponořených vodních makrofytů, např. *Ceratophyllum demersum*. V létě kvete nad hladinou klasnatým květenstvím. Upřednostňuje stanoviště v raném sukcesním stádiu nebo s pravidelnou disturbancí (Šumberová 2011). Madsen & Boylen (1989) uvádí, že stolístek nejčastěji roste v hloubkách mezi 1 až 4 metry, s optimálním růstem ve 3 m. V českých vodách je zaznamenán nejčastěji v hloubkách 20–100 cm (Šumberová 2011). Velký nebo naopak příliš malý podíl organické hmoty a živin působí na růst stolístku nepříznivě (Barko & Smart 1986; Smith & Barko 1990). Sedimentace je důležitá pro klíčení semen. Semena, která se nachází na povrchu sedimentu vykazují rychlost klíčení o 30 % vyšší než semena, která se nachází v hloubce 2 cm. Semena mohou v této hloubce přečkat nepříznivé období v dormantním stavu a při zlepšení světelných podmínek opět vyklíčit. Pro klíčení semen je rovněž důležitá teplota. Při teplotě 15,8 °C klíčivost semen významně vzroste až na 70,6 %. Teplota vyšší než 15,8 °C nemá již vliv na vyšší rychlost klíčení (Hartleb et. al 1993). Teplota 15 °C je pro tento druh zásadní v konkurenci s natantními druhy makrofyt, které klíčí až při vyšších teplotách (Xiao et. al 2010). Vody, kde se nachází tento druh se vyznačují vyšší alkalitou (Smith & Barko 1990) a jsou mezotrofní až silně eutrofní (Lacoul & Freedman 2006). Kłosowski et. al (2006) ve své studii uvádí, že reakce vody se nejčastěji pohybuje v rozsahu pH 7,7–8,5. Charakteristický je pro vody s druhem *M. spicatum* velký obsah iontů Cl^- a SO_4^{2-} a v sedimentu malý obsah iontů NO_3^- a také malý obsah celkového dusíku (Kłosowski et. al 2006). Stolístek má pionýrský charakter, dokáže snášet mechanické narušování a může se rychle rozšířit, díky vegetativnímu rozmnožování pomocí fragmentů, stonků s listy (Šumberová 2011). Každý úsek lodyhy oddělený od mateřské rostliny je schopen se vyvíjet samostatně (Bednářová 1983). Pohlavně se stolístek rozmnožuje 1–2krát ročně, kdy vykvétá nad hladinu (Kimbel 1982). Ve stresových podmínkách se organismy rozmnožují spíše méně nákladnými způsoby reprodukce (vegetativní rozmnožování) (Martin & Valentine 2014).



Obrázek 2: Vlevo *Ceratophyllum demersum* – růžkatec ostnitý (autor: M. Barycharová); vpravo *Myriophyllum spicatum* - stolístek klasnatý (autor: G. Lugnerová; www.botany.cz)

Ceratophyllum demersum (Corillion, 1957)

Růžkatec ostnitý (obr. 2) patří do společenstva vodních rostlin, které jsou nezakořeněné v substrátu dna. Všechny tyto druhy jsou souhrnně nazývány termínem pleustofyty (Chytrý 2011). Patří do třídy *Lemnetea*, jejíž porosty jsou druhově chudé, někdy tvořené pouze jedním druhem. Růžkatec patří mezi submerzní makrofyta, které často vyplňují celý vodní sloupec. Vyskytuje se v mělkých eutrofních až hypertrofních, vzácněji mezotrofních vodách. Vodní nádrže jsou často v pokročilém stádiu zazemňování se silnou vrstvou organického bahna na dně. Preferuje vodu s vysokým obsahem dusíku, fosforu a toleruje i vysoký obsah chloridů (Kłosowski et. al 2006) a také se vyskytuje ve vodách se zvýšeným obsahem síranů (Nagengast & Gąbka 2016).

Růžkatec potlačuje růst ostatních druhů z třídy *Lemnetea* i jiných vodních rostlin, ale má i schopnost se zapojovat do různých stádií sukcese eutrofních vod. K opylení dochází pod vodou a šíří se efektivně plody (tmavohnědé oříšky) anebo regeneruje z úlomků lodyh. Vrací se tak rychle na místa svého původního výskytu po obnovení optimálních podmínek (Šumberová 2011). Růžkatec vytváří zvláštní struktury, nazývané turiony. Tyto pupeny (hibernakule) jsou vrcholky olistěných lodyh, které mají silně zkrácená internodia. Na podzim lodyhy odumírají a oddělí pupeny, které přezimují a na jaře se jejich internodia prodlužují (Bednářová 1983).

2.4. Živiny v mělkých vodních nádržích

Trofie neboli úživnost vody, je vlastnost, která označuje obsah živin ve vodě. Podle obsahu živin rozlišujeme nádrže oligotrofní, mezotrofní, eutrofní a hypertrofní. Oligotrofní voda je voda chudá na živiny s malou primární a sekundární produkcí; naopak eutrofní voda je voda bohatá na živiny (dusík, fosfor a další) s velkou primární a sekundární produkcí (Pitter 2009). Sezónní dynamika dostupnosti živin se výrazně liší v mělkých vodních nádržích od typického vzoru pozorovaného ve stratifikovaných hlubokých nádržích (Scheffer 1998).

2.4.1. Eutrofizace

Eutrofizace je proces, kdy dochází k růstu obsahu minerálních živin, především sloučenin fosforu a dusíku (případně křemíku, který je nezbytný pro růst rozsivek), ve vodách. V důsledku zvýšení obsahu živin dochází ke zvýšenému rozvoji fotosyntetizujících organismů především sinic a řas, příp. makrofyt, a tím ke zhoršení jakosti vody (Lellák & Kubíček 1991; Ambrožová 2009; Pitter 2009). Ve sladkovodních ekosystémech jsou limitujícím faktorem rozvoje fytoplanktonu biologicky využitelné formy fosforu. Kromě sloučenin fosforu a dusíku může být také limitujícím faktorem eutrofizace – obsah volného oxidu uhličitého a jeho iontové formy, protože sinice a řasy mají podle všeho schopnost získávat oxid uhličitý pro fotosyntézu i rozkladem hydrogenuhlíčanů (Pitter 2009). Pro určení stupně eutrofizace nádrží a jezer je nejčastěji používána koncentrace celkového fosforu (Horáková et. al 1989). Celkový fosfor však není přesný ukazatel, protože součástí tohoto ukazatele je i fosfor, nedostupný pro organismy a rovněž z důvodu, že větší část dostupného fosforu se shromažďuje v pórové vodě v sedimentu, který se díky intenzivnímu promíchávání mělkých vodních nádrží dostává většinou rychle zpět do koloběhu (Scheffer 1998). Dalšími ukazateli jsou rozpuštěný reaktivní fosfor a koncentrace chlorofylu-*a* – míra množství fytoplanktonu v epilimniu, průhlednost vody (ve vegetačním období se snižuje) a koncentrace kyslíku (ve dne, v důsledku fotosyntetické asimilace, může dojít až k přesycení vody kyslíkem; naopak v noci, v důsledku disimilace, může docházet až ke vzniku kyslíkového deficitu). Eutrofní voda je tedy voda, s velkou primární a sekundární produkcí a s bohatým obsahem živin. Primární produkce u eutrofních vod dosahuje asi 500 g uhlíku na 1 m², u oligotrofních pouhých 150 g uhlíku na m² za rok (Pitter 2009).

Můžeme rozlišit přirozenou eutrofizaci, která je způsobena sloučeninami N a P, které pocházejí z půdy, dnových sedimentů a rozkladu odumřelých vodních organismů (Pitter 2009). Mezi hlavní rizika eutrofizace patří přísun fosforu (příp. N a ostatních živin z povodí (Hejzlar et. al 2001). Jedná se o velmi pomalý přírodní proces přeměny původně oligotrofních vodních nádrží na eutrofní. Jako další rozlišujeme indukovanou neboli antropogenní eutrofizaci, která je způsobena vypouštěním odpadních vod, splachem ze zemědělsky obdělávané půdy, erozí půdy atd. (Pitter 2009).

Pro tvorbu biomasy ve vodních ekosystémech je důležitý poměr N:P:C (106:16:1) tzv. Redfieldův poměr, kde pro TN:TP je kritická hodnota 16. Pokud je poměr vyšší, dochází k limitaci P, pokud je poměr nižší, je limitován N (Redfield 1958). U většiny nádrží v ČR přesahuje poměr hodnotu 16, a tudíž se P stává klíčovým faktorem eutrofizace. V novějších studiích byl tento poměr upraven – poměr větší než ~ 21:1 pro limitaci P a menší než ~ 10:1, kdy je limitován N, pro vodní nádrže s nižším obsahem živin (Sterner 2008). Nejvyšší koncentrace N a P je na jaře, kdy dochází k jarní cirkulaci vody. Jejich koncentrace obvykle poklesne během letní stratifikace, kdy dochází k odčerpávání živin makrofyty příp. fytoplanktonem (Boyd 2015).

2.4.2. Fosfor

Ve vodách se fosfor vyskytuje v rozpuštěné formě (TDP) a partikulované (PP). Součet těchto forem dává dohromady celkový fosfor (TP). Rozpuštěný fosfor zahrnuje fosforečnanový fosfor a rozpuštěný organický fosfor a oba jsou biologicky dostupné. Partikulovaný fosfor bývá nejčastěji vypočten jako rozdíl mezi celkovým a rozpuštěným fosforem. Rozpuštěný fosfor zjistíme přefiltrováním vzorku přes filtry o porozitě 0,45 μm . Partikulovaný fosfor tvoří organické a minerální částice, které neprojdou filtrem o porozitě 0,45 μm (Pitter 2009). Okamžitě dostupný fosfor nezahrnuje formy, které by mohly být dostupné v delším časovém měřítku – uvolnění fosforu ze sedimentu při anoxických podmínkách. Biologicky dostupný fosfor (BAP) je definován jako součet okamžitě dostupného fosforu a fosforu, který může být transformován do dostupné formy, je počítán jako 100 % dostupný (Reynolds & Davies 2001). Biologicky dostupné části partikulovaného fosforu jsou obsaženy například v pórové vodě, dále je zahrnut P vázaný na železo a organicky vázaný P, který se uvolní z odumřelé hmoty (Boyd 2015).

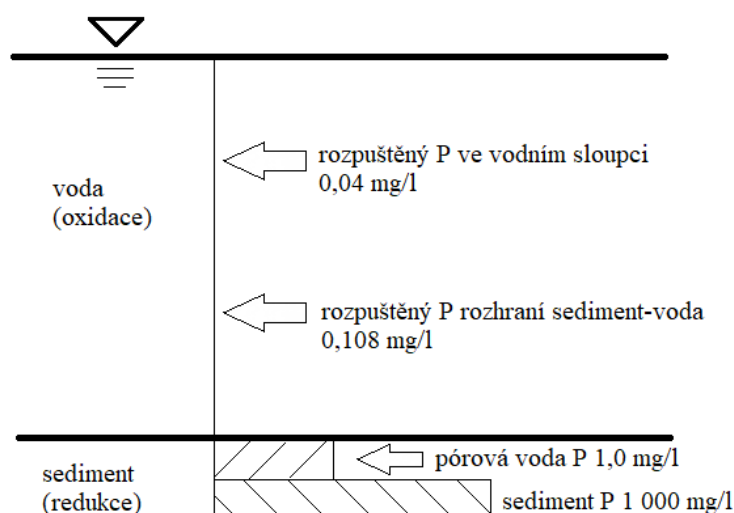
Množství fosforu, který je dostupný nezávisí jen na jeho formě, ale také na charakteru vodní nádrže, který ovlivňuje např. pozici částice ve vodním sloupci či dobu retence. V mělkých nádržích, kde je často sediment resuspendován, i když partikulovaný fosfor je jen částečně dostupný, může být tento zdroj velmi významný, obzvláště pokud je zatížení fosforem vysoké (Sonzogni et. al 1982).

Sloučeniny fosforu jsou nezbytné pro nižší i vyšší organismy, které je přeměňují právě na organicky vázaný fosfor. Významné jsou fosforečnany zejména při růstu fotosyntetizujících organismů (fytoplankton, makrofyta), kde jsou inkorporovány do biomasy. Po odumření a rozkladu organismů se fosforečnany uvolňují opět do vodního prostředí a sedimentují na dno (Pitter 2009; Boyd 2015). Fosfor je také vylučován těly živočichů v podobě exkrementů (Ambrožová 2009).

Koncentrace fosforu v povrchových vodách jsou poměrně nízké – vzhledem k tvorbě málo rozpustných fosforečnanů s Ca, Mg, Fe, Al apod. a kromě toho také dochází k jejich adsorpci na nerozpuštěných látkách a sedimentech. Celkový fosfor málokdy přesahuje $0,5 \text{ mg. l}^{-1}$ s výjimkou eutrofních a odpadních vod. Pouze 10 % i méně celkového fosforu je dostupného pro rostliny. Většina povrchových vod obsahuje méně než $0,05 \text{ mg. l}^{-1}$ fosforečnanů a výjimečně převyšují 1 mg. l^{-1} (Pitter 2009; Boyd 2015). V období vegetace, se zvýšeným výskytem fytoplanktonu (jarní maxima rozvoje), často dochází k vyčerpání rozpustných forem fosforečnanů – téměř k nule, zvýšený obsah fosforečnanů nastává v období deprese fytoplanktonu („clear water“) (Lellák & Kubíček 1991; Ambrožová 2009).

Sediment obsahuje mnohem více fosforu než voda, většina však není dostupná. V důsledku chemických, biochemických a sorpčních procesů dochází ve vodních nádržích k vertikální stratifikaci fosforu – protože na jedné straně je fosfor inkorporován do nově se tvořící biomasy, a na druhé straně je z ní opět uvolňován do vody při jejím rozkladu (Pitter 2009). Koncentrace fosforu v sedimentu, v pórové vodě, na rozhraní sediment – voda a ve vodním sloupci je rozdílná (obr. 3) (Boyd 2015). Železo je důležité při imobilizaci fosforu v pórové vodě v sedimentech, ale tato vazba funguje pouze za aerobních podmínek. Když nastanou redukční podmínky, dojde k redukci trojmocné formy železa na dvojmocnou rozpustnou formu a fosfor vázaný na železo (FePO_4) se uvolní do vodního sloupce (Pitter 2009).

V mělkých vodních nádržích dochází k častému promíchávání vodního sloupce a tím se udržují aerobní podmínky nad sedimentem. Pokud však dojde k vyčerpání O_2 (v letních měsících nebo pod ledem) nastávají anaerobní podmínky i v mělkých vodních nádržích. Důležité je pro imobilizaci fosforu v sedimentu také pH vody. Vysoké hodnoty pH (způsobené fotosyntetickou aktivitou) snižují kapacitu železa vázat fosfor a fosfor se tak uvolňuje ze sedimentu. Avšak pokud se nachází v sedimentu velké množství rozkládající se organické hmoty, dochází k vyčerpání kyslíku (anaerobie) a část Fe se stane nedostupným pro imobilizaci P, protože se dvojmocné Fe sráží se sulfidem a vzniká nerozpustný sulfid železnatý (Scheffer 1998) neboli sulfidové zapáchající bahno. Tato situace nastává v eutrofních nádržích (Lellák & Kubíček 1991; Ambrožová 2009;).



Obrázek 3: Koncentrace fosforu (v $mg \cdot l^{-1}$) vázaného v sedimentu v pórové vodě; na rozhraní sediment– voda a ve vodním sloupci. Převzato a upraveno z Water Quality (Boyd 2015).

Kořenující společenstva makrofyt mohou absorbovat fosfor z anaerobních zón v sedimentu, zejm. fosfor z pórové vody (Bristow & Whitcombe 1971). Intenzivní fotosyntetickou činností makrofyt může docházet k vyčerpání reaktivní formy fosforu tzn. biologicky dostupného P (Lellák & Kubíček 1991). Makrofyta ukládají velké množství fosforu do biomasy, některé druhy makrofyt mohou absorbovat více fosforu (i jiných živin) než pro daný okamžik využijí a uchovávají si ho pro období, kdy bude fosforu nedostatek. Díky této strategii jsou tyto druhy makrofyt konkurenčně zdatnější, v období, kdy je nedostatek fosforu. U fytoplanktonu může být fosfor, který je uložen v buňkách, předán dalším generacím při dělení buněk (Boyd 2015).

2.4.3. Dusík

Dusík spolu s fosforem patří mezi nejdůležitější makrobiogenní prvky a patří do skupiny tzv. nutrientů, které jsou nezbytné pro rozvoj mikroorganismů. Ve vodách se stanovuje celkový dusík (TN; N_{tot}), který se dále dělí na anorganicky vázaný dusík (N_{anorg}) a organicky vázaný dusík (N_{org}). Mezi hlavní formy anorganicky vázaného dusíku patří amoniakální, dusitanový a dusičnanový dusík. Anorganický dusík patří mezi významné ukazatele znečištění povrchových vod. Dusitany a dusičnany označujeme jako celkový oxidovaný dusík a patří k tzv. oxidovaným formám dusíku. Organicky vázaný dusík se ve vodách vyskytuje ve formě bílkovin, močoviny, nukleové kyseliny apod. Sloučeniny dusíku jsou ve vodě málo stabilní a podléhají v závislosti na oxidačně-redukčním potenciálu a hodnotě pH biochemickým přeměnám (Pitter 2009).

Dusík je v nádržích méně často uváděný jako limitující živina než fosfor. Také se neakumuluje v sedimentu v tak velkém množství jako např. fosfor (Scheffer 1998). Při pozitivních hodnotách oxidoredukčního potenciálu mohou dusičnany podléhat redukci na elementární dusík (denitrifikace) a za těchto podmínek může difundovat z vodního sloupce do atmosféry jako plyn N_2 . Denitrifikace může reprezentovat hlavní ztrátu N v nádržích (Sýkora et. al 2016). Samotná denitrifikace probíhá za anaerobních podmínek, ale její substrát (dusičnany) vznikají při aerobních podmínkách, a proto denitrifikace probíhá tam, kde dochází ke střídání aerobních a anaerobních podmínek (Scheffer 1998). Tato situace nejčastěji nastává v mělkých vodních nádržích (Jensen et. al 1991). Některé druhy sinic a motýlkokvěté rostliny mohou využívat plynný dusík jako zdroj živin a redukuje tento elementární dusík na amoniakální, v tomto případě se hovoří o tzv. fixaci dusíku. Rozklad organické hmoty obvykle vede k uvolňování amoniakálního dusíku a ten difunduje do vodního sloupce, kde je využit makrofyty a ostatními primárními producenty jako snadno dostupný zdroj dusíku. V aerobní vrstvě sedimentu se amoniak (NH_4^+) mikrobiálně přemění na dusičnany procesem nazývaným nitrifikace. Ačkoli může docházet k nitrifikaci i ve vodním sloupci, uvádí se, že k ní dochází hlavně v sedimentech, kde jsou obvykle koncentrace amoniaku mnohem vyšší. Na rozdíl od fosforečnanů se dusičnany a amoniak obtížně adsorbují na částice sedimentu a zpravidla se příliš nevyskytují v sedimentu ani v nerozpustných formách (Scheffer 1998). Obecně platí, že organická hmota je složená asi z 5 % dusíku. Sedimenty ve vodních ekosystémech většinou obsahují 1–10 % organické hmoty a pouze 0,05–0,5 % dusíku (Boyd 2015).

Makrofyta mohou z vody absorbovat kromě amoniakálního dusíku také dusičnanový dusík. Většina druhů preferuje příjem amoniaku, protože dusičnany musí být chemicky redukovány na amoniak, což je energeticky náročné (Boyd 2015).

Amoniakální dusík

Je primárním produktem rozkladu většiny organických látek živočišného a rostlinného původu. Zvyšující se teplota podporuje disociaci kationu amonného (NH_4^+) na nedisociovaný amoniak (NH_3) (Pitter 2009). Podíl těchto dvou forem závisí na pH a na teplotě vody (Horáková et. al 2007). Při vysokém pH difunduje amoniak do ovzduší (Boyd 2015). Amoniakální dusík ($\text{pH} > 8$) působí toxicky na ryby a přispívá k eutrofizaci, toxický účinek má nedisociovaná molekula NH_3 . Jednou z možností vzniku amoniakálního dusíku ve vodách je chemická redukce dusičnanů, která může probíhat již ve slabě alkalickém prostředí v sedimentu (Pitter 2009). Ve vodě se amoniakální dusík vyjadřuje hmotnostní koncentrací v mg. l^{-1} jako $\text{N}-(\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+)$ a vždy se stanoví součet obou forem (Horáková et. al 2007). V povrchových neznečištěných vodách koncentrace amoniakálního dusíku většinou nepřevyšují $0,25 \text{ mg. l}^{-1}$, v znečištěných mohou být i nad 1 mg. l^{-1} (Boyd 2015).

Dusičnany

Dusičnany patří mezi významné nutrienty, které nepříznivě ovlivňují eutrofizaci povrchových vod. Vyskytují se ve všech vodách a jejich koncentrace se mění v závislosti na vegetačním období. V letním období jsou odčerpávány vegetací. Obecný imisní standard dusičnanového dusíku (N-NO_3^-) pro přípustné znečištění povrchových vod je 7 mg. l^{-1} a pro celkový dusík 8 mg. l^{-1} (Pitter 2009).

2.4.4. *Sírany*

Síra nepatří mezi limitující prvky pro růst vodních organismů. Její největší podíl ve vodních nádržích tvoří stabilní anion SO_4^{2-} neboli sírany. Pokud se sedimenty (bohaté na organické látky) nachází v anaerobních podmínkách a pH vody má nižší hodnotu, dochází díky činnosti mikroorganismů, které využívají sírany jako příjemce vodíku, k uvolnění plynného sirovodíku H_2S . Sirovodík se projevuje typickým zápachem. Může být také uvolňován při rozkladu organických látek obsahujících síru. Na rozhraní voda–sediment může docházet při anaerobních podmínkách k redukci síranů na sulfidy, poté se tvoří málo rozpustné sulfidy kovů, které naopak kovy imobilizují (Pitter 2009).

V sedimentech nebo nad sedimenty se tedy může vysrážet sulfid železnatý, který snižuje koncentraci dvojmocného železa (Lellák & Kubíček 1991). Spolu s hydrogenuhličitany a chloridy patří sírany mezi hlavní anionty přírodních vod. Přípustné znečištění povrchových je $300 \text{ mg SO}_4^{2-} \cdot \text{l}^{-1}$ (Sýkora et. al 2016).

2.4.5. *Kovy*

Kovy patří mezi základní ukazatele při rozbořech vod. Ve vodách se mohou vyskytovat v rozpuštěné i nerozpuštěné formě (Horáková et. al 2007; Pitter 2009). Většina kovů je ve vodách vázána na suspendované nebo koloidní nerozpuštěné látky (např. na sedimentech) adsorpcí. Ze sedimentů mohou být zpětně remobilizovány do vodního sloupce, a kromě adsorpce dochází také k inkorporaci do biomasy organismů. Většina kovů má komplexační schopnosti (Sýkora et. al 2016). Mezi čtyři základní kationty přírodních vod patří vápník, hořčík, sodík a draslík a jsou také esenciálními prvky pro člověka (Pitter 2009). Nejvyšší koncentrace kovů se vyskytuje v prvních 10 cm sedimentů, což odpovídá největší části kořenů většiny submerzních kořenujících rostlin. Je relativně málo studií o vlivu kořenujících submerzních rostlin na roční koloběh kovů ve vodní nádrži. Vliv makrofyt na koloběh kovů ve vodní nádrži je pravděpodobně nejvyšší při uvolňování kovů během stárnutí a odumírání makrofyt. Nicméně všechny formy prvků kovů nejsou biologicky dostupné, mohou být například adsorbované na povrch částic nebo tvoří komplexy s uhličitany, oxidy železa, organickými látkami nebo se váží na sulfidy a další prvky. Makrofyta přijímají pouze jejich iontové formy (Jackson 1998).

Sodík a draslík

V přírodních vodách se nejčastěji vyskytují jako jednoduché kationty – sodíku (Na^+) a draslíku (K^+), protože jejich komplexační schopnost je malá (Sýkora et. al 2016). V povrchových vodách je téměř vždy více sodíku než draslíku. Tento poměr lze vysvětlit tím, že ionty K^+ jsou půdními minerály více sorbovány než ionty Na^+ a také draslík patří mezi důležité anorganické živiny rostlin. V neznečištěných oblastech se pohybují koncentrace Na^+ a K^+ v desetinách až setinách $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Jejich koncentrace není příliš významná, a tudíž není limitována. Vody, které obsahují draslík jsou slabě radioaktivní (Pitter 2009).

Vápník a hořčík

Ve vodách, které jsou málo mineralizované se vápník a hořčík vyskytují jako jednoduché ionty Ca^{2+} a Mg^{2+} (Sýkora et. al 2016). Výjimečně se může také vyskytovat ve formě vysráženého uhličitanu CaCO_3 (Lellák & Kubiček 1991). Vápník s hořčíkem se v přírodních vodách vzájemně doprovázejí, obvykle je hořčík méně zastoupen než vápník. Hořčík se jednak vyskytuje v menším zastoupení v zemské kůře a zřejmě jako draslík podléhá sorpci a výměně iontů při styku vody s některými horninami a jílovými minerály a rovněž je využíván rostlinami (Horáková et. al 2007; Pitter 2009). V prostých povrchových vodách se pohybuje koncentrace vápníku řádově od desítek až do několika set $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ a koncentrace hořčíku od jednotek až do několika desítek $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Koncentrace nad $100 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ jsou výjimečné (Pitter 2009). Vápník se uplatňuje v systému $\text{CO}_2 - \text{HCO}_3$ v pufracním vlivu uhličitanů na pH vody (Lellák & Kubiček 1991). A také může podléhat ve stojatých vodách vertikální stratifikaci. V letních měsících dochází v epilimniu k rozvoji fotosyntetizujících organismů a tím pádem k intenzivní fotosyntéze, tím se vyčerpává z vody oxid uhličitý a zvyšuje se pH vody do alkalické oblasti. Za těchto podmínek dochází v epilimniu ke srážení kalcitu, který se vylučuje na makrofyta a také sedimentuje, čímž dojde k poklesu vápníku v epilimniu. Naopak v zimním období, kdy dochází k okyselení prostředí, se kalcit rozpouští a tím se opět zvyšuje koncentrace vápníku ve vodním sloupci (Pitter 2009). Vápník i hořčík patří mezi významné prvky ovlivňující růst vodních rostlin. Vápník má významný vliv na růst kořenů a také listů. Hořčík je důležitou složkou chlorofylu, to znamená, že má vliv na fotosyntézu a rovněž se podílí na zabudování dusíku do tkáně rostlin (Hejnák et. al 1964).

Hořčík je také důležitý pro přenos fosforu v energetickém systému (Lellák a Kubíček 1991). Vápník se hromadí ve starších listech, při opadu starších listů může dojít v určitém období (pozdním létě) ke snížení obsahu vápníku v rostlině (Jackson 1998).

3. CÍLE PRÁCE

Na zájmové lokalitě Chomoutovské jezero se nacházelo extrémní množství makrofyt – zejména druhu *Myriophyllum spicatum* a v mnohem menší míře druhu *Ceratophyllum demersum*. A proto cílem této práce bylo zjistit:

- jaký je obsah živin ve vodě, v sedimentech a v makrofytech
- na základně fyzikálně – chemických analýz vzorků vod, sedimentů a makrofyt posoudit, jak (sezónní) rozvoj makrofyt a jejich rozklad ovlivňuje koloběh živin ve vodní nádrži
- navrhnout management dalšího obhospodařování vodní nádrže, z důvodu rozvoje nadměrného množství makrofyt

4. MATERIÁL A METODY

4.1. *Charakteristika lokality*

Výzkum byl prováděn v přírodní památce Chomoutovské jezero (obr. 4), která se nachází severně – 9 km od Olomouce, u obce Chomoutov (souřadnice: 48°39'12.987''N, 17°14'17.91''E). Leží v CHKO Litovelském Pomoraví. Geomorfologicky patří do Hornomoravského úvalu, části Středomoravská niva (Česká geologická služba 2016). Geologicky je zájmové území tvořeno třetihorními šterkopískovými usazeninami, které jsou překryty sprašemi a sprašovými hlínami risského a wurmského stáří. Na nich leží různě mocné kvartérní fluviální sedimenty řeky Moravy, které jsou v území ve větší míře odstraněny v souvislosti s těžbou šterkopísku (Havlíček 1996).

4.1.1. *Vývoj a stav vodní nádrže*

Chomoutovské jezero získalo současný tvar po systematické těžbě, která probíhala v letech 1964 až 1968. Šterkopísek byl ale v menším rozsahu těžen již před druhou světovou válkou. Po těžbě vznikly dvě vodní plochy: Malé jezero s plochou 6,19 ha a Velké jezero o ploše 68,87 ha. Kvůli velkému znečištění Malého jezera, které sloužilo do konce osmdesátých let jako nelegální skládka, bylo Velké jezero odděleno sypanou hrází. A od roku 1976 sloužilo jako zásobárna pitné vody pro Olomouc. Vzhledem ke zhoršující se jakosti vody byla tato činnost ukončena. A v roce 1990 se jezero stalo součástí nově vyhlášeného CHKO Litovelské Pomoraví, o tři roky později bylo vyhlášeno jako přírodní rezervace a v roce 2010 jako přírodní památka.

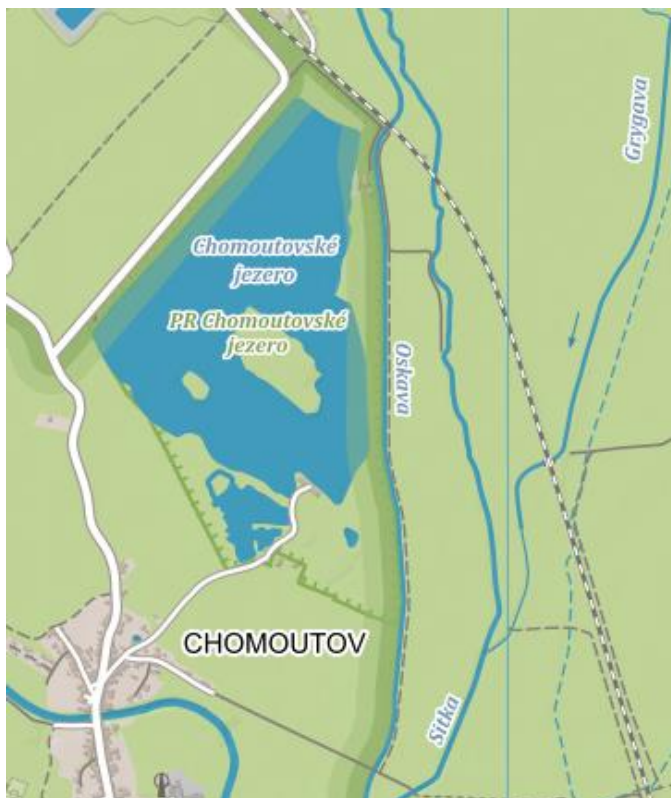
Jezera jsou bez povrchového přítoku a odtoku a jsou sycena z vývěru podzemní vodou a v menší míře atmosférickými srážkami. Velké jezero má průměrnou hloubku 3,5 m, jeho dno je členité, s maximální hloubkou cca 5,5 m. Hladina vody kolísá cca o 1 m v závislosti na ročním období (úroveň hladiny 216 m n. m). Jsou zde dva ostrovy (5,73 ha a 0,78 ha) a několik mělčin s ostrůvky, které jsou viditelné při poklesu hladiny, nachází se v části zvané „Trdliště“ (Kostkan & Rulík 2013). Malý ostrov je pozůstatkem lužního lesa, ale většina stromů v posledních deseti letech uschla vlivem exkrementů kormoránů a volavek. Velký ostrov byl původně zemědělskou půdou, nyní je zarostlý sukcesními dřevinami a hnízdí zde kolonie racků, která v některých letech dosahuje počtu až 7 000 párů. V poslední době se počet hnízdních párů snižuje, v roce 2004 zde hnízdilo 3–5 tisíc racků chechtavých (Kovařík 2004). Tato kolonie racků se tedy stává přispěvatelem živin (N a P), které se dostávají do vodní nádrže.

Chomoutovské jezero se významně změnilo po povodni v roce 1997. Voda z Moravy navýšila hladinu vody v jezerech a přinesla velké množství organických látek včetně invazivního druhu mlže *Dreissena polymorpha*, který zlepšil výrazně průhlednost vody. Po vzestupu hladiny došlo k odumření většiny litorálních porostů a povodní byly také odneseny odpadky (vč. polystyrenů) (Kostkan & Rulík 2013). Jasenská (1984) sledovala kvalitu vody od roku 1981 do roku 1982, kvalita vody v těchto letech se svým chemismem a řasovou flórou řadila mezi kvalitní zdroje pitné vody s nízkým trofickým potenciálem a nedostatkem živin. Při biologickém hodnocení v roce 2004 byl zaznamenán rozvoj makrofyt na několika místech (zejm. v okolí trdlišť), nacházely se zde husté porosty rdestu hřebenitého (*Potamogeton pectinatus*) a lakušníku (*Ranunculus circinatus*). Jednalo se o makrofyta, která preferují vodní prostředí s vyšší koncentrací živin P a N, tzn. eutrofizované vody (Rulík 2004). V posledních letech docházelo díky zvýšené průhlednosti vody a nadměrnému množství živin k rozsáhlému rozvoji makrofyt – téměř jednodruhového společenstva druhu *Myriophyllum spicatum*. Na nádrži je provozováno sportovní rybářství a jachting, koupání je zde zakázáno.

Revitalizace v PR Chomoutovské jezero

Po ukončení odběru pitné vody, došlo ke zvýšení hladiny a po povodni v červenci 1997 došlo k ohrožení vlastního předmětu ochrany ZCHÚ. Byl to zejména úbytek lokalit pro hnízdění vodního ptactva a snížení jejich potravní nabídky. A z těchto důvodů přistoupila ochrana přírody k náročným managementovým opatřením. Tyto opatření byly realizovány v rámci dvou revitalizačních projektů: „Mokřadní biotopy Chomoutovské jezero“ a „Revitalizace litorálních zón štěrkopískového jezera“ (Krejčí et. al 2010).

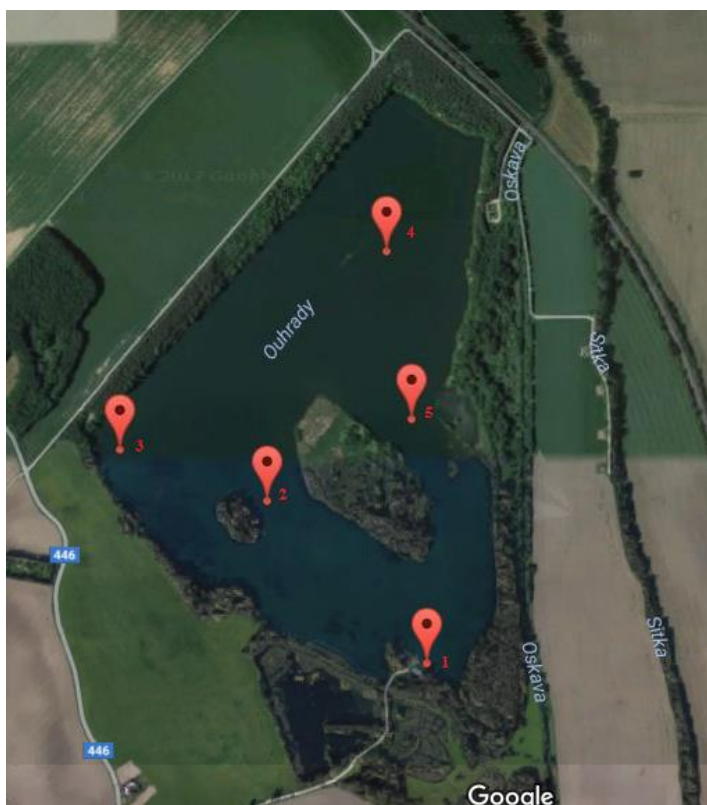
Relativně rozsáhlá revitalizace probíhala do roku 2002 v prostoru Malého jezera a dělicí kosa (hráze) mezi Malým a Velkým jezerem, a dále na plochách ležících mezi Malým jezerem a Oskavou. Ve Velkém j. byly vytvořeny umělé sypané litorály podél hráze, a to byl prozatím jediný zásah do Velkého jezera. Největším přínosem první etapy revitalizace bylo vytvoření rozsáhlého mělkého mokřadu mezi Malým jezerem a Oskavou. Tento mokřad vytvořil na lokalitě zcela nový typ biotopu vhodného pro vodní a mokřadní makrofyta a další vhodný zdroj potravy pro ptáky (Kostkan 2004). Menší nové mokřadní biotopy byly také vytvořeny na plochách bývalých odkališť, které byly nevhodně rekultivovány (Krejčí et. al 2010).



Obrázek 4: Mapa s vyznačením PR Chomoutovské jezero. Na mapě je zobrazeno Velké i Malé jezero včetně ostrovů. Mapový podklad: www.mapy.cz

4.2. Terénní a laboratorní metody

Vybrané fyzikálně-chemické parametry a odběry vody, sedimentů a makrofyt byly v Chomoutovském jezeře sledovány od října 2017 do listopadu 2018, každé roční období. Ve vodní nádrži bylo vytipováno 5 odběrných míst (obr. 5) v různých částech Velkého jezera. První bylo u jachetního klubu. Druhé a páté bylo zvoleno u Velkého ostrova, kde je významná hnízdní kolonie racka chechtavého. Třetí u ornitologické pozorovatelny a čtvrté v severní části nádrže.



Obrázek 5: Odběrná místa na PR Chomoutovské jezero. Mapový podklad: www.google.cz/maps/

4.2.1. Odběry vzorků a sledování abiotických faktorů

Vzorky vody a měření byly prováděny každé roční období od podzimu 2017 do podzimu 2018. Odběrné body byly nalezeny podle GPS souřadnic. Do řádně označených plastových vzorkovnic (objem: 250 ml) byla odebrána voda, cca 20 cm pod hladinou. Vzornice byly po celou dobu odběrů vloženy do speciální bedny uchovávající teplotu, aby nedošlo ke zkreslení výsledků analýz, protože většina ukazatelů podléhá určitým změnám (Horáková et. al 2007). Část vzorků byla konzervována pro další analýzy – zmrazením pro stanovení celkového dusíku, celkového fosforu a část byla zakonzervována 65 % kyselinou dusičnou pro stanovení kovů.

Po odebrání vody a změření parametrů (viz. 4.2.2. Terénní měření) byl pomocí shrabovacího odběráku odebrán sediment do hloubky cca 20 cm. Sediment byl po odebrání přesíván na frakce menší než 1 mm. A následně v laboratoři vysušen. Každé roční období byla také odebrána submerzní makrofyta. Na podzim roku 2017 byla odebírána víceramennou kotvičkou, protože makrofyta pokrývala téměř celou hladinu nádrže. Následující rok byla odebírána potápěči, protože nedosáhla hladiny.

Potápěči byla vytyčena plocha 1 m² a z této plochy byla odebrána veškerá makrofyta. Tyto odběrné plochy byly tři. Makrofyta byla určena a vysušena na filtračním papíře a poté dosušena v laboratorní sušičce na 105°C.

4.2.2. Terénní měření

Přímo v místě odběru vody byly změřeny: teplota, kyslík, pH vody a konduktivita. Teplota (°C) je podstatná pro posouzení kyslíkových poměrů, rychlosti rozkladu organických látek a vhodnosti prostředí pro výskyt ryb atd. (Horáková et. al 2007). Byla změřena přímo pod hladinou vody a poté nad sedimentem. Teplota vody byla měřena stejným přístrojem jako kyslík. Kyslík byl měřen oxymetrem HI 9147 od firmy Hanna. Před každým měřením musel být oxymetr zkalibrován. Obsah kyslíku ve vodě se vyjadřuje v hmotnostní koncentraci (mg. l⁻¹) a v procentech nasycení vody kyslíkem. Kyslík byl stejně jako teplota měřen pod hladinou vody a poté nad sedimentem.

Na změření pH byl použit pH metr PH 100 ATC od firmy Voltcraft. Přístroj musel být před každým měřením zkalibrován pomocí pufru na pH 7, poté byla elektroda opláchnuta destilovanou vodou. Konduktivita byla měřena pomocí konduktometru DIST 3 od firmy Hanna. Posledním parametrem měřeným přímo na místě byla průhlednost vody, která poskytuje hrubou informaci o vlastnostech vody a zpravidla se doplňuje stanovením zákalu v laboratoři, pomocí turbidimetru (viz 4.2.3. Laboratorní analýzy vody). Měření průhlednosti bylo provedeno Secchiho deskou (o průměru 25 cm).

4.2.3. Laboratorní analýzy vody

Zákal

Zákal povrchových vod je způsoben suspendovanými nerozpuštěnými částicemi nebo koloidními anorganickými i organickými látkami. Metoda je založena na srovnání zákalu vzorku a standardní formazinové suspenze (porovnávací vzorek) spektrofotometrickým měřením procházejícího záření. Udává se ve formazinových jednotkách (ZF). Analýzu provádíme v den odběru vzorků. Vzorek promícháme, odpipetujeme 10 ml do květy a vložíme do turbidimetru Lovibond TB 210 IR. Před měřením je nutné přístroj zkalibrovat pomocí standardní formazinové suspenze (produkt reakce síranu hydrazina a hexamethylentetraminu) (Horáková et. al 2007).

Fosforečnany

Stanovení orthofosforečnanů spektrofotometrickou metodou s molybdenanem amonným. Redukcí kyselinou askorbovou přechází komplex na molybdenovou modř, která je vhodná pro spektrofotometrické vyhodnocení. Absorpční maximum modrého zbarvení leží kolem 800 nm (Horáková et. al 2007). Před analýzou vzorek přefiltrujeme s použitím filtru s průměrnou velikostní pórů 0,45 μm . A připravíme si blank – odpipetujeme 10 ml destilované vody, do které přidáme reagent „PhosVer 3“, od firmy HACH. Promícháme do rozpuštění. Následně si připravíme vzorek, do kyvety odpipetujeme 10 ml přefiltrovaného vzorku, přidáme reagent „PhosVer 3“, promícháme do rozpuštění a necháme zreagovat včetně blanku 8–10 minut. Poté změříme ve spektrofotometru DR 2000, kde zvolíme metodu číslo 490, s vlnovou délkou 890 nm. Tato metoda je vhodná pro stanovení hodnot v rozsahu 0–2,7 mg. l^{-1} . V ostatních případech musíme vzorek naředit (poměr 1:10).

Dusičnany

V povrchových vodách souvisí obsah dusičnanů, stejně jako fosforečnanů se stupněm eutrofizace. Udává se jako N-NO_3^- v mg. l^{-1} . Dusičnanový dusík byl stanoven přímo pomocí kyvetového testu od firmy HACH, nepřímo je vyhodnocován jako dusitany nebo amoniakální dusík (Horáková et. al 2007). Do kyvety odpipetujeme 10 ml destilované vody, abychom si připravili blank a přidáme reagent „NitraVer 5“, promícháme cca 1 minutu a necháme 5 minut zreagovat. Následně si připravíme vzorek, do kyvety přidáme 10 ml vzorku, přidáme reagent „NitraVer 5“, promícháme 1 minutu a necháme 5 minut zreagovat. Po zreagování vložíme do spektrofotometru nejdříve blank a poté vzorky. Na spektrofotometru zvolíme metodu číslo 335 s vlnovou délkou 500 nm.

Sírany

Stanovení je založeno na reakci síranů s chloridem barnatým za vzniku bílého zákalu síranu barnatého, kdy intenzita zbarvení je úměrná koncentraci síranů ve vzorku (Horáková et. al 1989). V první řadě si připravíme blank, odpipetujeme 10 ml destilované vody do kyvety a do druhé kyvety odpipetujeme 10 ml vzorku.

Do obou přidáme obsah jednoho sáčku „SulfaVer 4“, promícháme do rozpuštění a po 25 minutách můžeme změřit blank, stisknutím ZERO. Následně vložíme vzorek do spektrofotometru. Na spektrofotometru nastavíme metodu číslo 680 s vlnovou délkou 450 nm. Sírany se stanovují v mg. l⁻¹. Pokud hodnota přesahuje 70 mg. l⁻¹. Je nutné vzorek ředit (poměr 1:10).

Amoniak

Při stanovení amoniakálního dusíku v přírodních vodách nelze rozlišit obsah disociovaného NH₄⁺ a nedisociovaného amoniaku NH₃, stanoví se vždy součet obou forem v mg. l⁻¹. Pro stanovení amoniakálního dusíku byla zvolena nerozšířenější a nestarší Nesslerova metoda, která je založena na reakci amoniaku a hydroxidů alkalických kovů s Nesslerovým činidlem za vzniku jodidu tzv. Millonovy báze. Jodid je málo rozpustná žlutohnědá sloučenina, která při stanovení amoniaku vytváří žlutohnědé koloidní roztoky, intenzita barvy závisí na koncentraci amoniaku. Intenzitu zbarvení lze stanovit spektrofotometricky (Horáková et. al 2007). Postup je následující, v první řadě si připravíme blank. Do kyvety odpipetujeme 10 ml destilované vody a přidáme 6 kapek „Nessler Reagent“, promícháme a vložíme do spektrofotometru..Jako další připravíme samotný vzorek. Do kyvety odpipetujeme 10 ml vzorku, přidáme 6 kapek „Nessler Reagent“ a necháme po dobu 10 minut zreagovat. Poté změříme ve spektrofotometru, kde použijeme metodu číslo 380 s vlnovou délkou 425 nm.

Celkový dusík N_{tot}

Celkový dusík je součtem všech forem anorganicky i organicky vázaného dusíku. Jedná se především o dusík amoniakální, dusitanový, dusičnanový a organický. (Pitter 2009). Ke stanovení byla použita sada Test N Tube (Reagent set 2671 7475) od firmy HACH. Metoda je založena na převedení všech forem dusíku na dusičnany. Nejdříve vytemperujeme mineralizační přístroj na 105 °C. Poté do zkumavky přidáme obsah jednoho sáčku reagentu „Nitrogen Persulfate Powder Pillow“. Odpipetujeme 0,5 ml vzorku vody. Do jedné zkumavky si připravíme blank, přidáním 0,5 ml destilované vody. Promícháme po dobu 30 sekund, dokud se obsah zkumavky zcela nerozpustí. Vložíme do mineralizátoru na 30 min.

Po mineralizaci necháme vzorek vychladnout a poté přisypeme reagent „Total Nitrogen A (TN)“, opět promícháme do rozpuštění. A necháme zreagovat po dobu 3 minut. Jako poslední přidáme reagent „TN B“. Opět promícháme cca 15 sekund a necháme zreagovat 2 minuty. Po expiraci odpipetujeme 2 ml mineralizovaného vzorku do zkumavky „TN Reagent C“. Z blanku také odpipetujeme 2 ml a přidáme do zkumavky „TN Reagent C“ a pomalým překlopením (10krát) promícháme, aby došlo k homogenizaci vzorku. Necháme 10 minut zreagovat, vzorky budou mít žluté zbarvení různé intenzity. Očistíme zkumavky a změříme absorbanci spektrofotometrem DR 2000. Na spektrofotometru byla zadána metoda č. 350 a vlnová délka 410 nm.

Celkový fosfor P_{tot}

Celkový dusík se skládá z nerozpuštěné a rozpuštěné formy. Principem stanovení celkového fosforu je převedení jednotlivých forem fosforu na orthofosforečnany (Horáková et. al 2007). Ke stanovení byla použita sada Test 'N Tube (Reagent set 2744 26-45). Nejprve vytemperujeme mineralizátor na 150 °C. Do zkumavky s reagentem odpipetujeme 5 ml vzorku vody, přidáme obsah jednoho sáčku reagentu „Pottasium Persulfate“ a promícháme do rozpuštění. Vložíme do mineralizátoru na 150 °C po dobu 30 minut. Po skončení mineralizace necháme vzorky zchladnout na pokojovou teplotu. Poté do vzorku odpipetujeme 2 ml hydroxidu sodného, promícháme a vložíme do spektrofotometru (spektrofotometr: HACH DR 2800), kde zvolíme metodu číslo 490 (vlnová délka 890 nm). Tento vzorek slouží jako blank. Jako poslední do něj přidáme obsah sáčku „PhosVer 3“, promícháme po dobu 30 sekund do rozpuštění všech částic. Necháme 2 minuty zreagovat. Po přidání „PhosVer 3“ dochází k reakci a redukci kyselinou askorbovou, vzniká fosfomolybdenová modř. Intenzita zbarvení je změřena spektrofotometricky metodou č. 490.

Stanovení kovů (Mg, Ca, Na, K) ve vodě

Koncentrace vápníku je obvykle vyšší než u hořčíku. Odebraný vzorek byl zakonzervován 65 % kyselinou dusičnou. Po odebrání všech vzorků byla provedena analýza. Ze vzorků bylo odměřeno 50 ml. Analýza byla provedena pomocí plamenové atomové absorpční spektrometrie na přístroji AAS GBC Avanta Σ (Zbírál 1994).

4.2.4. Laboratorní analýzy sedimentů a makrofyt

Stanovení celkového uhlíku

Stanovením ztráty žiháním (LOI) (obr. 6) stanovujeme obsah organické hmoty přímo. Princip této metody je jednoduchý. Jedná se o rozdíl hmotnosti vysušeného sedimentu před a po žihání, který je považován za organickou hmotu. Prázdné keramické misky vložíme na 60 minut do laboratorní sušičky, po vysušení vložíme do eksikátoru a postupně je zvážíme na analytické váze. Vysušíme sediment či makrofyta na 105 °C, odvážíme 3 g do keramických vysušených misek a necháme 24 h vysušit (105 °C). Poté opět zvážíme. Keramické misky s navázkou vložíme do Muflovy pece na cca 3 hodiny, na teplotu 550 °C. Po vyžihání necháme vzorky opět vychladit v exsikátoru a postupně je zvážíme. Tento rozdíl vypočteme:

$$\text{LOI [\%]} = \frac{m_1 - m_2}{m_1} * 100$$

kde m_1 je hmotnost vzorku před žiháním (g), m_2 je hmotnost vzorku po žihání. Předpokládáme, že organická hmota obsahuje 45 % uhlíku. Obsah organické hmoty se převede na obsah organického uhlíku:

$$C_{\text{org}} [\%] = \text{LOI} [\%] * 0,45$$

Hmotnost vzorku před žiháním jsme vypočetli:

$$m_1 = M_1 - W$$

kde M_1 je hmotnost kelímku se vzorkem před žiháním (g) a W je hmotnost vyžihaného kelímku (g). A hmotnost vzorku po žihání jsme zjistili výpočtem:

$$m_2 = M_2 - W$$

kde M_2 je hmotnost kelímku se vzorkem po žihání



Obrázek 6: Stanovení celkového uhlíku v makrofytech. Na obrázku vlevo jsou vysušená (105 °C) a odvážená makrofyta (3 g). Na obrázku vpravo jsou po žihání v Muflově peci na 550 °C.

Celkový dusík v sedimentech a makrofytech (Kjeldahova metoda)

Kjeldahlova metoda je založena na mineralizaci organických látek koncentrovanou kyselinou sírovou při teplotě jejího varu. Při této mineralizaci se uhlík organické látky oxiduje na oxid uhličitý a dusík přejde na hydrogensíran amonný. Rozklad organické látky je urychlen katolickým účinkem selenu a bodem varu. Dusík se převede do roztoku kyseliny borité. Po destilaci se provádí titrace. Sumárně se tedy stanoví organický a amoniakální dusík (Horáková et. al 2007).

V třecí misce rozetřeme vysušená makrofyta či sediment, který jsme prosely přes sítko. Do mineralizační trubice navážíme 0,5 g sedimentu a hodnotu navážky si zapíšeme. Do mineralizační trubice dále přidáme ½ tablety selenu (katalyzátor) a 10 ml koncentrované kyseliny sírové, vložíme do mineralizátoru VELP Scientifica DK 20, který je umístěn v digestoři. Vzorek mineralizujeme 5 hodin, při teplotě 380 °C, do světle šedého až bílého zbarvení. Po vychlazení provedeme vytěsnění amoniaku destilačním způsobem. Do Erlenmayerové baňky odměříme 25 ml 2 % kyseliny borité a přidáme Tashiro indikátor. Před destilací nastavíme na destilačním přístroji, VAPODEST 30s od firmy Gerhardt, program čištění destilovanou vodou, poté již můžeme vkládat jednotlivé vzorky. Nejprve vložíme mineralizační trubici se vzorkem a poté Erlenmayerovou baňku s 2 % kyselinou boritou a Tashiro indikátorem, destilační přístroj nadávkuje 40 % NaOH. Po destilaci obsah Erlenmayerovy baňky titrujeme 0,01 M HCl, do té doby, než přejde barva ze světle zelené na světle fialovou. Spotřebu HCl zapíšeme pro následující výpočet (Zbírál 1994).

Výpočet obsahu celkového dusíku:

$$\frac{\text{spotřeba 0,01M HCl x 159}}{\text{navážka v g}} = \text{mg org. N. kg}^{-1} \text{ sedimentu}$$

Stanovení celkového fosforu v sedimentech

Odvážíme 0,5 g vysušeného a prosetého sedimentu. Pomocí trychtýře z papíru, nasypeme odvážený sediment do teflonové mineralizační nádoby (obr. 7). K vzorku přidáme 2 ml 65 % kyseliny dusičné a 6 ml 35 % kyseliny chlorovodíkové. Vzorky mineralizujeme, 2krát 40 minut na maximální teplotu 180 °C, v mineralizátoru Speedwave od firmy Berghof, kde byla zvolena metoda ISO 11466, EN. Po mineralizaci necháme vzorky zchladnout a poté je naředíme v baňce, do 50 ml (obr. 7). Naředěný vzorek přefiltrujeme přes filtrační papír (póry 45 µm). Přefiltrované vzorky musí být naředěné 100krát. Z rozředěného vzorku odpipetujeme 10 ml a přidáme obsah jednoho sáčku „PhosVer 3“ od firma HACH. Promícháme do rozpuštění a necháme zreagovat 8–10 minut. A poté změříme ve spektrofotometru od firmy HACH DR 2800, kde jsme zvolili metodu č. 490, při vlnové délce 890 nm (Zbíral 1994).

Stanovení celkového fosforu v makrofytech

Tato analýza je téměř stejná jako stanovení celkového fosforu v sedimentech. Opět bylo naváženo 0,5 g vysušených makrofyt, které nasypeme do teflonových mineralizačních nádob a přidáme 7 ml 65 % kyseliny dusičné a 1 ml peroxidu vodíku. Připravený vzorek necháme 24 h zreagovat. Poté vzorky mineralizujeme pod dobu 40 minut v mineralizátoru Speedwave od firmy Berghof, kde jsme nastavili metodiku „mechy“ (Zbíral 1994). Dále je postup analýzy shodný s předchozím (viz stanovení celkového fosforu v sedimentech).



Obrázek 7: Vlevo-teflonové mineralizační nádoby po mineralizaci. Na obrázku vpravo je přefiltrovaný a zředěný vzorek, připravený k změření na spektrofotometru.

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

Pro analýzu kovů byly použity zmineralizované vzorky ze stanovení celkového fosforu. Pro stanovení kovů bylo odpipetováno 40 ml vzorku, který byl 100krát zředěn. Připravené vzorky byly zanalyzované pomocí plamenové atomové absorpční spektrometrie na přístroji AAS GBC Avanta Σ (Zbírál 1994).

Odhad množství živin v makrofytech v celé vodní nádrži

I přes to, že makrofyta v roce 2018 měla velmi nízkou pokryvnost, pokusila jsem se aproximovat obsah N a P v makrofytech na celou plochu nádrže (68,7 ha), za předpokladu, že by nastala stejná situace jako v roce 2017 s téměř 100 % pokryvností hladiny, stolístku klasnatého. Ve výpočtu jsem vycházela z koncentrace P_{tot} a N_{tot} v 1 g sušiny stolístku. m^{-2} , kterou jsem následně přepočítala na celou vodní plochu (68,7 ha). Z výsledku vyplyne, kolik dusíku a fosforu by mohl stolístek při mineralizaci uvolnit do celé vodní nádrže.

5. VÝSLEDKY

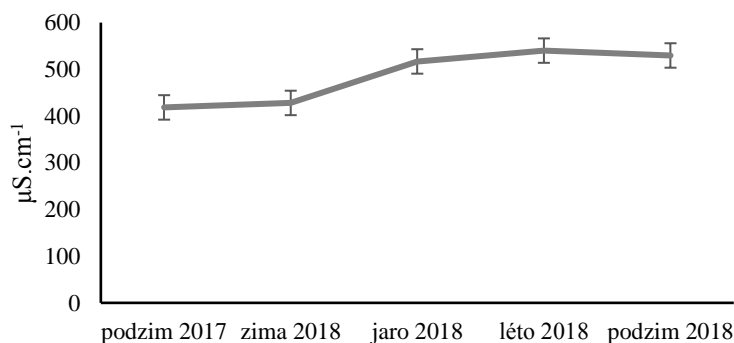
5.1. Fyzikálně chemické parametry vody

Odběry a měření vody byly prováděny každé roční období v letech 2017–2018 na 5 odběrných místech Chomoutovského jezera. Přímou na místě byla změřena teplota vody ve °C a rozpuštěný kyslík ve vodě v mg. l⁻¹ a v procentech (tab. 1). Nejnižší naměřená teplota 2,6 °C byla změřena 29.1.2018 a nejvyšší 23,6 °C v letních měsících. Nejvyšší naměřená koncentrace rozpuštěného kyslíku 13,4 mg. l⁻¹ a v procentech 101–103 % byla změřena 29.1.2018 a na podzim roku 2018. Nejnižší hodnoty rozpuštěného kyslíku byly u dna v letních měsících, nejnižší byla změřena na lokalitě 2–2,3 mg O₂. l⁻¹.

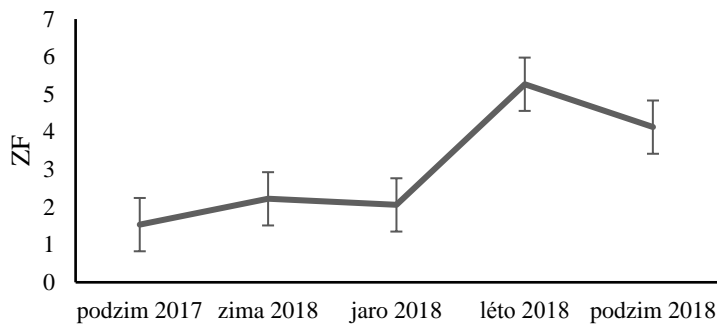
Tabulka 1: Průměrné hodnoty teploty vody a rozpuštěného kyslíku se směrodatnou odchylkou.

	17.10.2017		29.1.2018		14.5.2018		10.7.2018		27.11.2018	
	u hladiny	u dna	u hladiny	u dna	u hladiny	u dna	u hladiny	u dna	u hladiny	u dna
teplota °C	13,9 ± 0,3	13,1 ± 0,3	2,9 ± 0,2	3,6 ± 0,3	21,6 ± 0,4	20,7 ± 0,5	23,42 ± 0,16	22,2 ± 0,2	4,38 ± 0,08	4,5 ± 0,1
kyslík mg/l	8,9 ± 1,6	5,3 ± 1,3	13,2 ± 0,2	3,9 ± 0,9	8,5 ± 0,4	4,8 ± 2,7	8,4 ± 0,2	4,6 ± 2,7	12,8 ± 0,4	11,3 ± 0,7
kyslík %	86,0 ± 15,2	50,6 ± 12,5	98,4 ± 1,7	28,6 ± 8,5	98,2 ± 3,4	54,6 ± 31,8	98,8 ± 2,8	52,0 ± 29,8	98,4 ± 2,9	88,0 ± 5,7

Rozmezí pH se pohybovalo od 7,9 do 8,3. Hodnota 7,9 byla změřena 27.11.2018, v ostatní roční období se pohybovalo pH nad 8,0. Konduktivita vody se postupně zvyšovala do léta 2018, kdy byla změřena nejvyšší hodnota 543 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, oproti tomu na podzim 2017 byla nejnižší 409 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, průměrná hodnota konduktivity byla 487 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (obr. 8).

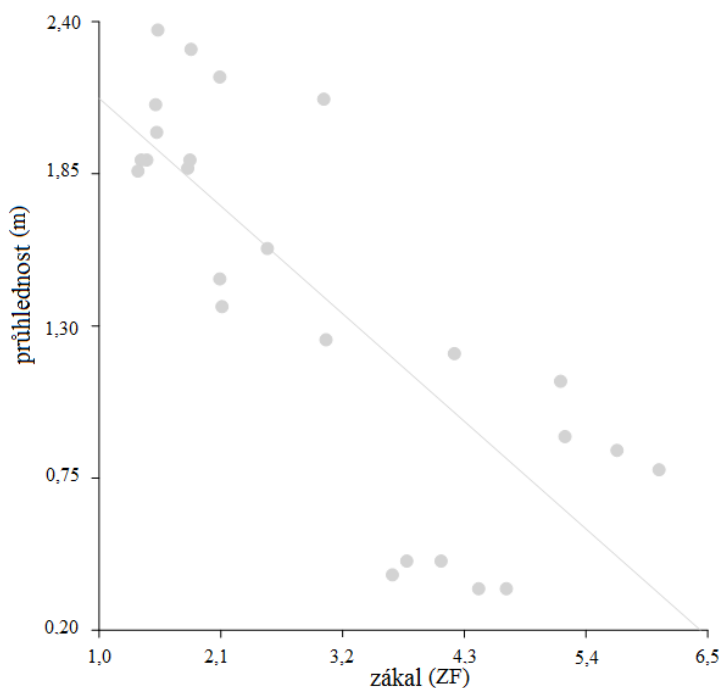


Obrázek 8: Průměrná konduktivita vody v Chomoutovském jezeře od podzimu 2017 do podzimu 2018.



Obrázek 9: Průměrný zákal vody–dle zbarvení vody se v roce 2018 jednalo s největší pravděpodobností o vegetační zákal, způsobený rozvojem fytoplanktonu. (ZF= formazinové jednotky).

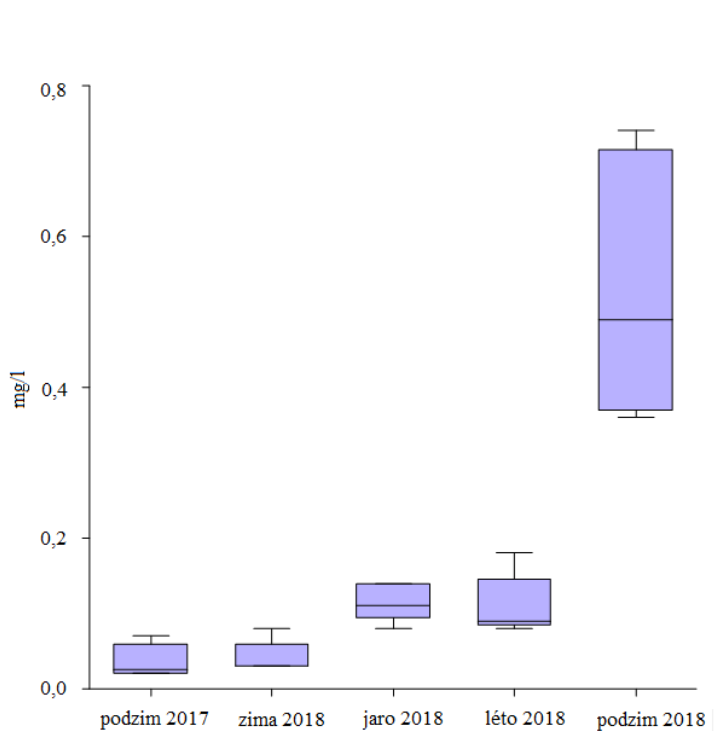
Zákal a průhlednost vody byly také měřeny při každém odběru vody a sedimentů (obr. 10). Jedná se o negativně průkazný vztah (P-value: < 0,001). Čím vyšší byl zákal, tím nižší byla průhlednost vody. Zákal v jednotlivých ročních obdobích je zobrazen spojnicovým grafem (obr. 9). V létě 2018 byl zákal nejvyšší s průměrnou hodnotou 4,126 ZF. Průhlednost vody byla nejvyšší na podzim 2017 > 2 m a nejnižší na podzim 2018 < 0,5 m.



Obrázek 10: Lineární regrese mezi průhledností a zákalem vody. Přímka: průhlednost (y) = 2,48 – 0,35 * zákal (x); koeficient determinace (R2): 63 %; stupně volnosti (df): 24; P-value: <0,001

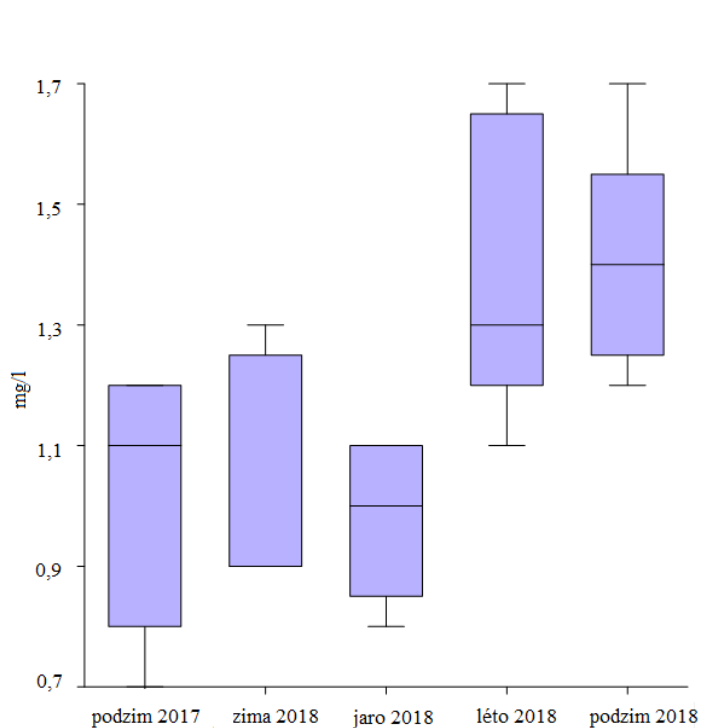
5.2. Obsah živin ve vodním sloupci

Po analýzách v laboratoři bylo zjištěno, že nejvyšší hodnota fosforečnanů byla změřena na lokalitě 4, na podzim 2018 s hodnotou $0,74 \text{ mg PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$ a nejnižší hodnota $0,02 \text{ mg PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$, na podzim 2017. Průměrná hodnota byla $0,17 \text{ mg PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$ (obr. 11).



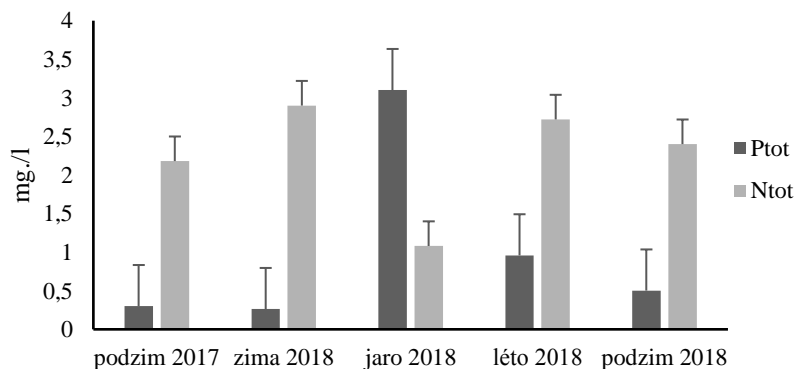
Obrázek 11: Krabicový graf zobrazující průměrné hodnoty obsahu fosforečnanů ve vodním sloupci v $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$.

Dusičnany se ve vodě vyskytovaly ve vyšších koncentracích než fosforečnany. Průměrná hodnota dusičnanového dusíku byla $1,17 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Nejnižší hodnota byla změřena na podzim 2017, $0,7 \text{ mg N-NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ a nejvyšší hodnota $1,7 \text{ mg N-NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ byla změřena v létě 2018 (obr. 12).



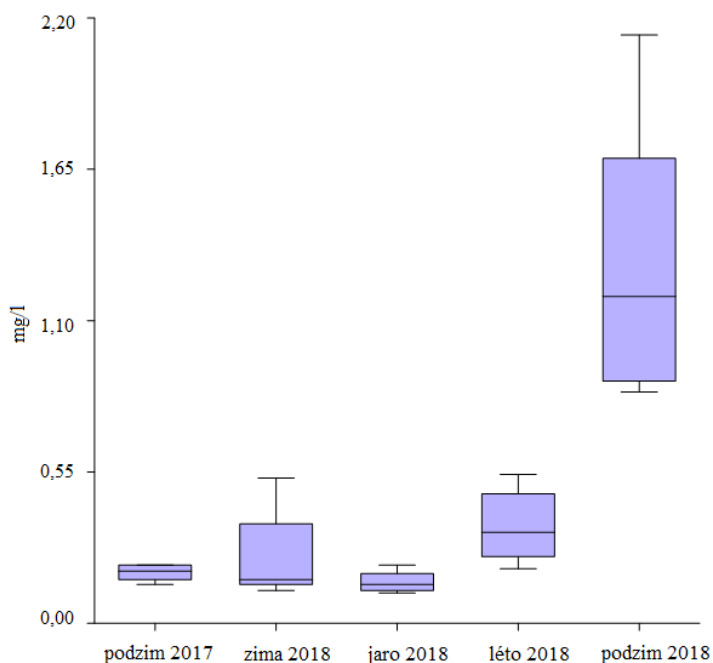
Obrázek 12: Krabicový graf zobrazující průměrné hodnoty obsahu dusičnanového dusíku ve vodním sloupci v mg.l⁻¹

Nejvyšší hodnota celkového fosforu byla změřena na jaře 2018 4,7 mg P_{tot}. l⁻¹. V ostatních obdobích byly hodnoty P_{tot} nižší než hodnoty N_{tot}. Celkový dusík se pohyboval nejčastěji v hodnotách vyšších než 1 mg N_{tot}. l⁻¹ (obr. 13). Nejvyšší hodnota 4,2 mg N_{tot}. l⁻¹ byla změřena v zimě 2018. Průměrná hodnota celkového fosforu byla 1,02 mg. l⁻¹ a celkového dusíku 2,26 mg. l⁻¹.



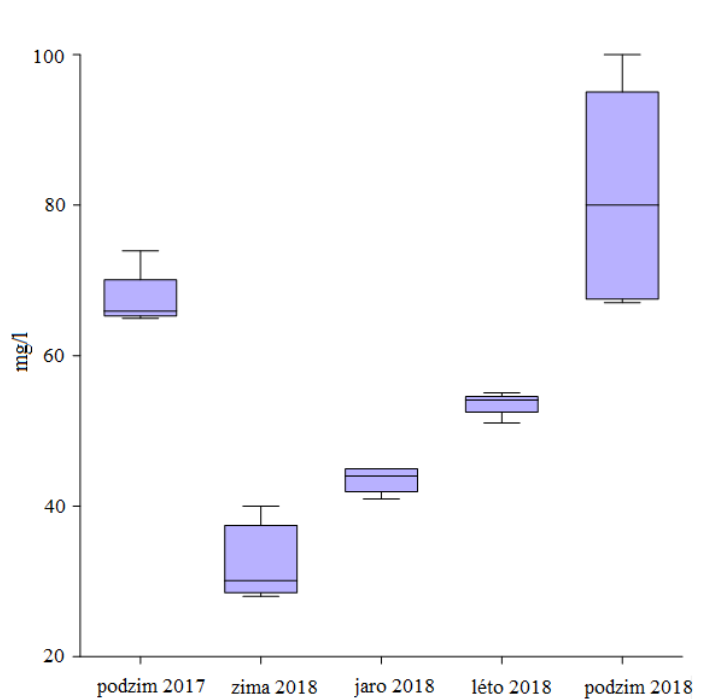
Obrázek 13: Průměrné hodnoty obsahu celkového dusíku (N_{tot}) a celkového fosforu (P_{tot}) ve vodním sloupci v mg.l⁻¹

Nejvyšší hodnoty amoniakálního dusíku byly změřeny na podzim roku 2018 (obr. 14), nejvyšší změřená hodnota byla 2,14 mg NH_4^+ . l^{-1} a nejnižší koncentrace 0,11 mg NH_4^+ . l^{-1} byly na jaře 2018. Průměrná hodnota amoniakálního dusíku byla 0,44 mg. l^{-1} .



Obrázek 14: Krabicový graf zobrazující průměrné hodnoty amoniakálního dusíku ve vodě v mg. l^{-1} .

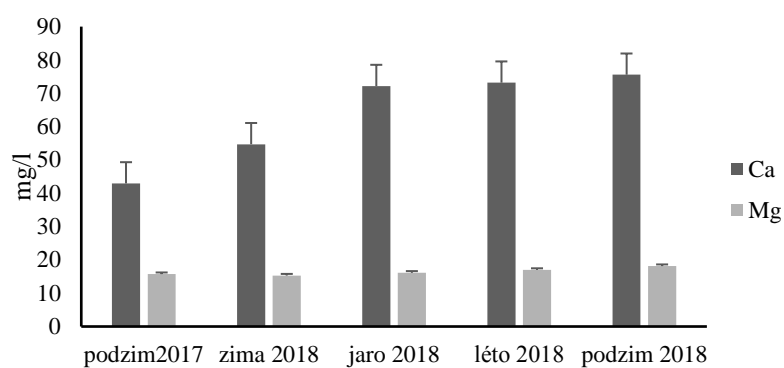
Síraný dosahovaly nejvyšších hodnot na podzim 2018 a nejnižších při odběru v zimě 2018 (obr. 15). Nejvyšší změřená hodnota byla 100 mg SO_4^{2-} . l^{-1} a nejnižší 28 mg SO_4^{2-} . l^{-1} v zimě 2018. Průměrná hodnota síranů byla 55,58 mg. l^{-1} .



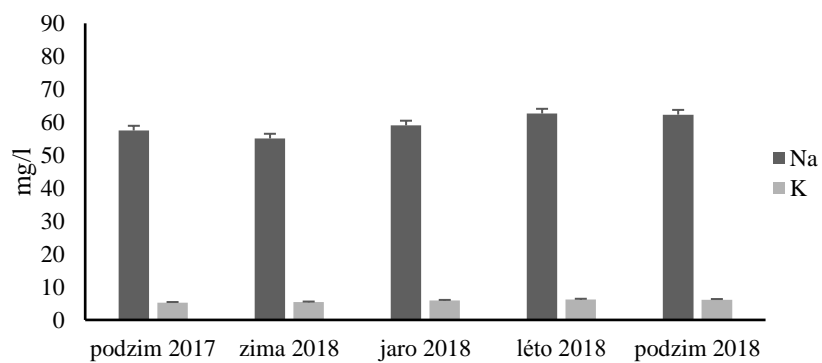
Obrázek 15: Krabicový graf zobrazující průměrné hodnoty síranů (SO_4^{2-}) ve vodním sloupci $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$.

Obsah vápníku ve vodě se zvyšoval každé roční období, nejnižší hodnota byla změřena na podzim roku 2017 – $41 \text{ mg Ca}^{2+} \cdot \text{l}^{-1}$ a nejvyšší na podzim, kdy vápník dosahoval hodnot $75 \text{ mg Ca}^{2+} \cdot \text{l}^{-1}$. Hořčík se ve vodě vyskytoval v hodnotách nižších okolo $15 \text{ mg Mg}^{2+} \cdot \text{l}^{-1}$ a na podzim 2018 se zvýšil na $18 \text{ mg Mg}^{2+} \cdot \text{l}^{-1}$ (obr. 16). Průměrná hodnota vápníku byla $63,70 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ a hořčíku $16,44 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$

Obsah sodíku a draslíku byl ve vodě nižší než u kovů uvedených výše. Hodnoty těchto kovů příliš nekolísaly. Na^+ ve vodě dosahoval nižších hodnot, na podzim 2017 a v zimě 2018 ($56 \text{ mg Na}^+ \cdot \text{l}^{-1}$) a na jaře se hodnoty zvýšily na $60 \text{ mg Na}^+ \cdot \text{l}^{-1}$. Nejvyšší hodnoty sodíku byly na podzim 2018 ($\pm 65 \text{ mg Na}^+ \cdot \text{l}^{-1}$). Draslík se ve vodě vyskytoval v mnohem nižších hodnotách, které se příliš nezvyšovaly. Naměřené hodnoty byly v rozmezí od $5,1 \text{ mg K}^+ \cdot \text{l}^{-1}$ do $6,2 \text{ mg K}^+ \cdot \text{l}^{-1}$ (obr. 17). Průměrná hodnota sodíku byla $59,29 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ a draslíku $5,77 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$.



Obrázek 16: Průměrné hodnoty vápníku a hořčíku ve vodním sloupci v mg. l⁻¹.

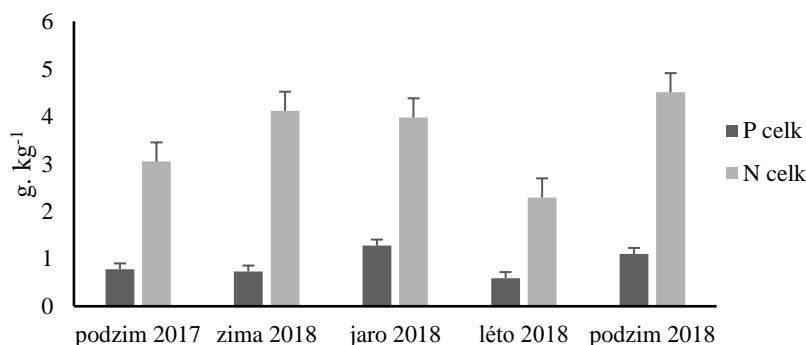


Obrázek 17: Průměrné hodnoty sodíku a draslíku ve vodním sloupci v mg. l⁻¹.

5.3. Obsah živin a uhlíku v sedimentech

Byl zjištěn obsah celkového dusíku a fosforu, uhlík metodou žihání a pomocí plamenové absorpční spektrofotometrie kovy (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+). Sedimenty na odběrném místě 1 byly složeny ze štěrkopísku, na ostatních odběrných místech (2–5) se sedimenty skládaly z jemných částic (zapáchající sulfidové organické bahno). Všechna měření se vyjadřovala v g prvku. kg^{-1} sušiny sedimentu.

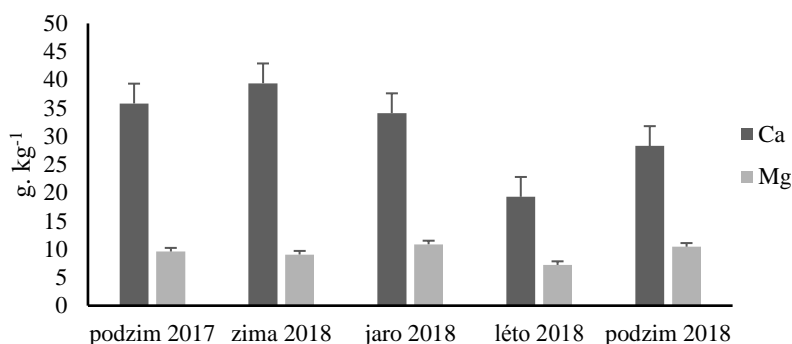
V sedimentech byl vyšší obsah celkového dusíku než celkového fosforu. Průměrná hodnota N_{tot} byla $3,59 \text{ g. kg}^{-1}$ a P_{tot} byla $0,90 \text{ g. kg}^{-1}$. Nejnižší hodnoty N_{tot} byly změřeny v sedimentu u jachtařského klubu $0,73 \text{ g } N_{\text{tot. kg}^{-1}}$ na podzim 2017 a $0,85 \text{ g } N_{\text{tot. kg}^{-1}}$ v létě 2018. Nejvyšší hodnoty byly změřeny na podzim 2018 – $7,33 \text{ g } N_{\text{tot. kg}^{-1}}$. Celkový fosfor byl v sedimentech nižší, i když na jaře 2018 byly hodnoty celkového fosforu a dusíku téměř vyrovnány a přesahovaly $1 \text{ g } P_{\text{tot. kg}^{-1}}$ (obr. 18). Na jaře 2018 byly také naměřeny nejvyšší hodnoty fosforu $1,728 \text{ g } P_{\text{tot. kg}^{-1}}$.



Obrázek 18: Obsah celkového fosforu a celkového dusíku v sedimentu v g. kg^{-1} .

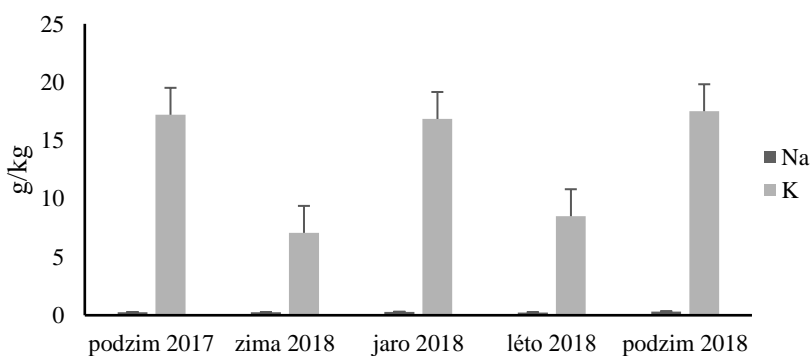
Průměrná koncentrace vápníku byla $31,38 \text{ g. kg}^{-1}$. Nejnižší naměřené hodnoty vápníku byly vždy na odběrném místě 1 u jachtařského klubu. Nejvyšší naměřené hodnoty byly v zimních měsících $65,05 \text{ g } \text{Ca}^{2+}. \text{kg}^{-1}$. A nejnižší v létě 2018, kdy byla také změřena nejnižší hodnota $6,12 \text{ g } \text{Ca}^{2+}. \text{kg}^{-1}$, u jachtařského klubu (obr. 19).

Hodnoty hořčíku v sedimentu příliš nekolísaly. Průměrná hodnota byla $9,44 \text{ g. kg}^{-1}$. Nejnižší hodnoty byly naměřeny také na odběrném místě 1 u jachtařského klubu, nejnižší hodnota byla $2,59 \text{ g } \text{Mg}^{2+}. \text{kg}^{-1}$. A nejvyšší hodnoty byly naměřeny v létě (obr. 19) s nejvyšší hodnotou $16,03 \text{ g } \text{Mg}^{2+}. \text{kg}^{-1}$.



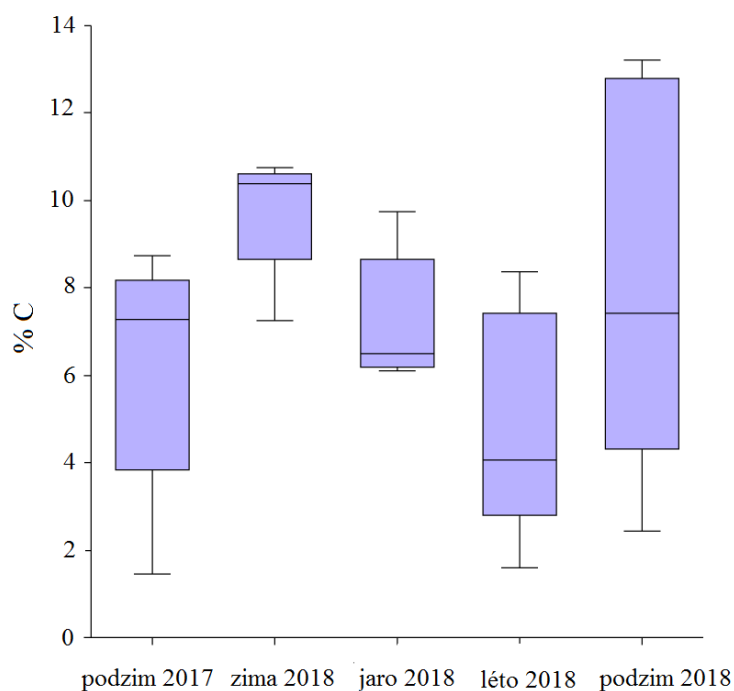
Obrázek 19: Průměrné hodnoty vápníku a hořčíku v sedimentech v g. kg⁻¹.

Obsah sodíku v sedimentech byl nižší o mnoho řádů než obsah draslíku. Sodík v sedimentech příliš nekolísá, průměrná hodnota byla 0,27 g. kg⁻¹. Nejnižší hodnota 0,17 g Na⁺. kg⁻¹ byla změřena na podzim 2017 u jachtařského klubu, jinak se hodnoty sodíku pohybovaly od 0,2 do 0,3 gNa⁺.kg⁻¹. Koncentrace draslíku byly mnohonásobně vyšší, průměrná hodnota byla 13,42 g. kg⁻¹. Na podzim a v létě dosahovaly vyšších hodnot, nejvyšší naměřená hodnota byla 28, 59 g K⁺. kg⁻¹. Nejnižší hodnoty byly v zimě a v létě, kdy se nejnižší hodnoty pohybovaly okolo 5 g K⁺. kg⁻¹ (obr. 20).



Obrázek 20: Průměrné hodnoty sodíku a draslíku v sedimentech v g. kg⁻¹.

Celkově nejnižší koncentrace uhlíku byly zjištěny v sedimentu, který byl odebrán u jachtařského klubu (odběrné místo 1). Sezónně byly nejvyšší koncentrace v zimě 2018 a na podzim 2018 (obr. 21). Koncentrace uhlíku kolísaly od 1,66 % C (v létě 2018) do 13,21 % C (podzim 2018). Průměrná hodnota obsahu uhlíku v sedimentech byla 7,01 % C.



Obrázek 21: Krabicový graf zobrazující průměrné % hodnoty C v sedimentech po metodě žihání.

5.4. Obsah živin v makrofytech

Makrofyta při odběru 6.10.2017 dosahovala hladiny a tvořila téměř 100 % pokryvnost hladiny Chomoutovského jezera. Na jaře roku 2018 byla jejich pokryvnost velmi nízká a od srpna 2018 již nebyl dostatek rostlinného materiálu pro analýzy, kvůli jejich extrémnímu úbytku. V laboratoři byl změřen obsah celkového dusíku, fosforu a také obsah vybraných kovů (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) v makrofytech a žíháním byl stanoven uhlík (tabulka 2). V létě 2018 jsem se také pokusila odebrat makrofyta z 1 m^2 , avšak jejich pokryvnost byla velmi nízká a makrofyta se vyskytovala mozaikovitě. Z důvodu velikosti plochy a nízké pokryvnosti makrofyt nebylo možné odhadnout biomasu. V létě 4.6.2018 byly odebrány 3 kvadráty (1 m^2), na těchto plochách se vyskytovalo v průměru 6 (od 5 do 7) rostlin stolítku klasnatého a průměrná sušina dosahovala hodnoty $11,54 \text{ g. m}^{-2}$. I přes nedostatek dat z důvodu nízké pokryvnosti makrofyt v roce 2018, jsem se pokusila odhadnout, kolik fosforu a dusíku je do vody a sedimentu uvolněno při rozkladu stolítku. Za předpokladu obsahu celkového dusíku v sušině rostlin $28,4 \text{ g. kg}^{-1}$ a celkového fosforu $3,2 \text{ g. kg}^{-1}$ (viz tab. 2) byl v této sušině vypočten obsah celkového dusíku $0,33 \text{ g. m}^{-2}$ a celkového fosforu $0,037 \text{ g. m}^{-2}$. V případě homogenní distribuce makrofyt v jezeru by pak v přepočtu na celou plochu vodní nádrže (68,7 ha) makrofyta obsahovala $225,15 \text{ kg N}_{\text{tot}}$ a $25,37 \text{ kg P}_{\text{tot}}$.

Tabulka 2: Naměřené hodnoty celkového dusíku a fosforu, kovů a uhlíku v makrofytech (v g. kg^{-1} sušiny). Druhy rostlin: *Myriophyllum* (Myr.), *Ceratophyllum* (Cer.)

Datum	druh	N_{tot} g/kg	P_{tot} g/kg	Ca^{2+} g/kg	Mg^{2+} g/kg	K^+ g/kg	Na^+ g/kg	% C
6.10.2017	Myr.	22,91	3,13	64,85	6,95	0,50	0,74	19,79
6.10.2017	Cer.	29,26	5,99	27,13	15,31	0,93	4,40	20,33
14.5.2018	Myr.	28,37	3,23	64,89	6,44	0,63	5,02	36,54
14.5.2018	Cer.	26,53	4,99	39,12	14,43	0,85	4,69	31,87
20.7.2018	Myr.	17,24	3,75	125,97	6,48	0,59	4,61	30,04

6. DISKUZE

6.1. Vývoj a současný stav Chomoutovského jezera

Vodní rostliny jsou klíčovými složkami ve vodním ekosystému, jsou ovlivňovány množstvím živin (eutrofizací) a poskytují ochranu proti degradaci vody. Také nabízejí potravu pro vodní organismy a snižují koncentraci živin ve vodě. Mělké vodní nádrže jsou náchylnější k eutrofizaci (Scheffer 1998; Boyd 2015).

V letech 1981–1982 se Chomoutovské jezero svým chemismem a řasovou flórou řadilo mezi kvalitní zdroje pitné vody. Obsahovalo nedostatek živin a mělo nízký trofický potenciál a množství fytoplanktonu. Vyskytovaly se zde čistomilné druhy řas (např. *Pediastrum simplex*) (Jasenská 1984). Naměřené koncentrace živin v těchto letech jsou velmi nízké (tab. 3). Výskyt živin odpovídal oligotrofnímu stavu nádrže.

Tabulka 3: vybrané chemické parametry rozborů vody v letech 1981–1982. Sledování zde prováděla: Jasenská (1984).

	20.5. 1981	25.8. 1981	17.11. 1981	9.2. 1982
pH	7,5	8,0	7,2	7,1
N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,0	0,0	0,0	0,15
N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,0	0,0	0,0	0,0
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0,0	0,0	0,0	0,0

Fytoplakton a vybrané fyzikálně-chemické parametry byly také sledovány např. v roce 2001 (Navrátil & Pouličková 2001). Naměřené hodnoty (tab. 4) vykazovaly oproti dřívějšímu sledování známky pozvolné eutrofizace. Z porovnání průměrných koncentrací živin v Chomoutovském jezeře za uplynulých 38 let je patrné, že koncentrace dusičnanů, amoniaku a fosforečnanů nejvíce vzrůstaly do roku 2000, poté se už drží na stále vysoké hodnotě.

Tabulka 4: vybrané chemické parametry rozborů vody v roce 2001. Sledování zde prováděl: Navrátil & Pouličková (2001)

	19.11. 2000	21.2. 2001	20.5. 2001	16.10. 2001
N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,898	0,679	0,617	3,490
N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	1,217	0,713	0,58	0,000
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0,141	0,297	0,011	0,095

Při biologickém hodnocení v roce 2003 byly změřeny obdobné hodnoty vybraných parametrů. A v příbřežním pásmu během letního i podzimního období byl zaznamenán masový rozvoj vláknitých řas. Na několika místech byly zaznamenány rovněž husté porosty makrofyt, které preferují vyšší koncentraci živin neboli druhy eutrofizovaných vod (*Potamogeton pectinatus* a *Ranunculus circinatus*). Tento rozvoj makrofyt pokračoval i v roce 2004. Díky šterkopískovým sedimentům zde byla poměrně silná populace slávičky (*Dreisenna polymorpha*) (Rulík 2004).

V roce 2016 došlo k extrémnímu rozvoji stolítku klasnatého a nižšímu rozvoji růžkatce ostnitého (zejm. u jachtařského klubu), který pokračoval i v roce 2017, v době mé diplomové práce. Při odběrech makrofyt bylo zřetelné, že vymizela populace slávičky mnohotvárné, poslední zbytky populace se vyskytovaly u jachtařského klubu, kde se nacházel šterkopískový sediment bez silné vrstvy jemného sulfidového bahna a několik se jich vyskytovalo na sloupech mola. Tento úbytek je způsoben tím, že slávička preferuje pevný substrát (šterk, kameny, ...). V jemnějších sedimentech může příležitostně přisedat na makrofyta (Karatayev et al. 1998). Vymizením populace slávičky mnohotvárné v předešlých letech (není přesně zaznamenáno) a společenstva makrofyt (2018), došlo ke zhoršení průhlednosti vody a ke zvýšení zákalu (obr. 10), neboť oba organismy významně zlepšují průhlednost vody. Jeppesen et. al (1990) sledovali vliv makrofyt na zákal vody a z pozorování zjistili, že vodní nádrže s nízkým počtem vegetace mají mnohem vyšší zákal než vodní nádrže s vyšší pokryvností makrofyt, kde je vysoká průhlednost vody. Toto tvrzení bylo potvrzeno i na Chomoutovském jezeře, kdy nejnižší hodnoty zákalu (obr. 9) byly naměřeny na podzim 2017, kdy byl stále extrémní rozvoj makrofyt. Následující rok se makrofyta ve vodní nádrži vyskytovala pouze mozaikovitě s velmi nízkým zápojem a nedosáhla hladiny, v tomto období se zvýšil zákal o několik jednotek (z pozorování jsem usoudila, že se jedná o vegetační zákal). Což může značit rozvoj fytoplanktonu. Chlorofyl-*a*, který by nám tuto teorii potvrdil, nebyl změřen, protože práce měla být zaměřena pouze na vodní makrofyta a jejich biomasu. Goulder (1969) popisuje dvě šterkové vodní nádrže, kde v jedné nádrži silně poklesly koncentrace chlorofylu-*a*, když se vyvinula hustá vegetace druhu *Ceratophyllum demersum*, po vymizení makrofyt v raném zimním období opět vrcholil fytoplankton. V druhé nádrži, kde byla makrofyta spíše vzácná, nebyly pozorovány tak extrémní výkyvy v rozvoji fytoplanktonu. Tato pozorování také značí o alelopatickém účinku makrofyt na výskyt fytoplanktonu (Scheffer 1998).

Pro růst makrofyt je kromě transparence také důležitá alkalita, koncentrace fosforu a dusíku, chlorofyl-*a*, meteorologické podmínky a charakteristiky lokality jako jsou expozice, hloubka a typ sedimentů (Duarte a Kalff 1990).

Intenzivní fotosyntetickou činností makrofyt, dochází k posunu pH do alkalických oblastí nad 8 (Lellák & Kubíček 1991; Pitter 2009; Hejný et. al 2011). Zvýšené hodnoty pH v Chomoutovském jezeře, které byly měřeny v roce 2017 i 2018, byly způsobeny zvýšenou činností asimilujících organismů, při které byl z vody vyčerpán CO₂. Konduktivita vody závisí na míře koncentrací organických a anorganických látek ve vodě. Vyšší hodnoty konduktivity (obr. 8) od jara 2018 mohly korespondovat s vyššími koncentracemi vápníku a dusičnanů (od léta 2018). K tomuto zvýšení konduktivity mohl přispět rozklad velké biomasy makrofyt.

6.2. Koloběh živin

V letech 2017 a 2018 byly každé roční období měřeny vybrané parametry fyzikálně-chemických ukazatelů. Chomoutovské jezero je mělká vodní nádrž, která je polymiktická a často míchána (např. větrem). Při měření nebyly zaznamenány anaerobní podmínky (tab. 1), avšak je zřejmé, že k nim v nádrži dochází poměrně často, protože se na dně nachází sulfidické bahno, v poměrně mocné vrstvě > 30 cm, které vzniká při anaerobních podmínkách. Produkce kyslíku v nádržích, kde se vyskytuje hojné množství makrofyt, je ve dne vysoká, nicméně v noci v důsledků respirace, může dramaticky klesat. Během dne může být tedy v mělkých nádržích povrch sedimentu v aerobních podmínkách a v noci v anaerobních (Scheffer 1998). Během letních měsíců byl změřen u dna nižší obsah kyslíku (tab. 1), obsah kyslíku koresponduje s vyššími teplotami vody, kdy je rozpustnost O₂ nižší a zvyšuje se intenzita mineralizačních procesů, u kterých je kyslík spotřebováván (Pitter 2009).

6.2.1. Fosfor

Riley & Prepas (1985) ve své studii zjistili, že celková koncentrace fosforu v polymiktických nádržích vzrostla od jara do léta v průměru o 57 %, zatímco ve sledovaných stratifikovaných nádržích byly v průměru tyto hodnoty o 13 % nižší v létě, než tomu bylo na jaře. Toto je jedním z možných vysvětlení, proč došlo, tak k vysokému nárůstu celkového fosforu v letních měsících v Chomoutovské jezeře (obr. 13). U mělkých nádržích je problémem těsný kontakt rozhraní vodní sloupec–sediment. Velká část fosforu, která je adsorbována do sedimentu během eutrofizace je časem uvolněna zpět do vodního sloupce. Toto „vnitřní“ zatížení může zpozdit zlepšení kvality vody i po odstranění vnějších zatížení (Scheffer 1998).

Dostupnost fosforečnanů ve vodním sloupci může být snížena v důsledku inkorporace submerzními makrofyty, nicméně většina studií poukazuje na nezměněnou nebo dokonce zvýšenou hodnotu fosforečnanů (Scheffer 1998). Toto zjištění potvrdil také Shapiro (1990) ve své studii, který studoval změny ve složení a hojnosti společenstev makrofyt po biomanipulaci s rybí obsádkou. V létě 1988 po biomanipulaci a rozvoji makrofyt se snížil rozpuštěný dusík (dusičnanový a amoniakální dusík) pod úroveň detekce, zatímco koncentrace fosforečnanů byl stále vysoké ($> 0,3 \text{ mg l}^{-1}$). Tato situace se mohla týkat i zvýšených koncentracích fosforečnanů na podzim 2018 (obr. 11). Avšak je také možné, že došlo k míchání vodního sloupce a uvolnění rozpuštěných fosforečnanů ze sedimentu, kde se stále nacházela mineralizovaná makrofyta z minulého roku a velmi nízké množství odumřelé biomasy z roku 2018.

Sediment obsahuje řádově mnohem vyšší koncentrace celkového fosforu (obr. 18) než vodní sloupec (obr. 13), protože dochází k jeho imobilizaci (Scheffer 1998). Na jaře 2018 bylo v sedimentu imobilizováno nejvíce fosforu, hodnoty přesahovaly až $1\,000 \text{ mg P}_{\text{tot.}} \text{ kg}^{-1}$ (graf 8) (ve vodním sloupci pouze $4,7 \text{ mg P}_{\text{tot.}} \text{ l}^{-1}$). Podle studie Lijklema (1998) může 1 m^2 sedimentu (do hloubky 10 cm) obsahovat až 300krát více fosforu, než je v 5 m vodního sloupce.

Submerzní makrofyta (stolístek klasnatý) kořenující ve dně absorbují živiny mnohem více kořeny ze sedimentu než listy z vodního sloupce (Bristow & Whitcombe 1971). Díky tomu tento druh patří mezi vysoce produktivní invazivní rostliny v S. Americe a jeho biomasa obsahuje velké množství živin (N, P, C) (Grace & Wetzel 1978).

Je možné, že i přes velmi nízké počty stolítku mohlo dojít ke snížení celkového fosforu v sedimentu v létě 2018 (obr. 18), v důsledku absorpce živin kořeny makrofyty.

Růžkatec nepatří mezi kořenující submerzní rostliny, odebírá živiny z vodního sloupce dělenými listy a kořeny, které rostou volně ve vodním sloupci (Šumberová 2011). Hochmajerová (2018) ve své diplomové práci ve vodní nádrži Poděbrady také analyzovala vodní makrofyty. V nádrži Poděbrady obsahoval stolítek (v září 2017) cca 3,1 g P. kg⁻¹ a růžkatec obsahoval 3,4 g P. kg⁻¹. V Chomoutovském jezeře na podzim 2017 obsahoval stolítek stejné hodnoty (3,14 g P. kg⁻¹), avšak růžkatec mnohem vyšší 5,99 g P. kg⁻¹ (tab. 2). Růžkatec prospíval velkou biomasou (u jachtařského klubu) i v roce 2018, kdy stolítek téměř vymizel a jeho biomasa byla velmi nízká (lodyhy téměř bez listů) a rostliny byly nízkého vzrůstu. Ve studii Kukuryk & Mieczan (2016), vykazovalo *Ceratophyllum demersum* pozitivní růst i tam, kde bylo pouze 1 % ozáření a dokázal se vyvíjet (v hypertrofních nádržích) ve vodním sloupci s nízkou průhledností a s rozvojem fytoplanktonu. Růžkatec ostnitý patří také mezi euryvalentní druhy a bývá spojen s velkou biomasou (Šumberová 2011), mohl by tedy nahradit v Chomoutovském jezeře kořenující druh *Myriophyllum spicatum*.

6.2.2. Dusík

Dusík se vyskytuje ve vodních nádržích obvykle v mnohem vyšších koncentracích než fosfor, i přesto, že je využíván primárními producenty mnohonásobně více (Sondegaard 2007). Vodní rostliny dávají přednost příjmu amoniakálního dusíku před příjmem dusičnanů kvůli energetické náročnosti (Boyd 2015). Hodnoty dusičnanového dusíku jsou ve vodním sloupci vyšší (2,14 mg NO₃⁻. l⁻¹) (obr. 12), než hodnoty amoniakálního dusíku (1,7 mg NH₄⁺. l⁻¹) (obr. 14), to potvrzuje upřednostnění příjmu amoniaku fytoplanktonem i vodními rostlinami před příjmem dusičnanů. Apudo et. al (2016) ve své studii potvrdili přednost příjmu NH₄⁺ před příjmem NO₃⁻ u stolítku, i přesto, že by se ve vodní nádrži nacházely vyšší koncentrace dusičnanů. Avšak vyšší koncentrace amoniakálního dusíku v makrofytech inhibují růst (nižší počet listů, křehké lodyhy,...) a fotosyntetickou aktivitu (Su et. al 2012), ale aby k tomu došlo, musí se stolítek nebo růžkatec nacházet v eutrofní vodě se sníženou průhledností vody (Cao et. al 2011).

V Chomoutovském jezeře se v létě a na podzim 2018 zvýšily hodnoty amoniakálního dusíku (na podzim $> 2 \text{ mg. l}^{-1}$) a také zákal. Což mohlo způsobit inhibici růstu stolítku. Vyšší hodnoty dusičnanů potvrzují, že se povrch sedimentů nacházel v aerobních podmínkách a mohlo tak docházet k nitrifikaci. K nitrifikaci dochází hlavně v sedimentech, protože se zde nachází vyšší množství dusíku (obr. 18), zejm. amoniakálního (Scheffer 1998).

V letech, kdy dochází k růstu velkého množství makrofyt, jsou na jaře hodnoty dusíku ve vodním sloupci velmi nízké, i když je vodní nádrž vysoce zatížena amoniakem a dusičnany (Donk et. al 1993). V Chomoutovském jezeře byl obsah dusíků v létě 2018 vysoký (obr. 13), to mohlo být způsobeno nízkou pokryvností makrofyt, které dusičnanový dusík a amoniakální inkorporují ve vysokém množství do své biomasy (tab. 2). Snížení dusíků na jaře 2018 mohl způsobit rozvoj asimilujícího organismů – fytoplanktonu.

6.2.3. *Sírany*

V rybníčních vodách je obsah síranů dostatečný a jejich obsah se běžně nestanovuje. Typické rozpětí se pohybuje od 30 do 250 mg. l^{-1} (Hartman et. al 1998). Ke snížení síranů ve vodním sloupci v zimě 2018 (obr. 15) mohlo dojít z důvodu anaerobních podmínek, které způsobil rozklad velké biomasy stolítku, a došlo k redukci síranů na sulfidickou síru, za těchto podmínek se mohou sírany ve vodním sloupci rapidně snížit (Pitter 2009; Sýkora et. al 2016). Ve vysoce organických sedimentech, se předpokládá, že toxické látky jako je sulfid, brání rozvoji vegetace. Redukce síranů v anaerobních sedimentech může vést ke zvýšení mineralizace organické hmoty a ke zvýšení imobilizace fosforu (Boomer & Bedford 2008). Sulfidy mohly být také jedním z důvodů potlačení růstu a vývoje makrofyt v Chomoutovském jezeře a způsobit rozklad jejich kořenů (Geurts et. al 2009).

6.2.4. *Kovy*

Shardendu & Ambasht (1991) sledovali koncentrace kovů v makrofytech. U všech čtyř sledovaných druhů makrofyt v této studii se živiny vyskytovaly v tomto pořadí $Ca > K > Mg > Na$. V Chomoutovském jezeře se živiny u stolítku vyskytovaly v pořadí $Ca > Mg > Na > K$ (tab. 2). Nízký obsah draslíku v makrofytech měl velmi úzký vztah s obsahem živin ve vodním sloupci. Ve vodě byly velmi nízké koncentrace draslíku. Draslík je velmi důležitý pro vodní rostliny, zejména při fotosyntéze (Shardendu & Ambasht 1991) (obr. 17). Ve vodní nádrži Poděbrady, která se nachází v blízkosti Chomoutovského jezera, byl poměr těchto kovů následující: $K > Ca > Na > Mg$ a také se ve vodě nacházely vyšší koncentrace draslíku a sodíku (Hochmajerová 2017) než v Chomoutovském jezeře. Velké koncentrace vápníku v makrofytech – mohl způsobit kalcit vysrážený na povrchu jejich listů, který byl pozorován zejména v letním období.

K vysrážení dochází, pokud je ve vodní nádrži intenzivní fotosyntéza asimilujících organismů, tím se vyčerpá oxid uhličitý a zvýší pH do alkalických hodnot. Často dochází také k sedimentaci vápníku (Pitter 2009), proto byly zvýšené hodnoty také v sedimentech (obr. 19).

6.3. *Příjem živin makrofyty a jejich růst*

Kořenující submerzní makrofyta nejsou schopna dobře zakořenit ve velmi jemném sedimentu (bahnu). Nejvhodnější je písčitá vrstva s 15–30 cm jílu, který má lepší sorpční schopnosti (Gafny & Gasith 1999). Nicméně čím větší frakce sedimentu jsou, tím je jejich sorpční schopnost živin a prvků nižší (Pitter 2009). Což je zřejmé na místě odběru č. 1 u jachtařského klubu, kde se nacházely stále štěrkopískové sedimenty a byl zde nižší obsah všech měřených prvků a živin. Makrofyta absorbovala mnohonásobně vyšší hodnoty dusíku než fosforu (tab. 2). Rozklad velkého množství makrofyt vede ke zvýšení koncentrací celkového dusíku a organického uhlíku a také se zvyšuje podíl jemných částic v sedimentu (Clarke & Wharton 2001). V roce 2018 byly porosty stolítku v Chomoutovském jezeře velmi chudé a společenstvo téměř vymizelo a bylo nahrazeno fytoplanktonem. Pro vymizení makrofyt mohla být klíčová sedimentace a velký podíl rozkládající se organické hmoty v sedimentech (z makrofyt 2017), což popisuje ve své studii Hartleb et. al (1993).

Jejich data ukázala, že pro stolístek je důležité, zda se jejich semena nachází na povrchu sedimentu, kde vyklíčilo více než 50 % nebo zda jsou hlouběji v sedimentu (více než 2 cm), kde vyklíčilo méně než 10 %. Nicméně semena mohou být uchována v sedimentu v dormantním stavu a při navození příznivých podmínek znovu vyklíčit. Tento stav by mohl nastat i v Chomoutovském jezeře. Best & Visser (1989) popisují nadměrný růst druhu *Ceratophyllum demersum* v nádrži Vechten. Kde v roce 1978 bylo velké množství biomasy a následující rok tento druh vymizel. Tyto velké rozdíly připisují extrémní zimě v letech 1978–1979, která zpomalila vývoj rostlin a turiony nedokázaly vyklíčit, tato situace však v Chomoutovském jezeře nenastala.

Povrch sedimentu, je důležitým zdrojem uhlíku (obr. 21) pro celý vodní sloupec vodní nádrže. V mělkých nádržích, však může docházet k jeho nedostatku (Scheffer 1998). Makrofyta obsahují velké množství uhlíku. Banks & Frost (2017) ve své studii zjistili, že *Myriophyllum* obsahuje 36,81 % C a *Ceratophyllum* 39,58 % C. a růžkatec je snadněji biologicky rozložitelný. V Chomoutovském jezeře makrofyta na podzim 2017 obsahovala: stolístek 25,51 % C a růžkatec 26,20 % C a na jaře při růstu obsahoval: stolístek 47,09 % C a růžkatec 41,08 % C (tab. 2).

Pokud se nachází na lokalitě růžkatec zároveň v zastoupení druhu stolístku dochází k pomalejší dekompozici rostlin. Také v Chomoutovské jezeře, v zimě 2018 byly pozorovány nerozložené rostliny růžkatce. Tato negativní interakce mezi těmito druhy, je nejspíše způsobena v důsledku vzájemné degradace mikrohabitatových podmínek pro kolonizaci mikroorganismů důležitých k dekompozici (Gartner & Cardon 2004). Nízký vzrůst a téměř neolistěné lodyhy neměly s největší pravděpodobností vliv na množství inkorporace živin a uhlíku rostlinami. Sediment v Chomoutovském jezeře obsahoval od 0,64–7,33 g N_{tot.} kg⁻¹ sušiny a 0,20–1,80 g P_{tot.} kg⁻¹ sušiny, obdobné hodnoty byly změřeny také ve vodní nádrži Poděbrady (8,7 g N_{tot.} kg⁻¹ a 1,4 g P_{tot.} kg⁻¹) (Hochmajerová 2018). Dále například Hou et. al (2013) zjistili, že v mělkém hypertrofním jezeře Daihai v Číně, byly koncentrace N_{tot.} 0,27–1,78 g. kg⁻¹ a P_{tot.} 0,56–0,89 g. kg⁻¹. Obsah uhlíku v sedimentech se pohyboval od 1,6 % do 13,2 %, Boyd (2015) uvádí, že mělké vodní nádrže obsahují 1–10 % organické hmoty. Povrchové vody s koncentrací celkového fosforu nad 100 µg. l⁻¹ a celkového dusíku nad 1200 µg. l⁻¹ lze považovat za hypertrofní (Nürnberg 1996). V Chomoutovském jezeře byly překročeny hodnoty celkového fosforu i dusíku, a tudíž se nyní řadí mezi hypertrofní vodní nádrže.

6.4. *Management*

Je obtížné predikovat rozvoj vodního květu v Chomoutovském jezeře. Závisí na mnoha faktorech – fyzikálních, chemických a také biochemických. Za nejdůležitější faktor je považována koncentrace fosforu a dusíku. V Chomoutovském jezeře byl rozvoj vodního květu redukován rozvojem makrofyt, které mohou využívat alelopatické účinky v konkurenčním boji s ostatními asimilujícími producenty (Nakai et. al 2000). Jeppesen et. al (1990) poukázal na makrofyta jako důležitý stabilizační prvek udržující nízký rozvoj fytoplanktonu a vysokou průhlednost vody, i v případě, že by došlo ke zvýšení živin. Ze studií pojednávajících o alelopatických účincích však nelze vyvozovat platné závěry, z důvodu různých metodických přístupů. Stolístek klasnatý patří mezi makrofyta s nejučinnějšími alelopatickými účinky proti řasám a sinicím (Körner & Nicklisch 2002). A proto jsou nutné obavy v následujícím vývoji Chomoutovského jezera. V důsledku vymizení tohoto druhu by mohl nastat rozvoj vodního sinicového květu.

Vodní květ může negativně ovlivnit fungování a strukturu celé vodní nádrže a zhoršit kvalitu vodu (Pitter 2009). V druhém případě by mohlo dojít k zpětnému rozvoji makrofyt. Stolístek, který tvořil téměř monokulturu v roce 2017 a pokrýval téměř celou plochu nádrže (68,7 ha), obsahoval velké množství dusíku a fosforu (tab. 2). V roce 2018 byla populace stolítku velmi chudá, i přesto byly odebrány kvadráty a pokusila jsem se odhadnout, kolik stolítek dokáže uvolnit dusíku a fosforu při rozkladu. Pokud by došlo k úplné mineralizaci stolítku v sedimentu v celé vodní nádrži, s homogenní distribucí se 100 % pokryvností (jak tomu bylo v roce 2017), pak by se teoreticky při rozkladu mohlo uvolnit 25,37 g P_{tot} a 225,15 g N_{tot} . V Chomoutovském jezeře (r. 2018) bylo na 1 m² 11,54 g sušiny stolítku; ve vodní nádrži Poděbrady bylo na 1 m² 30-70 g sušiny stolítku (Hochmajerová 2018). V roce 2017 mohlo být zastoupení stolítku na kvadrátu i vyšší než v Poděbradech. Za předpokladu, že by se v Chomoutovském jezeře vyskytovalo stejné množství sušiny na m² jako v Poděbradech, tak by průměrná biomasa s homogenní distribucí (50 g.m⁻²) mohla obsahovat 975,54 kg N_{tot} a 109,92 kg P_{tot} .

Pokud by tedy došlo k navrácení této situace, živiny by byly absorbovány vodními rostlinami a pak by bylo vhodné makrofyta posekat, rostlinný materiál odstranit z vodní nádrže, a tak snížit značné zatížení vodního prostředí živinami. Pokosený porost ještě do konce sezóny regeneruje z fragmentů, pokud pokosíme obnovený slabší porost, makrofyta nejsou schopna v následujícím roce vytvořit souvislý porost. Dalším způsobem k odstranění biomasy je využití býložravých ryb (Jeppesen et. al 1997).

Účinnější by bylo odstranit sediment, který v případě Chomoutovského štěrkoviště obsahuje téměř tisíckrát vyšší koncentrace jak dusíku, tak fosforu než vodní sloupec. Sediment lze odstranit i bez vypuštění nádrže pomocí sacího bagru, kterým lze selektivně odstranit pouze určené vrstvy sedimentu a odsávání bahna lze použít i v době hnízdění vodního ptactva (www.enki.cz). Avšak odstranění sedimentů je velmi radikální a finančně, technicky náročné a jedná se o velký zásah do stávajícího ekosystému.

7. ZÁVĚR

Makrofyta a fyzikálně-chemické parametry byly sledovány v Chomoutovském jezeře v letech 2017–2018. Vodní nádrž se nyní nachází v hypertrofním stavu, kdy průměrné koncentrace celkového fosforu jsou $1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ a koncentrace celkového dusíku přesahují $2,2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. V sedimentu byly koncentrace celkového fosforu a dusíku mnohonásobně vyšší $900 \text{ mg P}_{\text{tot}} \cdot \text{kg}^{-1}$ a $3590 \text{ mg N}_{\text{tot}} \cdot \text{kg}^{-1}$. Nadměrné množství živin se odráží v celkové biomase, zejména stolístku, který v roce 2017 dosahoval vysoké pokryvnosti – téměř 100 %. Výsledky také potvrdily vysokou zásobu minerálních živin i organických látek v sedimentu, což podporuje vnitřní zatížení nádrže a podporuje enormní rozvoj fytoplanktonu nebo makrofyt. Snížením biomasy makrofyt případně fytoplanktonu by se dalo neefektivněji dosáhnout omezením přísunu fosforu a dusíku, který by růst asimilujících organismů limitoval.

Proč nedošlo k růstu makrofyt může mít mnoho důvodů, jedním z nich by mohlo být velké množství sulfidického bahna na dně nádrže, které působí na růst i klíčení makrofyt nepříznivě. Další důvodem mohl být nárůst amoniakálního dusíku a zákalu. Amoniakální dusík ve vyšších koncentracích a zhoršených světelných podmínkách působí na makrofyta toxicky. Nicméně to mohlo být také způsobeno vyšším zákalem, a tudíž nedostatkem fotosynteticky aktivního záření, které makrofyta potřebují pro růst (Jones et. al 1983).

Je nutné, aby byla zachována kvalita sedimentů a vody pro růst makrofyt. Makrofyta působí příznivě na průhlednost vody a svými alelopatickými účinky zabraňují rozvoji fytoplanktonu, který způsobuje vegetační zákal. A je samozřejmostí, že je příznivější růst submerzních makrofyt, nežli výskyt vodního květu. Bylo zjištěno, že průhlednost vody je limitujícím faktorem pro výskyt některých druhů ptáků (potápka černokrká, racek chechtavý a další) vázaných na akvatické biotopy (Slabeyová & Janoška 2018). Úplné vymizení makrofyt by tedy mohlo mít také vliv na předmět ochrany ZCHÚ.

8. LITERATURA

Ambrožová Říhová J. (2009): Aplikovaná a technická hydrobiologie. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze. Praha

Apudo A., Cao Y., Wakibia J., Li W. & Liu F. (2016): Physiological plastic responses to acute NH_4^+ -N toxicity in *Myriophyllum spicatum* L. cultured in high and low nutrient conditions. Elsevier. 130: 79–85

Banks L. K. & Frost P. C. (2017): Biomass loss and nutrient release from decomposing aquatic macrophytes: effects of detrital mixing. Aquatic Sciences. 79: 881–890

Barko J. W., Gunnison D. & Carpenter S. R. (1991): Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. Aquatic Botany. 41: 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): 219–235

Barko J. W. & Smart R. M. (1986): Sediment-related mechanisms of growth limitation in submersed macrophytes. Ecology Society of America. 67 (5): 1328–1340

Bednářová J. (1983): Biologie vodních rostlin – cévní hydrofyty. Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého. Olomouc. 23 pp.

Best E. P. H. & Visser H. W. C. (1987): Seasonal growth of the submerged macrophyte *Ceratophyllum demersum* L. in mesotrophic Lake Vechten in relation to insolation, temperature and reserve carbohydrates. Hydrobiologia. 148: 231–243

Boomer B. M. K. & Bedford B. L. (2008): Influence of nested groundwater systems on reduction-oxidation and alkalinity gradients with implications for plant nutrient availability in four New York fens. Journal of Hydrology. 351: 107–125

- Boyd C. E. (2015): *Water Quality An Introduction*. Springer. New York. 360 pp.
- Bristow M. J. & Whitcombe M. (1971): The role of roots in the nutrition of aquatic vascular plants. *American Journal of Botany*. 58(1): 8–13
- Cao T., Ni L., Xie P., Xu J. & Zhang M. (2011): Effects of moderate ammonium enrichment on three submersed macrophytes under contrasting light availability. *Freshwater biology*. 56(8): 1469–1702
- Clarke J. S. & Wharton G. (2001): Sediment nutrient characteristics and aquatic macrophytes in lowland English rivers. Elsevier. 266: 103–112
- Česká geologická služba (2016): Rebilance zásob podzemních vod. Závěrečná zpráva. Ministerstvo životního prostředí. ČR
- Dar N. A., Pandit A. K. & Ganai B. A. (2014): Factors affecting the distribution patterns of aquatic macrophyte. *Limnol. Rev.* 14, 2: 75–81
- Donk E., Gulati R., Iedema A. & Meulemans J. T. (1993): Macrophyte-related shifts in nitrogen and phosphorus contents of the different trophic levels in a biomanipulated shallow lake. *Hydrobiologia*. 251: 19–26
- Duarte C. M. & Kalff J. (1990): Patterns in the Submerged macrophyte biomass of lakes and the importance of the scale of analysis in the interpretation. *Canadian Journal of Fisheries and aquatic sciences*. 47(2): 357–363
- Gafny S. & Gasith A. (1999): Spatially and temporally sporadic appearance of macrophytes in the littoral zone of Lake Kinneret Israel: taking advantage of a window of opportunity. *Aquatic Botany*. 62: 249–267
- Gartner T. B. & Cardon Z.G. (2004): Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. *OIKOS*. 104: 230–246

Geest G., Roozen F., Coops H., Roijackers R., Buijse, A. Peeters E. & Scheffer M. (2003): Vegetation abundance in lowland flood plain lakes determined by surface area, age and connectivity. *Freshwater Biology*. 48: 440–454

Geurts J. J., Sarneel J. M., Willera B. J., Roelofs J. G., Verhoeven J. T. & Lamers L. P. (2009): Interacting effects of sulphate pollution, sulphide toxicity and eutrophication on vegetation development in fens: A mesocosm experiment. *Environmental Pollution*. 157: 2072–2081

Grace J. B. & Wetzel R. G. (1978): The production biology of Eurasian Watermilfoil (*Myriophyllum spicatum* L.): A review. *Aquatic plant*. 16: 1–11

Goulder R. (1969): Interactions between the rates of production of a freshwater macrophyte and phytoplankton in a pond. *Oikos*. 20: 300–309

Hargeby A., Andersson G., Blindow I. & Johansson S. (1994): Trophic web structure in a shallow eutrophic lake during a dominance shift from phytoplakton to submerged macrophytes. *Hydrobiologia*. 279-280(1): 83-90

Hartleb F. Ch., Madsen J. D. & Boylen Ch. W. (1993): Environmental factors affecting seed germination in *Myriophyllum spicatum* L. *Aquatic Botany*. 45: 15–25

Hartman P., Přikryl I. & Štědranský E. (1998): *Hydrobiologie*. Informatorium. Praha. 335 pp.

Havlíček T. (1996): Mokřadní biotopy Chomoutovské jezero-B. Prováděcí projekt. Brno. 32pp.

Hejnák et. al (1964): *Fyziologie rostlin*; Česká zemědělská univerzita v Praze. Praha, 159 pp.

Hejný S. (2011): Květena České republiky 3. Academia. Praha. 542 pp.

Hejzlar J., Žaloudík J. & Rohlík V. (2001): Koncentrace živin (N, P) v tocích, v povodí nádrže Lipno a jejich závislost na struktuře krajinného krytu. Aktuality Šumavského výzkumu. AVČR České Budějovice

Hochmajerová T. (2018): Role vodních makrofyt v koloběhu živin ve vodní nádrži Poděbrady. Diplomová práce. Katedra ekologie a ŽP v Olomouci. Olomouc

Horáková M., Lischke P. & Grünwald A. (1989): Chemické a fyzikální metody analýzy vody. SNTL. Praha. 389 pp.

Horáková et. al (2007): Analytika vody. VŠCHT. Praha. 335 pp.

Hou D., He J., Lü Ch., Sun Y., Zhang F. & Otgonbayar K. (2013): Effects of Environmental factors on nutrients release at sediment-water interface and assessment of trophic status for a typical shallow lake, Northwest China. Scientific World Journal. 2013: 716342.

Chytrý M. (2011): Vegetace České republiky 3, vodní a mokřadní vegetace. Academia. Praha. 827 pp.

Jackson L. J. (1998): Paradigms of metal accumulation in rooted aquatic vascular plants. The Science of the Total Environment. 219: 223-231

Jasenská A. (1984): Jakost vody Štěrkovišť Chomoutov. Vodní hospodářství. B8: 222–224

Jensen J. P., Kristensen P. & Jeppesen E. (1991): Relationships between N loading and in-lake N concentrations in shallow Danish lakes. Limnologie. 24: 201–204

Jeppesen E., Jensen J. P., Søndergaard M. & Lauridsen T. (1997): Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia*. 342/343: 151–164

Jeppesen E., Kristensen P., Jensen P., Søndergaard M., Mortensen E., Sortkjær O. & Olrik K. (1990 a): Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow eutrophic, temperate lakes 2: threshold levels, long-term stability and conclusions. *Hydrobiologia*. 200/201: 219–228

Jones Ch. R., Walti K. & Adams M. S. (1983): Phytoplankton as a factor in the decline of the submersed macrophyte *Myriophyllum spicatum* L. in Lake Wingra Wisconsin, U.S.A. *Hydrobiologia*. 107(3): 213–219

Karatayev A. Y., Burlakova L. E. & Padilla D. K. (1998): Physical factors that limit the distribution and abundance of *Dreissena polymorpha*. *Journal of Shellfish Research*. 17 (4): 1219–1235

Kimbel J. C. (1982): Factors influencing potential intralake colonization by *Myriophyllum spicatum* L. *Aquatic Botany*. 14: 295–307

Kłosowski S., Tomaszewicz G. H. & Tomaszewicz H. (2006): The expansion and decline of charophyte communities in lakes within the Sejny Lake District (north-eastern Poland) and changes in water chemistry. *Limnologica*. 36: 234–240

Körner S. & Nicklisch A. (2002): Allelopathic growth inhibition of selected phytoplankton species by submerged macrophytes. *Journal. Phycol.* 38: 862–871

Kostkan V., ed. 2004: Biologické hodnocení pro akci „Revitalizace Chomoutovského jezera“ (II etapa – Velké jezero). Nepublikováno. CHKO Litovelské Pomoraví, 109 pp.

Kostkan V. & Rulík M. (2013): Chomoutovské jezero u Olomouce – revitalizace versus samovolný vývoj. Sborník příspěvků. Olomouc.

Kovařík P. (2004): Ptáci. In: Kostkan (ed.) (2004): Biologické hodnocení pro akci „Revitalizace Chomoutovského jezera“ (II. etapa – Velké jezero). Nepublikováno. CHKO Litovelské Pomoraví, Horka nad Moravou. 109 pp.

Krejčí M., Poprach K. & Žerníčková O. (2010): Plán péče o Přírodní památku Chomoutovské jezero na období 2009–2020. Správa chráněné krajinné oblasti Litovelské Pomoraví. Olomouc

Kukuryk M. & Mieczan T. (2016): Submerged macrophytes as bioindicators of environmental conditions in shallow lakes in eastern Poland. *International Journal of limnology*. 53: 27–34

Lacoul P. & Freedman B. (2006a): Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. *Environmental Reviews*. 14 (2): 89–136

Lellák F. & Kubíček J. (1991): *Hydrobiologie*. Univerzita Karlova, Karolium. Praha. 260 pp.

Lijklema L. (1998): *Dimension and scales*. Pergamon. Netherlands. 37 (3): 1-7

Madsen J. D. & Boylen C. W. (1989): Eurasian Watermilfoil Seed Ecology from an Oligotrophic and Eutrophic Lake. *Journal Aquatic Plant Manage.* 27: 119 – 121.

Martin Ch. W. & Valentine J. F. (2014): Sexual and asexual reproductive strategies of invasive Eurasian milfoil (*Myriophyllum spicatum*) in estuarine environments. *Hydrobiologia*. 727(1): 177–184

Melzer A. (1999): Aquatic macrophytes as tools for lake management. *Hydrobiologia*. 395/396: 181 – 190

Moss B. (2008): The kingdom of the shore: achievement of good ecological potential in reservoirs. *Freshwater Reviews*. 1: 29–42

Nagengast B. & Gabka M. (2017): Apparent niche partitioning of two congeneric submerged macrophytes in small water bodies: The case of *Ceratophyllum demersum* L. and *C. submersum* L. *Aquatic Botany*.137: 1–8

Nakai S., Inoue Y., Hosomi M. & Murakami A. (2000): *Myriophyllum spicatum* – released allelopathic polyphenols inhibiting growth of blue-green algae *Microcystis aeruginosa*. *Pergamon*.34: 3026-3032

Navrátil M. & Pouličková A. (2001): Fytoplankton štěrkoviště Chomoutov u Olomouce. *Czech Phycology*. Olomouc. 1: 53–61

Nilsson C. (1981): Dynamics of the shore vegetation of a North Swedish hydroelectric reservoir during a 5–year period. *Vegetatio*. 54 (1): 36–36.

Nürnberg G. K. (1996): Trophic state of clear and colored soft-and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. *Journal Lake and Reservoir Management*. 12: 432–447

Pitter P. (2009): *Hydrochemie* (4. vydání). VŠCHT. Praha. 592 pp.

Redfield A. C. (1958): The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist*. 46(3): 205–221

Reynolds C. S., & Davies P. S. (2001): Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwaters: a British perspective. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*. 76(1): 27–64

Riley E. T. & Prepas E. E. (1985): Comparison of the phosphorus-chlorophyll relationships in mixed and stratified lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 42: 831–835

Rulík M. (2004): Hydrobiologicko-hydrochemické hodnocení. In: Kostkan (ed.) (2004): *Biologické hodnocení pro akci „Revitalizace Chomoutovského jezera“ (II. etapa – Velké jezero)*. Nепublikováno. CHKO Litovelské Pomoraví, Horka nad Moravou. 109 pp.

Shapiro J. (1990): Biomanipulation: the next phase – making it stable. *Hydrobiologia*. Minnesota 200/201: 13–27

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

Scheffer M. (1998): *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman & Hall. London. 357 pp.

Slabeyová K. & Janoška Z. (2018): Proč i ornitologové měří průhlednost vody In: David V. & Davidová T. (ed.) (2018): *Sborník příspěvků odborné konference, ČVUT. ČSKI*.

Smith C. S. & Barko J. W. (1990): Ecology of Eurasian Watermilfoil. *Journal Aquatic Plant Manage.* 28: 55–64

Sondergaard M. (2007): *Nutrient dynamics in lakes - with emphasis on phosphorus, sediment and lake restoration*. Doctor's dissertation. University of Aarhus. Denmark.

Sonzogni W. C., Chapra S. C., Armstrong D. E. & Logan T. J. (1982): Bioavailability of phosphorus inputs to lakes. *Journal of Environmental Quality*. 11(4): 555–563.

Sterner R. W. (2008): On the phosphorus limitation paradigm for lakes. *International Review of Hydrobiology*. 93: 433–445

Su S., Zhou Y., Qin J., Wang W., Yao W. & Song L. (2012): Physiological responses of *Egeriadensa* to high ammonium concentration and nitrogen deficiency. Elsevier. 86 (5): 538–545

Sýkora V., Kujalová H. & Pitter P. (2016): Hydrochemie pro studenty bakalářského studia. VŠCHT. Praha. 219 pp.

Štěrba et. al (2008): Říční krajina a její ekosystémy. Univerzita Palackého v Olomouci. Olomouc. 391 pp.

Šumberová K. (2011): Vegetace vodních rostlin zakořeněných ve dně (*Potametea*, *Lemnetea*). pp: 43-247. In: M. Chytrý (2011): Vegetace České republiky 3, vodní a mokřadní vegetace. Academia. Praha. 827 pp.

Uvíra et. al (2009): Slávička mnohotvárná (*Dreissena polymorpha*) v zatopených pískovnách a lomech na Moravě. Limnologické noviny č. 2. Olomouc.

Xiao Ch., Wang X., Xia J. & Liu G. (2010): The effect of temperature, water level and burial depth on seed germination of *Myriophyllum spicatum* and *Potamogeton malaiianus*. Aquatic Botany. 92: 28–32

Zbiral (1994): Analýza rostlinného materiálu, jednotné metodické postupy. Státní kontrolní a zkušební ústav zemědělský Brno.

Internetové zdroje:

www.enki.cz

www.botany.cz

9. PŘÍLOHY

Příloha 1: Fotografie PR Chomoutovské jezero s hladinou pokrytou stolístem klasnatým, foceno v říjnu 2017. Autor: RNDr. Petr Hekera, Ph.D.



Příloha 2: Fotografie PR Chomoutovské jezero, foceno v prosinci 2018. Pohled na Malý ostrov.



Příloha 3: Fotografie shrabovacího odběráku na sediment.



Příloha 4: Fotografie sulfidického bahna, odebraného ze dna vodní nádrže Chomoutovské jezero.

