

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

Katedra aplikované ekologie



**Eliminace živin ze zemědělských drenážních vod pomocí
makrofyt**

**Nitrient elimination from agricultural drainage waters by
macrophytes in constructed wetlands**

Diplomová práce

Vedoucí práce: prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Diplomant: Bc. Ondřej Seidel

© 2025 ČZU v Praze

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Ondřej Seidel

Regionální environmentální správa

Název práce

Eliminace živin ze zemědělských drenážních vod pomocí makrofyt v umělých mokřadech

Název anglicky

Nutrient elimination from agricultural drainage waters by macrophytes in constructed wetlands

Cíle práce

1. Shrnout využití umělých mokřadů pro čištění drenážních vod ze zemědělských ploch.
2. Charakterizovat experimentální umělé mokřady pro čištění drenážních vod u obce Velký Rybník
3. Zhodnotit roli rostlin při odstraňování živin z drenážních vod za období 2019-2020 na lokalitě Velký Rybník.

Metodika

V první části bude vypracována rešerše na téma využití umělých mokřadů pro čištění zemědělských drenážních vod. V další fázi budou zpracovány výsledky účinnosti čištění experimentálních mokřadů u obce Velký Rybník za období 2019-2020. Dále bude určeno množství živin, které je akumulováno v nadzemní části rostlin a bude zhodnocen podíl rostlin na odstranění živin z drenážní vody.

Doporučený rozsah práce

60 stran včetně příloh

Klíčová slova

zemědělské drenážní vody, umělé mokřady, dusík, fosfor, makrofyta

Doporučené zdroje informací

- Borin, M., Tocchetto, D., 2007. Five year water nitrogen balance for a constructed surface flow wetland treating agricultural drainage waters. *Science of the Total Environment* 380, 38-47.
- Březinová, T., Vymazal, J., 2015. Nitrogen standing stock in *Phragmites australis* growing in constructed wetlands – Do we evaluate it correctly? *Ecological Engineering* 74, 286-289.
- Tanner, C.C., Nguyen, M.L., Sukias, J.P.S., 2005. Nutrient removal by a constructed wetland treating subsurface drainage from grazed dairy pasture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105, 145-162.
- Vymazal, J., Kröpfelová, L., 2008. Nitrogen and phosphorus standing stocks in *Phalaris arundinacea* and *Phragmites australis* in a constructed wetland: 3-year study. *Archives of Agronomy and Soil Science* 54, 297-308.
- Vymazal, J., 2017. The use of constructed wetlands for nitrogen removal from agricultural drainage: A review. *Scientia Agriculturae Bohemica* 48: 82-91.

Předběžný termín obhajoby

2024/25 LS – FŽP

Vedoucí práce

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 14. 11. 2024

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 15. 11. 2024

prof. RNDr. Michael Komárek, Ph.D.

Děkan

V Praze dne 30. 03. 2025

Čestné prohlášení:

Prohlašuji, že svou diplomovou práci na téma: "Eliminace živin ze zemědělských drenážních vod pomocí makrofyty" jsem vypracoval samostatně a citoval jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použil a které jsem rovněž uvedl na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědom, že na moji diplomovou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědom, že odevzdáním diplomové práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby.

Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne 31.3.2025

.....Seidel.....

Poděkování:

Rád bych touto cestou poděkoval prof. Ing. Janu Vymazalovi CSc. za odborné a cenné rady a vedení celé mé práce.

Abstrakt

Předkládaná diplomová práce se zabývá eliminací živin ze zemědělských drenážích vod pomocí makrofyt. Literární rešerše pojednává o základním rozdělení kořenových čistíren a přírodních mokřadů a přibližuje jejich fungování a důležitost přítomnosti vodních rostlin.

V praktické části jsou pozorovány jednotlivé vodní rostliny na třech zvolených mokřadech se společným zdrojem drenážní vody a je zkoumána jejich účinnost na odbourávání vybraných znečišťujících látek a prospěšnost těchto látek pro samotné rostliny. Zároveň jsou rostliny mezi sebou porovnávány.

Zkoumané rostliny se nacházejí v horizontálně protékaných mokřadech v oblasti Českomoravské vrchoviny. Mokřady byly především závislé na klimatických podmínkách, které v prvním roce nebyly příznivé pro vývoj zkoumaných rostlin. Z tohoto důvodu jsou použita data až z následujícího roku, kdy měly vzorky lepší výpovědní hodnotu.

Klíčová slova: živiny, drenážní vody, mokřady, makrofyta, dusík, fosfor

Abstract

The presented diploma thesis examines the elimination of nutrients from the agricultural drainage water through the use of macrophytes. The literary research discusses the elementary division of both constructed and natural wetlands and introduces their functioning as well as the importance of water plants.

The practical part treats the occurrence of individual water plants in three particular wetlands with a common source of drainage water. It also handles their efficiency on elimination of chosen pollutants and their utility for the plants themselves. The plants are also compared one to another.

Examined plants occur in wetlands which are horizontally run through in the area of Bohemian-Moravian Highlands. The wetlands are particularly dependent on climatic conditions which were not ideal for the evolution of examined plants in the first year of measuring. Therefore we used better validity data from the following year.

Keywords: nutrients, drainage waters, wetlands, macrophytes, nitrogen, phosphorus

Obsah

1	Úvod	13
2	Cíle práce.....	15
3	Literární rešerše	16
	■	16
	■	16
	■	16
3.1	Mokřady	16
3.1.1	Ramsaraská úmluva	17
3.2	Umělé mokřady.....	19
3.2.1	Umělé mokřady s volnou vodní hladinou	20
3.2.2	Kořenová čistírna s horizontálním prouděním.....	21
3.2.3	Kořenová čistírna s vertikálním prouděním směrem dolů.....	21
3.2.4	Kořenová čistírna s vertikálním prouděním směrem vzhůru	22
3.2.5	Kombinovaný systém kořenových čistíren.....	23
3.2.6	Ostatní kořenové čistírny	23
3.3	Stavební provedení kořenových čistíren.....	24
3.4	Mokřadní makrofyta	27
3.4.1	Submerzní vegetace	28
3.4.2	Volně plovoucí vegetace (Pleustofyty).....	29
3.4.3	Vegetace s plovoucími listy (Natantní makrofyty)	31
3.4.4	Emerzní vegetace	32
3.5	Znečištění vod	37
3.5.1	Obsah plynů ve vodě.....	38
3.5.2	Organické látky ve vodách	39
3.5.3	Anorganické látky ve vodách	41
4	Metodika	44

3.6	Výzkumná lokalita	45
3.7	Sběr dat a vzorků.....	49
3.8	Použité metody	51
3.8.1	Stanovení celkového fosforu (TP)	51
3.8.2	Stanovení celkového dusíku (TN).....	52
5	Výsledky	53
3.9	Účinnost čištění mokřadů	53
3.10	Porovnání růstu a efektivity jednotlivých rostlin	59
3.11	Množství biomasy a množství živin v biomase rostlin	62
3.12	Absorpce jednotlivých částí rostliny	67
3.13	Zapojení makrofyt při odstranění polutantů z mokřadního systému	72
6	Diskuze	75
7	Závěr.....	79
8	Přehled literatury a použitých zdrojů.....	80

Seznam zkratek

$(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ - tetrahydrát molybdenanu amonného

$^{\circ}\text{C}$ - Stupeň Celsia

BSK - biochemická spotřeba kyslíku

$\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6$ - kyselina askorbová

cm - centimetr

CO_2 - oxid uhličitý

ČSN EN ISO - evropské normy

EO - ekvivalentní obyvatel

g – gram

H_2SO_4 - kyselina sírová

ha - hektar

HClO_4 - kyselina chloristá

HNO_3 - kyselina dusičná

HT TOC/TN Analyzer - analyzátor umožňující rychlou a spolehlivou analýzu celkového organického uhlíku a celkového dusíku v kapalných vzorcích

CHSK - chemická spotřeba kyslíku

$\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ - peroxodisíran draselný

km^2 - kilometr čtvereční

l – litr

m – metr

m^2 - metr krychlový

m^3 - metr krychlový

m^3/s - metr krychlový za sekundu

mg.l^{-1} - miligram na litr

mil. - milion

ml - mililitr

mm - milimetr

MŽP - Ministerstvo životního prostředí

N₂ – dusík

NH₃ - amoniak

NH₄⁺ - amonný kationt

μm - vlnová délka

NO - oxid dusnatý

NO₂ - oxid dusičitý

NP - Národní park

O₂ – kyslík

P – fosfor

pH -vodíkový exponent (vyjadřuje, zda se vodný roztok chová jako kyselina, nebo jako zásada)

Q1, Q2, Q3, Q4 - kvadranty mokřadu

SNC Analyzer - přístroj pro analýzu pevných vzorků, pro stanovení dusíku a uhlíku

TN - celkový dusík

TOC - celkový organický uhlík

TP - celkový fosfor

1 Úvod

Voda je jedním z nejdůležitějších prvků, pro existenci života na naší planetě. S nástupem lidské činnosti začalo docházet k postupnému ovlivňování přírodních procesů a s tím i ke změně vodního režimu. Velkou změnu pro zadržování vody v krajině přinesl nástup zemědělství a s tím zvýšení homogenizace krajiny. Transformace přirozené krajiny v ornou půdu měla za následek snížení retenční schopnosti půdy a s tím související odplavování živin z půdy. Především splachy z půd uměle obohacených o živiny, obzvláště o dusík a fosfor, mají za následek nadměrnou eutrofizaci vod (Ryszkowski, Kędziora 2007; Kędziora et al 2011). V České republice je přibližně 30 % zemědělské půdy odvodněno, z toho je mezi 20 a 30 % odvodněno nevhodně. Může se jednat o přílišné odvodnění, nebo takové, které není v souladu s environmentální a zemědělskou politikou České republiky (Fučík et al., 2021).

Mokřady mají v přírodě mnoho užitečných funkcí, jako je retence vody v krajině, zvyšování biodiverzity a odstraňování znečištění z vod. Přirozené mokřady slouží k odstranění znečištění vod už více jak sto let. V některých případech se však jednalo o pouhé vypouštění odpadních vod, nikoliv o čištění. Do 60. let minulého století byli mokřady považovány za bezvýznamný biotop. Z tohoto důvodu byly vysoušeny a přizpůsobovány k zemědělskému využití (Vymazal, 2004). V současnosti na našem území dochází spíše k opačnému trendu, a to k vytváření vhodných podmínek pro vznik nových mokřadů. Hlavními procesy odpovědnými za odstranění znečišťujících látek dusíku a fosforu jsou absorpce mokřadními rostlinami, sedimentace a těkání (Jan Vymazal 2016 SAB). Výzkumy ukázaly, že důležitou roli v odstranění znečištění hraje výběr vhodných rostlin (Lopéz 2016).

Rostliny, stejně jako některé částice půdy, mohou zachytávat znečištění na svém povrchu. U rostlin se to děje především v kořenovém systému, kde za pomoci přisedlých bakterií může docházet k anaerobnímu rozkladu adsorbovaných polutantů (Vymazal, 2009). V této práci se však budeme zabývat především absorpcí polutantů vybranými hygrofity. Produktivita biomasy mokřadů je vysoká a tím pádem i vstřebávání živin z okolního prostředí. Limitujícím faktorem může být sezónnost rostlin vzhledem ke střídání ročních období, neboť míra příjmu živin závisí na rychlosti růstu rostlin. S tím souvisí i vhodný výběr vodních rostlin. Pokud je růst rostlin silně sezónní, tak období vegetativního spánku vede k stárnutí a rozkladu

nadzemního rostlinného materiálu k uvolňování živin, které jsou recyklovány do systému. Je vhodné povést sklizeň a odstranění nadzemní odumřelé vegetace, aby se tomuto zabránilo a živiny se nevracely zpět do vodního cyklu. Míra příjmu rostlin závisí na rychlosti jejich růstu a době skladování, která se obecně liší podle typů rostlin. U dřevinné vegetace je povětšinou doba růstu delší a tím je i delší doba skladování živin v biomase. Živiny přijaté bylinnými rostlinami však mohou vstoupit do dlouhodobého skladování, pokud se vegetace začlení do rašeliny, což je v mokřadech poměrně časté. Stáří rostlin a stupeň vývoje jsou také důležitými determinanty příjmu živin. Kromě toho mohou být těžké kovy začleněny do rostlinného materiálu jako krátkodobé, nebo dlouhodobé skladování v závislosti na typech a podmínkách zařízení (Vymazal, 2009).

Tato diplomová práce se zaměřila především na účinnost absorbování celkového dusíku (TN) a celkového fosforu (TP) v těle rostliny, a to konkrétně v chřastici rákosovité (*Phalaris arudinacea*) a ve zblochanu vodním (*Glyceria maxima*). Výzkumná lokalita se nacházela na Vysočině, poblíž obce Velký Rybník. Zde byly zbudovány tři nové umělé mokřady. Voda je na mokřady přiváděna z drenáže ze zemědělsky využívané půdy přes rybník, který částečně stabilizuje průtok. Před velkými průtoky, jež by mohly „vypláchnout“ mokřad, byl zbudován obtok, který svádí nadměrné průtoky vod mimo mokřady. Zkoumané vzorky byly odebírány na začátku i na konci mokřadu a následně došlo k jejich analýze a vzájemnému porovnání. Odběry probíhaly několikrát do roka a zároveň byla zjišťována produkce biomasy.

2 Cíle práce

Práce má za cíl zjistit účinnost absorpce celkového dusíku (TN) a celkového fosforu (TP) v tělech vybraných rostlin v mokřadech dotovaných vodou z drenáže odvádějící vodu z přilehlých polí. Vybrané rostliny jsou chřastice rákosovitá (*Phalaris arudinacea*) a zblochan vodní (*Glyceria maxima*). Tyto rostliny byly vysazeny na třech umělých mokřadech, na nichž každá rostlina zaujímala polovinu plochy každého mokřadu. Rostliny měly tím pádem pro absorpci živin takřka totožné podmínky. Závěrem zjišťování je porovnání rostlin mezi sebou a určení významu mokřadních rostlin pro odstraňování polutantů rozpuštěných ve vodním prostředí.

3 Literární řešerše

3.1 Mokřady

Mokřady byly v minulosti především místem, které v lidech vzbuzovalo spíše negativní pocity. Tento dojem mohlo vzbuzovat buď emoční vnímaní krajiny, nebo případně čistě pragmatický pohled, který nahlížel na mokřadní oblasti, jako na nevyužitelnou část půdy, jež se nedá zemědělsky ani jinak využít. Z tohoto důvodu často lidé taková území měnili na krajinu, kterou dokázali lépe obhospodařovat. Tyto změny většinou doprovázelo odvodnění a vysušení daného stanoviště a tím i zničení celého mokřadního ekosystému, bez uvědomění si širšího dopadu na okolní přírodu (Vymazal 1995; Vymazal 2004).

Mokřady z hlediska ekologického nabyly na popularitě především v 60. letech minulého století, kdy se v Německu začala používat technologie umělých mokřadů s horizontálním podpovrchovým prouděním k čištění odpadních vod. To se událo na základě výzkumu Käthe Seidela. O další rozvoj se v 70. letech zasloužil Reinhold Kickuth (Vymazal, 2009).

Pojem mokřady vystihuje pevninská území, která jsou kvůli své poloze zamokřena po část roku, nebo po celý rok. Mokřady jsou často přechodem mezi suchozemským (terestrickým) a trvale zaplaveným hlubinným prostředím (vodním prostředím) (Smith, 1980; Kadlec et Wallace, 2009). Mohou se nacházet na rovinatých území s terénní depresí, či v oblastech s velkými svahy a nízkou propustností půdy. Jednotící princip vzniku mokřadu je to, že na území, na kterém vzniká, je půda po patřičnou dobu dostatečně nasycená, aby vyloučila druhy rostlin, jež nedokáží růst v takto nasyceném podloží a aby došlo v půdě k patřičným chemickým, fyzikálním a biologickým změnám, které vznikají během zaplavení oné oblasti. Rostliny, jež se adaptovaly na takovéto prostředí, se musely adaptovat především na to, že některých látek se jim zde dostává v nižší míře než v terrestrickém prostředí. To se týká především kyslíku, který je v půdě omezen, díky čemuž zde mohou probíhat anaerobní procesy (Kadlec, Wallace, 2009).

Současné rozšíření a rozsah mokřadů se již úzce neshoduje s tím, co existovalo dříve. I přes historickou eliminaci, nebo právě proto, dnes pokrývají mokřady 4 % - 6 % zemského povrchu (Junk et al., 2013; Mitsch, 2013). Historicky můžeme pozorovat

nejvyšší úbytek přirozeně vzniklých mokřadů v Evropě, a především v Severní Americe. V současnosti se zde ovšem vynakládají nemalé finanční prostředky na obnovu těchto území. Ničení a ztráta mokřadu díky lidské činnosti postihla pochopitelně skoro celý svět. Například Nový Zéland přišel přibližně o 90 % svých původních mokřadů, proto tento stát vynaložil velké úsilí na obnovu bažin a dalších mokřadů především v okolí řeky Waikato na Severním ostrově a v okolí Christchurch na východním pobřeží Jižního ostrova (Mitsch, 2013). Rozloha mokřadů v některých významných regionech není známá. Tyto regiony představují především Jižní Amerika, Afrika a Rusko. Důvodem tohoto je především neexistence podrobných soupisů a nejednotná definice mokřadů (Junk et al., 2013).

Mokřady pozitivně ovlivňují hydrologické a klimatické podmínky ve svém okolí. Přirozeně zadržují vodu v krajině, tím zároveň přispívají ke zvýšení hladiny podzemních vod. Díky zadržování vody a pomalému uvolňování mohou snižovat intenzitu a dopady případných povodní. V obdobích velkého sucha při vypuknutí požáru mohou sloužit také jako bariéra, která zmírní, či zastaví šíření lesních požárů, případně v takovém případě poskytne útočiště pro lesní zvěř (Endter-Wada et al., 2020).

V přírodní kulturní krajině zaměřené na zemědělství, která je často velmi homogenní, výrazně dominují mokřadní oblasti z hlediska biodiverzity. Mokřady skýtají široké druhové zastoupení vodních rostlin. Poskytují útočiště pro řadu živočichů, především pro ryby, různé druhy obojživelníků a bezobratlých (Thiere et al., 2009; Mitsch, 2015). V jediném mokřadu můžeme najít přes sto druhů bezobratlých (Thiere et al., 2009). Mokřady jsou též důležitým útočištěm pro velký počet vodních ptáků.

3.1.1 Ramsaraská úmluva

Mokřady spolu s mokřadními rostlinami jsou dnes v České republice chráněny mnoha různými způsoby. Územní ochrana je provedena formou velkoplošných a maloplošných území. Dalším způsobem ochrany, který cílí nejen na mokřadní oblasti, jsou významné krajinné prvky, do nichž ze zákona spadají rybníky a říční nivy. K ochraně mokřadů může přispívat i další opatření, jako například ochranná pásma

kolem vodních zdrojů, která vymezují území, kde je omezeno případně zcela zakázáno hnojení (Rybka, 2007).

Mokřady neměly po dlouhý čas u nás ani ve světě žádnou legislativní ochranu. Jedním z nejdůležitějších mezinárodních milníků v ochraně mokřadů je rok 1971, kdy se v Íránském městě Ramsar sjednává Úmluva o mokřadech, která nabývá mezinárodního významu a zaměřuje se na mokřady, především jako na biotop pro vodní ptactvo (Matthews, 2013). Podnětem k ujednání této úmluvy bylo uvědomění, že ptáci při svých tazích mohou překonávat hranice států a je proto vhodné na ně nahlížet jako na mezinárodní zdroje. Úmluva se především soustředila na zásadu rozumného využívání mokřadů, přičemž uznává význam udržitelného nakládání s nimi tak, aby nedocházelo k negativním zásahům do těchto ekosystémů a následnému poškození či ztrátě (sdělení č. 396/1990 Sb.). Pro tuto úmluvu je jasně stanovená definice pro to, co je mokřad. Úmluva ho definuje jako: „území bažin, slatin, rašelinišť i území pokryta vodou, přirozeně i uměle vytvořena, trvalá či dočasná, s vodou stojatou či tekoucí, sladkou, brakickou či slanou, včetně území s mořskou vodou, jejíž hloubka při odlivu nepřesahuje šest metrů“ (dle článku 1 sdělení č. 396/1990 Sb.).

Každý z členů úmluvy by měl vytipovat na svém území vhodná stanoviště, minimálně jedno, pro přidání do Seznamu mezinárodně významných mokřadů (dle článku 2 sdělení č. 396/1990 Sb.). V roce 2021 se k Ramsarské úmluvě přidalo už 172 smluvních stran. V současnosti seznam obsahuje více jak 2 400 mokřadů z celého světa s přibližnou rozlohou 2,5 milionu km². Česká republika se k úmluvě přidal až v roce 1990 a momentálně má v seznamu zaznamenáno 14 mokřadů mezinárodního významu (MŽP, 2025). Šumavská rašeliniště, která byla zapsána již v roce 1990 spolu s Krušnohorským rašeliništěm a Mokřady dolního Podyjí patří k největším v České republice a zabírají přes 10 000 ha. (NP Šumava, 2019).

Specifickým typem mokřadů jsou rašeliniště. Ta byla devastována lidskou činností výrazněji nežli jiné mokřadní plochy. To bylo způsobeno především těžbou rašeliny, která se využívala především jako palivo. Úbytek rašelinišť kvůli těžbě můžeme pozorovat po celé Evropě (Mackin et al., 2017; Galka et al., 2022). Rašeliniště se vyskytují v chladných a vlhkých oblastech. Podle jejich vodního režimu je můžeme dělit na rašeliniště minerotrofní, takzvaná slatiniště, která primárně čerpají vodu z podzemních pramenů. Druhým typem je rašeliniště ombrotrofní, takzvané

vrchoviště, které naopak získává vodu výhradně ze srážek. Díky postupnému vrstvení odumřelé biomasy může v průběhu let dojít ke změně z rašeliniště minerotrofního na rašeliniště ombrotrofní (Spitzer and Buřková, 2008; Pezdir, 2021). Změna vodního režimu často mění půdní prostředí a s ním mění i druhové složení daného rašeliniště (Linkevičiene et al. 2023). Podmínky pro život zde nejsou příliš příznivé a organizmy, které zde chtějí žít, se musejí dostatečně přizpůsobit. To především kvůli kyselému prostředí a velkým teplotním výkyvům, které v rašeliništích v České republice dosahují rozdílu až 40 °C mezi dnem a nocí (Spitzer and Buřková, 2008).

Všechny typy přírodních mokřadů mají svá specifika a zajímavosti, o kterých by se dalo dlouze hovořit. Jedním ze společných znaků je, že v minulosti byly díky lidské činnosti úmyslně eliminovány. Jako poslední příklad uvedu lužní lesy, které jsou cyklicky zaplavovány a díky vysoké hladině spodní vody je, podobně jako u rašelinných oblastí, jejich půda chudá na kyslík. U těchto zaplavovaných oblastí došlo v posledních desetiletích ke ztrátě plochy o více jak 50 % a v Evropě a Severní Americe se ztráty pohybovaly dokonce až kolem 80 % i přes to, že lužní lesy spolu s říčními nivy patří k nejkomplexnějším a nejdynamičtějším biotopům pevninské části naší planety (Davidson and Finlayson, 2018; Havrdová and Doudová, 2023).

3.2 Umělé mokřady

Uměle vybudované mokřady, někdy také nazývané vegetační kořenové čistírny, bývají těm přírodním velmi blízké, neboť, jsou navrženy tak, aby využívaly přírodních procesů spojených s mokřadní vegetací, půdou a s mikrobiální složkou, která se k nim váže (Vymazal, 2005). Tyto mokřady se využívají k čištění různých typů znečištěných vod. Takovéto mokřady se z vizuálního hlediska velmi dobře začlení do okolní přírody, ovšem jejich největší výhodou oproti jiným typům čištění vod jsou nízké provozní náklady a nízká náročnost na údržbu. Použití může být jak primární, tak sekundární čištění splaškových odpadních vod, znečištěných vod ze zemědělství, vod z průmyslu nebo pro vyčištění srážkových vod (Divyesh Parde et al., 2021).

Základní dělení mokřadů se člení podle průtoku vody tělesem. Proudění vody může probíhat buď s volným povrchovým prouděním, nebo s podpovrchovým průtokem vody. U povrchového proudění se umělé mokřady dále dělí podle typu

vegetace, která na daném stanovišti roste. Na mokřadech může být použita emerzní neboli vynořená vegetace, submerzní neboli ponořená vegetace, případně vegetace s plovoucími listy. Mokřady s podpovrchovým průtokem jsou často užívaným typem, který má další dvě rozdělení podle směru proudění vody tělesem, a to na mokřady s horizontálním prouděním a mokřady s vertikálním prouděním (Vymazal, 1995; Stefanakis et al, 2014).

3.2.1 Umělé mokřady s volnou vodní hladinou

Mokřady s volnou vodní plochou jsou v přírodě přirozeně a často vyskytujícím se druhem mokřadu. Tento typ můžeme dále dělit podle typů rostlin, které jej obývají. O tomto členění víc v kapitole 3.4. Voda pomalu protéká mokřadem. Nízké rychlosti proudění napomáhají mokřadní rostliny, které proud vody zpomalují. Voda protéká v tenké vrstvě, jenž zajišťuje dobrý styk s ovzduším a tím dochází k okysličení vody a vzniku dobrých podmínek pro nitrifikaci, která snižuje amoniakální znečištění. Účinnost odstraňování ostatního znečištění je spíše průměrná až nižší. Odstranění stopových kovů je pohybuje kolem 50 %, BSK a CHSK mezi 50 % a 60 % podobně jako u dusík a nerozpuštěné látky v rozmezí 70 % a 80 %.

Mokřady s volnou vodní hladinou jsou náchylné na klima a v zimních měsících může dojít k zamrznání a tím k výraznému snížení účinnosti odstraňování polutantů z vodního prostředí. Pokud je z mokřadu po sezóně odstraňována biomasa, například kosením, doporučuje se provádět tento zásah až na jaře, neboť biomasa rostlin může v zimních měsících působit jako izolační vrstva a bránit tak zamrznání. Při dlouhodobě trvajících nízkých teplotách může dojít k zamrznutí vodní ploch až na dno. Z tohoto důvodu je vhodné v zimních měsících zvýšit hladinu a umožnit tak proudění vody pod ledem. Hendikepem povrchového proudění je to, že při vyšším zatížení znečištěním odpadní vody, může docházet k nepříjemnému zápachu v okolí mokřadu (Vymazal, 1995; Šálek et Tlapák, 2006; Vymazal, 2016; Parde et al.,2021).

3.2.2 Kořenová čistírna s horizontálním prouděním

Nejpoužívanějším konceptem kořenových čistíren v Evropě jsou právě čistírny s horizontálním prouděním (Vymazal, 2005). Princip čištění u vody v mokřadech s horizontálním i vertikálním podpovrchovým prouděním je ten, že znečištěná voda protéká propustným substrátem, který je osazen mokřadními rostlinami. Důležité je zvolit správnou velikost zrnitosti substrátu, aby nedocházelo k zanášení a případnému zatápění objektu (Vymazal, 2016). Horizontálně protékané mokřady mají poměrně velkou náročnost na plochu. Plocha mokřadu na jednoho ekvivalentního obyvatele (EO) se pohybuje mezi 5 až 10 m² (Parde et al., 2021). U tohoto typu čistíren se nachází aerobní prostředí i anaerobní prostředí. Převažují tu však anaerobní procesy. Aerobní prostředí nalezneme především u povrchu filtračního lože a v okolí kořenového systému. Kořenová čistírna s horizontálním prouděním má dobrou účinnost pro odstranění nerozpuštěných látek, organického znečištění (BSK₅) a také pro patogeny. Vzhledem k převažujícímu anaerobnímu prostředí není tento typ příliš vhodný pro odstranění amoniaku a amonných kationtů (Vymazal, 2004; Divyesh et al., 2021).

3.2.3 Kořenová čistírna s vertikálním prouděním směrem dolů

Do kořenové čistírny s vertikálním průtokem přitéká znečištěná voda do svrchní části filtračního lože, zde se zasakuje a proudí směrem dolů ke dnu a dotud je odváděna pryč z mokřadu. Jednou z předností vertikálně protékané čistírny oproti horizontálně protékané je menší náročnost na plochu. U vertikálně protékaných čistíren je požadavek na plochu kolem 1 až 3 m²/EO. Naproti tomu je zde o něco větší hloubka filtračního lože (Divyesh et al., 2021). Ve vertikálně protékaných čistírnách je aerobní prostředí, díky čemuž může docházet k nitrifikaci a tím k odstraňování amoniakálního dusíku. Vertikálně protékané čistírny sice zvládají lépe amoniakální znečištění než horizontálně protékané čistírny, ale nedokáží tak účinně odstranit zatížení dusičnany. Tím pádem není účinnost odstranění celkového dusíku (TN) tak vysoká. V porovnání s horizontálním průtokem je koncentrace TP u vertikálně protékané čistírny o 25 % vyšší (Luederitz et al., 2001). Vertikálně protékané mokřady je nutné pro správnou funkci zaplavovat přerušovaně. Zaplavením celého pole mokřadu a následným vysušením se filtrační pole lépe prokyslíčí, čímž se zvýší účinnost nitrifikace, díky které se z odpadní vody odstraňuje amoniakální znečištění.

Vertikální čištění je oproti horizontálnímu čištění náročnější na rozvod vody. Je důležité, aby se voda na povrchu rozvedla po celé ploše rovnoměrně pomocí sítě distribučního potrubí. Distribuční potrubí může být uloženo ve dvou hladinách a pomocí rozdělovací šachty před potrubím můžeme volit vhodnější variantu nátoky. V zimních obdobích je využíváno nižšího z obou potrubí, jenž je uloženo v nezámrazné hloubce a brání odstavení čistírny. Pro dávkování znečištěné vody je nutné zbudovat jímací nádrž, ze které bude voda dávkována do mokřad. Dávkování může probíhat pomocí speciálních sifónů, plovákových výpustí, případně pomocí čerpadel, která zvyšují energetickou náročnost čistícího procesu. (Němcová et Křiška, 2020; Vymazal, 2004).

Vertikální kořenové čistírny mohou být zapojeny za sebou do takzvané kaskády, někdy se tomuto provedení říká také „Francouzský systém“. Takovéto zapojení dokáže, v porovnání s jednoduchým vertikálním schématem, mírně snížit plochu mokřadu potřebnou pro dosažení požadované čistící účinnosti. U vertikálního čištění se ve svrchní části hromadí a mineralizuje kal, u kaskádovitě zapojených polí je to především v prvním stupni. Výzkumy ukázaly, že nově konstruované vertikální mokřady potřebují jeden až dva roky k dosažení optimálního výkonu čištění, což odpovídá akumulaci a zrání kalu, který podporuje vytvoření různorodé mikrobiální populace (Paing et al., 2015; Yadav et al., 2018; Parde et al., 2021).

3.2.4 Kořenová čistírna s vertikálním prouděním směrem vzhůru

Vertikální mokřad se směrem proudění od zdola nahoru je stavebně i rozměrově řešen podobně jako mokřad s prouděním shora dolů. K čištění vody dochází, stejně jako u proudění shora, v nádrži s filtračním substrátem. Rozdíl je ve stavebním provedení přívodu odpadní vody a odtoku vyčištěné vody z filtračního pole. Znečištěná voda je zde přivedena na dno nádrže a stoupá směrem vzhůru, kde je odváděná sběrným drénem pryč z mokřadu. Tato čistírna je podobně jako čistírna s prouděním směrem dolů náchylná na zamrzání, proto je sběrný drén odvádějící vyčištěnou vodu umístěn do nezámrazné hloubky. Zamrzání v zimních měsících se dá předejít, podobně jako u předchozího typu čistírny, izolační vrstvou na povrchu filtračního pole, kterou může do jisté míry plnit i již přítomná vegetace na povrchu mokřadu. Dalším způsobem zabráňujícím přerušení čistících procesů během zimy je

případné zatopení filtračního lože, kde voda proudí po ledem (Vymazal, 1995; Šálek et Tlapák, 2006).

3.2.5 Kombinovaný systém kořenových čistíren

Kombinovaný mokřad, někdy také nazývaný hybridní mokřad, je systém využívající vícestupňové čištění. To znamená, že čištěná voda protéká kombinací různých typů mokřadů. Nejčastěji se jedná o kombinaci horizontálního a vertikálního mokřadu, případně dalších typů. Zapojením více druhů čištění za sebou docílíme vyšší účinnosti čištění. Kombinací vertikálního a horizontálního čištění docílíme odstraňování polutantů v aerobním i anaerobním prostředí a tím k odstranění větší škály znečištění (Vymazal, 2004; Parde et al., 2021).

3.2.6 Ostatní kořenové čistírny

Dalšími typy čištění, které stojí za zmínku, je zmatený podpovrchový tok a provzdušňovaný mokřad. U prvního typu jsou ve filtračním poli vybudované vertikální překážky, které nutí vodu proudit nahoru a dolů skrz mokřad. Tím prodloužíme délku proudění a zvýšíme tak čas kontaktu vody s filtračním médiem. V tomto systému je dosahováno zlepšené účinnosti odstranění dusičnanů, než v mokřadu bez zbudovaných bariér (Parde et al., 2021).

Kvůli nepřístupu kyslíku v mokřadu s horizontálním prouděním se organická hmota rozkládá pomalu. Provzdušňování pomocí aerátorů zlepšíme kyslíkové podmínky. Tím docílíme zlepšení aerobních podmínek a zvýšíme účinnost některých čistících procesů, jiné procesy, které potřebují anaerobní prostředí tím ovšem přerušíme. Využití aerátorů je možné jak v mokřadech s povrchovým, tak i podpovrchovým prouděním. Provzdušňovaný mokřad má nároky na elektrickou energii, vyžaduje však méně energie než konvenční typy čištění (Parde et al., 2021).

3.3 Stavební provedení kořenových čistíren

Pro správnou funkci kořenové čistírny je důležité její stavební provedení. Musíme dbát na to, že po čistírně požadujeme nejen správnou čistící funkci, ale také určitou trvanlivost čistících procesů. Toho můžeme docílit správnou údržbou, jako například předčištěním přiváděné vody, jež se týká především látek, které by mohly ucpat filtrační lože. Pro správnou čistící funkci je dobré si předem rozmyslet, jaké bude daná kořenová čistírna odstraňovat znečištění a podle toho zvolit typ stavebního provedení. Díky poměrně snadné realizaci a nízkým provozním nákladům je u nás kořenová čistírna s horizontálním prouděním velmi populární, i můj výzkum probíhal u tohoto typu čistírny, proto se dále zaměřím na stavební provedení kořenové čistírny s horizontálním prouděním (Mlejnská et al, 2015).

3.3.1. Konstrukce kořenové čistírny

Přivedení znečištěné vody do kořenové čistírny by mělo předcházet předčištění. Způsob předčištění se volí podle typu přiváděné vody. Typ předčištění se bude lišit u různých typů vod, například u komunální odpadní vody bude důležitost předčištění vyšší než u vody přiváděné z polí pomocí drenáže. Základními prvky samotného kořenového pole jsou přítokové a sběrné potrubí, filtrační substrát, těsnící prvky, vegetace a případně rozdělovací a regulační šachty. Předčištěná voda je přiváděna přes rozdělovací šachtu přívodním potrubím na začátek filtračního pole. Pro plné využití čistícího potenciálu je důležité, aby byla přivedená voda rozdělená rovnoměrně po celém přítokovém pásu. Tomu může napomáhat rozvodné potrubí, které je usazeno na začátku, kde je obsypáno substrátem s větší frakcí, která dovolí lepší transport vody. Jako rozvodné potrubí se často využívá drenážní potrubí, jež však nemusí zajistit rovnoměrný rozvod vody po nátokovém pásu a může docházet k lokálnímu přetížení a kolmataci části filtračního pole. Rozvodné potrubí by mělo mít dostatečně velké otvory na vývod vody. Otvory menší než 2 cm se mohou snadno ucpat. Pro snazší údržbu je vhodné, aby bylo potrubí na konci vyvedeno nad zem. Dno filtračního pole je vhodné umístit na jílové podloží. Pro naprostou těsnost objektu je na dně filtračního pole použita hydroizolační folie o tloušťce 1 mm až 2 mm, která je vyvedena ode dna až do úrovně provozní hladiny, případně výše. Hydroizolační folie je chráněna geotextilií před případným poškozením. Hydroizolace je provedena z důvodů zamezení přístupu podzemní vody do kořenového lože a naopak, zamezení

pronikání nevyčištěné odpadní vody do podzemních vody. Dno filtračního lože by mělo být rovné s mírným sklonem mezi 1 % a 2 %. Pás s rozvodným potrubím) a s hrubší frakcí zemního materiálu přechází do filtračního lože, které je tvořeno jemným říčním pískem, případně šterkem, drceným kamenivem nebo kačírkem. Filtrační lože je osazeno mokřadními rostlinami. U nás nejčastěji používanými rostlinami jsou zblochan, rákos a chrastice. Může být ovšem využita celá řada jiných vhodných rostlin, případně jejich kombinace. Na konci kořenového lože je opět minerální pás tvořený hrubší frakcí, který funguje, jako sběrný dren, přes který putuje vyčištěná voda do sběrného potrubí, odkud je odváděna do regulační šachty. Regulační šachta nejčastěji funguje na dvou principech, a to na regulaci výšky hladiny pomocí odvodní hadice, případně na regulaci výšky pomocí dlužové stěny. Oba tyto způsoby nabízejí dobré fungování a snadné ovládání při regulaci výšky hladiny. Regulací hadiny můžeme docílit dočasného zaplavení, díky kterému můžeme dosáhnout zahubení nežádoucích rostlin v kořenovém poli. V opačném případě můžeme pulzně snižovat hladinu vody. Tímto snižování, které se pohybuje v rozmezí 0,4 m oproti normálu, můžeme docílit lepších aerobních podmínek, a tím zvýšit účinnost odstranění amoniakálního dusíku (Vymazal, 1995; Vymazal, 2004; Šálek et al., 2012; Mlejnská et al., 2015).

3.3.2. Zapojení a tvarové specifikace mokřadních čistíren

U kořenových čistíren se nejčastěji setkáme s obdélníkovým, případně lichoběžníkovým tvarem kořenového lože. Můžeme se setkat ovšem i s jinými tvary, jako je například kruhový tvar, půlkruhový tvar a další. Tyto méně obvyklé tvary se volí především z estetických důvodů a setkáme se s nimi hlavně u menších domovních čistíren. Při takovéto volbě je důležité dbát na dobrý transport vody po celém tělese filtračního lože (Šálek et Tlapák, 2006).

Běžně bývá délka filtračního lože u horizontálně protékaných mokřadů mezi 12 až 14 m. Na této vzdálenosti probíhá většina rozkladných a filtračních procesů. Délka lože může být i delší, ale kratší vzdálenost se nedoporučuje. Při zvyšujících se nárocích na čištění objemu vody, roste především šířka kořenového lože, po němž musí být rovnoměrně rozveden celý objem přivedené vody. Takováto čistírna je limitována maximálním objemem, na který může být dimenzována. Maximální navrhovaná

kapacita čistírny je pro 500 ekvivalentních obyvatel (EO), výjimečně až 1000 EO (Vymazal, 1995; Vymazal et Kröpfelová, 2008; Vymazal, 2009). Nalezneme však mnoho čistíren, které jsou dimenzovány na mnohem větší počet obyvatel. Toho je docíleno znásobením filtračních kořenových polí. V případě potřeby lze vystavět kořenovou čistírnu s více poli zapojenými paralelně, vedle sebe. Takovéto zapojení nám dovolí nejen vyšší kapacitu připojených obyvatel, ale zároveň je takovéto zapojení vhodné pro případnou nutnost odstavení části čistírny. Při poruše, případné rekultivaci či rekonstrukci kořenového lože nabízí paralelní zapojení možnost odstavení jednoho pole bez toho, aby muselo dojít k odstavení celé čistírny. Další možností zapojení kořenových polí je sériové zapojení. Při sériovém zapojení je dobré počítat s možnými odstávkami jednotlivých polí a vybudovat samostatný nátok na každé pole, což umožní průběh čištění i v případě nutné odstávky jednoho z polí. Při sériovém zapojení je doporučováno použít různé frakce filtračního substrátu v jednotlivých polích. Pro první pole bude volena větší frakce než pro druhé, tímto docílíme lepšího čistícího účinku s menší náchylností ke kolmataci. Zapojení za sebou do takzvaných kaskád je často využíváno u vertikálně protékaných čistíren, kde je tímto umožněno pulzní plnění a krátkodobé provzdušnění, a z toho vyplývající regenerace filtrační náplně. Sériové zapojení se samozřejmě dá použít zároveň s paralelním. Při této kombinaci je možno snížit počet zapojených polí v následných krocích, protože na dočistění v dalších polích už nemusí být potřebná tak dlouhá doba zdržení (Mlejnská et al., 2015; Fučík et al., 2021).

Sériové zapojení se nemusí kombinovat pouze se stejným typem mokřadních polí. Při kombinaci bychom měli dbát na místní podmínky, aby například klimatické podmínky nebránily provozu jednotlivých polí, k čemuž by mohlo docházet kupříkladu u mokřadu s povrchovým prouděním v místech, kde se teploty dlouhodobě pohybují pod bodem mrazu. Takovýmto kombinovaným zapojením je i takzvaný „hybridní systém“. Jedná se o zapojení vertikálně protékaného kořenového pole a horizontálně protékaného kořenového pole. Tato kombinace zajistí čištění v aerobních i anaerobních podmínkách a tím dokáže lépe odstranit více typů znečištění (Mlejnská et al., 2015).

3.4 Mokřadní makrofyta

Ve vodním prostředí nalezneme velké zastoupení rostlinných druhů. Tyto rostliny můžeme dělit na mikrofyta a makrofyta. Mikrofyta jsou nižší zelené rostliny, a to zejména řasy, sinice a rozsivky. Tyto organismy mají ve vodním prostředí velký význam, a to především kvůli doplňování kyslíku do vodního prostředí. My se ovšem zaměříme spíše na makrofyta, mezi které se řadí vyšší rostliny, mechy, chaluhy a ruduchy. Role makrofyt v mokřadech byla často zpochybňována, protože procesy, jež zde probíhají, jsou především fyzikální a mikrobiální. Důležitou funkci, kterou makrofyta ve vztahu k čištění odpadních vod mají, jsou fyzikální účinky vyvolané přítomností rostliny. Pokud se jedná o mokřad s podpovrchovým průtokem, tak vysazené rostliny stabilizují povrch filtračního pole. Dále poskytují dobré podmínky pro filtraci, zabraňují ucpávání ve vertikálním směru. V zimních obdobích izolují povrch filtračního pole a tím brání promrzání půdy. Kořenový systém makrofyt poskytuje velkou plochu pro růst přisedlých mikroorganismů odpovědných za čisticí procesy a zároveň dodává kyslík do rhizosféry, čímž přispívá k aerobním procesům rozkladu organické hmoty a napomáhá nitrifikaci (Brix, 1997).

V suchých územích, kde dochází k intenzivnímu zemědělství, je pro mokřadní rostliny nepříznivé prostředí, přesto zde často samovolně vznikají mokřadní stanoviště, a to takzvané mokřadní příkopy. Tyto příkopy mají primární přísun vody ze zemědělského odvodnění. Tato drenážní voda s sebou běžně nese velké množství živin získaných splachem umělých hnojiv ze zemědělské půdy. Živiny přispívají k následné eutrofizaci vodních útvarů dále po proudu. Mokřadní rostliny zde hrají významnou roli při zachytávání těchto živin, čímž zlepšují kvalitu dotékající vody. Vzhledem k pozitivním vlastnostem dochází i k cílenému zakládání těchto mokřadních příkopů, případně bývá voda z drenáží svedena do jednoho místa, odkud voda putuje přímo do klasického mokřadu, kde dojde čistícími procesy ke zlepšení jakosti vody (Wang, 2024).

Umělé vytvořené mokřady, jak již bylo zmíněno, se dají členit i podle typu vegetace osidlující tento vodní útvar. Členění podle vegetace se používá především u mokřadů s volnou hladinou. Vegetace může být emerzní, submerzní, s plovoucími listy nebo volně plovoucí. U nejčastějších zástupců tohoto členění si následně

popíšeme jejich obecnou charakteristiku a způsoby využití při čistírenských procesech.

3.4.1 Submerzní vegetace

Submerzní neboli ponořená vegetace má většinu nebo celé své tělo ponořené pod vodou. Zastoupení druhů rostlin tohoto typu je široké a nejčastěji se vyskytují ve vodách bohatých na živiny, kde můžeme nalézt velké submerzní rostliny. Ve vodách s nižší eutrofizací se nacházejí spíše menší submerzní rostliny. Submerzní makrofyty jsou důležitými producenty, kteří hrají důležitou roli zejména v koloběhu prvků a dostupnosti živin pro fytoplankton. Submerzní rostliny můžeme dále dělit na vznášející se a zakotvené. Tyto rostliny žijí spíše v mělkých vodách, především rostliny kořenící ve dně jen zřídka najdeme ve větších hloubkách, a to především kvůli limitnímu faktoru slunečního záření. Submerzní rostliny přijímají živiny pomocí kořenů, ale mohou je přijímat i z vody prostřednictvím celého těla. Submerzní rostliny preferují vody, které jsou bohaté na kyslík, z tohoto důvodu se vyskytují ve vodách s nízkým organickým znečištěním, které by jim potencionálně odčerpávalo kyslík z vodního prostředí. Z těchto důvodů se při čištění odpadních vod hodí spíše k dočišťovacím procesům (Vymazal, 1995; Šálek et Tlapák, 2006; Pelechata et al., 2023).

Jako typického zástupce submerzních rostlin můžeme uvést například vodní mor kanadský (*Elodea canadensis*). Jde o vytrvalou rostlinu, jež má dlouhé ohebné stonky, které po celé délce porůstají drobnými přisedlými zelenými až průhlednými listy, jež ve velmi mělkých vodách mohou prorůstat až k vodní hladině. Vodní mor koření ve dně nebo se může volně vznášet. Jak jeho název napovídá, pochází ze Severní Ameriky. Po zavlečení na evropský kontinent se rozšířil prakticky do všech států Evropy. U nás ho můžeme najít od nížin až po podhůří. Roste především ve stojatých nebo pomalu tekoucích vodách do hloubky jednoho metru. V zahraničí byly nalezeny případy, kdy se rostlina vyskytovala v hloubce až pět metrů. Rostlina preferuje dobře průhlednou vodu, ale dokáže snášet i zastínění, proto ji můžeme nalézt i v lesních aluviálních tůních. Přestože se jedná o dvoudomou rostlinu, tak v České republice se vyskytují výhradně samičí rostliny, tudíž nedochází k vytvoření plodu a

rozmnožování v našich podmínkách probíhá pouze nepohlavně (Lahring, 2003; Chytrý, 2011).

Dalším zástupcem vyskytujícím se na našem území je stolítek klasnatý (*Myriophyllum Spicatum*). Stejně jako vodní mor kanadský žije tato rostlina v mělkých stojatých či pomalu tekoucích vodách do hloubky půl metru pod hladinou. Původ tohoto druhu je v Evropě, Asii a severní Africe. Dnes je rozšířen po celém světě s výjimkou aridních oblastí. Stolítek snáší poměrně velkou teplotní toleranci, zvládá jak pravidelné zamrzání vod, tak i vyhřáté vody v jižních oblastech. Stolítek je vytrvalá pionýrská rostlina s plazivým oddenkem s kořeny. Lodyha je větvená v tekoucích vodách často načervenalé barvy. V našich podmínkách může dorůst až 3 metrů, v tropických oblastech dokonce až 6 metrů. Listy jsou ponořené, vyrůstají v přeslenu a mají peřenosečný tvar. Květenství je tvořeno mnohokvětými klasy a je vynořeno nad vodní hladinu. Na plůdkových rybnících slouží jako útočiště pro mladé ryby a ostatní živočichy, čímž může zvýšit biodiverzitu. Rostlina okysličuje vodní prostředí. V eutrofizovaných vodách může dojít snadno k jejímu přemnožení a vzájemnému stínění si, což má za následek přerušení fotosyntézy a odčerpávání kyslíku z vodního prostředí. To může vést k negativnímu působení na ryby, v některých případech až k úhynu. Hustý porost se může stát pro větší ryby fyzickou bariérou, skrz kterou nejsou schopny proplout nebo v ní dlouhodobě existovat. (Leugnerová, 2008; Chytrý, 2011).

3.4.2 Volně plovoucí vegetace (Pleustofyty)

Volně plovoucí rostliny na rozdíl od ostatních nekoření ve dně, ale jejich kořeny volně plují ve vodě (Hartman et al., 1998). To jim znemožňuje čerpat živiny přímo ze substrátu, proto musí veškeré živiny čerpat pouze z vody. Volně plovoucí rostliny však nezaměňujeme s rostlinami z plovoucích umělých mokřadů. Přestože rostliny v těchto mokřadech čerpají živiny také pouze z vody, nejedná se o volně plovoucí vegetaci. V těchto mokřadech se využívají emerzní mokřadní rostliny, které rostou na plovoucích nosičích. Mokřady s volně plovoucí vegetací jsou v zahraničí často využívaným způsobem čištění splaškových a průmyslových vod. Oproti běžným biologickým nádržím mohou takovéto mokřady dosahovat lepšího odstranění nerozpuštěných a organických látek (Šálek et al., 2012).

Nejčastěji využívaným zástupcem tohoto typu je vodní hyacint (*Eichhornia crassipes*). Jeho rozlehlý kořenový systém poskytuje podklad pro přisedlé druhy mikroorganismů. Rostlina má vysoký nárůst biomasy, čímž z vody odčerpává množství živin a díky procesům chemického srážení a adsorpce může docházet k odstraňování těžkých kovů z vody. Kvůli velkému nárůstu biomasy je vhodné na umělých mokřadech vytvořit bariéry proti rozrůstání. Pro zachování čistící účinnosti je vhodné rostliny sklízet, což s sebou nese vysokou technickou náročnost a také problém s uložením vytěžené biomasy, která doposud nenašla hojné využití. Vodní hyacint je jednou z nejexpanzivnějších rostlin světa a v tropických a subtropických oblastech dokáže ve volné přírodě porůst celou vodní plochu a vytlačit tak jiné rostliny, ale i živočichy. Hyacint dokáže zarůst drenáže, pomalé říční toky, tůň i jezera. Zakrytím celé vodní ploch zabrání průniku světla do vodního prostředí, kde nemůže probíhat fotosyntéza. Díky hustým propleteným kořenům, které se namotávají na lodní šrouby, znemožňuje dopravu na některých vodních cestách. Vodní hyacint je teplomilnou a světlo milnou rostlinou, proto u nás jeho přemnožení nehrozí, neboť mu nevyhovují naše krátké zimní dny s nízkou sluneční intenzitou a především nízké zimní teploty. Letální jsou pro hyacint teploty pod deset stupňů celsia. V případě venkovního pěstování hyacintu v našich podmínkách je nutné rostlinu přes zimu uchovat v krytých prostorách s dostatkem umělého světla (Žáková et al., 1994; Šálek, 2012).

Typickým zástupcem volně plovoucí vegetace v našich zeměpisných podmínkách je okřehek menší (*Lemna minor*). Čeď okřehkových je hojná v široké škále prostředí na všech kontinentech mimo Antarktidy. Okřehek menší je malá plovoucí vodní krytosemenná rostlina, která se skládá z jediného listového vějíře o průměru několik milimetrů a jednoho nerozvětveného kořene. Kvetení okřehku je velmi vzácné a spíše, než pohlavní rozmnožování probíhá většina reprodukce vegetativně. Díky této jednoduché reprodukční strategii může docházet v příznivých podmínkách k velmi rychlému nárůstu populace (Jewell et Bell, 2023). Okřehek se vyskytuje na klidné vodní hladině, kde vytváří rozvolněné i zcela zapojené porosty. Osídluje eutrofní vody s nižší vodní hladinou, příkladem mohou být menší rybníky, rybí sádky, kanály, mrtvá ramena řek, tůň a další. Na velkých vodních plochách, kde se vyskytuje vítr a vlnobití, okřehek nenajdeme, neboť mu tyto podmínky znemožňují nerušený rozvoj. Ve vodách s výskytem této rostliny obsah živin kolísá v poměrně širokém rozmezí, přesto se pohybuje spíše ve vyšších hodnotách. Okřehek menší je

v našich podmínkách dominantním druhem z čeledi okřehekových a snáší dobře i nízké teploty, proto ho můžeme potkat i v nadmořských výškách až kolem 800 metrů nad mořem. Porost se začíná vyvíjet již v květnu, v teplejších letech i dříve, a optimum u něj nastává v letních měsících. V mírných zimách mohou porosty přetrvávat do dalšího vegetačního období. Okřehek menší na rozdíl od hyacintu nepředstavuje velké riziko, proto není zapotřebí proti němu vynakládat nějaká zvláštní opatření, pouze v rybníčním hospodaření může docházet k negativnímu působení. Menší plochy tohoto druhu jsou na rybnících vnímány pozitivně, protože mohou poskytnout útočiště pro rybí plůdek a zooplankton. Při pokrytí větších ploch hladiny však může docházet k zabránění pronikání slunečního svitu pod vodní hladinu a tím i ke snížení prokysličování vody. V menších chovech drůbeže se okřehek používá jako krmivo, případně se dá i dobře kompostovat (Chytrý, 2011).

3.4.3 Vegetace s plovoucími listy (Natantní makrofyty)

Tato vegetace koření v substrátu a s plovoucími listy a květy je spojena řapíky a stvoly, které v sobě obsahují vzdušné pletivo, jež je vynáší k hladině. Rostliny s plovoucími listy se vyskytují v zatopených mokřadech většinou v rozmezí od 0,5 metru do 3 metrů (Vymazal, 1995). Typickými zástupci jsou rostliny rodu leknínů. Leknínky kvetou po celém světě na mírném, subtropickém a tropickém pásu a mají různé barevné varianty, právě podle míst, na kterých se nacházejí (Stodola et Vaněk, 1987).

Nejčastěji u nás můžeme potkat leknín bílý (*Nymphaea alba*), který navzdory svému jménu má mnoho barevných variant, jež vznikly převážně šlechtěním. Leknín je u nás chráněný zákonem a můžeme ho často najít v zahradních jezírkách, kde plní převážně okrasnou funkci. Leknín bílý můžeme nalézt ve sladkých i v brakických stojatých vodách, případně ve velmi pomalu tekoucích vodách v hloubce 0,5 metru až 1,5 metru, méně často ve vodách hlubokých až 3 metry. Jedná se o vytrvalou rostlinu, která má plazivý oddenek, dlouhý až 1 metr. Tvoří se pouze splývavé listy, submerzní listy se netvoří. Květy leknínu jsou velké a na noc se zavírají (Stodola et Vaněk, 1987).

Leknín vyžaduje vyrovnaný vodní režim, proto se nevyskytuje na místech, kde dochází k častým a výrazným výkyvům vodní hladiny, nebo místech, která pravidelně vysychají, byť krátkodobě. Rostliny preferují osluněná místa, případně jen mírně zastíněná. Koření ve vodách, které mají vyšší zazemnění, s vrstvou organického bahna

u dna. Leknín najdeme ve vodách oligotrofních, mezotrofních a eutrofních s pH neutrálním nebo mírně zásaditým. Přestože leknín může mít poměrně velkou produkci biomasy, tak se tato vegetace hospodářsky nijak ve větší míře nevyužívala, přesto má výrazný význam, pro zachování biodiverzity. Na rostlinné společenstvo leknínů je navázáno mnoho bezobratlých, kteří slouží jako potrava pro ryby. Přílišné pokrytí vody lekníny by mohlo mít negativní dopad pro rybniční hospodářství. Vzhledem k vzácnost tohoto druhu však u nás tento problém nehrozí (Chytrý, 2011).

3.4.4 Emerzní vegetace

Vynořená neboli emerzní vegetace se vyskytuje od podmáčených půd s nasycenou vodní hladinou, která nevystupuje nad povrch substrátu, až do vod, jež mají hloubku 1,5 metru, výjimečně až 2 metry. Vynořená vegetace je stavbou těla více podobná terestrickým rostlinám nežli submerzním rostlinám. Vegetace koření v substrátu a nadzemní část rostliny je z větší části, případně celá, nad vodní hladinou. Emerzní rostliny se musejí často vyrovnávat s proměnlivým prostředím, ve kterém musejí zvládat krátkodobý nedostatek vody a následné zaplavování nad úroveň kořenového systému. Emerzní vegetaci můžeme označit jako přechodovou vegetaci mezi vodním a suchozemským prostředím. Tento typ vegetace je nejčastěji využíván v umělých mokřadech pro čištění, případně dočišťování odpadních a drenážních vod. (Vymazal, 1995; Chytrý, 2011). Při výstavbě kořenových čistíren se filtrační lože nejčastěji osazuje rákosem obecným, zblochanem vodním, chrasticí rákosovitou, sítinou rozkladitou, orobincem úzkolistým a širokolistým, skřípincem jezerním a dalšími. Především u domovních kořenových čistíren můžeme nalézt doprovodné rostliny, které tu jsou vysazovány spíše než pro čistící funkci, tak pro funkci estetickou. Takovými rostlinami mohou být kosatec žlutý, puškvorec obecný a šmel okoličnatý (Kočková et al., 1994).

Rákos obecný (*Phragmites australis*) je v našich končinách nejpoužívanější rostlinou pro kořenové čistírny ze zmiňovaných druhů mokřadních rostlin. Jde o vytrvalou rostlinu v dospělosti dorůstající výšky od 2 metrů do 4 metrů, kořeny mohou prorůst až do hloubky 1,5 metru. Jedná se o expanzivní rostlinu s poměrně širokou ekologickou amplitudou. Rákos dokáže poměrně dobře snášet krátkodobé výkyvy

včetně náhlých menších povodní. Na úplné zaplavení je však poměrně citlivý a při delší expozici tomuto stavu může dojít až k úhynu celé rostliny, k tomu dochází především u mladšího porostů (Kočková et al., 1994; Chytrý, 2011). Výskyt rákosu je nejčastěji ve vodách hlubokých 10 až 50 centimetrů, ale nezřídka ho můžeme nalézt i na místech, která nejsou zatopena vůbec. Naopak ve větších hloubkách rákos najdeme jen ojediněle, přesto jsou ze zahraničí známy případy, kdy byl jeho výskyt i ve vodách hlubších více jak dva metry. Rákos se ve volné přírodě vyskytuje v různých typech mokřadů. V našich podmínkách je to především v mělkých rybnících, slepých ramenech řek, tůních a dalších pomalu tekoucích vodách s nízkou hladinou. Také ho můžeme najít na vlhkých místech, jako jsou například těžební jámy, příkopy, kanály, opuštěné podmáčené louky a pole (Chytrý, 2011). Vegetace snáší vody o různé trofii od oligotrofních po silně eutrofní vody, leckdy i mírně zasolené. Také snáší vody kyselé i mírně bazické, které se většinou pohybují v rozmezí pH hodnot mezi 2 až 8. Optimální vegetační teplota je 12–23 °C. Při výskytu v běžné přírodě je dobré provádět zásahy proti zarůstání vodní hladiny. Při nekontrolovaném množení může dojít ke vzniku hustého nárůstu biomasy, která se může stát neprostupnou pro ryby, což může především na hospodářských rybnících způsobit nemalé škody (Kočková et al., 1994; Chytrý, 2011). V minulosti měl rákos velké hospodářské využití. Byl používán k výrobě věcí denní potřeby a jako palivo. Ještě dnes se využívá k výrobě střešní krytiny, a to především v zemích severozápadní Evropy. Porosty mají velký význam pro společenstva bezobratlých a pro společenstva ptáků, především v době hnízdění (Chytrý, 2011).

Zblochan vodní (*Glyceria maxima*) je rozšířen hlavně v Evropě, Austrálii a v západní Asii, především na Kavkaze. Můžeme ho najít i v Severní Americe, kam byl zavlečen. V České republice ho najdeme po celém území, roste v močálech na pobřežních bahnitých mělčinách s půdou bohatou na živiny. Zblochan je žlutozelená mokřadní rostlina se žlutavě nazelenalým až nafialovělým květenstvím. Rostlina dorůstá výšky okolo 80 cm, listy jsou dlouhé a ploché o šířce cca 2 cm. Zblochan má dlouhý plazivý oddenek, ze kterého vyrůstají dlouhá, tuhá, rovná a listnatá stébla. Vyhledává místa s vyšším stádiem zazemnění, díky čemuž je dobrým indikátorem zabahnění dna vodních útvarů. Zblochan preferuje vody s vysokou eutrofizací a nesnáší silně kyselé půdy (Stodola et Vaněk, 1987; Chytrý, 2011). Nejčastěji ho nalezneme na místech s výškou vodní hladiny 0–30 cm, výjimečně i ve vyšších

hloubkách do 0,5 m. Tento druh na mnoha místech vytlačil jiné druhy eutrofních rákosin, a to především díky své specifické fenologii. *Glyceria* před zimou vyhání mladé prýty, které v zeleném stavu přečkají zimu a na jaře začínají opět růst. V době, kdy ostatní rostliny na daném stanovišti začínají teprve rašit, má zblochan již vysoký souvislý porost, který dokáže ostatním druhům výrazně stínit a znemožňovat jim intenzivní růst. V zimních obdobích rostlina zvládá anoxické prostředí, a proto ji nevádí úplné zaplavení. V letních měsících je však citlivá na náhlé kolísání hladiny, které ji následně omezuje kvetení a může dojít až k úplnému zahubení rostliny. Především v minulosti byl zblochan využíván jako méně výživná potrava pro hospodářský dobytek. Jeho význam je především pro ryby, které se třou brzy na jaře, v době, kdy pro většinu vodních rostlin teprve začíná vegetační období. Zblochan, díky své dobré schopnosti odčerpávat vysoké množství živin z vody a substrátu je často používán jako porost do kořenových čistíren. Rostlina na území Evropy není nějak výrazně ohrožena, spíše díky velké eutrofizaci se jí daří lépe než v historii, proto není zapotřebí ji primárně chránit. Případný sekundární důvod pro ochranu porostu, může být ten, že poskytuje útočiště ohroženým druhům (Chytrý, 2011).

Chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) má přirozený výskyt v Evropě, severní Africe, Severní Americe, severní a střední Asii, na další místa na světě byla zavlečena člověkem. Jedná se o cizosprašnou mokřadní rostlinu. Běžně může dosahovat výšky 2 metrů. Má hustou povrchově plazivou kořenovou síť. To znamená, že na rozdíl od rákosu nedorůstá do takové hloubky. Běžně koření v hloubce 0,2 až 0,3 m (Kočková et al., 1997). Chrastice se nejčastěji vyskytuje na březích tekoucích vod a na stanovištích říčních náplavů, většinou ve středních tocích řek, kde je břehový charakter dynamicky erozně ovlivněn. V menší míře zastoupení ji můžeme též nalézt v odlesněných nivách řek. Chrastice roste na hrubozrnných půdách s nízkým obsahem humusu, které mají povětšinu roku hladinu pod povrchem substrátu. V suchých obdobích může být hladina až 1 metr pod povrchem. *Phalaris* je schopna zvládat záplavy, které mají krátkou dobu trvání. V situaci, kdy kvůli povodním polehají stébla chrastice, vyžene rostlina sekundární výhonky, které začnou zakořeňovat na nově naplaveném povrchu. Pokud se rostlina při povodni utrhne a je vodou odnesena na jiné místo, je zde schopna vyhnat nové výhonky a obsadit nové stanoviště. Díky jejímu rychlému vegetativnímu šíření dokáže snadno obsadit obnažené říční břehy a stát se dominantním porostem daného území. Své sekundární výhonky může vytvářet nejen

po záplavách, ale i v případech, kdy díky velkým nárůstům stébla polehají samovolně, obvykle se tak děje na konci léta. Produkce biomasy je závislá na době zaplavení v první polovině vegetačního období. Pokud je vegetace zaplavena jen krátce, tak bude produkce biomasy s velkou pravděpodobností značná, v opačném případě, kdy bude záplavové období trvat déle, dojde ke snížení produkce biomasy za celé vegetační období. Rostlina u nás nebyla nikdy nějak významněji hospodářsky využívána. Využití může najít v umělých mokřadech k dočišťování odpadních vod (Chytrý, 2011).

Orobinec širokolistý (*Typha latifolia*) a úzkolistý (*Typha angustifolia*) je nápadný především díky svému květenství, které je na konci lodyhy a má válcovitý tvar. Tvarem a barvou toto květenství připomíná doutník. Jedná se o rostlinu jednodomou, která má své květenství neboli klas rozdělen tak, že v horní části se nacházejí květy samčí, které jsou redukovány na pouhé tyčinky a ve spodní části se nalézají květy samičí, které jsou u sebe hustě seskupeny. Po opylení se spodní samičí část zvětší a zbarví se tmavě hnědě. Na podzim se pak klas rozpadá, aby se semena mohla šířit. Orobinec je rozšířen v Evropě, západní Asii a Severní Americe (Stodola et Vaněk, 1987). U nás se vyskytuje ve stojatých nebo mírně tekoucích vodách, jako například na březích rybníků, přehradních nádrží, v mrtvých ramenech řek, příkopech a pískovnách s vyšším stádiem sukcese. Obvykle se vyskytuje v mělkých vodách, které mají hloubku od 10 cm do 60 cm, výjimečně i v hloubce kolem 1 metru. Naopak někdy se vyskytuje na substrátech vodou pouze nasycených. Mírné zasolení prostředí snáší orobinec poměrně dobře. Lépe ho však zvládá orobinec úzkolistý nežli orobinec širokolistý. Zároveň se od sebe tyto dva druhy liší i co se týká požadavků na substrát. Orobinec úzkolistý se nejčastěji vyskytuje na hlinitých až jílovitých půdách mnohdy smíšený s písky, výjimečně jen na pískových půdách o různé zrnitosti. Půdy jsou minerálně bohaté a mohou mít na povrchu vrstvu organického bahna. Orobinec širokolistý nalezneme, na rozdíl od orobince úzkolistého, na jílovitých a štěrkovitých půdách, které mají na povrchu silnou vrstvu bahna bohatého na živiny (Chytrý, 2011). Orobinec úzkolistý je oproti orobinci širokolistému teplomilnější, lépe snáší kolísání hladiny a také se lépe šíří pomocí semen. Vzhledem k lepší odolnosti vůči kolísání hladiny je orobinec úzkolistý vhodnějším typem pro kořenové čistírny (Stodola et Vaněk, 1987; Kočková et al., 1997). Oba druhy se pohybují ve vodách, které mají pH 4–8. Orobinec širokolistý zvládá o něco kyselější prostředí, ale přesto dlouhá expozice

v kyselém prostředí nesvědčí ani jedné rostlině a omezuje jejich růst. V minulosti měl orobinec velké využití, a to ve stavebnictví, dále k výrobě velké škály předmětů, i ke krmení hospodářských zvířat. V současnosti, pokud pomineme jeho využití při přírodních procesech čištění vod, nemáme žádné významnější využití této rostliny. Orobinec není v Evropě chráněný, spíše naopak. Díky jeho dobré schopnosti rychlého zarůstání je v některých případech jeho populaci eliminovat ve prospěch ekologicky cennější vegetace, nebo pro zachování daného biotopu. Také přispívá ke zvýšení organického zabahnění. Snížení populace orobince je možné ponecháním rybníků suchými přes zimní období. To způsobuje vysychání a promrzání půdy, což rostlinu poškozuje. Také se provádělo takzvané letnění, kdy se v letním období nechala půda vysušit, což naopak prospívalo šíření semen orobince, proto se tento způsob eliminace ukázal jako nevhodný (Chytrý, 2011).

Kosatec žlutý (*Iris pseudacorus*) je mokřadní rostlina. Můžeme ji najít především na březích vodních útvarů, kde se velmi rychle šíří pomocí oddenku a zpevňuje břehy. Snáší vody stojaté i tekoucí a upřednostňuje substrát spíše bahnitě zeminy. Rozšířen je v Evropě a na západní Sibiři, na pobřeží Kaspického jezera a v Kanadě. U nás ho nalezneme roztroušeně po celém území mimo horských oblastí. Kosatec dorůstá výšky 50 cm až 150 cm. Má zploštělou, větvenou lodyhu. Listy jsou světle zelené, zploštělé a dorůstají výšky lodyhy. Tato rostlina má jasně žlutý květ, kvůli kterému je často pěstována, jako okrasná rostlina. Kosatec se často využívá jako rostlina pro kořenové čistírny, kde je osazován spíše z dekorativních důvodů než kvůli svým čistícím schopnostem. Kosatec žlutý není vhodný ke krmení hospodářských zvířat, protože by jim mohl při jeho konzumaci způsobit žaludeční potíže (Stodola et Vaněk, 1987).

3.5 Znečištění vod

V době, kdy lidé začali provádět kontrolu nad množstvím vody, zjistili, že voda se liší svými vlastnostmi jako je teplota, barva, chuť a vůně. Zároveň přišli na to, že tyto vlastnosti ovlivňují vhodnost vody pro určité účely, přičemž slaná mořská voda nemohla být využita k lidské konzumaci ani k využití v zemědělství. Jakékoliv fyzikální, chemické nebo biologické vlastnosti ovlivňují vhodnost vody pro přírodní ekosystémy nebo pro využití člověkem a je proměnnou pro kvalitu vody. Kvalitu vody dělíme podle účelu, ke kterému ji chceme využít (Boyd, 2015).

Čistá voda, která se skládá pouze z vodíku a kyslíku se v přírodě vyskytuje jen velmi vzácně. Ani u dešťové vody se nejedná o čistou formu. Najdeme v ní stopy minerálních a organických látek pocházejících z plynů, prachu a dalších látek v atmosféře, také v ní najdeme samotné rozpuštěné plyny. Voda se po dopadu na zem začne zasakovat do půdy, kde rozpouští další minerální látky a organickou hmotu. Mezi ovzduším a vodou probíhá nepřetržitá výměna plynů a při kontaktu vody se sedimentem na dně vodních útvarů probíhá výměna látek, dokud není docíleno rovnováhy. Velký vliv na pH vody má teplota a biologická aktivita. Lidské aktivity také silně ovlivňují kvalitu vod a v některých případech mohou i výrazně narušit životní prostředí. Nejběžnějším typem znečištění vod lidskou činností je znečištění komunálními odpadními vodami, průmyslovými vodami a zemědělskými splachy (Boyd, 2015). V zemědělství došlo k výraznému nástupu používání umělých hnojiv a pesticidů po druhé světové válce. Pro zemědělce to znamenalo, že do jisté míry mohli opustit staré zvyky, které půdu udržovaly ve vitálním stavu, a přesto zvýšit výnos na dané ploše. Díky používání těchto látek nemuseli například tak často střídát plodiny, protože se nemuseli bát přemnožení škůdců jednoho druhu, také nebylo nutné nechávat půdu ležet ladem, aby mohla regenerovat, a přesto z ní dokázali dostat požadovaný výnos. Používané látky se tak dostávaly nejen do potravin, ale díky dešti se také dostávaly splachem do vodních toků, kde negativně působily na kvalitu vody (Laws, 2018).

3.5.1 Obsah plynů ve vodě

Hlavním způsobem, kterým se plyny dostávají do vodního prostředí je difuze z atmosféry. Poměr plynů obsažených ve vodě je konstantní za určité teploty a za určitého tlaku. Tento poměr odpovídá poměru zastoupení plynů v atmosféře a schopnosti jednotlivých plynů se rozpouštět ve vodě. Koeficient rozpustnosti se opět mění s teplotou a tlakem. Přestože dusík a kyslík mají nízký koeficient rozpustnosti, tak vzhledem k atmosférickému zastoupení v porovnání s ostatními plyny ve vodním prostředí převažují. Po dusíku (N_2) a kyslíku (O_2) obvykle bývá nejvíce zastoupen oxid uhličitý (CO_2). I když je jeho koncentrace oproti zmíněným dvěma prvkům výrazně nižší, tak je jeho význam pro existenci ve vodách nesporný. Vzduch, který se uvolňuje z vody, má vyšší koncentraci kyslíku a oxidu uhličitého ve srovnání s atmosférickým vzduchem. Tato vlastnost je klíčová pro podporu biologických procesů vodních organismů (Hartman, 1998).

Dalším významným zdrojem kyslíku, kromě difuze je fotosyntéza rostlin. Při fotosyntéze dochází k přeměně oxidu uhličitého a vody na glukózu a kyslík. Naopak při dýchání vodních organismů dochází k opačnému procesu, při kterém je z vody odčerpáván kyslík a dodáván oxid uhličitý. Z tohoto vztahu je zřejmé, že koncentrace obou plynů je na sobě vzájemně závislá, pokud ubývá jednoho plynu, tak přibývá druhého. Fotosyntéza je nejvýznamnějším zdrojem kyslíku ve vodách, značně převyšuje i difúzi. Na spotřebě kyslíku ve vodním prostředí se nejvíce podílí živočichové, pak rozkladné procesy organických látek, rostliny a malá část uniká do atmosféry. Poměr tohoto zastoupení se může lišit s ohledem na typ vody. Stejně tak se může lišit celkové zastoupení kyslíku v různých typech vod. Vody s největším obsahem kyslíku jsou zpravidla chladné bystřinné potoky, nebo stojaté vody s vegetací ve vrstvě epilimnia (Hartman, 1998). Se zvyšující se hloubkou vody, kde dochází k poklesu teploty a snížení osídlení zelenými organismy, se snižuje i množství rozpuštěného kyslíku. To vede k přechodu aerobních organismů na anaerobní, které nejčastěji získávají energii fermentací (Hartman, 1998; Šifner et al., 1998). Obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě se též výrazně mění během dne, a to podle intenzity slunečního svitu, nebo při výrazné změně tlaku, například před bouřkou. Oxid uhličitý je pro život ve vodě stejně důležitý jako kyslík. Přísun oxidu uhličitého do vodního prostředí je v mnoha případech vázán na spotřebu kyslíku. Hlavním způsobem dodání

plynu do vody je dýchání rostlin a živočichů, rozklad organických látek a difúze z atmosféry (Hartman, 1998).

3.5.2 Organické látky ve vodách

Organické látky můžeme rozdělit na živé a neživé, nebo podle vzniku na přírodní a antropogenní. Díky těmto látkám probíhá ve vodě mnoho procesů. Jde především o vznik nové biomasy, která je vzájemně provázána přes fotosyntézu a spotřebovávání její produkce, také se jedná o rozkladné procesy organických látek na biogenní prvky. Organické znečištění je ve vodách běžné a v mnoha případech i žádoucí. Voda má svou samočisticí schopnost a rozkládající se organické látky mohou sloužit jako stavební jednotka pro další organismy. Pokud však znečištění překročí tuto samočisticí schopnost, může dojít k narušení daného ekosystému (Hartman, 1998). Přírodní organické znečištění pochází většinou z výluhů půd a sedimentů, případně jako produkty životní činnosti rostlin, živočichů a bakterií. Tyto látky jsou primárně biogenního původu, zejména se jedná o huminové látky. Organické látky antropogenní pocházejí většinou ze splaškových vody, z průmyslu, ze zemědělství, ze skládek a dalších lidských činností. Je nutné říci, že jedno znečištění může mít jak antropogenní, tak přírodní zdroj, proto není snadné určit, zda za znečištění může konkrétní lidská činnost, nebo se jedná o znečištění z důsledku přírodních procesů. Dále se dají znečišťující látky rozdělit na látky podléhající biologickému rozkladu a na látky biochemicky rezistentní. Druhá skupina znečištění je nevhodná z důvodu pomalého podléhání biologickým procesům a hromadění v horninovém prostředí. Organické látky mohou značně ovlivňovat vlastnosti vod, jak biologické, tak chemické. Mohou mít vliv na senzorické vlastnosti vody, mohou být karcinogenní, ovlivňovat kyslíkovou bilanci vody a další. Zjišťování jednotlivého typu znečištění by bylo finančně a časově nákladné, proto se nejčastěji volí možnosti stanovení veškerých organických látek ve vodě. Metody pro stanovení tohoto znečištění jsou: stanovení chemické spotřeby kyslíku (CHSK) dichromanem, nebo manganistanem draselným, stanovení organického uhlíku (TOC, DOC) a stanovení biochemické spotřeby kyslíku (BSK) (Pitter, 1990).

Chemická spotřeba kyslíku (CHSK) je měřítkem koncentrace organických látek ve vodě založeném na objemu oxidačního činidla spotřebovaného při oxidaci

těchto látek za standardizovaných podmínek. Výsledek je udáván v jednotkách $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Jako oxidační činidlo můžeme použít dichroman draselný nebo manganistan draselný. V současnosti je častěji využíván dichroman draselný. Při stanovení CHSK dichromanem draselným se oxidují organické látky v prostředí 50 % kyseliny sírové při teplotě 150 °C po dobu 2 hodina a jako katalyzátor je použit síran stříbrný (Pitter, 1990).

Další metoda nepřímého určení organických látek přítomných ve vodách je stanovení organického uhlíku. Tento proces zahrnuje oxidaci organického materiálu na oxid uhličitý (CO_2). To lze provést termickou oxidací, která je běžněji využívána, nebo mokrou cestou. Oxid uhličitý, který vznikne, lze detekovat různými technikami, přičemž nejběžnější je infračervená spektroskopie nebo konverze pomocí vodíku na metan plameno-ionizačním detektorem. Termický způsob oxiduje všechny organické látky, to je výhodou oproti stanovení CHSK. V mnoha případech obsahují vody nejen organický uhlík, ale i anorganické formy uhlíku. Před samotným měřením organického uhlíku je třeba tyto anorganické formy buď z roztoku odstranit, nebo je nutné je kvantifikovat zvlášť. Následný výsledek je vyjádřen v miligramech uhlíku na litr vody (Pitter, 1990).

Během čištění odpadních vod dochází k využití aerobních biologických procesů, které jsou podobné procesům samočištění v přírodních vodních ekosystémech, bakterie v těchto procesech konzumují organické látky, které jim slouží jako zdroj energie a živin. Během biochemické oxidace je část organických látek přeměněna na oxid uhličitý a vodu, přičemž uvolněná energie je využita pro tvorbu nové biomasy. S postupem času se zvyšuje podíl oxidovaných organických látek, až se nakonec stabilizuje na určité limitní hodnotě. BSK je měřítkem této aktivity a je definována množstvím rozpuštěného kyslíku spotřebovaném při biochemické oxidaci organických látek ve vodě za specifických podmínek. Mezitím co CHSK ukazuje hodnoty všech organických látek (biologicky rozložitelné i nerozložitelné látky), tak BSK se používá pouze na určení organicky rozložitelných látek. Z tohoto důvodu bývá zpravidla hodnota BSK nižší než hodnota CHSK. Hodnota BSK je považována za základní parametr při posuzování účinnosti biologického čištění. Hodnota BSK je závislá na době inkubace a její jednotky jsou udávány v $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Pitter, 1990).

3.5.3 Anorganické látky ve vodách

Rozpuštěné anorganické látky se uplatňují v biologických procesech odpadních vod. Jejich dělení může být různé, například na elektrolyty a neelektrolyty. V našem případě bylo zvoleno dělení na kovy, polokovy a nekovy (Pitter, 1990; Hartman, 1998).

Většina kovů a polokovů z periodické soustavy prvků se alespoň ve stopovém množství přirozeně vyskytuje ve vodách. Kovy i polokovy jsou ve vodách přítomny v rozpuštěné i nerozpuštěné formě. Velký vliv na obsah těchto látek mají geologické podmínky místa, ve kterém se voda nachází nebo kterým voda protékala, protože kovy a polokovy se do vody dostávají především z horninového prostředí. Velké koncentrace kovů můžeme nalézt v oblastech rudných nalezišť. Přírodním zdrojem kovů a nekovů může být také vulkanická činnost. Antropogenních původů znečištění může být celá řada. Jako příklad hlavních zdrojů lze uvést odpadní vody z těžby, povrchových úpraven kovů, z hutí, z koželužného a textilního průmyslu a dalších lidských činností. V praxi je často velmi složité odlišit, jestli se jedná o přírodní, nebo antropogenní původ znečištění. Ve vodách se běžně nevyskytují tyto látky ve velkém množství, protože podléhají hydrolýze za vzniku málo rozpustných oxidů. Výjimkou jsou alkalické kovy a v některých případech i vápník a hořčík (Pitter, 1990).

Nekovy hrají zásadní roli při hodnocení znečištění vod. Jedná se o prvky, které mají vysokou elektronegativitu. Výčet nekovů najdeme v pravém horním rohu periodické tabulky. Jsou to například fluor, chlor, brom, jód, síra, fosfor, dusík a další. Mezi nekovy patří také kyslík, jehož dostatek ve vodním prostředí spíše zlepšuje kvalitu vody. Při čištění v čistírnách komunálních odpadních vody je kromě koncentrace BSK a CHSK, o nichž bylo zmiňováno v předchozí kapitole, také sledována koncentrace dusíku a fosforu, proto si tyto látky následně podrobněji rozebereme (Pitter, 1990; Vymazal, 2009).

Fosfor (P) je spolu s dusíkem limitním faktorem pro tvorbu biomasy ve vodním prostředí. Fosfor je nezbytný pro výstavbu buněčných jader, proteinů, kostry a nervového systému živočichů. Do vody se prvek dostává především z výluhu z hornin. Různé formy fosforu mají různou rozpustnost ve vodě. Fosfor se ve vodách nalézá nejčastěji ve formě fosforečnanů. Antropogenní zdroj anorganického fosforu je především v zemědělství, a to používáním fosforečných hnojiv, a v domácnostech, kde

se používají fosforečnany, jako příměs do tablet do myček nádobí. Původně byl fosforečnan přidáván i do pracích prostředků, ale v současnosti je u nás v pracích prostředcích zakázán. Zdrojem organického fosforu jsou především živočišné exkrementy a rozkládající se biomasa rostlinných a živočišných těl (Pitter, 1990; Hartman, 1998). Vzhledem k tomu, že je fosfor limitním faktorem pro tvorbu biomasy, je zároveň hlavní živinou spojenou s tvorbou eutrofizace povrchových vod. Na biologických čistírnách se může prvek odstraňovat několika způsoby, nejběžnějším způsobem je srážení, které se provádí přidáváním látek obsahujících hliník nebo železo. Poměrně dobrou čistící účinnost prokazují umělé mokřady. Účinnost čištění komunálních odpadních vod může být až k 70 % celkového fosforu (TP) a 40 až 78 TP u čištění zemědělských odpadních vod. Při čištění komunálních odpadních vod v umělých mokřadech je fosfor odstraňován především sorpcí čistícího lože. Toto lože se však musí po určité době vyměnit, ve chvíli, kdy materiál dosáhne svého sorpčního maxima. Také se část prvku dostává do rostliny a je zde vázána v nově vytvořené biomase, tento proces může být v zimních měsících nižší, díky zpomalení růstu rostlin (Baldovi et al., 2021; Ruan et al., 2021).

Dusík (N) je jedním z nejdůležitějších makrobiogenních prvků v přírodě, který limituje život v povrchových vodách. Množství dusíku ve vodě není stálé, protože je spotřebováván k biologickým procesům, kde je začleňován do bílkovin. Díky jeho reaktivitě můžeme ve vodě najít několik forem daného prvku. Původ dusíku může být anorganický i organický. V přírodě vzniká dusík převážně rozkladem rostlinných a živočišných těl. Hlavními antropogenními zdroji znečištění dusíkatými látkami jsou splaškové vody, zemědělství, živočišná výroba, potravinářský průmysl a splachy z půd s dusíkatými hnojivy (Pitter, 1990; Hartman, 1998). Nejčastěji je dusík ve vodách obsažen ve formě amoniaku, dusičnanu, nebo dusitanu. Může se však vyskytovat i ve formě kyanatanu, kyanidu či jako elementární dusík. Při rozkladu organických dusíkatých látek mikrobiální činností vzniká především amoniakální dusík. Nejvýznamnějšími procesy, při kterých dochází k transformaci dusíku jsou nitrifikace a denitrifikace. Při nitrifikaci dochází k oxidaci amoniaku a vznikají dusitany a následně dusičnany. Nitrifikace je na rozdíl od denitrifikace aerobní proces, to znamená, že probíhá v prostředí, které obsahuje kyslík. Při denitrifikaci dochází k redukci dusitanů a dusičnanů a vzniká elementární dusík nebo oxid dusný. Oba zmiňované procesy transformace dusíku probíhají za dodržení správných podmínek

poměrně snadno, proto jsou tyto procesy hojně využívány při čištění komunálních odpadních vod v biologických čistírnách (Pitter, 1990). Při redukování dusíku z drenážních vod pomocí umělých mokřadů bylo docíleno účinnosti přes 50 % (Ruan et al., 2021).

Přírodní amoniakální dusík se vyskytuje výhradně jako organický dusík. Největším zdroji znečištění anorganickým amoniakálním dusíkem je zemědělství, kde se používají amoniakální hnojiva, a průmyslové vody. Amoniakální dusík může být ve dvou formách, a to jako NH_3 a NH_4^+ . Amoniak se v okysličených vodách poměrně rychle rozkládá, přesto pokud dojde k vyšší koncentraci amoniaku ve formě NH_3 může to mít významný vliv na ryby v daných vodách. Tato forma zasahuje u ryb nervový systém a může dojít k rychlému úhynu. Oproti tomu forma NH_4^+ je pro ryby výrazně méně škodlivá, protože je žábry nepropustná. Další toxickou formou pro ryby jsou dusitany. Zde je naopak od amoniaku toxický hlavně jejich nedisociovaná forma. Naproti tomu dusičnany jsou pro ryby jen málo toxické (Pitter, 1990).

Na závěr bych zmínil ještě sloučeniny síry, která se ve vodním prostředí vyskytuje anorganicky i organicky vázaná. Organická síra se nejčastěji vyskytuje v sulfidické nebo síranové formě. Dá se říct, že oproti dusíku je stabilnější, protože při některých mikrobiálních procesech je nejprve využíván dusík a teprve po jeho vyčerpání začnou organismy využívat sloučeniny síry. Síra může mít senzorický vliv na vodu, což je problém především u pitných vod. Některé minerální vody mohou mít velký obsah síry, který se projeví především na zápachu a chuti. (Pitter, 1990).

4 Metodika

Tento výzkum byl prováděn na třech nově zbudovaných mokřadech u obce Velký Rybník. Mokřady byly zbudovány v roce 2018. Vznik těchto mokřadů provázela určitá úskalí, která se týkala zdržení samotné realizace stavby a následně po dokončení stavební činnosti nebyly vhodné klimatické podmínky, které by dovolovaly plánovanou výzkumnou činnost. Konkrétně byl velký problém s vodou díky nadměrně suchému létu. Tyto dva faktory způsobily to, že vysazená vegetace nedokázala v témže roce patřičně zakořenit a kvůli tomu se musely výzkumy plánované na této lokalitě přinejmenším o rok posunout.

Při osazování mokřadních polí bylo každé pole rozděleno na pravou a levou polovinu po směru toku protékající vody. Jedna polovina byla osazena Zblochanem vodním (*Glyceria maxima*) a druhá polovina Chrasticí rákosovitou (*Phalaris arundinacea*). V průběhu celého sledovaného období byly několikrát za měsíc odebírány vzorky obou rostlin, a to na začátku kořenového pole u přítoku a na konci, kde voda odtékala dále do recipientu.

Spolu se vzorky rostlin byly odebírány i vzorky vody na přítoku a na odtoku (Tab. 1). Zároveň s tím byl sledován a zapisován průtok na odtoku vyčištěné vody pro každý mokřad zvlášť. To sloužilo k následnému porovnání účinnosti absorpce sledovaných polutantů námi zvolenými rostlinami. Dále byla také měřena teplota vody odcházející z mokřadu.

Vzorky rostlin byly rozděleny na tři části, a to na stonek, listy a květ. V jednotlivých vzorcích byly stanoveny hodnoty obsahu celkového dusíku (TN) a celkového fosforu (TP). Zároveň byl změřen a vypočten objem biomasy pro následné určení množství absorbovaných látek rostlinami. Další sledované hodnoty byly například obsah síry, celkový organický uhlík či rozpuštěný kyslík ve vodním prostředí. Tato práce se však omezila pouze na již zmiňovaný dusík a fosfor.

Tab. 1: Harmonogram počtu odběrů vzorků vod pro jednotlivé měsíce

POČET ODBĚRŮ VZORŮ VOD V KAŽDÉM MĚSÍCI		
	2019	2020
LEDEN	3	4
ÚNOR	2	3
BŘEZEN	4	5
DUBEN	3	7
KVĚTEN	3	5
ČERVEN	14	8
ČERVENEC	7	4
SRPEN	7	3
ZÁŘÍ	3	6
ŘÍJEN	3	5
LISTOPAD	3	3
PROSINEC	3	2

3.6 Výzkumná lokalita

Výzkumné mokřady byly zbudovány poblíž obce Velký Rybník. Voda z mokřadů je odváděna do Kopaninského potoka, který leží v povodí řeky Želivky, na níž se nachází vodní dílo Švihov. Vodní nádrž Švihov má svou primární funkci, jako zdroj pitné vody. Vodní dílo dotuje pitnou vodou více jak 10 % obyvatel České republiky (Liška et al., 2012). Je hlavním vodním zdrojem pro Prahu, Středočeský kraj a z části i pro Jihočeský kraj. Plocha samotné nádrže přesahuje 16 km² a celkový objem nádrže je přibližně 309 mil. m³. Voda na úpravnu Želivka je přiváděna dvěma sdruženými věžemi. Odběr vody z nádrže je řešen etážově, a to v pěti úrovních, to umožňuje flexibilní využití vody z různých hloubek nádrže, což může být užitečné pro optimalizaci kvality vody a její teploty. Vodní zařízení má maximální projektovaný výkon výroby pitné vody 7 m³/s. Úprava vody Želivka, která je součástí vodní nádrže Švihov, je jednou z největších úpraven vody v Evropě (Povodí Vltavy, 2013).

Tato skutečnost umocňuje důraz na kvalitu zdejšího povodí. Nejčastějším bodovým zdrojem znečištění jsou komunální odpadní vody z obcí a měst. Z tohoto hlediska jsou největšími znečišťovateli město Pelhřimov a Pacov. Můžeme zde najít i některé průmyslové zdroje, jejich poměr na znečištění vodních toků však zůstává výrazně pod 10% podílu. V okolí daného povodí se nachází rozsáhlá zemědělská činnost. Více než 55 % plochy povodí vodní nádrže tvoří orná půda. To s sebou nese

řadu problémů. Mimo půdní erozi se jedná především o kontaminaci povodí fosforem z bodových a difuzních zdrojů a také významné znečištění dusíkatými látkami, které přicházejí do vodního toku především vyplavováním umělých hnojiv z půdního profilu z intenzivně využívané zemědělské plochy (Liška et al., 2012).

Samotné mokřady byly vystavěny v údolí poblíž polí, která je pomocí drenáže dotují vodou. Rozloha povodí, ze kterého se voda odvádí pomocí drenáže je 15, 73 ha. Okolí mokřadů je značně podmaččené a při vyšších srážkách zaplavované, nejen díky tomu se umělé mokřady do krajiny přirozeně začleňují. Voda z drenáže je přiváděna do retenční nádrže před mokřady, jež je znázorněna na fotografii 1. Zde je voda kumulována a postupně dodávána do rozdělovací šachty znázorněné na fotografii 2, kde je voda dále distribuována do jednotlivých filtračních loží. Tato retence vody brání přívalovým vlnám před tím, aby mokřady takzvaně nevypláchly. Velké průtoky, které neodpovídají velikosti mokřadu, způsobí krátké zdržení vody a tím nízkou účinnost čištění. Zároveň vlivem vysoké rychlosti transportované vody může dojít k odnosu části filtračního materiálu pryč z mokřadu a tím ke škodám, které by pro svou nápravu vyžadovaly lidský zásah. Zároveň je akumulovaná voda dodávána na mokřady postupně, což přispívá k vyrovnaní přítoku i v bezdeštných dnech. Při dlouho přetrvávajících deštích by se mohlo stát, že retenční kapacita nebude dostatečná, a proto je zde zbudován bezpečnostní přeliv, který případnou přebytečnou vodu odvede mimo mokřad přímo do recipientu (foto. 3). Rozdělovací šachta slouží zároveň i jako místo pro odběr vzorků na přítoku na jednotlivé mokřady. V rozdělovací šachtě je na každém distribučním potrubí, které vede na jednotlivý mokřad, zbudována posuvná deska s trojúhelníkovým výřezem, která slouží k přesnému a rovnoměrnému rozdělení odváděné vody. Na mokřad voda přitéká rozdělovacím potrubím, což zaručí rovnoměrnou distribuci vody po celé šíři mokřadu. Voda protékající skrz mokřad se v každém ze tří variant lehce liší, ať způsobem proudění, nebo typem protékaného substrátu. Na všech mokřadech proběhla výsadba rostlin jednotným způsobem. Celková plocha byla rozdělena na dvě symetrické poloviny, a to levou a pravou část po toku vody. Na každé z těchto polovin byl vysazen pouze jeden ze zkoumaných druhů rostlin. Toto rozdělení následně umožnilo snazší odběr vzorků pro určení nárůstu biomasy zkoumaných rostlin na dané ploše. Na konci mokřadu odtéká voda sběrným potrubím do kruhové šachty, ve které je realizováno měření (foto. 4). V této šachtě je zároveň možno manipulovat s hladinou vody v mokřadu a tím dosáhnout požadovaného povrchového průtoku, či pouze podpovrchového proudění. Objem

proteklé vody je měřen pomocí snímání polohy hladiny ultrazvukovým měřákem a pomocí trojúhelníkového přelivu. Mezi měřením a přítokovým potrubím je umístěna norná stěna, která uklidňuje proudění, a především eliminuje vlny na hladině pod ultrazvukovým měřákem, napomáhá přesnějšímu měření proteklých objemů. Měření v této šachtě bylo bráno jako hlavní měření pro celkový objem proteklý na jednotlivých mokřadech. Zároveň se tyto šachty používaly jako místo odběru vzorků na odtoku. Voda z šachty je dále odváděna potrubím do recipientu. Schéma celé výzkumné lokality je znázorněno na obrázku 1.

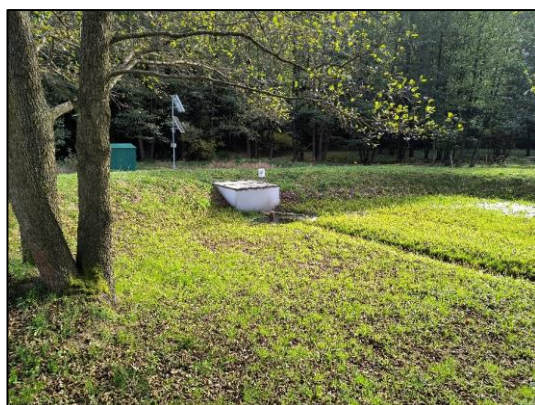


Foto. 1: pohled na retenční nádrž s rozdělovacím objektem



Foto. 2: pohled do rozdělovací šachty



Foto. 3: bezpečnostní přeliv

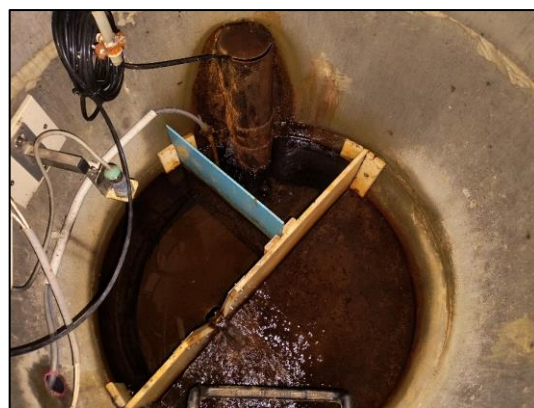
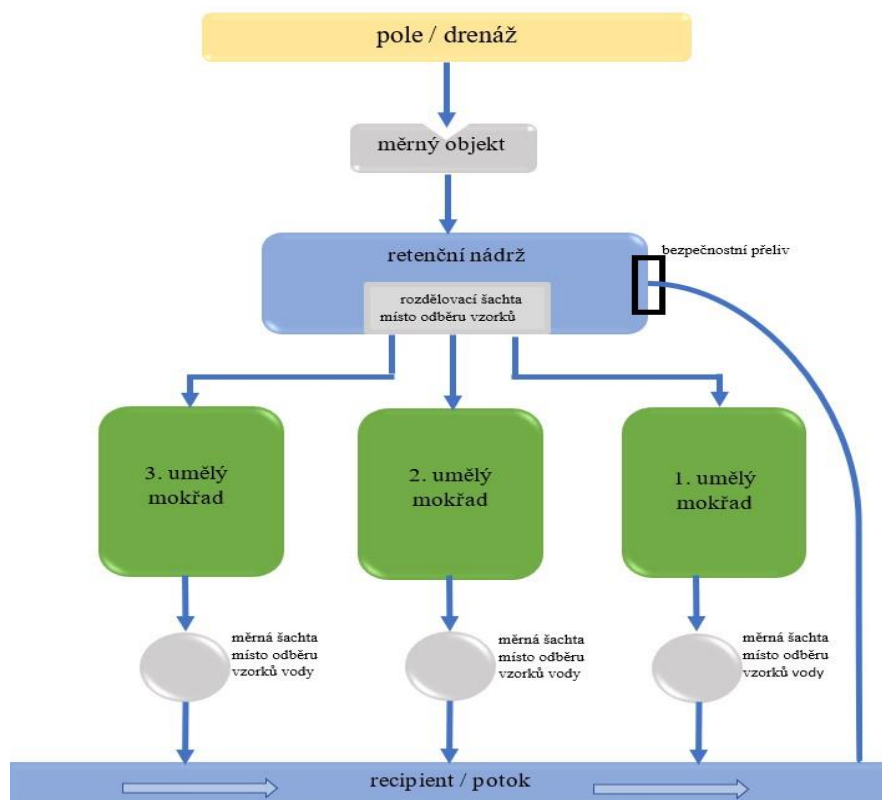
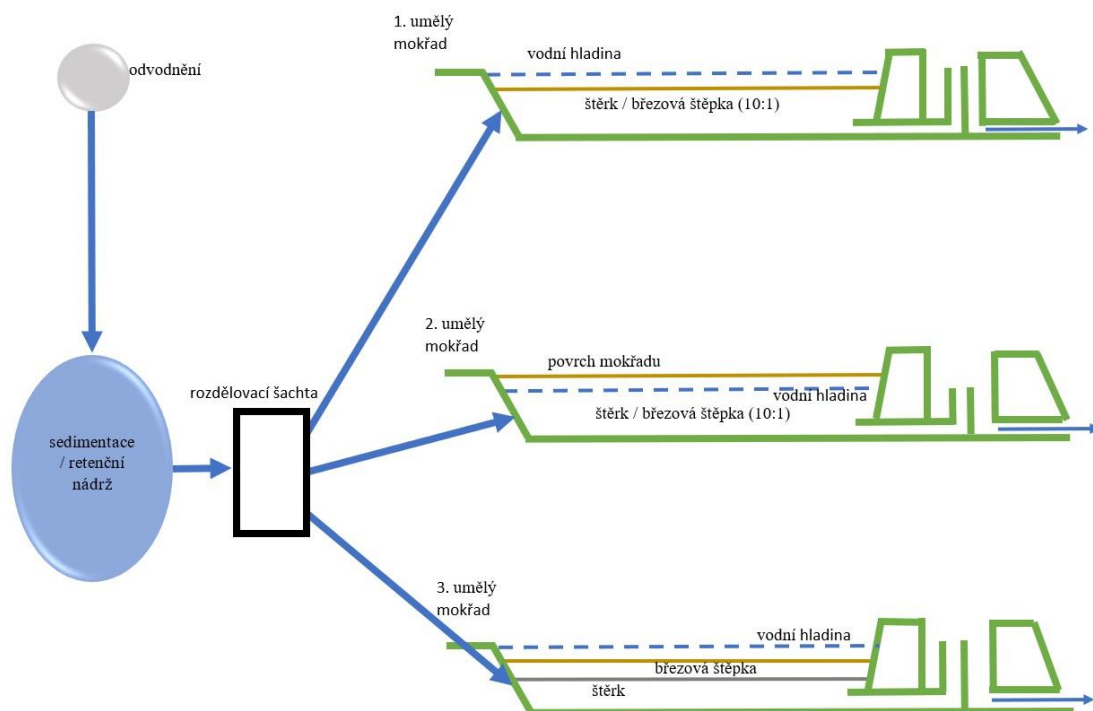


Foto. 4: měrný objekt na konci kořenového pole



Obr. 1: Schéma výzkumné lokality

Každý ze tří mokřadů má nějaká své vlastní specifika, kterými se od sebe vzájemně liší (obr. 2). Všechny mokřady mají tvar lichoběžníku a jejich délka se pohybuje okolo 15 m a hloubka substrátu je přibližně 1 m. Plocha u prvního kořenového pole je nejmenší, a to $79,1 \text{ m}^3$, u druhého $90,4 \text{ m}^3$ a u třetího je plocha pole $98,2 \text{ m}^3$. U všech probíhá horizontální proudění, ale liší se výškou protékané hladiny. Zatímco u prvního a třetího pole je voda udržována přibližně 10 cm nad povrchem substrátu, tak v druhém poli se vodní hladina udržuje 5 cm pod povrchem. Substrát v prvním a druhém mokřadu je směsí šterku o frakci 4–8 cm a březové štěpky v poměru 10:1. Ve třetím mokřadu byl zvolen stejný typ substrátu, ale zde nebyly oba komponenty promíchány, ale na vrstvu šterku o zmiňované frakci byla nanесena 20 cm vrstva březové štěpky. Tyto různé varianty provedení umožnily následné porovnání vhodnosti použití pro čištění sledovaných polutantů z vod.



Obr. 2: Schéma jednotlivých kořenových polí a zobrazení distribuce vody na mokřad

3.7 Sběr dat a vzorků

Pro získání hodnot proteklého objemu zkoumanými mokřady byla využita data z měrných šachet na konci každého mokřadu. V těchto šachtách byly zbudovány měrné přelivy s trojúhelníkovým výřezem. Trojúhelníkový výřez o poměrně malém úhlu zaručoval přesné měření i při velmi nízkých průtocích, zatímco měření na začátku celé budované soustavy, zachycující veškerou vodu přiváděnou do systému pomocí drenáže, mělo zvolený složený přeliv s výrazně větším trojúhelníkovým výřezem než měření na konci mokřadů. Vstupní měření tedy dokázalo změřit i velké průtoky při dlouhotrvajících deštích, ale v suchých obdobích, kdy přítok vody do systému byl velmi malý, v těchto případech bylo měření výrazně nepřesné. Nejen z těchto důvodů bylo pro naše účely jako hlavní zdroj dat zvoleno měření na konci mokřadů. Měrné objekty zaznamenávaly kontinuálně data o průtocích a zároveň zapisovaly proteklý objem vody. Díky tomuto měření byla získána přesná data, která byla následně použita pro náš výzkum.

Odběr vzorků vody měl být prováděn automatizovaným vzorkovačem na přítoku a na odtoku. Bylo počítáno s odběry, které bude vzorkovač realizovat při vyšších průtocích, případně po protečení určitého množství vody. Nakonec bylo kvůli neočekávaně nízkým průtokům odstoupeno od automatického vzorkovače a odběry probíhaly ruční metodou.

Přírůstek biomasy v jednotlivých mokřadních polích byl značně nerovnoměrný, především v prvním roce. Z tohoto důvodu bylo pro obě rostliny pole fragmentováno do čtyř kvadrantů, v nichž probíhal sběr vzorků biomasy. V druhém roce došlo k rozdělení pouze na přítok a odtok pro obě plochy se zkoumanými rostlinami. V prvním roce byl přírůstek pomalejší, než se předpokládalo a rostliny nedokázaly pokrýt celý povrch. Toto můžeme pozorovat na fotografii 5. Z tohoto důvodu nebylo možné provést klasickou kvadrantovou metodu. Bylo však možné určit konkrétní počet sazenic v kvadrantu. Rozhodl jsem se sklízet celé rostliny a jejich biomasu následně přepočítat podle počtu rostlin v daném úseku. Při sklizni bylo posekáno osm jedinců na úroveň zeleně v každém kvadrantu a tyto vzorky byly následně rozděleny na stonek, list a květ. V následujícím roce došlo k dostatečnému pokrytí povrchu mokřadu oběma rostlinami (foto. 6) a pro určení objemu biomasy mohla být využita klasická kvadrantová metoda. Ta je založena na určení celkové hodnoty pro kvadrant pomocí přepočtu plochy vzorku a celkové plochy.



Foto. 5: Pohled na povrch mokřadu v červnu 2019



Foto. 6: Pohled na povrch mokřadu říjen 2020

3.8 Použité metody

3.8.1 Stanovení celkového fosforu (TP)

Stanovení fosforu ve vodě:

Pro stanovení celkového fosforu (TP) ze vzorků vody byla použita norma ČSN EN ISO 6878 (bez ředění stanovení koncentrací do 0,75 mg/l). Metoda je založena na spektrofotometrické metodě s molybdenanem amonným. Postup zjišťování probíhal následovně. Do 40 ml konzervovaného vzorku (1ml 4,5M H_2SO_4 /100ml vzorku) byly přidány 4 ml peroxodisíranu ($\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$) a poté se směs vařila 30 minut. Odpařená voda byla nahrazována destilovanou vodou a objem byl udržován na 20-30 ml. Vzorek se nechal vychladnout a následně bylo 50 ml přelito do odměrné baňky, kam se dále přidal 1 ml kyseliny askorbové ($\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6$) a 2 ml kyselého roztoku molybdenanu amonného ($(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$). Po promíchání se vzorek nechal 15 minut ustálit a poté pomocí spektrofotometru při vlnové délce 880 nm proběhlo v kyvetě měření modrého zbarvení. Intenzita modré barvy je úměrná koncentraci fosforu ve vzorku.

Stanovení fosforu v biomase:

Zjišťování celkového fosforu v biomase předcházelo sušení vzorků v sušárně při teplotě 60 °C, to minimalizovalo rozklad a následnou ztrátu živin. Pro zajištění homogenity vzorku bylo nutné biomasu rozemlít. Mezi mletím jednotlivých vzorků bylo nutné mlýnek řádně vyčistit, aby nedošlo ke vzájemné kontaminaci vzorků. Následoval proces mineralizace. Pro stanovení fosforu z biomasy byla použita metoda dle Sommerse a Nelsona (Sommers, Nelson; 1972). Do naváženého vzorku biomasy (0,1 g) byly přidány 2 ml kyseliny dusičné (HNO_3). Tato směs byla následně zahřívána na grafitové desce na 125 °C po dobu 4 hodin. Manipulace s otevřenými kyselinami musí být prováděna pod digestoří z důvodu ochrany lidského zdraví. Po zchladnutí vzorku byly přidány 3 ml kyseliny chloristé (HClO_4), následně byl roztok zahříván na 190 °C po dobu 1,5 hodiny. Po opětovném zchladnutí byl vzorek doplněn do 50 ml demineralizovanou vodou. Následné stanovení celkového fosforu bylo provedeno stejným postupem jako při zjišťování koncentrace fosforu ve vodě.

3.8.2 Stanovení celkového dusíku (TN)

Stanovení dusíku ve vodě:

Celkový dusík byl stanoven přímou metodou na přístroji Formacs HT TOC/TN Analyzer (Skalar, Breda, Nizozemí).

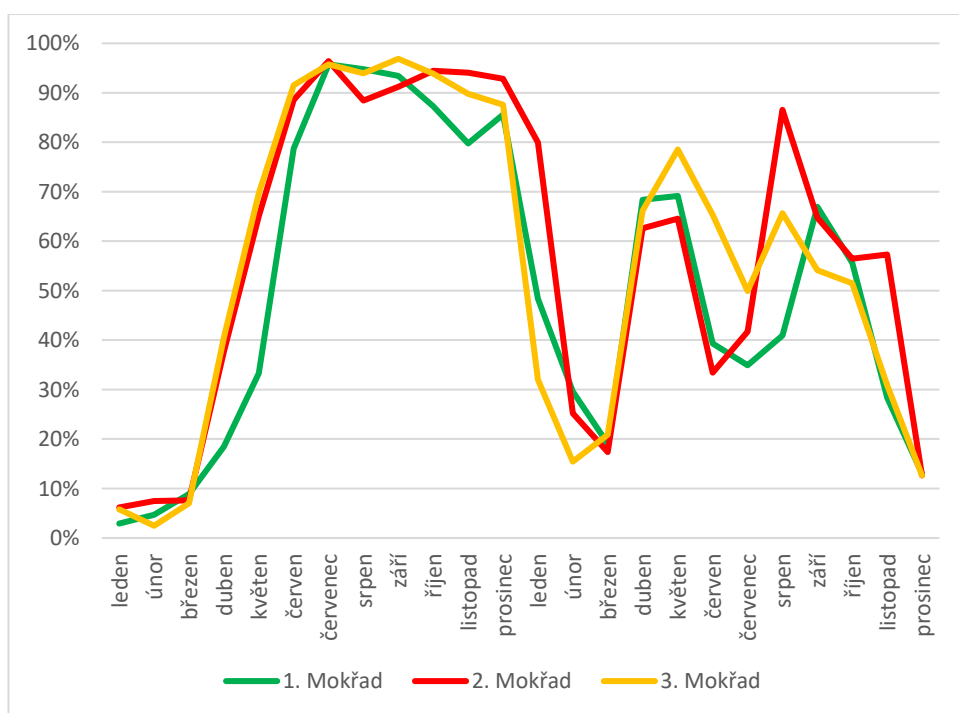
Stanovení dusíku v biomase:

Pro stanovení celkového dusíku ze vzorků vody byl použit přístroj Primacs SNC Analyzer (Skalar, Breda, Nizozemí). Ten používá katalytickou oxidaci při vysokých teplotách pohybujících se v rozmezí mezi 680 °C až 1050 °C. Při tomto procesu dochází k rozkladu všech forem dusíku na oxidy dusíku (NO₂, NO), nebo samotný dusík (N₂). Vzniklé oxidy dusíku jsou následně redukovány na dusík (N₂). Následně přístroj detekuje výsledek redukce a změří množství dusíku v procentech sušiny.

5 Výsledky

3.9 Účinnost čištění mokřadů

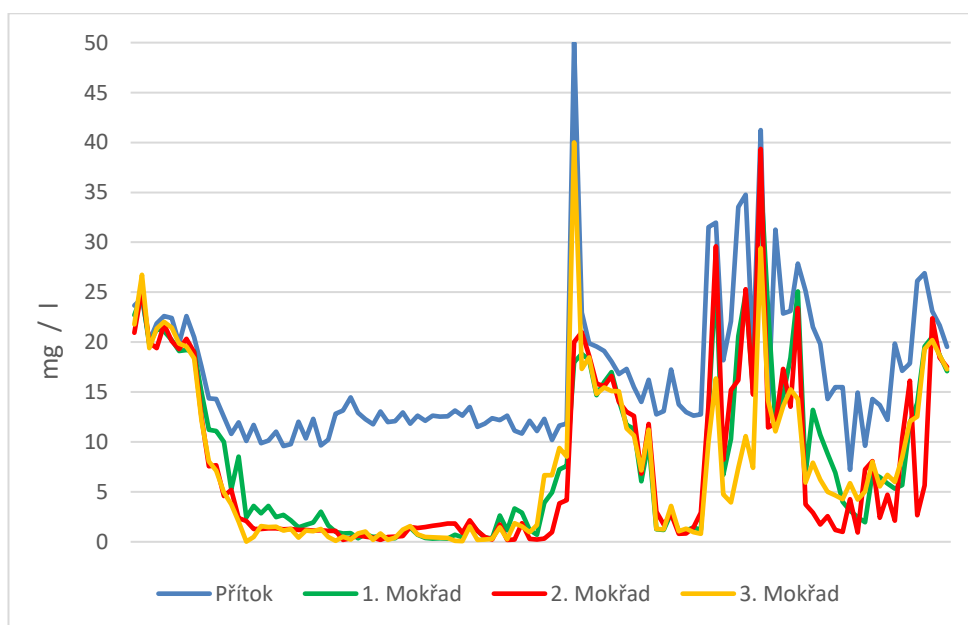
Má výzkumná činnost byla rozdělena do několika částí. Jako první bych se chtěl zaměřit na celkovou účinnost čistících procesů jednotlivých mokřadů a na jejich chování při změnách průtoků. Ve zkoumané lokalitě proběhlo 55 odběrů vzorků vody v každém roce. Množství odebraných vzorků v každém měsíci je viditelné v tabulce č. 1. Grafické znázornění účinnosti čistících procesů celého mokřadu můžeme vidět v grafu č. 1. Zde je dobře viditelný rozptyl účinnosti odstranění celkového dusíku z vodního systému v obou zkoumaných letech. Je zde i dobře viditelný rozptyl dané účinnosti, který při dobrých podmínkách dosahuje až k 90 % účinnosti, ale v jiných měsících může klesnout i pod 20 %.



Graf 1: Účinnost čištění celkového dusíku (TN) jednotlivých mokřadů v letech 2019 a 2020

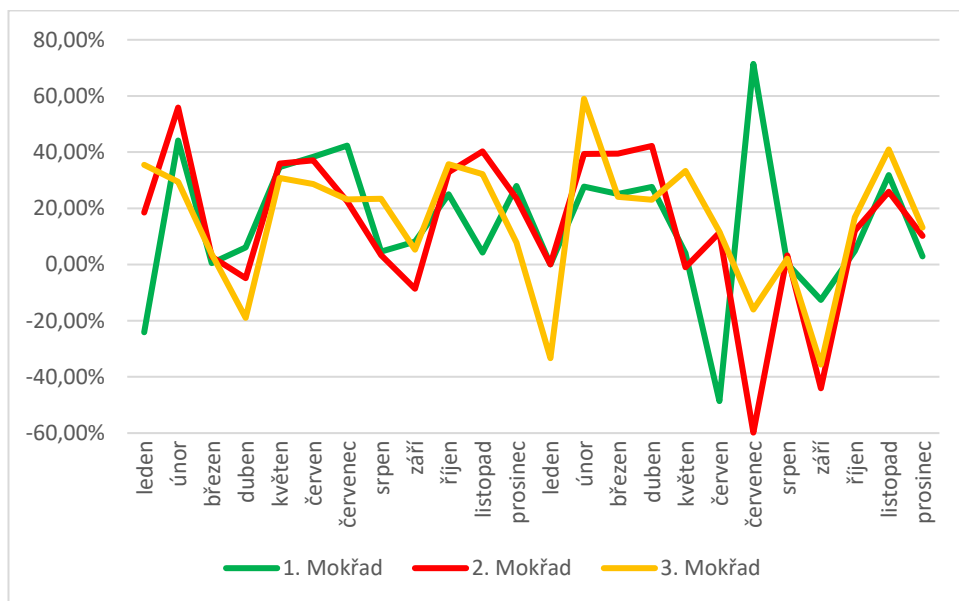
Lepší představu o odstranění dusíku dostaneme, pokud grafu č. 1 srovnáme s grafem č. 2 ve kterém jsou znázorněny výsledky všech odběrů, pro zjištění koncentrace celkového dusíku. V grafu č. 2 jsou znázorněny koncentrace dusíku na

odtoku u všech tří mokřadů a také koncentrace dusíku na přítoku před distribucí vody do jednotlivých polí. Při pohledu na oba grafy (Graf č. 1 a graf č. 2) je dobře pozorovatelná poměrně ustálená a vysoká účinnost čištění v průběhu prvního roku na rozdíl od druhého roku, který měl velké kolísání koncentrace dusíku jak na přítoku, tak na odtocích. Tato rozkolísanost se projevila i na průměrné účinnosti odstranění dusíku v jednotlivých letech, kdy v prvním roce byl průměr odstraněného dusíku o téměř 15 % vyšší než v roce následujícím. Tyto rozdíly byly způsobeny především množstvím srážek, které se významně projevily na množství přiváděné vody na výzkumnou lokalitu. Z pozorování průtoků a koncentrací bylo dobře patrné, že při intenzivních srážkách je z půdy vyplavováno více sloučenin dusíku a zároveň roste i celkové procentuální zastoupení dusíku v drenážní vodě. Ideální podmínky pro optimální funkci mokřadu jsou pomalé průtoky s nižší koncentrací znečištění. Tato skutečnost může vysvětlit důvod, proč byla účinnost v prvním roce vyšší než rok následující, kdy průtoky během roku značně kolísaly a docházelo k intenzivní distribuci vody s vysokým poměrem dusíkatých látek. Celková průměrná účinnost odstranění dusíku pro všechny tři mokřady byla, i přes výkyvy v druhém roce a během zimních období, 54,0 %.



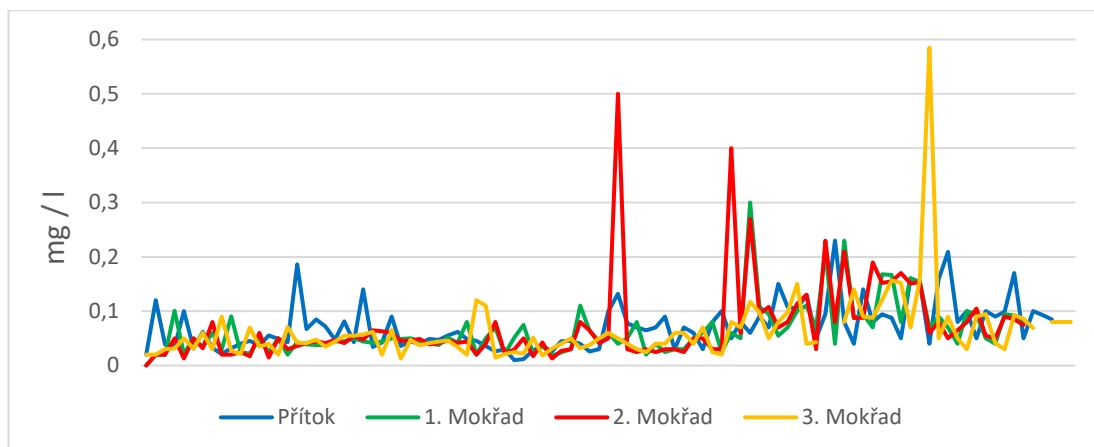
Graf 2: Koncentrace celkového dusíku (TN) na přítoku a odtocích z jednotlivých mokřadů v letech 2019 a 2020

Ve stejném období probíhaly i odběry vzorků pro zjištění účinnosti mokřadů při odstraňování fosforu. Získané výsledky ukazují značnou variabilitu účinnosti jednotlivých mokřadů. Získaná data, která na rozdíl od měření dusíku kolísala i k záporným hodnotám, byla opět zapracována do dvou grafů.



Graf 3: Účinnost čištění celkového fosforu (TP) jednotlivých mokřadů v letech 2019 a 2020

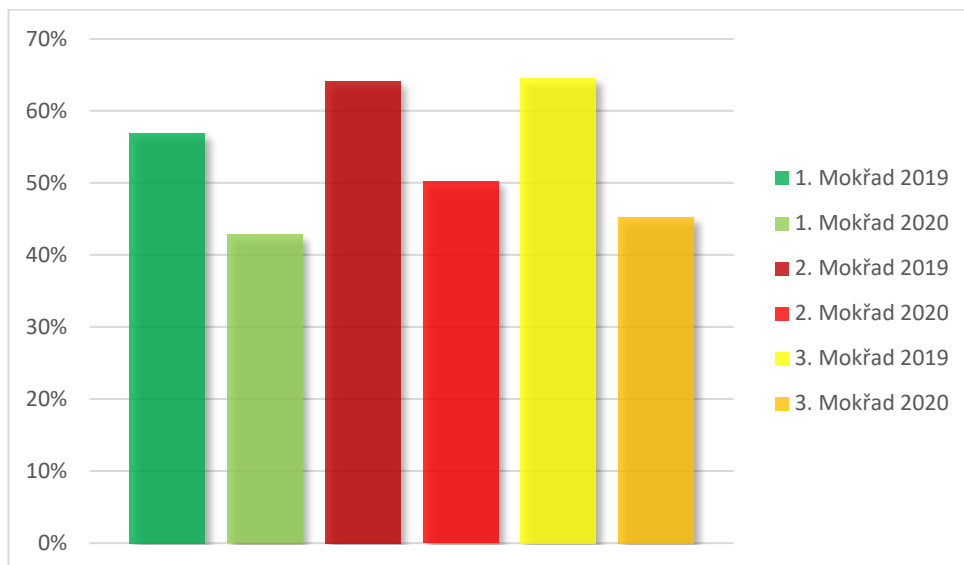
První graf (Graf 3) zabývající se fosforem znázorňuje účinnost celkového fosforu v jednotlivých mokřadech. Při zjišťování koncentrace dané látky byly porovnávány vzorky před distribucí do jednotlivých mokřadů a na odtoku z mokřadů před vstupem do recipientu, stejně tak jako u vzorků pro zjišťování dusíku. Na rozdíl od měření dusíku, které v prvním roce měření projevvalo jen mírné výkyvy účinnosti, vykazovaly výsledky fosforu poměrně velké a setrvalé výkyvy během obou let. Je však nutno říci, že stále zůstávaly výkyvy vyšší v druhém roce.



Graf 4: Koncentrace celkového fosforu (TP) na přítoku a odtocích z jednotlivých mokřadů v letech 2019 a 2020

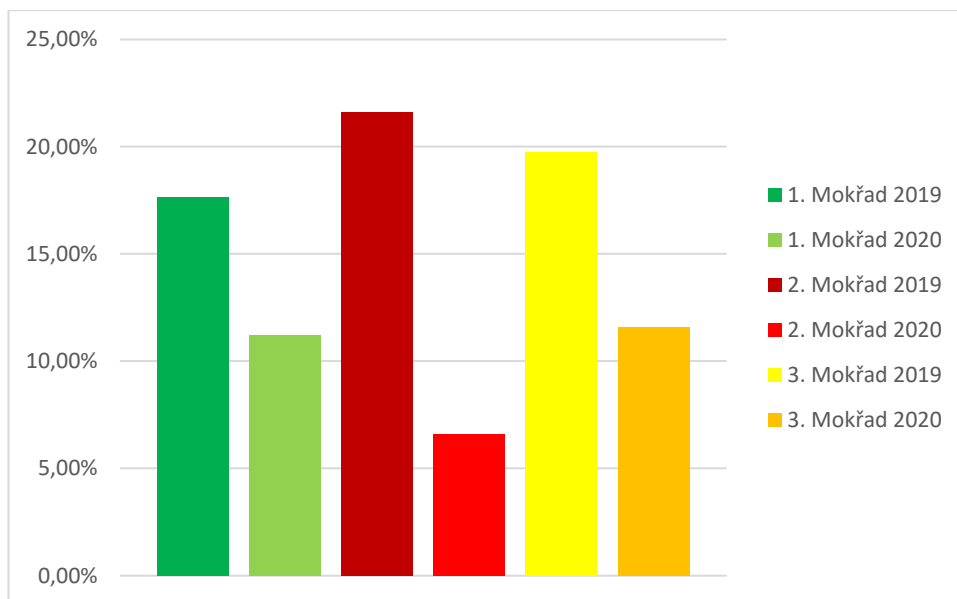
Velké výkyvy v koncentraci celkového fosforu v jednotlivých vzorcích v druhém roce jsou dobře viditelné na grafu 4. Zatím co hodnoty v prvním roce nepřesáhly hodnotu 0,2 mg/l, tak v následujícím roce nejvyšší hodnoty dosahovaly trojnásobku roku prvního. Pokud se znovu podíváme na graf 3, tak je zde dobře patrný velký rozptyl měření a to od -60 % až po 70 %. Tyto výsledky naznačují, že mokřady nejen odstraňují fosfor, ale za určitých podmínek může docházet i k jeho zpětnému uvolňování ze sedimentů. Negativní hodnoty účinnosti jsou způsobeny procesem desorpce fosforu ze sedimentů, který může být ovlivněn mnoha podmínkami. Kladné hodnoty naopak znázorňují schopnost mokřadu zachytávat a odstraňovat fosfor z vody prostřednictvím sedimentace, adsorpce na substrátu kořenového pole nebo pomocí absorpce mokřadními rostlinami a mikroorganismy. Ačkoliv je vyplavování fosforu z mokřadu závislé na mnoha okolnostech, podle změřených dat o průtocích a koncentraci fosforu ve vodě, je možné předpokládat, že vydatné srážky též přispívají ke zmíněnému vyplavování a tím snižují celkovou účinnost. Celková účinnost odstranění fosforu v průměru za oba roky nebyla, i díky vyplavování fosforu v některých obdobích, příliš vysoká a dosahovala hodnoty 14,7 %.

Jak bylo popsáno v kapitole 4.1, jednotlivé mokřady se od sebe liší výběrem substrátu, případně způsobem protékání vody skrz kořenové pole. V Grafu 5 je znázorněna průměrná účinnost odstranění dusíkatých látek v jednotlivých letech na jednotlivých mokřadech a graf 6 znázorňuje také průměrnou účinnost v jednotlivých letech pro jednotlivé mokřady, jen tentokrát je účinnost vztažena k celkovému fosforu.



Graf 5: Průměrná účinnost odstranění celkového dusíku v jednotlivých letech

Z grafu 5 je jasné patrné, že účinnost pro dusík byla na jednotlivých mokřadech značně vyrovnaná. Je zde také dobře vidět pokles účinnosti v druhém roce měření, který byl popisován výše. Nejvyšších výsledků dosahovaly první a třetí mokřad v prvním roce. Účinnost u obou mokřadů dosáhla lehce přes 64 %. Nepatrně lepšího výsledku ze zmiňovaných mokřadů byla dosažena u třetího mokřadu, který měl povrchový průtok s oddělenými vrstvami substrátu. Tento rozdíl byl však pouze několik desetin procenta a v následujícím roce byla zjištěná účinnost naopak o 5 % nižší u třetího mokřadu, nežli u druhého mokřadu s podpovrchovým průtokem a promíchaným substrátem. První mokřad s povrchovým průtokem a promíchaným substrátem dosáhl v obou letech nejnižších výsledků z dané trojice. V prvním roce se jednalo o účinnost 57 % a v druhém o pouhých 43 %.

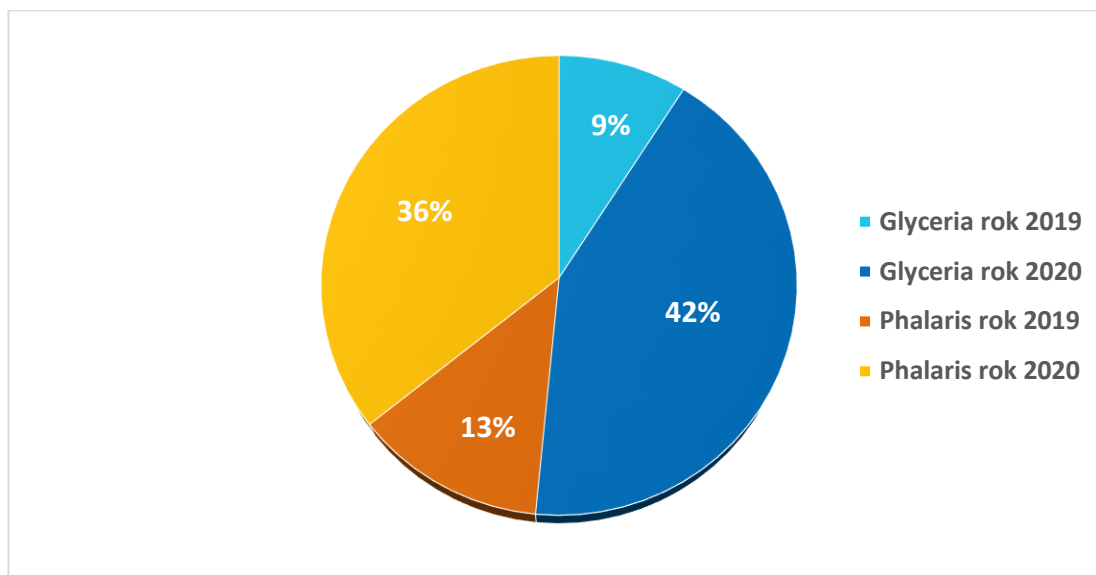


Graf 6: Průměrná účinnost odstranění celkového fosforu v jednotlivých letech

V grafu 6 vidíme, že účinnost odstranění fosforu byla stejně jako u dusíku u všech mokřadů vyšší v prvním roce měření. Rozsah jednotlivých účinností se pohyboval mezi 6 % a 22 %. Trend v prvním roce byl obdobný jako u dusíku. K nejúčinnějšímu odstranění fosforu docházelo u druhého mokřadu, následoval třetí a nejméně účinný byl první mokřad. V následujícím roce však došlo ke změně pořadí. Druhý mokřad, který byl v prvním roce nejúčinnější, měl v druhém roce nejhorší výsledky a v průměru odstranil pouhých 6,6 % celkového fosforu. Tento výrazný rozdíl byl pravděpodobně způsoben zmiňovaným vyplavováním látky ze sedimentu. Zbylé dva mokřady měly v roce 2020 účinnost lehce přes 11 %.

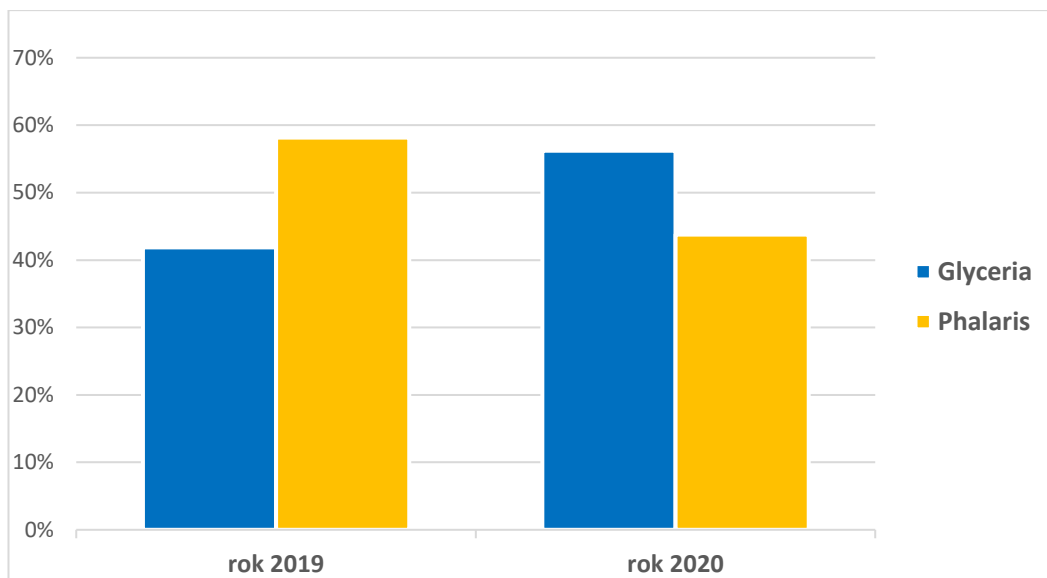
3.10 Porovnání růstu a efektivity jednotlivých rostlin

Jedním z cílů této práce bylo porovnat mezi sebou dva druhy rostliny, a to chrastice rákosovité a zblochanu vodního. V této podkapitole je porovnáno jejich vzájemné zastoupení na mokřadech a jejich podíl na účinnosti odstraňování jednotlivých polutantů.



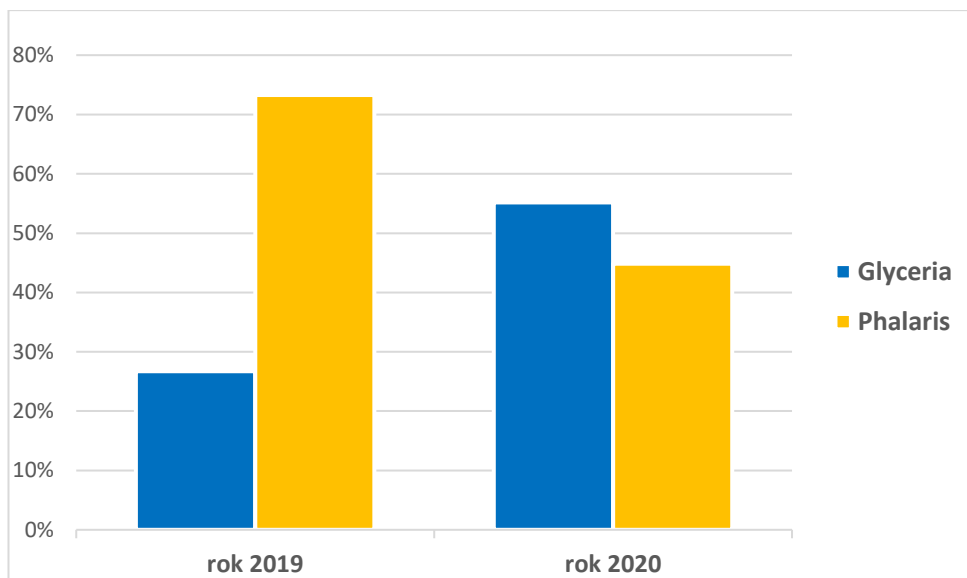
Graf 7: Rozdělení hmotnosti celkové biomasy obou rostlin všech mokřadů vzhledem k jednotce plochy za celé zkoumané období

Graf 7 znázorňuje porovnání celkové hmotnosti biomasy za oba roky u obou druhů zkoumaných makrofyt. Z výsledků je patrné, že chrastice v prvním roce vykazuje vyšší produkci než zblochan. Zatím co v druhém roce se poměr otočí a chrastice má naopak nižší přírůstek biomasy. V prvním roce mají obě rostliny produkci biomasy výrazně nižší. Ta byla způsobena pozdní výsadbou rostlin a tím vzniklou nedostatečnou dobou pro vytvoření souvislého porostu. V konečném výsledku je produkce biomasy obou rostlin velmi podobná. Po sečtení hmotnosti za oba roky vychází, že zblochan odpovídá 51 % celkové biomasy a chrastice odpovídá 49 % biomasy.



Graf 8: Procentuální rozdělení množství dusíku v biomase na jednotku plochy v obou rostlinách v jednotlivých letech

Grafu 8 znázorňuje procentuální rozdělení množství dusíku v sušině biomasy v jednotlivých letech. V prvním roce byla celková hmotnost dusíku v biomase nižší než v roce následujícím. Z této skutečnosti se dá odvodit, že celkové množství v biomase v prvním roce bylo výrazně nižší než v roce následujícím. Z daného grafu je dobře viditelné, že chrastice v prvním roce absorbovala více dusíku na jednotku plochy než zblochan. V roce druhém se ovšem poměr dusíku otočil a vyšší čísla pro dusík vykazoval zblochan. Tato změna poměrů dusíku je v grafu jasně viditelná. Pokud srovnáme graf 8 s grafem 7, tak je nižší hodnota u zblochanu očekávatelná, protože produkce biomasy u této rostliny byla nižší než u chrastice. V následujícím roce se celkový poměr zastoupení dusíku v jednotlivých rostlin otočil, což zapříčinilo především vyšší zastoupení biomasy na zkoumané ploše. Chrastice v průměru dvou let dosáhla 51 % vstřebaného dusíku oproti chrastici, která dosáhla 49 %, i když v absolutních číslech bychom pravděpodobně dostali vyšší zastoupení dusíku u zblochanu, protože v druhém roce byla již zmiňovaná vyšší produkce biomasy.

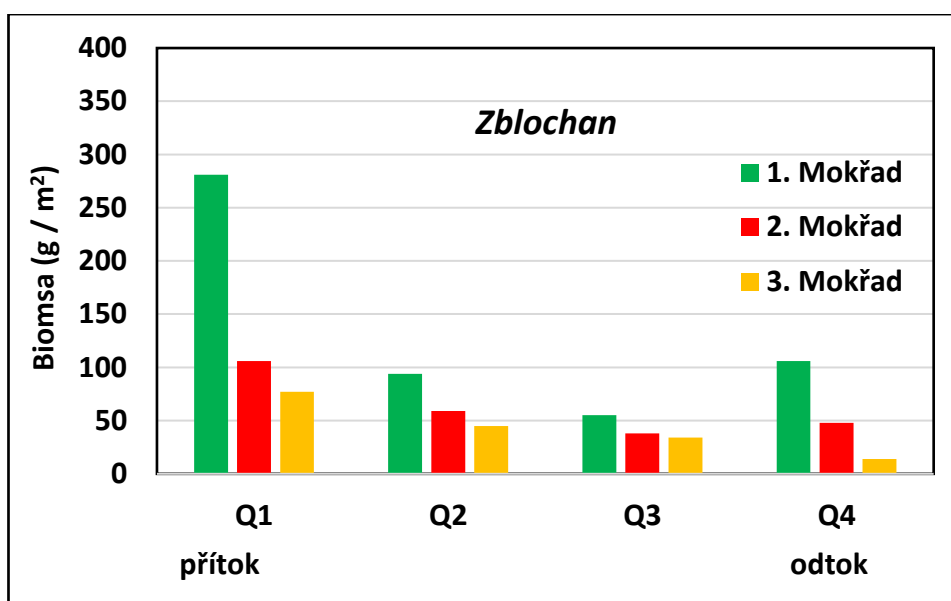


Graf 9: Procentuální rozdělení množství fosforu v biomase na jednotku plochy v obou rostlinách v jednotlivých letech

V grafu 9 je znázorněno procentuální rozdělení množství fosforu v biomase v jednotlivých letech. Z grafu můžeme vyčíst, že v prvním roce, bylo zastoupení fosforu v biomase zblochanu na jednotku plochy velmi nízké a v porovnání s chrasticí dosahovalo jen 27 %, zatímco chrastice dosahovala zbylých 73 % hmotnosti fosforu v biomase. V následujícím roce, především díky přírůstku biomasy u zblochanu, došlo k překlopení daných poměrů a obsah fosforu v tělech rostlin na jednotku plochy byl nyní vyšší u zblochanu, a to 55 %, zatímco u chrastice už jen 45 %. Při porovnání obou let zblochan dosáhl v průměru pouhých 41 %, zatímco chrastice dosáhla 59 % hmotnosti dusíku.

3.11 Množství biomasy a množství živin v biomase rostlin

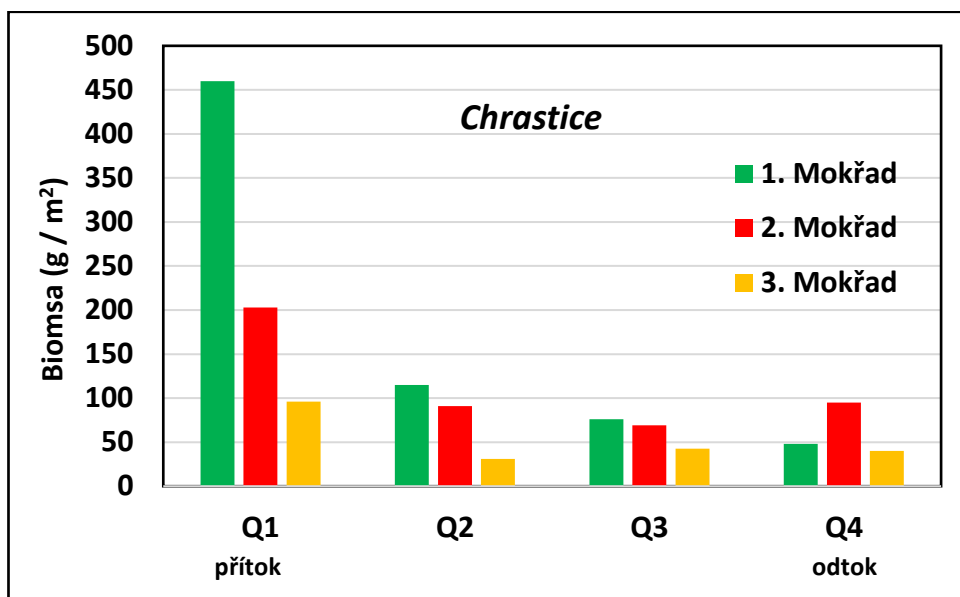
V prvním roce měření byly všechny mokřady rozděleny do čtyř částí, ze kterých byly odebrány vzorky biomasy. V roce následujícím, kdy byla vegetace více zakořeněná a rozdíly růstu biomasy na ploše mokřadů nebyly už tolik výrazné, se přistoupilo k členění mokřadů pouze na dvě části a vzorky biomasy byly odebrány jen na přítoku a na odtoku z jednotlivých mokřadních polí. Následující grafy zachycující rozdíly v biomase a její absorpci byly zpracovány pouze pro rok 2019, kdy došlo k podrobnějšímu sběru vzorků v rámci fragmentace mokřadů a také zde byly výraznější rozdíly ve výsledcích, než když byla vegetace plně rozrostlá.



Graf 10: Množství biomasy zblochanu v jednotlivých kvadrantech u všech tří mokřadů pro rok 2019

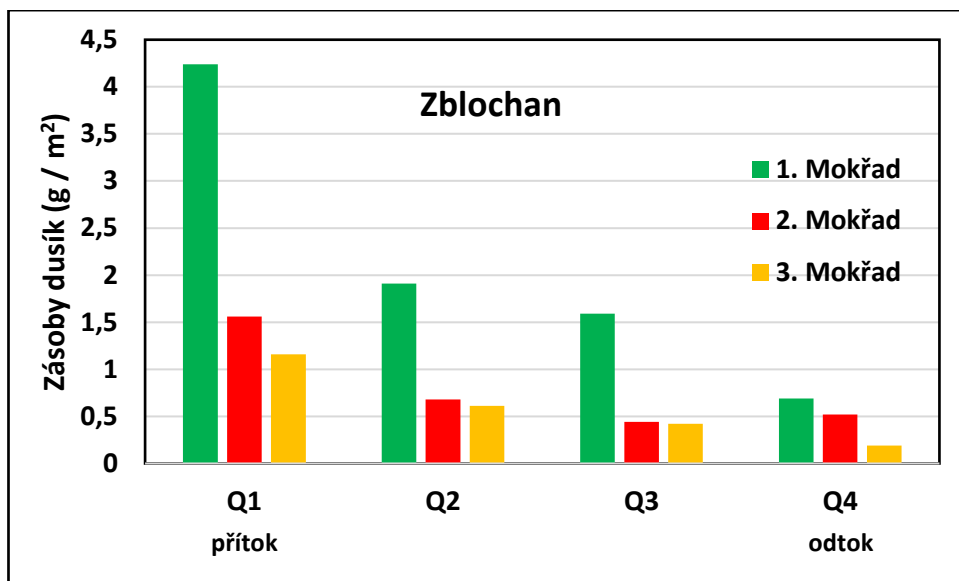
Na grafu 10 je znázorněno průměrné množství biomasy zblochanu vyprodukované na jednotlivých kvadrantech mokřadu pro všechna tři kořenová pole. Množství biomasy v kvadrantech je v grafu počítáno v jednotkách g / m^2 . Nejvyšší množství biomasy bylo u všech tří mokřadů vyprodukováno v prvním kvadrantu (Q1), který je nejbližší přítoku. Nejvyšších hodnot ve všech čtyřech kvadrantech dosahoval první mokřad s povrchovým prouděním, třetí mokřad, který měl též povrchové proudění, ale typy substrátu měl na sebe vrstvené, nikoliv promíchané, měl výsledky přírůstu biomasy nejnižší ve všech třech kvadrantech. Druh mokřad s podpovrchovým prouděním se hodnotami držel vždy na druhém místě. Nejvýraznější rozdíl v přírůstu byl viditelný u prvního mokřadu v prvním kvadrantu, v ostatních kvadrantech se

hodnota biomasy pohybovala maximálně kolem 100 g/m², v prvním kvadrantu dosahovala hodnoty 280 g/m².



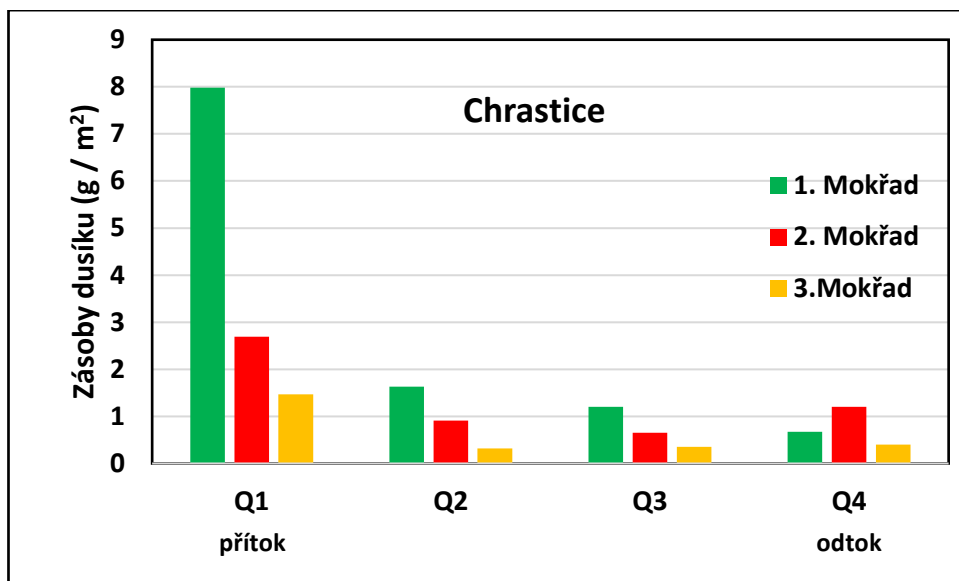
Graf 11: Množství biomasy chrastice v jednotlivých kvadrantech u všech tří mokřadů pro rok 2019

Graf 11 znázorňuje také množství biomasy v jednotlivých kvadrantech pro všechny tři sledované mokřady, ale v tomto případě je sledovanou rostlinou chrastice. Graf znázorňuje podobné trendy jako předchozí graf. Rozdílné poměry hodnot jsou viditelné ve čtvrtém kvadrantu (Q4). Zatímco u předchozí rostliny bylo nejvyšší zastoupení biomasy v prvním mokřadu pro všechny tři mokřady, u chrastice má ve čtvrtém kvadrantu nejvyšší růst biomasy druhý mokřad. Zatímco poměr mezi přírůstky vykazoval podobný trend jako u zblochanu, tak celkový přírůstek počítaný jako g/m² byl v některých případech výrazně vyšší. Jako příklad mohu uvést první mokřad v prvním kvadrantu (Q1), kde byla biomasa chrastice 460 g/m² ale biomasa zblochanu byla zastoupena jen 280 g/m². V průběhu zbylých kvadrantů sledovaných mokřadů se hodnoty u chrastice pohybovaly převážně výše než u zblochanu, i když už nedosahovaly tak výrazných rozdílů.



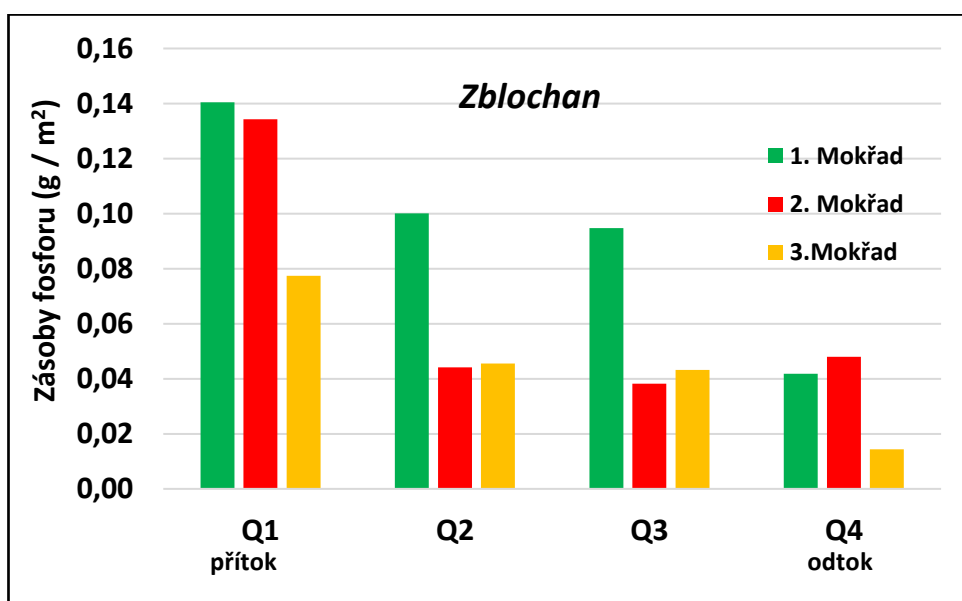
Graf 12: Zásoby dusíku v těle rostliny zblochanu v jednotlivých kvadrantech u všech tří mokřadů pro rok 2019

Graf 12 znázorňuje zásoby dusíku v biomase zblochanu v jednotlivých kvadrantech tří mokřadů v prvním roce měření. Nejvyšší zásoby dusíku v těle rostliny byly zaznamenány v prvním kvadrantu (Q1) u prvního mokřadu, a to $4,2 \text{ g/m}^2$, nejnižší hodnoty byly u třetího mokřadu v posledním kvadrantu u odtoku (Q4), a to pouhých $0,2 \text{ g/m}^2$. Je vhodné zmínit, že hodnoty dusíku jsou závislé na množství biomasy, ze které jsou dané hodnoty počítány. To zapříčiňuje podobný průběh trendu, jako při pozorování množství biomasy. Nutno též říci, že jak dusík, tak i fosfor jsou limitujícími látkami pro růst sledovaných makrofyt, proto jsou místa s dostatkem zmíněných živin vhodná pro prosperující růst těchto bylin. Trend částečně kopíruje trend biomasy, ale v druhém kvadrantu (Q2) a ve třetím kvadrantu (Q3) jsou vidět u prvního mokřadu výraznější hodnoty dusíku oproti ostatním mokřadům, než tomu bylo u hodnot biomasy v grafu 10.



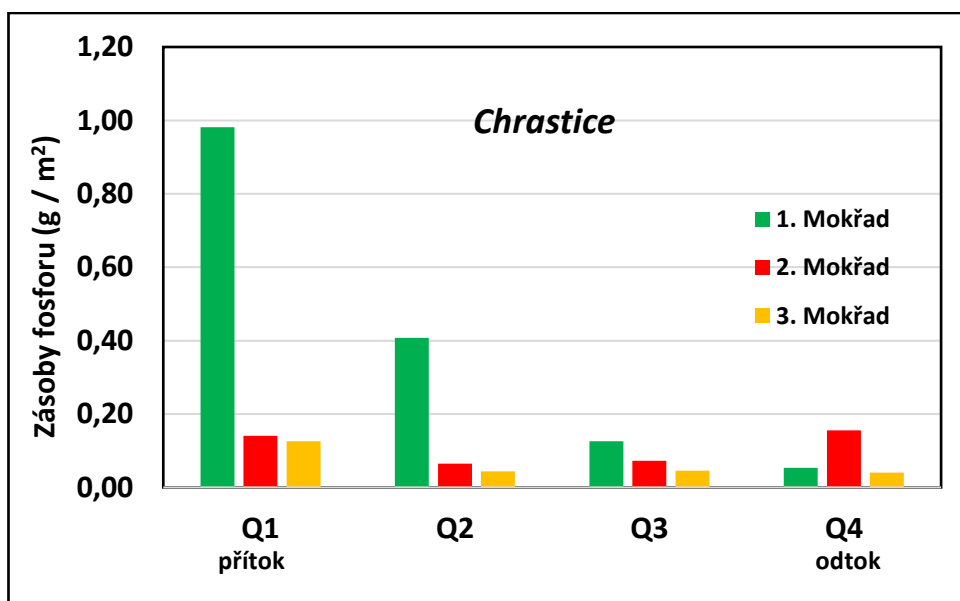
Graf 13: Zásoby dusíku v těle rostliny chrastice v jednotlivých kvadrantech u všech tří mokřadů pro rok 2019

Graf 13 znázorňuje zásoby dusíku v chrastici opět pro všechny tři mokřady v průběhu čtyř kvadrantů. Trend obsahu dusíku je zde opět úzce spjat s produkcí biomasy dané rostliny. S výrazným rozdílem dominuje první mokřad v prvním kvadrantu (Q1), který dosahuje hodnot 8 g/m^2 dusíku v biomase. Následuje za ním druhý mokřad v prvním kvadrantu, který dosahuje hodnoty pouhých $2,7 \text{ g/m}^2$. Nejnižších hodnot dosahuje opět třetí mokřad, tentokrát ve druhém kvadrantu (Q2), a to pouhých $0,3 \text{ g/m}^2$.



Graf 14: Zásoby fosforu v těle rostliny zblochanu v jednotlivých kvadrantech u všech tří mokřadů pro rok 2019

Graf 14 znázorňuje průměrné množství fosforu v biomase zblochanu ve čtyřech kvadrantech pro všechny tři mokřady. Přestože množství fosforu je též závislé na množství biomasy, vidíme, že v tomto případě už trend grafu fosforu nekopíruje tak přesně graf množství biomasy. Nejvyšší hodnoty vykazuje opět první mokřad a maximální hodnotu najdeme v prvním kvadrantu (Q1), která dosahuje hodnoty 0,14 g/m², ale není tak výrazně rozdílná, jak v předešlých případech. Druhá nejvyšší hodnota je také pro první kvadrant u druhého mokřadu. Tato hodnota dosahuje hodnoty 0,13 g/m². V případě čtvrtého kvadrantu (Q4) dosahuje nejvyšších hodnot druhý mokřad. Nejnižší hodnoty jsou tradičně naměřeny u třetího mokřadu, a to ve čtvrtém kvadrantu (Q4). Tato nejnižší hodnota je pouhých 0,01 g/m².



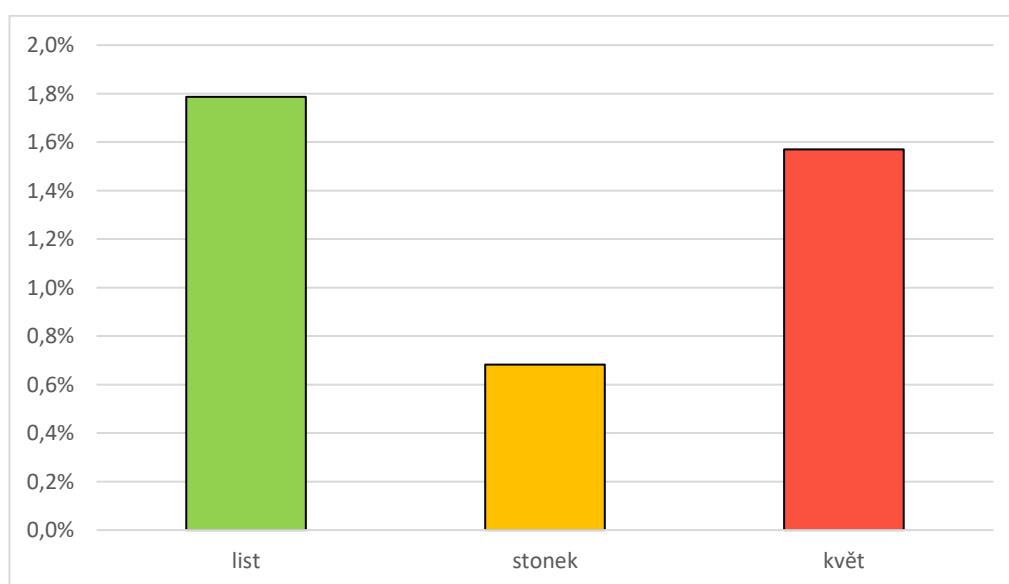
Graf 15: Zásoby fosforu v těle rostliny chrastice v jednotlivých kvadrantech u všech tří mokřadů pro rok 2019

V grafu 15 vidíme zásoby fosforu v biomase chrastice pro námi sledované mokřady rozdělené do čtyř kvadrantů. Tento graf už více kopíruje trendy grafu 11, jenž zobrazuje množství biomasy, než graf 14 zobrazující zásoby fosforu v těle zblochanu. V grafu 15 je výrazný rozdíl zkoumaného prvku v biomase oproti druhé rostlině, a především v prvním a druhém kvadrantu pro první mokřad, kde hodnoty dosahují 0,98 g/m² a 0,41 g/m². Zatímco hodnota v prvním kvadrantu pro první

mokřad dosahuje oproti zblochanu téměř čtyřnásobných hodnot, tak ještě s výjimkou prvního mokřadu ve druhém kvadrantu se hodnoty tolik neliší od naměřených hodnot u zblochanu. Nejnížší hodnoty nalezneme opět u třetího mokřadu ve druhém a čtvrtém kvadrantu, ve kterých se zjištěná hodnota fosforu v biomase pohybovala na 0,04 g/m².

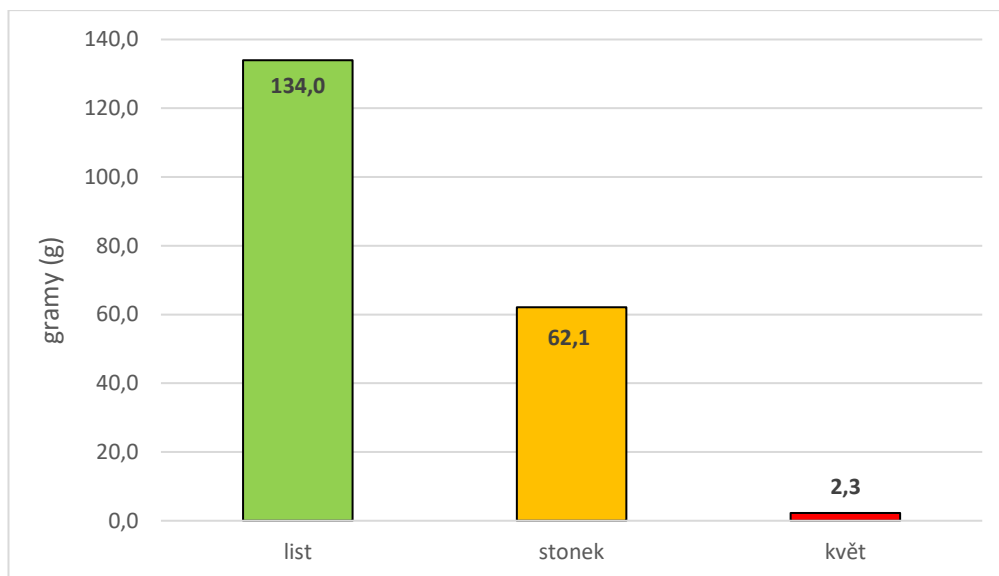
3.12 Absorpce jednotlivých částí rostliny

Další částí výzkumu bylo posouzení jednotlivých částí rostlin ve vztahu k absorpci dusíku a fosforu. Zkoumání probíhalo v letech 2019 a 2020, ale v prvním roce bohužel kvetla pouze chrastice a zblochan nikoliv. To způsobilo, že zblochan v roce 2019 nemohl být posuzován z pohledu jednotlivých částí, protože neměl květ a díky tomu ani stonek, na němž by se daný květ nacházel. Z těchto důvodů je zblochan v této kapitole posuzován až pro rok 2020.



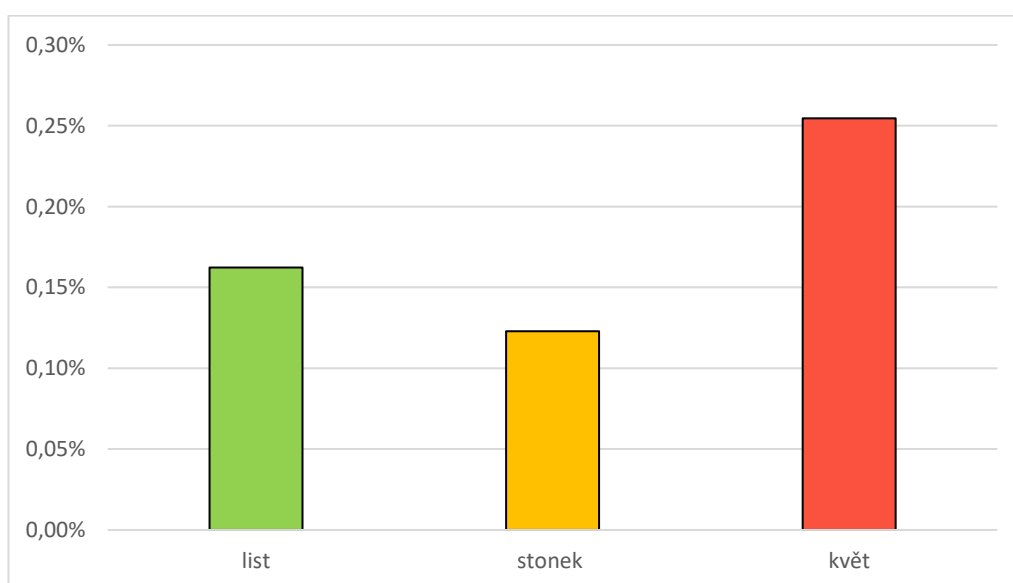
Graf 16: Koncentrace dusíku v jednotlivých částech chrastice v roce 2019

V grafu 16 je znázorněna koncentrace dusíku v jednotlivých částech biomasy chrastice v roce 2019 souhrnně pro všechny tři mokřady. Vidíme, že nejvyšší koncentrace dusíku byla zaznamenána v listech, kde dosahovala hodnoty 1,8 %. Druhé nejvyšší procentuální zastoupení bylo v květech rostliny, kde hodnota prvku obsaženého v biomase dosahovala téměř 1,6 % podílu v dané části rostliny. Nejnižší podíl byl pak naměřen v stonku dané rostliny. Podíl se zde pohyboval okolo 0,7 %.



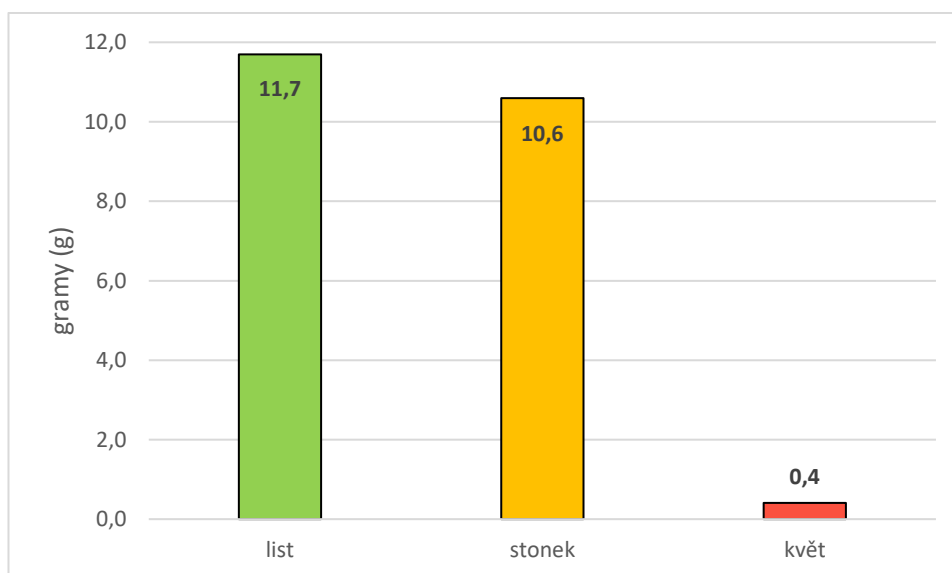
Graf 17: Množství dusíku v jednotlivých částech chrastice v roce 2019

Graf 17 znázorňuje celkové množství dusíku v gramech v jednotlivých částech rostliny v roce 2019 pro všechny tři mokřady dohromady. Na grafu je vidět, že nevyšší zastoupení 134 g dusíku se nachází v listech, dále se 62 g se stoncích a nejméně se daného prvku vyskytuje v květech. Zajímavé je to, že i přes poměrně vysokou koncentraci dusíku v květech, která byla viditelná na předchozím grafu 16, má celková hmotnost na mokřadech nejnižší hodnotu. Je to způsobeno nízkou intenzitou kvetení v daném roce. Přestože koncentrace dusíku v květech nebyla nijak nízká, množství biomasy dané částí bylo tak malé, že celkový výsledek 2,3 g pro květ se jeví takřka zanedbatelně.



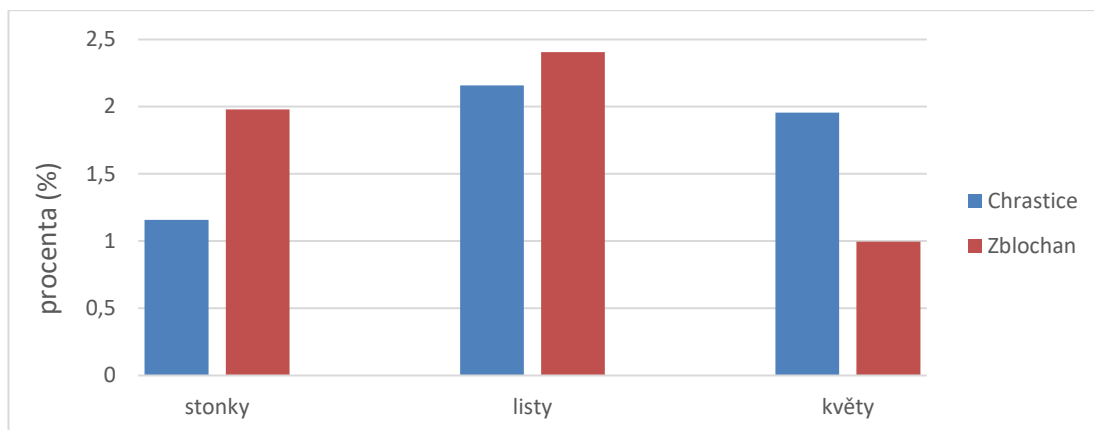
Graf 18: Koncentrace fosforu v jednotlivých částech chrastice v roce 2019

V grafu 18 vidíme koncentraci fosforu v biomase v jednotlivých částech chrastice v roce 2019. Celková koncentrace je typicky výrazně nižší než u hodnot dusíku. Můžeme zde vidět, že nejvyšší procento koncentrace má fosfor v květu, kde je zastoupen více jak 0,25 %, následuje list s 0,16 % a nejmenší koncentrace je v tomto případě ve stonku, kde je koncentrace pouhých 0,12 %.



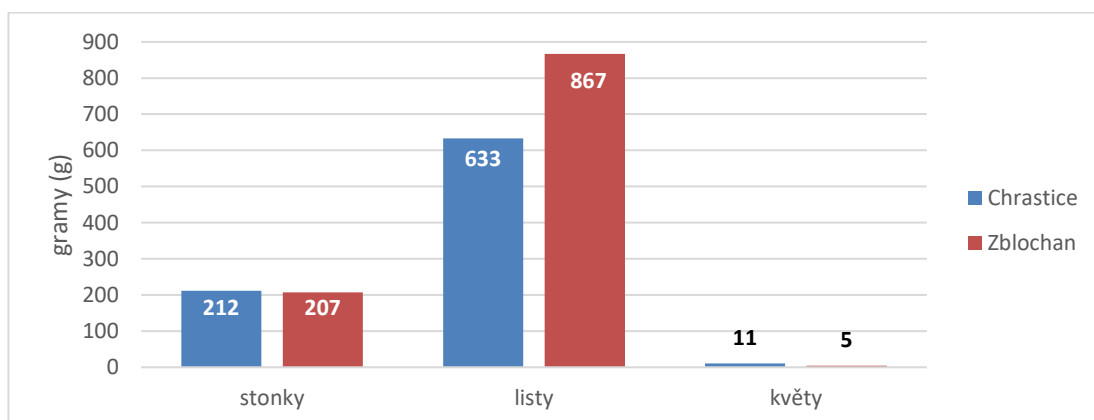
Graf 19: Množství fosforu v jednotlivých částech chrastice v roce 2019

V grafu 19 je vidět celkové množství fosforu v gramech v jednotlivých částech chrastice v roce 2019 pro všechny zkoumané mokřady. Pokud tento graf srovnáme s předchozím grafem 18, tak je na první pohled viditelné, že zastoupené množství neodpovídá dané koncentraci pro jednotlivý prvek rostliny. Za tento jev mohla, stejně jako u dusíku, rozdílná produkce biomasy u jednotlivých částí rostliny. Největší zastoupení v biomase je v listech, a to 11,7 g, další nejvyšší zastoupení je ve stonku, kde hodnoty dosáhly 10,6 g. Nejmenší zastoupení 0,4 g má květ i přes to, že koncentrace v květu byla ze všech tří porovnávaných částí nejvyšší.



Graf 20: Koncentrace dusík v jednotlivých částech obou rostlin v roce 2020

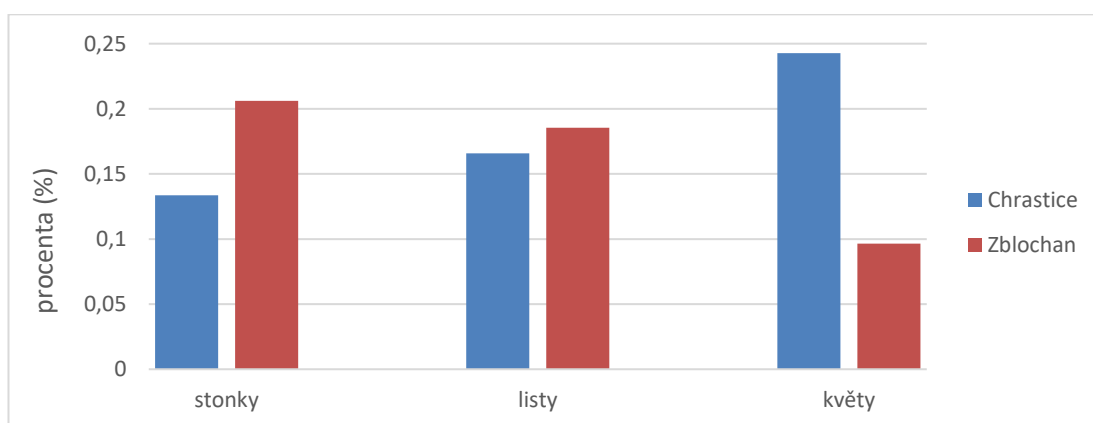
U grafu 20 se dostáváme do roku 2020, kdy kvetl i zblochan, a tudíž mohla být získána data pro vzájemné srovnání obou rostlin. V grafu je vidět koncentrace dusíku v sušině pro obě rostliny v roce 2020. Graf se pohybuje v rozmezí hodnot 1 % až 2,4 %. Nejvyšší hodnota v grafu patří listům zblochanu a nejnižší hodnota též zblochanu, ale tentokrát květům. V jednotlivých částech má zblochan koncentrace vyšší, pouze u květu je koncentrace skoro o polovinu nižší než u chrastice. Chrastice vykazuje opět jako v roce 2019 nejvyšší koncentrace dusíku v listech a nejméně ve stoncích, ale jednotlivé koncentrace jsou ve všech třech částech vyšší, než tomu bylo v předchozím roce. Zblochan sice vykazuje též nejvyšší koncentrace dusíku v listech, ale nejnižší v květech, a to výrazně. Oproti koncentraci stonku, který je u zblochanu na druhém místě, má poloviční hodnoty.



Graf 21: Množství dusíku v jednotlivých částech obou rostlin v roce 2020

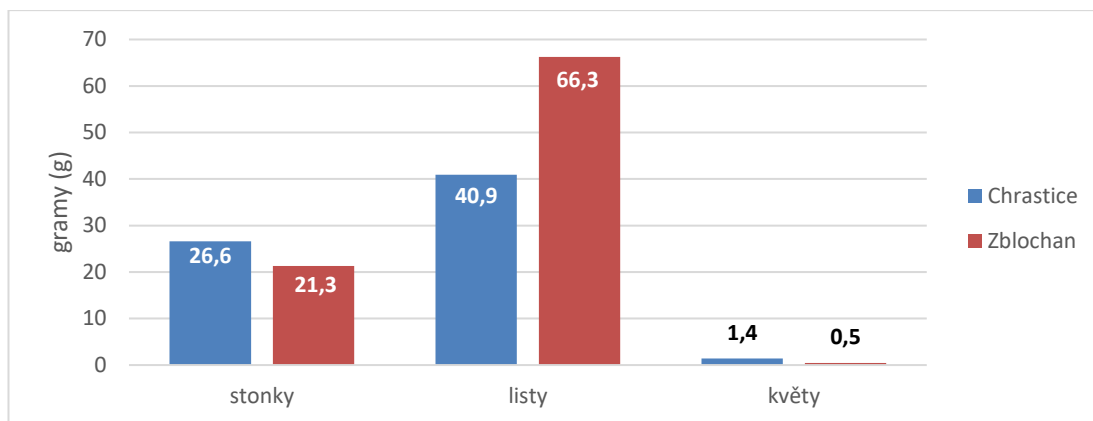
V grafu 21 vidíme celkové množství dusíku v jednotlivých částech obou druhů rostlin v roce 2020. Stejně jako u grafu koncentrace jsou vidět nejvyšší hodnoty u listů

zblochanu, a naopak nejnižší u květu zblochanu. Poměr těchto rozdílů je však výrazně odlišný. Pozorujeme zde stejný efekt jako v předchozím roce. Koncentrace množství látky v jednotlivých částech rostliny sice naznačuje určité zastoupení podílu v mokřadu, ale produkce biomasy jednotlivých částí rostliny je zásadní a výrazně ovlivňuje celkové množství sledovaných prvků v daném segmentu rostliny. Množství dusíku ve stonku i v květu bylo vyšší u chrastice, ale rozdíl byl pouze v jednotkách gramu, proto rozhodujícím pro celkové vyšší množství dusíku v rostlině byl obsah dusíku v listech, kde listy zblochanu obsahovaly o 234 g více dusíku než listy chrastice.



Graf 22: Koncentrace fosforu v jednotlivých částech obou rostlin v roce 2020

V grafu 22 je znázorněna koncentrace fosforu v jednotlivých částech rostliny pro chrastici a zblochan v druhém roce měření. Stejně jako v roce 2019 je možné pozorovat u chrastice nejvyšší hodnoty u květu a nejnižší u stonku. Zblochan má tyto hodnoty opačné, nejvyšší koncentrace je u něj pozorovatelná pro stonek a nejnižší pro květ. Z důvodu těchto protichůdných trendů se nejvyšší a nejnižší koncentrace vyskytuje v květu rostlin. Nejvyšší koncentrace je v květu chrastice, a to 0,24 %, a naopak nejnižší je v květu zblochanu, a to pouhá 0,1 %.



Graf 23: Množství fosforu v jednotlivých částech obou rostlin v roce 2020

V grafu 23 je znázorněno celkové množství fosforu v jednotlivých částech obou rostlin v roce 2020. Poměr zastoupení fosforu byl stejně jako u dusíku vyšší ve stoncích i v květech u chrastice, ale stále se jednalo pouze o rozdíl jednotek gramu a v případě květu jen o desetiny gramu, proto i zde byly rozhodujícím elementem pro výsledek vyššího odstranění fosforu především listy a jejich absorbované množství fosforu. Rozdíl mezi celkovým množstvím fosforu v listech byl vyšší o více jak 25 g u zblochanu než u chrastice.

3.13 Zapojení makrofyty při odstranění polutantů z mokřadního systému

Hlavní cílem tohoto výzkumu bylo zjištění zapojení mokřadních makrofyty do procesu odstraňování polutantů z vody odváděných ze zemědělsky využívaných ploch. V tabulce 2 jsou znázorněny průměrné hodnoty dusíku a fosforu v souhrnu jednotlivých let při přítoku a při odtoku na mokřad. Dále jsou tam též znázorněny konečné hmotnosti těchto prvků v obou rostlinách přepočítaných pro všechny tři zkoumané mokřady.

Tab. 2: Hmotnosti prvků v jednotlivých letech vztaženy k celému mokřadnímu systému

Rok 2019				
	Přítok (g/rok)	Odtok (g/rok)	Chrastice (g)	Zblochan (g)
Dusík	77157,7	28701,3	198,3	143,4
Fosfor	286,3	235,7	22,7	8,6
Rok 2020				
	Přítok (g/rok)	Odtok (g/rok)	Chrastice (g)	Zblochan (g)
Dusík	352356,9	192542,2	5220,1	1116,9
Fosfor	1534,6	1462,0	80,4	98,9

Data v tabulce znázorňují konkrétní hmotnostní údaje o zkoumaných prvcích v systému. Z těchto dat bylo zjištěno i konkrétní zapojení jednotlivých mokřadů a následně celého systému do procesu čištění vod. Jako první bylo zjišťováno zapojení makrofyt do procesu čištění vzhledem k obsahu látek na přítoku.

Tab. 3: Podíl celkového množství polutantů v makrofytech v porovnání s obsahem polutantů v přitékající vodě na mokřadní systém během dvou let.

rok 2019		rok 2020	
Zblochan		Zblochan	
dusík	0,186 %	dusík	0,317 %
fosfor	2,998 %	fosfor	6,447 %
Chrastice		Chrastice	
dusík	0,257 %	dusík	1,482 %
fosfor	7,930 %	fosfor	5,237 %

Jak vidíme v tabulce 3 tak odstranění dusíku pomocí mokřadních rostlin vzhledem k přítoku nebylo příliš vysoké. U zblochanu byly absorbované hodnoty pouze 0,19 % v prvním roce a 0,32 % v roce druhém. Pro chrastici byly hodnoty o něco vyšší a to 0,26 % v první roce a v roce následujícím dosáhly 1,48 %. V případě měření fosforu byly hodnoty celkové hodnoty oproti dusíku nižší, jak je vidět na tabulce 2, ale při porovnání hodnoty obsahu dusíku v rostlině vzhledem k přítoku, bylo dosahováno vyšších výsledků. Absorpce fosforu zblochanem v porovnání s přítokem dosahovala v prvním roce 3,00 % a v roce druhém byla hodnota více jak dvojnásobná

a to konkrétně 6,45 %. Chrástice v tomto srovnání dosahovala v prvním roce poměrně vysokých hodnot a to 7,93 % a v roce následujícím se hodnoty o něco snížily na 5,24 %.

Tab. 4: Podíl celkového množství polutantů v makrofytech v porovnání s množstvím polutantů odstraněných v průběhu průtoku systémem kořenových loží během dvou let.

Rok 2019		Rok 2020	
Zblochan		Zblochan	
dusík	0,296 %	dusík	0,699 %
fosfor	16,968 %	fosfor	136,128 %
Chrástice		Chrástice	
dusík	0,409 %	dusík	3,266 %
fosfor	44,887 %	fosfor	110,587 %

Na závěr byl zjišťován podíl zachycení polutantů makrofyty ve vztahu k hodnotám odstranění polutantů celým systémem mokřadů. Jak můžeme vidět v tabulce 4, tak některé hodnoty vycházely vyšší, než bylo možné předpokládat. Hodnoty dusíku na podílu zapojení při odstraňování daného prvku byly spíše nízké a v případě zblochanu nepřekročily ani v jednom roce hodnotu procenta, konkrétně v prvním roce dosahovaly hodnoty 0,30 % a v roce druhém to bylo 0,70 %. U chrastice byla tato hodnota v prvním roce 0,41 %, ale v roce vzrostla na 3,97 %. Výsledky zapojení fosforu byly některých případech rozporuplné. Nižší hodnoty fosforu na přítoku a též nízké hodnoty odstranění fosforu z vody při průtoku mokřadem zapříčinily poměrně velký podíl uloženého fosforu v biomase vzhledem k fosforu zachycenému celým mokřadním systémem. Hodnoty pro zblochan byly v prvním roce 16,97 % a v roce následujícím dosahovaly překvapivých 136,13 %. Chrástice ve stejném srovnání dosahovala v prvním roce 44,89 % a v roce druhém 110,59 %. Podíl rostlin na odstraňování fosforu z mokřadních systému bude nemalý, ale z podstaty věci není možné, aby přesahovaly 100 %. Této problematice se však budu podrobněji věnovat v části diskuze.

6 Diskuze

Obecně lze konstatovat, že umělé mokřady jsou dobrým a levným způsobem pro čištění různých typů vod. Pokud je voda čištěna stejně jako v našem případě v odlehlém místě, může být považována nezávislost na elektrické energii jako dominantní vlastnost. Umělé mokřady mají nevyšší hodnoty účinnosti především při odstraňování biologického znečištění a při odstraňování nerozpuštěných látek (Vymazal, 2004). Při konstruování umělých mokřadů je výběr z poměrně velkého množství typů, které byly popsány v této práci v literární rešerši. V našem případě byly konstruovány dva typy mokřadů, a to jeden s podpovrchovým průtokem a ve dvou případech mokřady s povrchovým průtokem, mezi nimiž byl pouze rozdíl v použitém substrátu. Účinnost čištění dusíku se na zkoumané lokalitě pohybovala okolo 50 %. V případech povrchového proudění dosahovaly v průměru hodnoty účinnosti čištění dusíku v prvním případě 48,9 % a v druhém 54,9 %. Mokřad podpovrchovým prouděním v tomto případě dosáhl nejlepších výsledků, a to 57,2 %. V tomto případě dosáhl lepších výsledků mokřad s podpovrchovým prouděním, ale hodnoty ve všech třech případech byly velmi podobné. Na vliv mokřadů má velký vliv i kontakt protékané vody se substrátem, který je v případě podpovrchového průtoku delší a může přispívat k lepším výsledkům při odstraňování znečištění. Pro odstranění dusíku z vody nejsou horizontálně protékané mokřady příliš vhodné (Vymazal, 2009). Účinnost odstranění dusíku se udává kolem 10 % až 15 %, zároveň podobné hodnoty platí i pro odstranění fosforu (Mlejnská et al., 2015). Tyto hodnoty pro dusík jsou v našem případě mnohokrát překročeny. Důvodem této vysoké účinnosti odstranění může být především to, že většina hodnot stanovených pro dusík je posuzována na pro odpadní vodu. Ve srovnání s klasickými čistírnami odpadních vod mají umělé mokřady raději nižší intenzitu zatížení znečišťujícími látkami a také jim prospívá pomalý transport vody skrz kořenové lože (Vymazal, 2009). Tyto podmínky poměrně mírného zatížení znečišťujícími látkami a s většinou pomalým průtokem jsou na zkoumané lokalitě povětšinou dobře splněny.

V případě odstraňování fosforu z vody měl naopak nejnižší výsledky mokřad s podpovrchovým prouděním, a to v průměru 14,1 %, nutno však říci, že zbylé dva mokřady se účinností příliš nelišily, v prvním případě účinnost dosahovala 14,4 % a v druhém 15,7 %. Mokřad s podpovrchovým prouděním dosahujícím nejnižší účinnost měl zároveň v jednom roce měření nejvyšší hodnoty účinnosti, a to 21,6 %, ale v roce

následujícím měl naopak velmi nízkou účinnost, a to pouhých 6,6 %. Čistící účinek uváděný pro fosfor v horizontálně čištěných mokřadech je 10 % až 15 % (Mlejnská et al., 2015). Námi sledované mokřady odpovídaly těmto uváděným hodnotám a zároveň se pohybovaly spíše na vyšších hodnotách.

V části mé diplomové práce jsem se také věnoval nárůstu biomasy v průběhu mokřadu a absorpci sledovaných prvků těmito rostlinami. Sledování probíhalo pouze v prvním roce měření, kdy mokřady nebyly dostatečně vzrostlé a zastoupení objemu biomasy bylo v různých částech mokřadu nestejně rozloženo. Z tohoto důvodu byl mokřad v prvním roce rozdělen do čtyř kvadrantů, což umožnilo toto pozorování. Rok 2019, kdy bylo měření prováděno, byl podprůměrný, co se týkalo množství srážek. Především tato skutečnost přispěla k tomu, že rostliny prosperovaly především v první části mokřadu a postupně směrem k odtoku dosahovaly nižších přírůstků biomasy. V prvních částech měly rostliny dostatek vláhy a zároveň nejvyšší přísun živin pro svůj růst. Z této skutečnosti lze dále vycházet i při hodnocení obsahu dusíku a fosforu, který podporoval růst rostlin a ukládal se v jejich tělech. Množství dusíku a fosforu v biomase bylo počítáno na jednotku plochy, z toho je jasné, že i tyto hodnoty vyšly nejvyšší v první části mokřadu a postupně směrem k odtoku klesaly. Ke stejnému závěru došel i Okada a Vymazal ve svém článku „The effect of aboveground biomass harvesting on nutrients removal in a constructed wetland treating municipal sewage“ z roku 2023. Článek vyzdvihuje především větší přísun dusíku na tvorbu biomasy v částech mokřadu blíže k přítoku.

Ve zmiňovaném článku (Okada et Vymazal, 2023) se autoři zabývají mimo jiné i koncentrací fosforu a dusíku v různých nadzemních částech těla rostliny. Jenou ze zkoumaných rostlin je, stejně jako v mém případě, chrastice rákosovitá. Při hodnocení obsahu dusíku v částech těla chrastice jsem došel ke stejným výsledkům, a to, že největší koncentrace prvku je v listech, poté v květu a nejmenší koncentrace se nachází ve stonku. U množství fosforu v biomase se naše výsledky mírně rozešly. Mezitím co jejich pořadí koncentrací se nezměnilo, v mém případě byly naměřeny nejvyšší hodnoty v květech, pak až následovaly listy a nejméně bylo opět ve stoncích. U zblochanu byl zjištěný opačný trend týkající se fosforu. Nejvyšší hodnoty koncentrací fosforu byly naměřeny ve stoncích, následovaly listy a nejméně bylo naměřeno v květech. Pro dusík byly nejvyšší hodnoty v listech, pak ve stonku a výrazně nejnižší hodnoty byly v květu. Je nutno říci, že i přes vysoké koncentrace například fosforu v květu chrastice byly celkové naměřené hodnoty obou prvků na jednotku

plochy nejvyšší v listech díky množství biomasy dané části rostliny. V květech byl jen nepatrný podíl obou prvků, kvůli velmi malé produkci biomasy této části rostliny.

Na závěr byly rostliny posouzeny z pohledu účinnosti odstraňování sledovaných látek ve vztahu k obsahu přitékající vody a následně byl posuzován jejich podíl při odstraňování sledovaných látek vzhledem k účinnosti čištění soustavy mokřadů. Nejprve byl posuzován vztah k přitékající vodě. Vliv rostlin na celkové odstranění dusíku byl poměrně nízký, vyšších hodnot díky lépe rozrostlé biomase vykazoval v druhém roce u obou rostlin. Průměrné vyšší procento odstraněného dusíku za oba roky vykazovala chrastice. Při součtu odstranění dusíku z přitékající vody obou rostlin v průměr za oba roky pouhé 1,12 %. Pro fosfor bylo toto číslo výrazně vyšší, přispět tomu mohly nízké koncentrace fosforu na přítoku. Vysokých hodnot dosahovala chrastice již v prvním roce, a to necelých 8 % účinnosti odstranění. V následujícím roce měl vyšší hodnoty zblochan a to 6,4 %, přičemž chrastice klesala na 5,2 %. I přes pokles v celkovém odstranění znečištění měla chrastice o něco málo vyšší podíl na odstraňování fosforu než zblochan. Při součtu účinnosti obou rostlin a zprůměrování obou let dosáhly rostliny pěkného podílu 11,3 % na odstranění přitékajícího fosforu za sledované dva roky.

Druhým typem srovnání byl podíl na účinnosti mokřadu při odstraňování námi sledovaných prvků. Vzhledem k tomu, že mokřady ani jeden z námi sledovaných prvků neodstraňují na sto procent, bylo předem jasné, že účinnost na podílu účinnosti odstranění bude vyšší než podíl na odstranění prvků ve vztahu k přítoku. Podíl na účinnosti při odstraňování dusíku byl přesto stále poměrně malý. Ani jedna z rostlin nedosáhla v prvním roce účinnosti, která by se přibližovala alespoň jednomu procentu. V roce následujícím zblochan stále nedosahoval ani 1 % na podílu odstranění celkového dusíku mokřadem, zatím co chrastice dosahovala 3,27 %. V celkovém součtu a v průměru za oba roky přispěly rostliny na odstranění dusíku z mokřadu 2,34 % z celkové účinnosti soustavy mokřadů. Běžně je uváděno, že se podíl při odstraňování dusíku z vodního prostředí u mokřadních rostlin pohybuje v rozmezí mezi 5 % až 15 % celkové účinnosti celého systému (Kao et al., 2003; Yang et al., 2024). V porovnání s hodnotami mnou zjištěnými se dá usuzovat, že účinnost odstranění dusíku je skutečně nižší. Stejného posouzení na účinnosti čištění se dočkaly rostliny i ve vztahu k fosforu. U fosforu je většinou očekávána nižší absorpce rostlinami než u dusíku, a to i v porovnání k celkovému čistícímu procesu. Tyto očekávané hodnoty pro porovnání s účinnostmi celého systému se pohybují pod 5 %

(Kao et al., 2003). Na našem stanovišti dosahovaly rostliny v prvním roce vysokých výsledků, a to konkrétně zblochan 17,0 % a chrastice 44,9 %. V roce 2020 se však podíl na účinnosti odstranění fosforu z vody ještě zvýšil. V tomto roce dosáhly hodnoty u zblochanu 136,1 % a u chrastice 110,6 %. V součtu obou rostlin a při průměru pro oba roky se ve výsledku rostliny podílely 154,3 % na čištění mokřadu. Vzhledem k nízkým koncentracím na přítoku a poměrně nižší účinnosti čištění fosforu v mokřadu by byly vyšší podíly na celkovém čištění možné, ale pokud hodnoty přesahují 100 %, jako v tomto případě, není možné brát výsledek za relevantní. Velký vliv na přísun nejen fosforu do vodního prostředí může mít uvolňování z biomasy. Při ponechání starých uschlých rostlin na povrchu mokřadu dochází k rozkladu a látky obsažené v těle rostlin se mohou začít uvolňovat zpět do mokřadu a být vodou odplavovány pryč z mokřadu. Předejít se dá tomuto problému pravidelným sečením a odklizením posečené a odumřelé biomasy (Okada et Vymazal, 2023). Dalším faktorem, který mohl přispět k nepřesnému výsledku je ten, že zadržený fosfor má při určitých podmínkách tendenci se vyplavovat. Tudíž se může stát, že na přítoku budou nižší hodnoty fosforu než na odtoku, což se nám v některých případech měření opravdu stalo. Tento problém by šel eliminovat kontinuálním měřením složení vody na přítoku a na odtoku, ale to v tomto případě není bohužel možné.

7 Závěr

Tato práce zhodnotila účinnost odstraňování dusíku a fosforu z vodního prostředí při průtoku horizontálně protékaným umělým mokřadem a zároveň posoudila zapojení mokřadních rostlin do tohoto procesu. Prokázala, že při nízkém zatížení a pomalých průtocích může mokřad dosahovat dobrý výsledků i při odstraňování dusíku, či fosforu. Dále bylo prokázáno, že vodní makrofyta zvyšují svou produkci v místech s větším výskytem živin a že takováto místa se v mokřadech vyskytují především na jejich přítoku. Hodnocením rostlin bylo zjištěno, že v různých částech jsou živiny ukládány rozdílně a toto ukládání je závislé i na samotné druhy dané rostliny. Při porovnávání zblochanu s chrasticí byla pozorována nerovnoměrnost růstu v jednotlivých letech. Zatímco zblochan v prvním roce vykazoval výrazně méně biomasy, v roce následujícím se tato skutečnost obrátila a zblochan měl naopak více biomasy, s čímž se i pojila schopnost absorbovat do sebe větší množství dusíku a fosforu.

Byl také hodnocen přínos zapojení mokřadních rostlin do mokřadního systému na námi zkoumané lokalitě. Při hodnocení množství absorbovaného dusíku v porovnání s množstvím přitékajícím do mokřadů a následně s porovnáním vzhledem k účinnosti čištění mokřadů. Bylo dokázáno, že účinnost dané absorpce se pohybuje v nízkých jednotkách procent. Konkrétně pro odstranění ve srovnání s obsahem dusíku ve vodě přitékajícím do systému byla průměrná hodnota podílu 1,1 %. Při porovnání s účinností odstranění mokřadu bylo dosaženo výsledku 2,3 %. Při posuzování odstranění fosforu pomocí makrofyt se účinnost odstranění v porovnání s obsahem dusíku ve vodě přitékající na mokřad jevila jako poměrně vysoká. Průměr pro oba roky byl 11,3 % odstraněného dusíku z celkového množství, které přiteklo na mokřad. Při zjišťování odstranění fosforu a jeho poměru vzhledem k celkové efektivitě čistících procesů mokřadu se došlo k průměrnému výsledku za oba roky, který byl v součtu pro obě rostliny 154,3 %. Z toho výsledku bylo jasné, že pro fosfor byla data nepřesná, nebo neúplná. Možností vzniku tohoto nerelevantního výsledku může být více a již byly shrnuty v závěru diskuze v šesté kapitole.

Většina cílů mé práce byla úspěšně splněna, jen v případě zjištění zapojení makrofyt v mokřadu do čistících procesů při odstranění fosforu z vodního prostředí byla data neprůkazná, ne však zcela bezcenná. Bylo zjištěno, na co si v případě dalšího měření dát pozor a čeho se, pokud možno, vyvarovat.

8 Přehled literatury a použitých zdrojů

Baldovi A. A., Barros Aguiar de R. A., Benassi F. R., Vymazal J., Jesus de A. T., 2021: Phosphorus removal in a pilot scale free water surface constructed wetland: hydraulic retention time, seasonality and standing stock evaluation. *Chemosphere* 266: 1-10.

Body C. E., 2015: *Water Quality: An Introduction*. Springer Nature, Londýn.

Brix H., 1997: Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?. *Water Science & Technology* 35: 11-17.

Cannell M. G. R., Smith R. I., 1980: Yields of Minirotation Closely Spaced Hardwoods in Temperate Regions: Review and Appraisal. *Forest Science* 26: 415-428.

ČSN EN ISO 6878: Jakost vod - Stanovení fosforu - spektrofotometrická metoda s molybdenanem amonným. Český normalizační institut, Praha, 2005, 29.

Davidson Jewell M., Bell G., 2023: Overwintering and re-emergence in *Lemna minor*. *Aquatic Botany* 186: 103633.

Davidson N. C., Finlayson C. M., 2018: Extent, regional distribution and changes in area of different classes of wetland. *Marine and Freshwater Research* 69: 1525-1533.

Endter-Wada J., Kettenring K. M., Sutton-Grier A., 2020: Protecting wetlands for people: Strategic policy action can help wetlands mitigate risks and enhance resilience. *Environmental Science & Policy* 108: 37-44.

Fučík P., Vymazal J., Šareš M., Hejduk T., Hanatkova T., Sochacki A., Kulhavý Z., Zajíšek A., Chen Z., Placatová R., Kaplická M., Sítková V., Poláková L., Kukačka J., 2021: Metodika pro navrhování umělých mokřadů v návaznosti na zemědělské odvodnění pro zlepšení jakosti vody. Rhodos spol. s.r.o., Praha.

Gařka M., Hölzer A., Feurdean A., Loisel J., Teickner H., Diaconu A-C., Szal M., Broder T., Knorr K-H., 2022: Insight into the factors of mountain bog and forest

development in the Schwarzwald Mts.: Implications for ecological restoration. Ecological Indicators 140: 109039.

Hartman P., Příkryl I., Štědranský E., 1998: Hydrobiologie. Informatorium, Praha.

Havrdová A., Douda J., Doudová J., 2023: Threats, biodiversity drivers and restoration in temperate floodplain forests related to spatial scales. Science of The Total Environment 854: 158743.

Chytrý M., 2011: Vegetace České republiky 3. - Vodní a mokřadní vegetace. Academia, Praha.

Jaramillo F., Desormeaux A., Hedlund J., Jawitz J. W., Clerici N., Piemontese L., Rodríguez-Rodríguez J. A., Anaya J. A., Blanco-Libreros J. F., Borja S., Celi J., Chalov S., Chun K. P., Cresso M., Destouni G., Dessu S. B., Di Baldassarre G., Downing A., Espinosa L., Ghajarnia N., Girard P., Gutiérrez Á. G., Hansen A., Hu T., Jarsjö J., Kalantari Z., Labbaci A., Licero-illanueva L., Livsey J., Mochotka E., McCurley K., Palomino-Ángel S., Pietron J., Price R., Ramchunder S. J., Ricaurte-Villota C., Ricaurte L. F., Dahir L., Rodríguez E., Salgado J., Sannel A. B. K., Santos A. C., Seifollahi-Aghmiuni S., Sjöberg Y., Sun L., Thorslund J., Vigouroux G., Wang-Erlandsson L., Xu D., Zamora D., Ziegler A. D., Åhlén I., 2019: Priorities and Interactions of Sustainable Development Goals (SDGs) with Focus on Wetlands. Water 11: 1-21.

Junk W. J., An S., Finlayson C. M., Gopal B., Květ J., Mitchell S. A., Mitsch W. J., Robarts R. D., 2012: Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: a synthesis. Aquatic Sciences 75: 151-167.

Kao J. T., Titus J. E., Zhu W-X., 2003: DIFFERENTIAL NITROGEN AND PHOSPHORUS RETENTION BY FIVE WETLAND PLANT SPECIES. WETLANDS 23: 979-987.

Kędziora A., Negussie Y. Z, Asres M. T., Zalewski M., 2011: Shaping of an agricultural landscape to increase water and nutrient retention. Ecohydrology & Hydrobiology 11: 205-222.

Kočková E., 1994: Vegetační kořenové čistírny odpadních vod. Ministerstvo zemědělství ČR, Praha.

Lahring H., 2003: Water and Wetland Plants of the Prairie Provinces. Canadian Plains Research Center, University of Regina.

Lawa A. L., 2018: Aquatic Pollution, An Introductory Text. Wiley, Los Angeles.

Leugnerová G., 2018: MYRIOPHYLLUM SPICATUM L. – stolístek klasnatý / stolístok klasnatý (online) [cit. 2025.03.11], dostupné z <<https://botany.cz/cs/myriophyllum-spicatum/>>.

Linkevič R., Šimanauskienė R., Kibirkštis G., Grigatė O., Taminskas J., 2023: Hydrological and botanical diversity of a raised bog and its evaluation using in situ and remote sensing methods. *Journal of Hydrology* 617: 129119.

Liška M., 2012: Největší zdroj pitné vody v České republice – vodárenská nádrž Švihov na Želivce. *Vodní hospodářství* 62: 78-82.

Luederitz V., Eckert E., Lange-Weber M., Lange A., Gersberg R. M., 2001: Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands. *Ecological Engineering* 18: 157-171.

Mackin F., Flynn R., Barr A., Fernandez-Valverde F., 2017: Use of geographical information system-based hydrological modelling for development of a raised bog conservation and restoration programme. *Ecological Engineering* 106: 242-252.

Matthews G. V. T., 2013: The Ramsar Convention on Wetlands: its History and Development. Ramsar Convention Bureau, Gland, Switzerland.

Mitsch W. J., 2013: Wetland Creation and Restoration. In: Levin S. A. ed.: *Encyclopedia of Biodiversity*. Elsevier. 367-383.

Mitsch W. J., Bernard B., Hernandez M. E., 2015: Ecosystem services of wetlands. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 11: 1-4.

Mlejnská E., Rozkošný M., Baudišová D., 2015: OPTIMALIZACE PROVOZU A ZVÝŠENÍ ÚČINNOSTI ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD Z MALÝCH OBCÍ POMOCÍ EXTENZIVNÍCH TECHNOLOGIÍ. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Praha.

MŽP, ©2025: Ramsarská úmluva o mokřadech (online) [cit. 2025.02.15.], dostupné z <<https://mzp.gov.cz/cz/zahranicni-vztahy/mezinarodni-smlouvy-v-oblasti-zivotniho-prostredi/ramsarska-umluva-o-mokradechl>>.

Národní park Šumava, ©2019: Co je Ramsarská úmluva (online) [cit. 2025.02.07.], dostupné z <<https://life.npsumava.cz/o-vode-a-mokradech/co-je-ramsarska-umluva/>>.

Okada K, Vymazal J., 2023: The effect of aboveground biomass harvesting on nutrients removal in a constructed wetland treating municipal sewage. Ecological Engineering 190: 106918.

Paing J., Guilbert A., Gagnon V., Chazarenc F., 2015: Effect of climate, wastewater composition, loading rates, system age and design on performances of French vertical flow constructed wetlands: A survey based on 169 full scale systems. Ecological Engineering 80: 46-52.

Parde D., Patwa A., Shukla A., Vijay R., Killedar D. J., Kumar R., 2021: A review of constructed wetland on type, treatment and technology of wastewater. Environmental Technology & Innovation 21: 101261.

Pełechata A., Kufel L., Pukacz A., Strzałek M., Biardzka, Brzozowski M., Kaczmarek L., Pełechaty M., 2023: Climate features or the composition of submerged vegetation? Which factor has a greater impact on the phytoplankton structure in temperate lakes?. Ecological Indicators 146: 109840.

Pitter P., 1990: Hydrochemie. VŠCHT, Praha.

Povodí vltavy, ©2013: VD Želivka – Švihov. Povodí Vltavy, státní podnik (online) [cit.2025.02.22], dostupné z <<https://www.pvl.cz/vodohospodarske-informace/vodni-dila/vodni-dila-a-nadrze>>.

Pumprlová Němcová M., Křiška M., 2020: Technologie vertikálních filtrů s vegetací pro čištění odpadních vod (online) [cit. 2025.03.09.], dostupné z <<https://voda.tzb-info.cz/likvidace-odpadnich-vod/21197-technologie-vertikalnich-filtru-s-vegetaci-pro-cistení-odpadnich-vod>>.

Ruan W., Cai H., Xu X., Man Y., Wang R., Tai Y., Chen Z., Vymazal J., Chen J., Yang Y., Zhang X., 2021: Efficiency and plant indication of nitrogen and phosphorus removal in constructed wetlands: A field-scale study in a frost-free area. *Science of The Total Environment* 799: 1-11.

Ryszkowski L., Kędziora A., 2007: *Ecological Engineering* 29: 388-400.

Sdělení č. 396 / 1990 Sb., Sdělení federálního ministerstva zahraničních věcí o sjednání Úmluvy o mokřadech mající mezinárodní význam zejména jako biotopy vodního ptactva a Protokolu o její změně, v platném znění.

Sommers, L., Nelson D., 1972: Determination of total phosphorus in soils: a rapid perchloric acid digestion procedure. *Soil Science Societa of America Journal* 36: 902–904.

Spitzer K., Buřková I., 2008: Šumavská rašeliniště. Motto, Vimperk.

Stefanakis A., Akrotos Ch. S., Tsihrintzis V. A., 2014: *Vertical Flow Constructed Wetlands Eco-engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment*. Elsevier Science, Amsterdam.

Stodola J., Vaněk V., 1987: 100 nejkrásnějších – vodní a vlhkomilné rostliny. SZN, Praha.

Šálek J., Křiška M., Pírek O., Plotěný K., Rozkošný M., Žáková Z., 2012: *Voda v domě a na chatě Využití stážkových a odpadních vod*. Grada Publishing, a.s., Havlíčkův Brod.

Šálek J., Talpák V., 2006: *Přírodní způsoby čištění znečištěných povrchových a odpadních vod*. Informační centrum ČKAIT, Praha.

Šifner F., Dostál P., Jech Z., Ondřej M., Perlín C., Petr J., Rakouský S., 1998: Vybrané kapitoly z biotechnologií pro studující učitelství biologie a ekologické výchovy. Karolinum, Praha.

Thiere G., Milenkovski S., Lindgren P-E., Sahlén G., Berglund O., Weisner S. E. B., 2009: Wetland creation in agricultural landscapes: Biodiversity benefits on local and regional scales. *Biological Conservation* 142: 964-973.

Vymazal J., 1995: Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách. ENVI s.r.o., Třeboň.

Vymazal J., 2004: Kořenové čistírny odpadních vod. ENKI o. p. s., Třeboň.

Vymazal J., 2005: Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering* 25: 478-490.

Vymazal J., 2009: Kořenové čistírny odpadních vod :dvacet let zkušeností v České republice. *Vodní hospodářství* 59: 113-119.

Vymazal J., 2016: KOŘENOVÉ ČISTÍRNY ODPADNÍCH VOD Využití ve světě, České republice a Plzeňském kraji. Krajský úřad Plzeňského kraje, odbor životního prostředí, Plzeň.

Vymazal J., Kröpfelová L., 2008: Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. Springer Science + Buiness Media B.V., Třeboň.

Wang Q., Li S., Fei L., Wu M., Zheng R., Peng Y., Shen F., 2024: A study of typical plant growth changes in response to drainage water and salt in ditch wetland in arid area. *Science of The Total Environment* 912: 169315.

Yadav A., Chazarenc F., Mutnuri S., 2018: Development of the “French system” vertical flow constructed wetland to treat raw domestic wastewater in India. *Ecological Engineering* 113: 88-93.

Yang L., Jin X., Hu Y., Zhang M., Wang H., Jia Q., Yang Y., 2024: Technical structure and influencing factors of nitrogen and phosphorus removal in constructed wetlands. *Water Science & Technology* 89: 271-289.

Žáková Z., Palát M., Kocková E., Toufar J., 1994: Is it realistic to use water hyacinth for wastewater treatment and nutrient removal in Central Europe?. Water Science & Technology 30: 303-311.