**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta životního prostředí**

**Katedra Aplikované ekologie**

# Využití umělých mokřadů pro čištění povrchových vod ovlivněných zemědělskou drenáží

**Bakalářská práce**

**Ngoc Huyen Nguyenová**

**Aplikovaná ekologie**

**prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.**

**© 2024 ČZU v Praze**

**Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: Využití umělých mokřadů pro čištění povrchových vod ovlivněných zemědělskou drenáží vypracovala samostatně. Citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a rovněž jsem je uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědoma, že na moji bakalářskou 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 vědoma, že odevzdáním bakalářské 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 verzi tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne 24. 3. 2024

_____

**Poděkování**

Ráda bych touto cestou poděkovala svému vedoucímu bakalářské práce panu prof. Ing. Janu Vymazalovi, CSc. za jeho cenné rady a především přínosných rad. Velmi si cením jeho poskytované podpory a trpělivosti během psaní mojí práce.

Mé poděkování patří paní Ing. Kadlecové, panu Ph.D. Sochacki, paní Ing. Ren, panu Ing. Vaculovi a paní Ing. Richterové za jejich součást spolupráce během měření vzorků. Dále bych opět ráda poděkovala paní Ing. Kadlecové za odbornou pomoc v metodické části.

Speciální poděkování patří i mojí rodině a blízkým přátelům za důvěru a podporu během mého bakalářského studia.

V Praze dne 24. 3. 2024

# Využití umělých mokřadů pro čištění povrchových vod ovlivněných zemědělskou drenáží

**Souhrn**

Ve své práci se zaměřuji na výzkum umělého mokřadu pod vedením pana profesora Vymazala na lokalitě Amálie (v oblasti Rakovníku). Během stanoveného období odběru, konkrétně od 21. dubna 2021 do 23. listopadu 2023, jsme prováděli systematickou analýzu parametrů chemických látek, zejména soustředění dusičnanů, v rámci kombinovaného systému umělého mokřadu. Tato data nám umožnila zkoumat a porovnávat výsledné charakteristiky těchto látek během procesu jejich odstraňování.

Dusičnany obsažené v sekundárních odpadních vodách z komunálních čistíren představují riziko pro eutrofizaci vodních ekosystémů a potenciální hrozbu pro lidské zdraví, a proto vyžadují pečlivou kontrolu. V rámci tohoto vyhodnocovacím procesu se ukázalo, že umělé mokřady mají schopnost účinně odstraňovat tyto znečišťující látky prostřednictvím procesů denitrifikace a adsorpce. V souladu s našimi získanými daty jsme zjistili, že efektivita odstraňování dusičnanů pomocí tohoto systému dosahovala úrovně 83 %.

Umělý mokřad lze využít ke snížení ztrát vody a hnojiv v zavlažovaných oblastech, ke zmírnění znečištění z difúzních zdrojů ze zemědělské půdy a přitahují stále větší pozornost díky svému jednoduchému provozu a ekologickým přínosům (Guo et al., 2022).

**Klíčová slova:** umělý mokřad, zemědělské drenáže, dusík, kořenové čištění

# The use of constructed wetlands for treatment of surface water impacted by agricultural drainage


## Summary

In my work, I focus on the research of an constructed wetland under the guidance of Professor Vymazal at the Amálie site (in the Rakovník area). During the specified sampling period, specifically from April 21, 2021 to November 23, 2023, we conducted a systematic analysis of chemical parameters, particularly nitrate concentrations, within the combined constructed wetland system. This data allowed us to examine and compare the resulting characteristics of these substances during the removal process.

Nitrates contained in secondary effluents from municipal wastewater treatment plants pose a risk for eutrophication of aquatic ecosystems and a potential threat to human health and therefore require careful control. As part of this evaluation process, constructed wetlands have been shown to have the ability to effectively remove these pollutants through denitrification and adsorption processes. Consistent with our data, we found that the nitrate removal efficiency of this system was 83 %.

Constructed wetlands can be used to reduce water and fertilizer losses in irrigated areas, mitigate non-point source pollution from agricultural land, and are attracting increasing attention due to their ease of operation and ecological benefits (Guo et al., 2023).



**Keywords**: constructed wetland, agricultural drainage, nitrogen, phytosanitary treatment

# Obsah


**1 Úvod ..... 1**

**2 Cíl práce ..... 2**

**3 Mokřady ..... 3**

**3.1 Umělé mokřady pro čištění odpadních vod ..... 3**

3.1.1 Umělé mokřady s povrchovým tokem (volná vodní hladina) ..... 4

3.1.2 Umělé mokřady s podpovrchovým tokem (bez volné hladiny) ..... 8

**3.2 Zemědělské drenáže ..... 11**

3.2.1 Znečištění zemědělskými polutanty ..... 12

3.2.2 Mokřady pro čištění drenážních vod ..... 13

3.2.3 Účinnost a efektivita čištění umělých mokřadů ..... 14

**3.3 Substrát ..... 15**

3.3.1 Kamenivo ..... 15

3.3.2 Štěrk ..... 16

3.3.3 Keramzit ..... 16

3.3.4 Vegetace v mokřadech využívané k čištění drenážní vody ..... 17

**3.4 Výhody umělých mokřadů pro čištění zemědělských drenáží ..... 18**

**4 Metodika ..... 19**

**4.1 Výzkum umělého mokřadu na lokalitě Amálie ..... 19**

**4.1.1 Popis celého systému hybridního mokřadu ..... 19**

**4.1.2 Vegetace ..... 21**

**4.2 Odběr vzorků ..... 23**

4.2.1 Zpracování odebraných vzorků ..... 25

4.2.2 Chemické analýzy ..... 25

**5 Výsledky ..... 28**

**5.1 Celkový dusík – TN ..... 28**

**5.2 Amoniakální dusík – $N\text{-}NH_4^+$ ..... 29**

**5.3 Dusitany $NO_2^-$ ..... 31**

**5.4 Dusičnany $NO_3^-$ ..... 32**

**5.5 Organický dusík – Norg ..... 34**

**5.6 Celkový fosfor – TP ..... 36**

**5.7 Celkový organický uhlík – TOC ..... 37**

**5.8 pH vody ..... 39**

**6 Diskuze ..... 40**

**6.1 Účinnost odstraňovaného dusíku v mokřadu Amálie ..... 40**

**6.2 Účinnost odstraňovaného TP v mokřadu Amálie ..... 43**

**7 Závěr ..... 46**

**8 Literatura ..... 47**

**9 Samostatné přílohy ..... 53**

# 1 Úvod

S rostoucí populací se zvyšuje poptávka po zemědělských produktech, což ovlivňuje zemědělství, používání hnojiv a hospodaření s půdou. V důsledku přísunu živin z orných ploch se kvalita vody v řekách a jezerech v blízkosti zemědělských polích zhoršila. Umělé mokřady jsou jedním z opatření používaných ke zlepšení kvality vody prostřednictvím přírodních procesů úpravy vody (Kill et al., 2022).

Zemědělské drenáže představují hlavní transportní cestu mezi poli a povrchovými vodními tělesy a tím přispívá k přímému transportu dusičnanů ($NO_3^-$) do těchto ekosystémů (Saeed et al., 2022b). Využitím umělých mokřadních ekosystémů snižují výstup z odvodňování a zvyšují absorpci znečišťujících látek rostlinami, zvyšují zachycení, a zvyšují hydraulický zadržovací čas vedoucí k větší adsorpci a mikrobiálním reakcím.

Odtok zemědělských drenáží představuje druh znečišťování bez jasně definovaného zdroje, který je charakterizován vysokými a kolísavými průtoky v prostoru a čase a relativně nízkými koncentracemi znečišťujících látek, jako jsou živiny (ve srovnání s odpadními vodami). Právě díky těmto vnitřním vlastnostem nelze odstraňování těchto zemědělských vod provádět běžnými řešeními v oblasti environmentálního inženýrství. V tomto kontextu jsou mnohem vhodnější ekologicko-inženýrské přístupy, jako jsou umělé mokřady. Právě tento typ mokřadů poskytuje dlouhé zadržovací časy vody a řadu diferencovaných oddělení vytvářejících prostor pro různé mikroprostředí, kde může množství procesů vzájemně interagovat ve prospěch zlepšení kvality vody (García et al., 2020).

Řada výzkumů ukázala, že umělé mokřadní ekosystémy v zavlažovaných oblastech mají výhody nižších investic, jednoduchého provozu a správy, nízké spotřeby energie a snižují znečišťující látky, jako jsou dusík a fosfor (Li et al., 2021).

# 2 Cíl práce

Cílem mé práce je zhodnotit, jaký má dopad problematika zemědělských drenáží, které jsou vyplavovány ze zemědělských ploch pomocí trubicí do umělého mokřadu v lokalitě Amálie. Společně s využitím systému umělého mokřadu prokázat jejich efektivitu při odstranění škodlivých chemických látek z povrchových vod.

V rámci první teoretické části byla zpracována rešerše o mokřadech a jejich rozdělení do jednotlivých typů. Dále o znečištění zemědělskými polutanty, účinnosti a výhod čištění umělých mokřad. V neposlední řadě druhy vegetací a substráty vyskytující se v daném prostředí.

V praktické části jsem se zaměřila na experimentální mokřad na lokalitě Amálie se specifikací stanoviště a zpracování odběru. Taktéž jsem popsala chemickou analýzu měření od dusíku a jeho jednotlivých forem po pH vody.

Na konci metodiky jsem zhodnotila výsledky z uskutečněných odběrů z období 2021-2023 a v diskuzi analyzovala výsledky odstraněného množství na kg TN, $NO_3^-$ a TP na ha za rok 2023. Dále jsem porovnala výsledky TN s vybranými výsledky umělých mokřadních systémech ve světě.

.

# 3 Mokřady

Mokřady zadržují jednu z největších zásob uhlíku na světě. Mají mnoho funkcí, a jedny z nejvýznamnějších jsou přítomnost stojaté vody po určitou dobu během vegetačního období, jedinečné půdní podmínky, a organismus, zejména vegetace, která snáší vyschlou půdu. Mokřady jsou výjimečné vzhledem k jejich hydrologickým podmínkám a jsou popisovány jako přechodná prostředí, která se vyskytují mezi suchozemskými a vodními prostředími. Mohou být kontinentální nebo pobřežní, přírodní nebo umělé, trvale nebo periodicky zaplavované mělkými vodami, které se nacházejí v blízkosti vodních toků nebo se skládají z podmáčených půd. Jejich vody mohou být sladké nebo vysoce či mírně slané.

Mezi přirozené mokřady patří zejména bažiny, močály, slatiny a slatiniště. Ukrývají vysokou biologickou rozmanitost a obsahují vzácné nebo ohrožené druhy rostlin a živočichů, které jsou pro tato prostředí jedinečné.

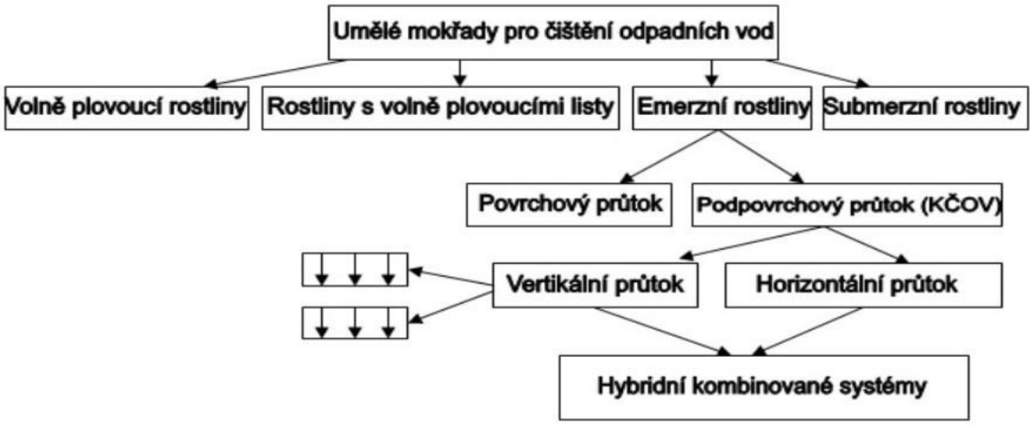
## 3.1 Umělé mokřady pro čištění odpadních vod

Umělé mokřady neboli odborněji řečeno jsou inženýrské mokřady, které jsou vybudovány tak, aby využívaly přirozené procesy zahrnujících mokřadní vegetaci, půdu a s ní spojená mikrobiální společenstva k čištění odpadních vod.

Umělé mokřady se již desítky let úspěšně používají k čištění různých odpadních vod a byly označeny za udržitelnou možnost nakládání s odpadními vodami (Martinez-Guerra et al. 2012). Využívají mnoho procesů, které probíhají v přírodních mokřadech, ale i v kontrolovanějším prostředí (Vymazal 2007).

Můžeme je rozdělit do dvou kategoriích podle toho, zda je voda na povrchu půdního a štěrkového substrátu nebo pod jeho povrchem. Umělé mokřady, v nichž čištění probíhá pod povrchem, tedy v kořenové zóně rostlin, nazýváme kořenové čistírny.

V posledních několika desetiletích se KČOV (kořenová čistírna odpadních vod) (obr. č. 1) obecně používají k čištění různých druhů odpadních vod, například splaškových odpadních vod z domácností, průmyslových odpadních vod, zemědělských odpadních vod z dolů, dešťových vod, skládkových výluhů, znečištěných městských splašků a říčních vod (Hamada et al. 2021).




*Obrázek 1: Rozdělení umělých mokřadů pro čištění odpadních vod (Vymazal 2004)*

### 3.1.1 Umělé mokřady s povrchovým tokem (volná vodní hladina)

Při tomto způsobu čištění je znečištění odstraňováno ve vodním sloupci mělkých nádrží, které jsou prorostlé mokřadní vegetací. Voda protéká mokřadním systémem, částice obsahující znečišťující látky se usadí, patogeny jsou zničeny a organismy a rostliny využijí živiny. Tento typ mokřadu umožňuje existenci viditelné vodní hladiny.

Důležitou roli v nich hrají emergenční makrofyta, která snižují rychlost větru, čímž podporují sedimentaci a zabraňují opětovné suspenzi, poskytují substrát pro perifyton a bakterie, přijímají živiny a v systémech s omezeným obsahem uhlíku, poskytují uhlík pro denitrifikaci při rozkladu biomasy, která probíhá ve vrstvě odpadu na dně nádrže.

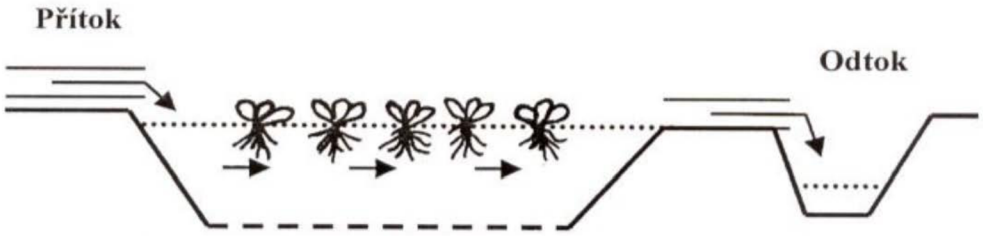
Umělé mokřady s volnou vodní hladinou se rozdělují podle několika kritérií, především podle druhu použité vegetace a způsobu průtoku odpadní vody:

1. Systémy s plovoucí vegetací
2. Systémy s rostlinami a plovoucími listy
3. Systémy se submerzní (ponořenou) vegetací
4. Systémy s emerzní (vynořenou) vegetací

#### 3.1.1.1 Systémy s plovoucí vegetací

Systémy s plovoucí vegetací (obr. č. 2) jsou vybudovány jako dlouhé, úzké a mělké nádrže bez složitého technického vybavení. Využívají především volně plovoucí vodní hyacint – *Eichhornia crassipes* (obr. č. 3) a okřehky – *Lemna spp*. (obr. č. 4).

Tyto rostliny volně nezakořeňují v substrátu, ale volně plavou na hladině, proto je pro ně nejlepší stanoviště, které poskytuje volnou hladinu bohatou na rozpuštěné soli.




*Obrázek 2: Schéma znázornění umělého mokřadu s volně plovoucí vegetací (Vymazal 2001).*

*Obrázek 3: Vodní hyacint (Eichhornia crasspises)*

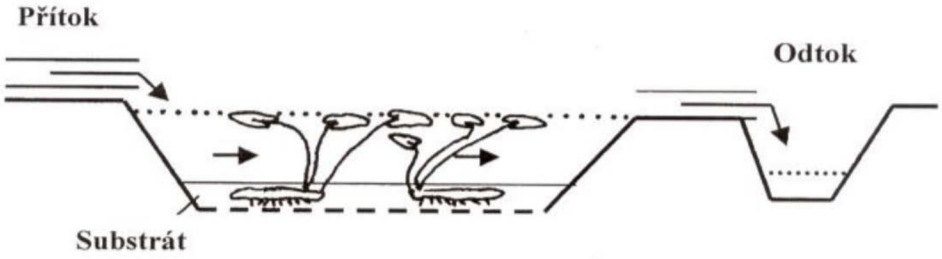
*(Tarzan 2014; https://cold-hardy.com/)*

*Obrázek 4: Okřehek (Lemna spp.)*

*(http://www.e-herbar.net/)*

### 3.1.1.2 Systémy s rostlinami a volně plovoucími listy

Systémy s rostlinami a volně plovoucími listy (obr. č. 5) jsou zakořeněné v sedimentech ve vodách s hloubkou okolo 0,5–3 m. Jejich listy jsou plovoucí anebo částečně vzdušné (Vymazal et al. 2017). Tyto systémy mají dobrý potenciál pro odstranění nerozpuštěných látek díky listům, které minimalizují účinky větru, a tím promíchání vody (Vymazal et al. 2017).




*Obrázek 5: Schéma znázornění umělého mokřadu rostlinami a volně plovoucími listy (Vymazal 2001)*

Mezi rostlinami, které se používají v tomto umělém mokřadu patří zejména lekníny – *Nymphaea spp.* (obr. č. 6) nebo stulíky – *Nuphar spp.* (obr. č. 7). Tyto rostliny jsou využívány pouze ojediněle a v současnosti prakticky nejsou k dispozici podrobnější informace o jejich použití.

*Obrázek 6: Leknín (Nymphaea spp.)*
*(Kerry Woods 2014; https://www.flickr.com/)*

*Obrázek 7: Stulík (Nuphar spp.)*
*(https://www.waterlily.co.uk/)*

### 3.1.1.3 Systémy se submerzní (ponořenou) vegetací

Systémy se submerzní (ponořenou) vegetací (obr. č. 8) se stále více uplatňují v České republice, ale ještě ve větší míře po celém světě. Submerzní vegetace, která se vyskytuje především v eufotické zóně (Vymazal et al. 2017), preferují vodu s vyšším obsahem rozpuštěného kyslíku (Vymazal et al. 2017).)

*Obrázek 8: Schéma znázornění umělého mokřadu s ponořenou (submerzní) vegetací (Vymazal 2001).*

Vzhledem k fyziologickým vlastnostem rostlin je však bezpodmínečně nutné, aby voda neobsahovala vysoké koncentrace nerozpuštěných látek a fotosyntéza rostlin nebyla omezena nedostatkem světla.

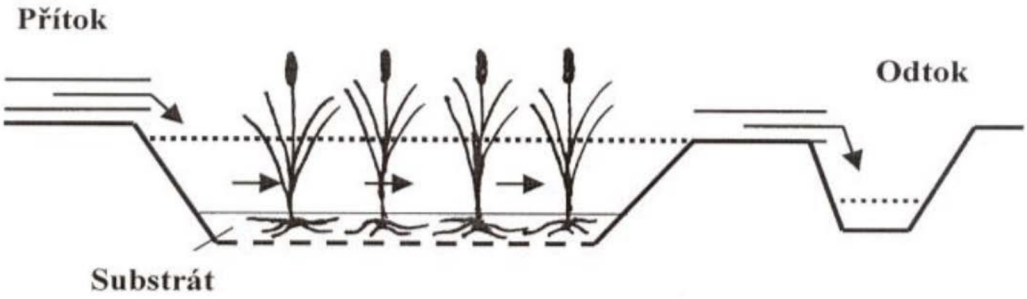
Lze použít mnoho rostlin, jako jsou douška hustolistá – *Egeria densa* (obr. č. 9), vodní mor kanadský – *Elodea canadensis* (obr. č. 10), růžkatec ponořený – *Ceratophyllum demersum* nebo přeslice vodní – *Hydrilla verticillata*. Jejich použití je však zatím v experimentální fázi vývoje.

*Obrázek 9: Douška hustolistá (Egeria densa) (https://plantright.org/)*

*Obrázek 10: Vodní mor kanadský (Elodea canadensis) (http://www.e-herbar.net)*

### 3.1.1.4 Systémy s emerzní (vynořenou) vegetací

Systémy s emerzní vegetací (obr. č. 11) jsou bezesporu tou největší skupinou umělých mokřadů. Jejich nádrže nebo skupiny nádrží byly navrženy jako mělké a uzavřené s hloubkou vody 20–40 cm a mocností substrátu 20–30 cm.




*Obrázek 11: Schéma znázornění umělého mokřadu s vynořenou (emerzní) vegetací (Vymazal 2001).*

Vynořená makrofyta plní v čistírenských mokřadech mnoho důležitých funkcí, např. vytvářejí podmínky, které zlepšují filtraci a sedimentaci částic, okysličují sedimenty, poskytují místa pro uchycení mikrobů a další bioty a zajišťují absorpci a přeměnu živin a dalších látek (Walton et al. 2012). Podílejí se na sezónní výměně prvků N, P, K, při které hrají důležitou roli.

Management emergentních makrofyt mohou významně ovlivnit výkonnost vybudovaných čistírenských mokřadů. Je to díky kombinací biologických, fyziologických a chemických interakcí mezi rostlinami, substrátem a mikroorganismy (Vymazal et. al 2017).

Nejčastěji vysazovanými rostlinami jsou rákos obecný – *Phragmites australis* (obr. č.12), orobinec širokolistý – *Typha latifolia* (obr. č. 13) a chrastice rákosovitá – *Phalaris arundinacea*.

*Obrázek 12: Rákos obecný (Phragmites austrialis) (https://plantsam.com/)*

*Obrázek 13: Orobinec širokolistý (Typha latifolia) (https://powo.science.kew.org/)*

### 3.1.2 Umělé mokřady s podpovrchovým tokem (bez volné hladiny)

Tento typ umělého mokřadu patří mezi nejpoužívanějšími v současné době. Dochází u nich k čištění odpadní vody při průtoku filtračním materiálem, který je osázen mokřadní vegetací.

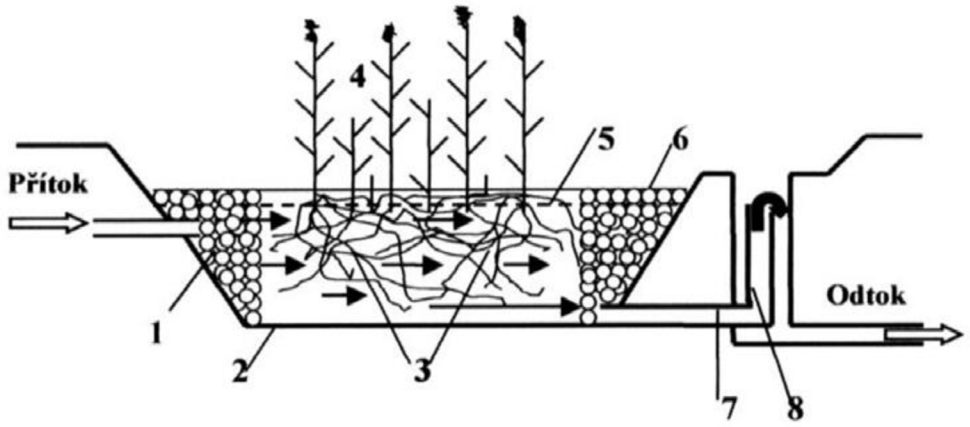
V systémech s podpovrchovým prouděním proudí voda pod kořenovým substrátem a skrz něj a hladina vody se udržuje pod povrchem substrátu. Dělí se dále na systémy horizontálního proudění a vertikálního proudění v závislosti na směru proudění vody porézním médiem (pískem nebo štěrkem).

Povrchové systémy jsou účinné při odstraňování znečišťujících látek, jako jsou nerozpuštěné látky, organické látky a živiny z odpadních vod. Toho je dosaženo v důsledku mikrobiologické degradace, absorpce rostlinami a fyzikálně-chemických procesů, jako je filtrace, sedimentace a adsorpce.

#### 3.1.2.1 Systémy s horizontálním tokem

Technologie čištění odpadních vod pomocí vybudovaných mokřadů s horizontálním podpovrchovým prouděním mokřad (obr. č. 14) byla zahájena v Německu na základě výzkumu profesorky Kathe Seidelou, která začala v roce 1950 a profesorem Reinholda Kickutha, který navazoval na experiment v 70. letech 20. století.

*Obrázek 14: Základní schéma umělého mokřadu s horizontálním podpovrchovým průtokem.*



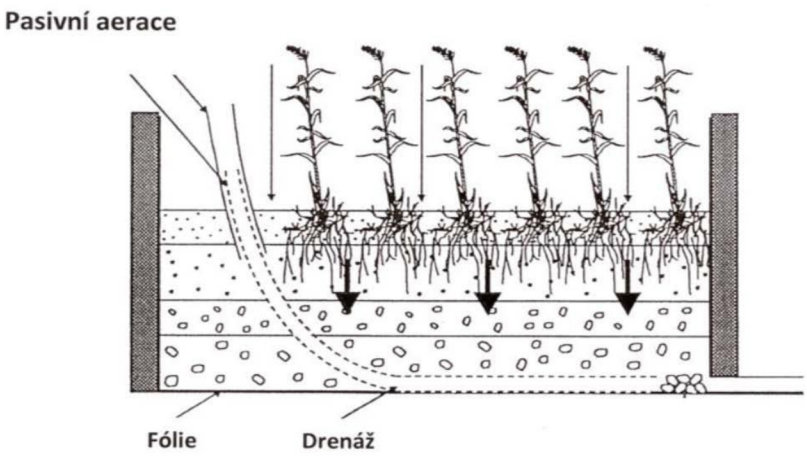

*1 - distribuční oblast vyplněná hrubým kamenivem (50-200mm), 2-nepropustná plastová fólie, 3-porézní filtrační materiál (složeno z kačírek, štěrk, drceného kameniva), 4-vegetace, 5-výška vodní úrovně v kořenové loži, 6-odtoková oblast (shodné s distribuční oblastí), 7-sběrné potrubí, 8-regulace hladinové úrovně (Vymazal 2001).*

Hlavní rozdíl od vertikálního toku je v tom, že do horizontálního systému neboli do kořenové čistírny, přitéká odpadní voda kontinuálně. Funguje hlavně na gravitačním principu. Písek je běžným filtračním materiálem používaným v hlavní části čistícího zařízení. Účinně filtruje částice a poskytuje prostředí pro prospěšné mikroorganismy, které pomáhají rozkládat organickou hmotu. Filtrační lože je anoxické až anaerobní.

V umělých mokřadech se pěstují různé druhy mokřadních rostlin. Tyto rostliny hrají klíčovou roli při odstraňování znečišťujících látek prostřednictvím procesů, jako je příjem živin a interakce s mikroorganismy. K čištění šedých vod se používá například rostlina *Phragmites australis* a *Typha latifolia*.

### 3.1.2.2 Systémy s vertikálním tokem

Systémy s vertikálním tokem (obr. č. 15) byly stejně jako horizontální systémy vyvinuty v první polovině 60. let 20. století v Německu profesorkou Käthe Seidelem a profesorem Reinholdem Kickuthem. Vertikální pole rovněž zastávalo funkci předčištění (Vymazal, 2005).




*Obrázek 15: Základní schéma umělého mokřadu s vertikálním podpovrchovým průtokem*

Na rozdíl od horizontálního toku přitéká odpadní voda přerušovaně na povrch filtrační lóže. Pro vertikální systém jsou nutná čerpadla a složitější rozvodné zařízení, aby bylo dosaženo dobrý přívod odpadní vody.

Příkladem využití vertikálního podpovrchového mokřadu byla studie v otevřeném přírodním prostředí ve skleníku na Universiti Kebangsaan Malaysia (UKM), která analyzovala účinnost s výsadbou rostliny skřípina – *Scirpus grossus* (obr. č. 16).

*Obrázek 16: Skřípina (Scirpus grossus)*
*(https://www-sciencedirect-com.infozdroje.czu.cz/)*

## 3.2 Zemědělské drenáže

Zemědělství je jedním z nejvýznamnějších difúzních zdrojů znečištění a drenážní vody pocházející z orné půdy mají velký dopad na stávající ekosystémy, jak dokládají různí autoři, a pro různé zeměpisné oblasti (Lavrnic et al. 2020). Difúzní znečištění způsobuje v povrchových vodách několik problémů, protože je obtížné je lokalizovat a kontrolovat kvůli jeho rozptýlené povaze a velkému rozsahu (Withers et al., 2014, Zhang, 2020).

Například zemědělská drenážní voda (obr. č. 17), která je hlavní transportní cestou mezi poli a povrchovými vodními útvary a jako taková přispívá k přímému transportu dusičnanů $NO_3$-N do těchto ekosystémů (Lavrnic et al. 2020).

Zemědělská drenáž je běžnou praxí, která zvyšuje produktivitu plodin, zlepšuje vlhkost půdy a zajišťuje dostatečné provzdušnění kořenové zóny. Na relativně rovných pozemcích s nízkou až střední infiltrační kapacitou půdy nebo v oblastech s vysokými srážkami může zásoba vody v kořenové zóně překročit infiltrační kapacitu půdy. Často se používají drenážní systémy, protože povrch půdy snese opakované zamokření. (Yimer et al. 2023).

Proto byly použity příkopy a podpovrchové odvodňovací systémy, které zachycují podpovrchový odtok a přebytečnou podzemní vodu, aby se zabránilo nasycení kořenové zóny, a tím se zabránilo zamokření půdy. Negativní dopad, které by ovlivnily drenážní systémy by bylo jednak dopad na zásoby vody (objem sladké vody se snižuje). Za druhé přebytečná voda odváděna příkopy ovlivňuje kvalitu vody v tocích, což má v konečném důsledku vliv na životní prostředí.

Odvedená voda může obsahovat hnojiva, pesticidy a nadbytek živin, jako je fosfor a dusík. To může vést k eutrofizaci, kontaminaci říční vody, nepříznivým ekologickým vlivům atd.

*Obrázek 17: Zemědělská drenáž (https://glv-rz.de/projekt4.html)*

### 3.2.1 Znečištění zemědělskými polutanty

Drenážní neboli zemědělský odtok je typem difúzního zdroje znečištění. Šíření polutantů do vodního prostředí z rozšířených zemědělských zdrojů znamená obrovské riziko zejména s projevy změny klimatu v nestabilitě vláhové bilance zemědělské půdy a častějším srážkovým odtokům (Fučík et al. 2021). Mezi hlavní znečišťující látky ze zemědělské půdy patří především dusičnanový dusík a přípravky na ochranu rostlin – pesticidy, dále to jsou nerozpuštěné látky a částice fosforu jako produkt eroze.

Příklady zemědělských polutantů:

## a) Dusičnany ($NO_3^-$)

Dusičnany jsou důležitým ukazatelem kvality povrchových vod a jejich vysoké hladiny hrají klíčovou roli v eutrofizaci vod, která představuje vážnou hrozbu pro bezpečnost vodních ekosystémů. Eutrofizace (nadměrný růst sinic, řas a rostlin v důsledku zvýšeného obsahu živin) a kontaminace zdrojů pitné vody dusičnany. Během nitrifikace vznikají také plynné látky ve formě oxidů dusíku, které mohou působit jako skleníkové plyny (Knižátková, 2007). V posledních čtyřech desetiletích nadměrné používání chemických hnojiv a vypouštění nečištěných průmyslových a domovních odpadních vod výrazně zvýšilo koncentrace dusičnanů ve sladkovodních systémech.

## b) Pesticidy a hnojiva

Od zelené revoluce neboli globálního procesu v zemědělství, ke kterému došlo v 2. polovině 20. století a který díky využití moderních technologií, hnojiv, pesticidů a šlechtění nových odrůd přinesl výrazný nárůst v zemědělské produkci, hrají hnojiva a pesticidy zásadní roli při zvyšování produkce plodin. Jejich rozsáhlé používání však způsobilo velké škody na ekosystému. Ztráty dusíku a fosforu ze zemědělství se v posledních desetiletích výrazně zvýšily. Půda zadržuje pouze malou část pesticidů a hnojiv, zatímco značné množství se dostává do povrchových a podzemních vod odtokem a vyplavováním, což vede ke znečištění povrchových vod (Zhao et al., 2023).

Používání pesticidů k hubení škůdců a plevelů může totiž způsobit kontaminaci půdy a vody. Dle Schulze se odhaduje, že 10 % pesticidů, které byly aplikované na půdu, zasahují necílové oblasti, zejména oblasti podél polí. Odhadované hodnoty ztrát jsou podmíněné počasím. Přítomnost pesticidů v ekosystémech má nepříznivé účinky, které se liší v závislosti na koncentraci kontaminantu, množství a době expozice (Pániková, 2021).

### c) Živiny

Nadbytek hnojiv, jako jsou dusík a fosfor, může prosakovat do vodních útvarů, polutanty prosakují do drenážních vod a dále do difúzních zdrojů znečištění. Tento odtok může vést k eutrofizaci, což podporuje růst řas a sinic, které mohou za určitých okolností vytvářet vodní květy. Řasy i sinice jsou producenty kyslíku, takže voda je přesycená kyslíkem. Po odumření řasy a sinice klesají ke dnu, kde se rozkládají a u dna může vzniknout kyslíkový deficit. Hladina kyslíku ve vodě klesne na kriticky nízkou úroveň, což škodí vodnímu životu. (Zhao et al. 2023).

### d) Sedimenty

Eroze ze zemědělských polí může přenášet sedimenty do vodních útvarů. Sedimentace může snižovat průzračnost vody, narušovat vodní habitaty a degradovat kvalitu vody.

#### 3.2.1.1 Odstraňování živin

Umělé mokřady zachycují dusík a fosfor, které se běžně vyskytují v zemědělských drenážních vodách. Tyto živiny jsou absorbovány mokřadními rostlinami a mikroorganismy (ty především způsobují transformaci dusíku, v konečné formě na plynný dusík, který uniká do ovzduší), což pomáhá snižovat nadměrné množství živin v povrchových vodách, které může vést k eutrofizaci.

### 3.2.2 Mokřady pro čištění drenážních vod

Umělé mokřady jsou v současnosti celosvětově rozšířenou technologií pro odstraňování zemědělských drenáží. Zemědělská drenáž je typem difúzního zdroje znečištění, který se vyznačuje vysokým průtokem, prostorovou a časovou proměnlivostí a relativně nízkými koncentracemi znečišťujících látek, jako jsou živiny (ve srovnání s jinými odpadními vodami). Zejména kvůli těmto vnitřním vlastnostem nelze odstraňování zemědělských drenáží realizovat pomocí běžného enviromentálního inženýrství, a v takových situacích jsou mnohem vhodnější ekologicko-inženýrské přístupy, jako jsou umělé mokřady. (García et al. 2020).

Nízkonákladové ekologicko-inženýrské systémy, jako jsou umělé mokřady, odstraňují znečišťující látky z odpadních vod prostřednictvím složité sítě rostlin, filtračního substrátu a mikrobiálního biofilmu. Od zavedení těchto integrovaných nových systémů probíhá intenzivní výzkum s cílem zvýšit jejich účinnost čištění (Saeed et al. 2022a).

Různé typy mokřadů nebo biofiltrů s prvky zadržující vodu se jako jedna z mnoha možných variant jeví jako velmi slibná v podpoře procesu oxidace nebo redukce anorganického dusíku. Biofiltry s prvky zadržující vodu jsou ekologické systémy navržené k čištění vody a současně zadržování dešťové vody. Tyto systémy kombinují biologické procesy, jako je mikrobiologický rozklad, s fyzikálními prvky. Jejich umístění v krajině by mělo být součástí širokého přístupu zahrnujícího doplňková opatření včetně těch, která se zabývají zemědělskými postupy v různých měřítkách (Passeport et al. 2013).

V povodích odvodňovaných trubkovou drenáží jsou místa vyústění drenážních trubek dobře známá a snadno odklonitelná, a proto jsou obzvláště dobře uzpůsobena k realizaci takovýchto opatření (umělý mokřad) mimo tok.

### 3.2.3 Účinnost a efektivita čištění umělých mokřadů

První pokusy o čištění zemědělských drenážních vod v umělých mokřadech byly provedeny na počátku 90. let 20. století (např. Higgins et al., 1993 a Kovacic et al., 2000). Převážná většina vybudovaných mokřadů pro zachycování živin ze zemědělských drenážních vod byla navržena jako systémy s volnou vodní plochou s hlubší přívodní částí pro sedimentaci částic, které mohou být přítomny v drenážních vodách z povrchového odtoku po přívalových deštích (obr. č. 18).

V období 2014-2016 vyhodnocovali Vymazal & Dvořáková Březinová odstraňování živin, organických látek a nerozpuštěných látek z malého venkovského potoka ovlivněného zemědělským odvodněním v přírodním a částečně vybudovaném mokřadu. Výsledky jasně ukázaly pozitivní roli trvalého zaplavení, které vedlo k nejvyššímu odstranění všech sledovaných parametrů, tj. dusíku (38 %), fosforu (40 %) a nerozpuštěných látek (67 %). V roce 2016 bylo odstranění vyjádřené jako zatížení v průměru 1102 kg TN $ha^{-1}rok^{-1}$ a 894 kg NO3-N ha-1rok-1 a příjem rostlinami se podílel na odstranění 36,1 % TN. Průměrné odstranění celkového fosforu činilo 164 kg P ha-1 rok-1, přičemž příjem rostlinami byl zodpovědný za 18,7 %.

*Obrázek 18: Mokřad s volnou vodní plochou pro zpracování odpadních vod vysazený orobincem širokolistým (Typha latifolia) v Rodstenseje, Dánsko*

*Foto: Jan Vymazal*

Výsledky prokázaly, že mírně upravené přírodní mokřady s zanedbatelnými investičními náklady mohou být stejně účinné jako plně vybudované mokřady pro čištění zemědělských drenáží.

## 3.3 Substrát

Při vytváření umělých mokřadů jsou používány různé substráty a materiály, které umožňují růst rostlin a mikroorganismů, a současně poskytují vhodné podmínky pro čištění vody. Některé z běžných substrátů používaných v umělých mokřadech zahrnují:

### 3.3.1 Kamenivo

Kameny mohou posloužit jako drenážní materiál, což je důležité pro shromažďování vody. Dobrá drenáž pomáhá zabránit přebytečnému hromadění vody a zajišťuje, aby kořeny rostlin nebyly příliš dlouho v kontaktu s vodou. Drenáž se používá jen u vertikálních umělých mokřadů.

Mezi kameny mohou vznikat dutiny a mezery, které poskytují vhodné prostředí pro život mikroorganismů, které se podílejí na biologickém čištění odpadní vody. Tyto mikroorganismy mohou přirozeně rozkládat organické látky obsažené ve vodě. Kámen

se používá do distribučních a sběrných zón, filtrační materiál je drcené kamenivo různých frakcí (Mlejnská, 2017).

### 3.3.2 Štěrk

Štěrk (obr. č. 19) se často používá jako filtrační materiál v umělých mokřadech.

Štěrkové prostředí podporuje usazování nerozpuštěných látek a poskytuje vhodný a dostatečně velký povrch pro růst biofilmu a výměnu iontů. Kořeny mokřadních rostlin ve štěrku poskytují další povrch pro růst mikroorganismů a asimilují nutrienty rozpuštěné v odpadní vodě (Mlejnská et al., 2015).

Autoři Saidam aj. (1995) popisují úspěšné použití štěrkových filtrů k odstraňování řas ze systému biologických nádrží, které sloužily jako odlehčovací nádrže pro přetěžovanou aktivační ČOV (čistírna odpadních vod). Autoři porovnávali šest různých filtrů lišících se frakcí použitého štěrku. Jako nejúčinnější se ukázal filtr s použitím štěrku o středním průměru 3 až 23 cm. Při jeho využití systém i po delší době provozu vykazoval cca 60% účinnost odstraňování nerozpuštěných látek (Mlejnská et al., 2015).

*Obrázek 19: Přírodní říční štěrk (https://www.akvapotreby.com/)*

### 3.3.3 Keramzit

Keramzit (obr. č. 20), který je expandovaným jílovitým nebo hlinitým materiálem, může být použit jako substrát do umělých mokřadů. Má lehkou strukturu a dobrou drenážní schopnost, což umožňuje snadný průchod vody skrz substrát. To je důležité pro udržení optimálních vlhkostních podmínek v umělém mokřadu a zabránění přebytečnému hromadění vody (Mašková, 2022).

Struktura keramzitu může poskytovat rozsáhlou povrchovou plochu, která je vhodná pro osídlení a růst mikroorganismů, které jsou zodpovědné za biologické čištění odpadní vody. Větší povrch může znamenat větší množství míst pro bakterie a další mikroorganismy, které jsou schopné rozkládat organické látky. Keramzit může být trvanlivý a odolný proti rozkladu, což zajišťuje dlouhodobou stabilitu substrátu. Může poskytovat oporu pro kořeny rostlin, a díky své lehkosti umožňuje snadnější šíření kořenového systému (Mašková, 2022).

*Obrázek 20: Keramzit (https://www.fruto.cz/)*

Je potřeba zachovat vhodné hydraulické vlastnosti filtračního média, aby se takový systém udržoval co nejdéle. Ovšem vlivem rozkladu organické matrice v čase, se filtrační média zhoršují, a proto se začalo přistupovat k využití různých směsí s materiály anorganickými, aby bylo dosaženo lepších hydraulických vlastností a dlouhodobější stability materiálu (Fučík et al., 2021).

### 3.3.4 Vegetace v mokřadech využívané k čištění drenážní vody

Vegetace v umělých mokřadech mají zejména nepřímou úlohu – zateplování povrchu v zimním obdobím, poskytování základu (kořenky a oddenky pro růst přisedle žijících baktérií, difúze kyslíku do těsné blízkosti kořenů). Přímá funkce spočívá v příjmu živin a jejich ukládání do nadzemní biomasy, která se u čištění drenážní vody ze zemědělství nesklízí, protože odumřelá biomasa je poté zdrojem uhlíku nutného pro denitrifikaci a v průběhu provozu postupně nahrazuje klesající množství organického uhlíku ze štěpky či jiného substrátu.

Langengraber (2005) uvádí, že rostliny používané k čištění odpadních vod snížily zátěž dusíkem o 46 %. Scholz a Hedmark (2010) definovali příjem dusíku rostlinami jako hlavní cestu odstraňování dusíku, následovanou nitrifikací a denitrifikací. Bylo zjištěno, že tímto způsobem je dusík odstraňován rostoucími rostlinami, a byla odhadnuta lineární korelace mezi příjmem dusíku a akumulací rostlinné biomasy (Weissner et al. 2013)

Nejvhodnější rostliny jsou ty, které vytváří velké množství nadzemní biomasy a vykazují rychlý růst ihned po výsadbě. Mezi tyto rostliny patří např. chrastice rákosovitá – *Phalaris arundinacea* (obr. č. 21), rákos obecný – *Phragmites australis* a zbochlan vodní – *Glyceria maxima* (obr. č. 22).

Rostliny jsou umístěné po 6-8 sazenic na 1 $m^2$, což je běžně používaná výsadba u klasických kořenových čistíren.

*Obrázek 21: Chrastice rákosovitá (Phalaris arundinacea) maxima) (https://www.anpc.ab.ca/)*

*Obrázek 22: Zbochlan vodní (Glyceria (https://www.nzflora.info/)*

## 3.4 Výhody umělých mokřadů pro čištění zemědělských drenáží

Mezi jejich výhody patří nízké provozní náklady, schopnost poskytovat ekosystémové služby a skutečnost, že nepotřebují kvalifikovanou obsluhu (Lavrnić et al. 2020). Jelikož jsou však KČOV určené k tomuto účelu obvykle umístěny na zemědělských polích, a zabírají tak prostor, který by mohl být využit pro zemědělskou výrobu, je důležité udržet jejich účinnost odstraňování na určité úrovni (Lavrnić et al. 2020).

Mohou zpomalit tok odpadních vod a snížit riziko záplav v zemědělských oblastech. Zadržují vodu a umožňují její postupné vsakování do půdy nebo odvádění do podzemních vod, a proto je vodní bilance důležitou součástí jejich provozu a správy. Výsledky poskytují základní poznatky potřebné pro navrhování postupů řízení odvodnění v mokřadech, které přijímají drenážní odtok v polosuchých oblastech, které mohou být udržovány k maximálnímu prospěchu zemědělského systému a životního prostředí (Guo et al. 2023).

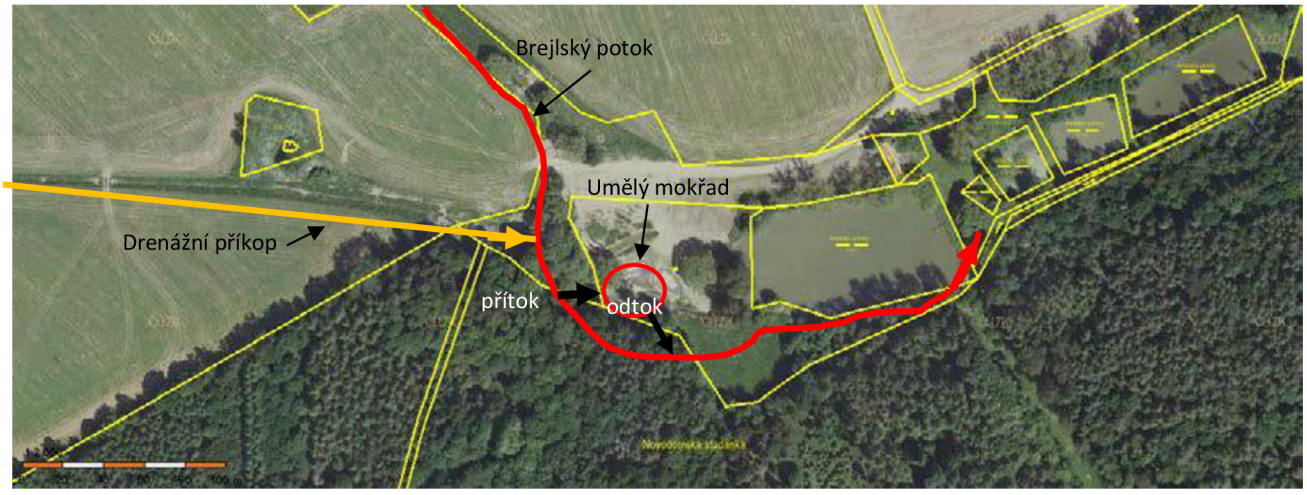
# 4 Metodika

## 4.1 Výzkum umělého mokřadu na lokalitě Amálie

Vybudovaný monitorovací systém mokřadů je ve vlastnictvím ČZU. Patří tam výzkumná lokalita Amálie v rámci pilotního projektu Chytrá krajina proti suchu a povodním. Nachází se na zemědělské krajině na Rakovnicku (Středočeský kraj) s rozlohou cca 500 ha zemědělské půdy. Na katastrální mapě je znázorněn v červeném kruhu mokřad Amálie (obr. č. 23).

Umělý mokřad se skládá z dvou částí a čistí se v něm část Brejlského potoka. Do potoka je svedená zemědělská drenáž, která se dále dočišťuje. Jeden mokřad je navržen s horizontálním prouděním podzemní vody a jako náplň filtru byla použita směs kačírku a březové štěpky. Dřevní štěpka se často přidává do filtračního materiálu, obsahují nízké koncentrace organických látek, které jsou nezbytné pro denitrifikaci dusičnanů. Druhý vybudovaný mokřad je navržen s vertikálním prouděním. Filtrační materiál je kačírek s malou přísadou biocharu pod rozvodným potrubím pro případné odstranění pesticidů. (Švejdová, 2021).

Hlavním účelem mokřadu bylo odstranit z Brejlského potoka dusičnany. Příkop vede k potoku a sbírá vodu z přilehlých zemědělských oblastí. Plánovaná účinnost odstraňování dusičnanů je 50 %.



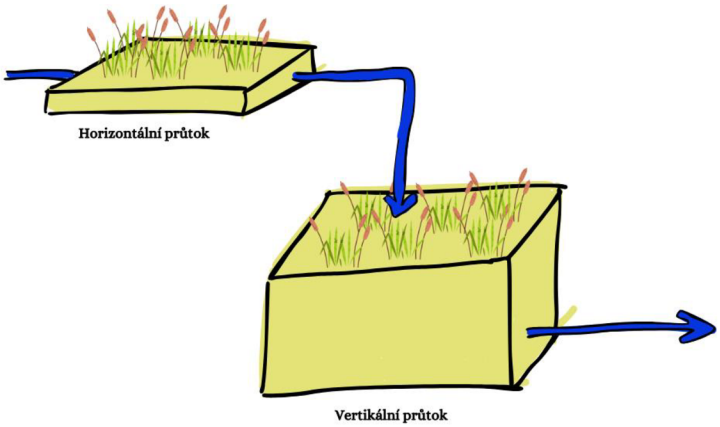

*Obrázek 23: Katastrální mapa. Mokřad Amálie (CUZK.CZ)*

### 4.1.1 Popis celého systému hybridního mokřadu

První systém je utvořen jako mokřad s horizontálním podpovrchovým průtokem, využívající štěrk s příměsí předem usušené březové štěpky jako filtrační materiál. Přídavek štěpky slouží jako zdroj organického uhlíku, neboť drenážní vody obvykle obsahují omezené množství těchto látek, nutných pro denitrifikaci. Do něj

přitéká voda z Brejlského potoka, přičemž před ním se nachází drenážní příkop, a tím vzniká první fáze kombinovaného čištění drenážní vody. Mokřad má rozměry 16,8 m délky a 8,85 m šířky.

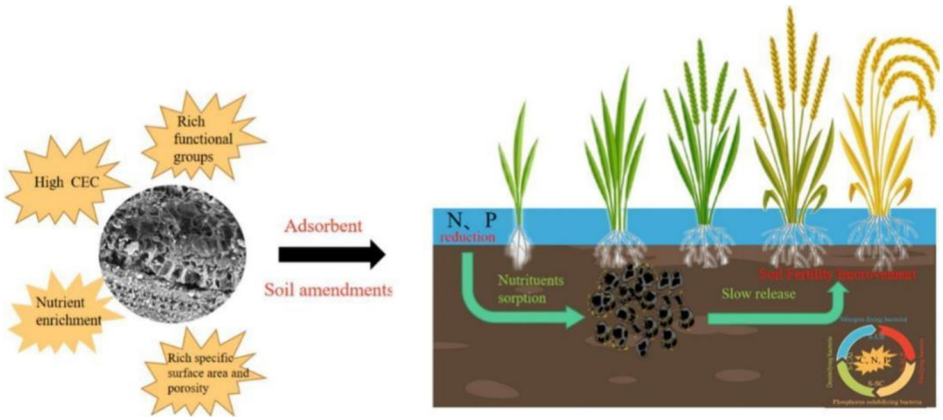
Dále putuje voda druhým mokřadem s vertikálním podpovrchovým průtokem, který slouží jako druhá fáze čištění (obr. č. 24)




*Obrázek 24: Schéma hybridního systému (Nguyenová, 2024)*

Tento mokřad je obohacen o biochar, zajišťující vysokou účinnost odstraňování organických polutantů z vody.

Biochar je pevný materiál bohatý na uhlík s velkým povrchem, stabilní aromatickou strukturou, bohatými funkčními skupinami a dobře vyvinutou porézní strukturou s účinnou absorpční a retenční schopnost. Biochar je obohacen o půdní agregáty a těží z ochrany půdní agregace. Prvky dusíku a fosforu v biocharu jsou prospěšné pro dlouhodobou retenci. Stabilní adsorpční vlastnosti a chemická reaktivita biocharu mezitím umožňují jeho vazbu s organickou hmotou a minerály, což následně snižuje ztráty živin vyplavováním a povrchovým odtokem. Biochar zlepšuje koloběh živin (obr. č. 25) prostřednictvím reakcí enzymů a mikroorganismů a zároveň podporuje recyklaci živin při odvodňování zemědělské půdy a zlepšuje půdní úrodnost (Zhao et al., 2023).




*Obrázek 25: Biochar – koloběh živin (https://www.sciencedirect.com/)*

Druhý umělý mokřad má rozměry 15,7 m délky a 8,1 m šířky, s podobnou vegetací jako první mokřad. Celková plocha celého kombinovaného systému činí 275,8 $m^2$, tj. 0,02758 ha. Oba systémy mají vrchní vrstvu z kačírku frakce 16-22 mm a obklopující oplocení, které určuje celkový tvar z drceného kameniva frakce 32-63 mm.

### 4.1.2 Vegetace

Vegetací jsou v umělém mokřadu Amálie osázeny rostliny chrastice rákosovitá, sítina rozkladitá (*Juncus effusus*) a kyprej vrbice (*Lythrum salicaria*).

Vysoké helofyty, jako je chrastice rákosovitá (*P. arundinacea*), často rychle kolonizují půdu bývalých zemědělských pozemků po znovu zavlažení a jsou proto často prvními rostlinami, které přispívají k uhlíkovému fondu půdy. Tento vysoký travní druh je velmi produktivní a dobře přizpůsobený vodou nasyceným a anoxickým půdám, díky svým aerenchymatickým tkáním a efektivnímu transportu $O_2$ z atmosféry do podzemních orgánů. Nicméně, i když má velmi vysoký objem aerenchymatu, což je typické pro mokřadní taxony, liší se v mechanismech aerace. Dva mechanismy transportu plynu u rostlin v mokřadech jsou:

1) jednoduchá molekulární difúze a

2) tlakový konvektivní plynový proud.

Přenos plynu u druhu *P. arundinacea* (obr. č. 26) probíhá pomocí jednoduché molekulární difúze (H. Brix nepublikovaná data). Zde respirační příjem kyslíku do podzemní tkáně vytváří koncentrační gradient, který pohání difúzi kyslíku z atmosféry do oddenků a kořenů (Jensen et al. 2024).

*Obrázek 26: Chrastice rákosovitá (Phalaris arundinacea) (www.wnmu.edu)*

Bylo zjištěno, že růst a fyziologická aktivita, jako je transpirace rostlin, korelují s účinností odstraňování amoniaku v kořenové oblasti (rhizosféře) sítiny rozkladité (*Juncus effusus*) (obr. č. 27) a s tvorbou metanu (Weissner et al. 2013).

Přítomnost těchto rostlin hraje klíčovou roli v utváření společenství v rhizosféře. Ovlivňují strukturu mikroorganismů, zejména hub a bakterií, v této oblasti, a to jak za stresových, tak nestresových podmínek. V znečištěném prostředí mohou přitahovat a podporovat mikroorganismy s geny pro rozklad látek, což jim pomáhá přežít. Proto by bioremediační metody měly využívat přizpůsobené mikroorganismy, které spolupracují s vhodnými druhy rostlin, aby byla zvýšena účinnost čištění.

*Obrázek 27: Sítina rozkladitá (Juncus effusus) (https://vijverplantenonline.nl)*

Kyprej vrbice (*Lythrum salicaria*) (obr. č. 28) je vytrvalá bylina pocházející z Evropy, Asie, severozápadní Afriky a jihovýchodní Austrálie, která se vyskytuje v mnoha typech mokřadů, včetně vlhkých luk, stepních výmolů, břehů řek a potoků, jezerních břehů, přílivových i nepřílivových bažin a příkopů. Tato rostlina se může velmi rychle šířit díky své plodné produkci semen a je hojně využívána v umělých mokřadech pro čištění odpadních vod. Každoročně vzniká velké množství zbytků této rostliny. Většina těchto odpadů z biomasy je však opuštěna nebo spálena jako palivové dřevo, čímž se stává vážným problémem pro životní prostředí (Huang et al. 2016).

*Obrázek 28: Kyprej vrbice (Lythrum salicaria) (https://upload.wikimedia.org)*

## 4.2 Odběr vzorků

Vzorky se odebírají na těchto třech stanovišť na lokalitě Amálie:

1. Brejlský potok (přítok do prvního mokřadu – CW1) (obr. č. 29)
2. Odtok z horizontálního mokřadu – CW2 (obr. č. 30)
3. Odtok z vertikálního mokřadu – CW3 (konečný odtok zpět do Brejlského potoka) (obr. č. 31)

Od dubna roku 2021 se tyto odebrané vzorky začaly chemicky analyzovat v laboratoři Katedry aplikované ekologie FŽP ČZU.

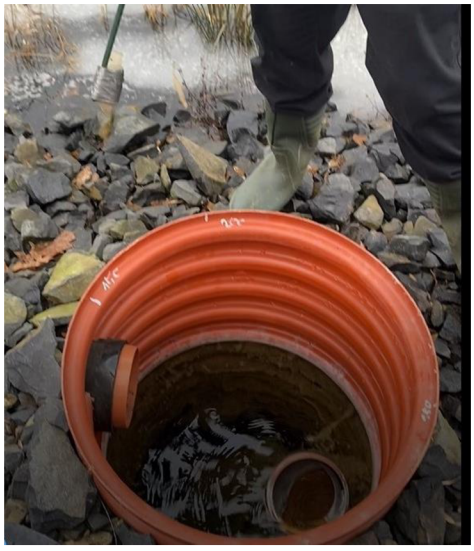
V roce 2023 byl zahájen monitoring průtoku umělého mokřadu, který umožňuje kvantifikovat odstraňování živin z vody. Na základě naměřených dat je možné vypočítat množství odstraněných živin v kg/ha/rok. Získané výsledky přispívají k hodnocení efektivity mokřadů v čištění vod a k optimalizaci jejich managementu.

*Obrázek 29: Odběrné místo CW1 – Brejlský potok (přítok)*

*(12.10. 2022 Nguyenová)*

*Obrázek 30: Odběrné místo CW2 – Odtok z horizontálního mokřadu (17. 2. 2023 Nguyenová)*

*Obrázek 31: Odběrné místo CW3 – Odtok z vertikálního mokřadu (Vymazal)*



*Odběrné místo CW2 – Odtoková šachta*

*(17. 2. 2023 Nguyenová)*

*Odběrné místo CW3 – Odtoková šachta, kde se v současnosti měří průtok (12. 10. 2022 Nguyenová)*

### 4.2.1 Zpracování odebraných vzorků

Vzorky se po přivezení do laboratoře ihned zamrazí, aby nedošlo k znehodnocení vzorku před analýzou. Ale někdy se stanovují ihned, to záleží, kolik je tam vzorků na analýzu.

Ve vzorcích byly analyzovány následující parametry: amonné ionty ($NH_4^+$), dusičnany ($NO_3^-$), dusitany ($NO_2^-$), celkový dusík (TN), celkový uhlík (TC),

celkový anorganický uhlík (TIC), celkový organický uhlík (TOC), sírany ($SO_4^{2-}$), chloridy ($Cl^-$), fluoridy ($F^-$), fosforečnany ($PO_4^{3-}$), celkový fosfor (TP) a pH.

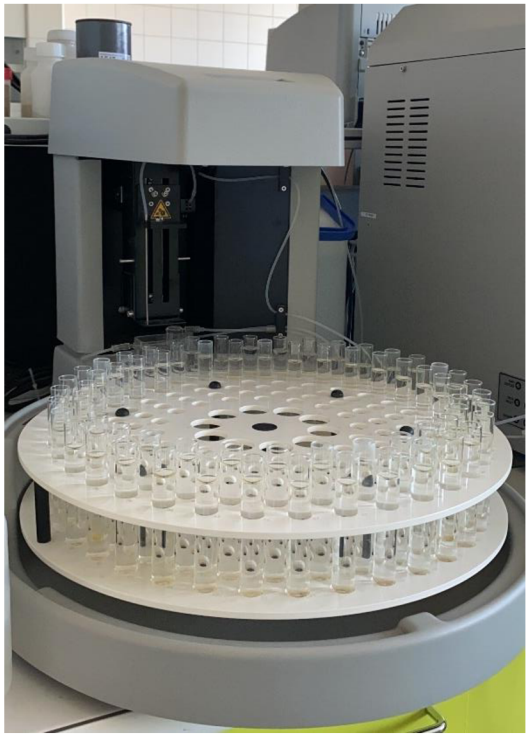
Anionty (chloridy, sírany, dusičnany, dusitany, fluoridy a fosforečnany) byly měřeny na iontovém chromatografu Metrohm 883 Basic plus (Herisau, Švýcarsko).

### 4.2.2 Chemické analýzy

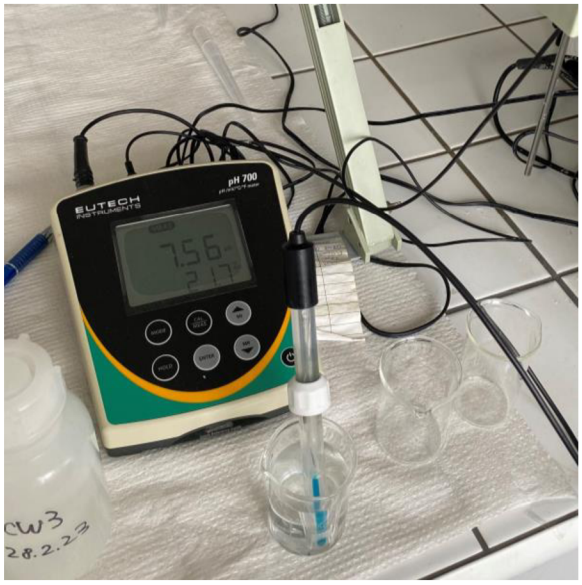
| | **Analýza** | **Použitý přístroj** | **Číslo metody** |
|---|---|---|---|
| **Měření celkového dusíku a jednotlivé formy uhlíku (obr. č. 25)** | Stanovení je založeno na přímém nástřiku vzorku za využití principu vysokoteplotního spalování s NDIT detektorem pro stanovení TC/TN.<br><br>Pozice vzorků na analyzátoru jsou přiřazovány dle tohoto pořadí:<br>A. Filtrovaná/čistá H2O<br>B. 50 mg C<br>C. 50 mg IC<br>D. 5 mg TN<br><br>E. Dále jsou již přidány samotné vzorky z umělého mokřadu.<br><br>**Celkový organický uhlík (TOC)**<br>TOC představuje koncentraci organicky vázaného uhlíku v rozpuštěných a nerozpuštěných organických sloučeninách (Kašparů, 2012).<br>TOC je vypočten z rozdílu TC – IC. | Analyzátor firmy SKALAR | |

| | | | |
|---|---|---|---|
| | **Celkový uhlík TC**<br>TC je veškerý uhlík ve vzorku, včetně organického a anorganického uhlíku. TC je<br>vyjádřena jako celková hmotnost uhlíku v objemu vzorku (Kašparů, 2012).<br><br>**Anorganický uhlík (IC)**<br>IC je anorganický uhlík ve vzorku, který se po okyselení přemění na oxid uhličitý. IC zahrnuje všechny uhličitany, hydrogenuhličitany a rozpuštěný oxid uhličitý. (IC = TCS – TOCS) (Kašparů, 2012).<br><br>Výsledek z rozboru je uvedeno v procentech, a dále je přepočítán na mg/l. | | |
| **Měření pH**<br>**(obr. č. 26)** | pH je ukazatel, který vyjadřuje kyselost nebo zásaditost vody, jeho hodnota závisí na obsahu rozpuštěných solí a rozpuštěného oxidu uhličitého. pH je definováno jako záporný logaritmus koncentrace vodíkových iontů, takže především je pH závislé na obsahu $H^+$ a $OH^-$ iontů. | pH 700 firmy Eutech Instruments. | |
| **Měření amoniaku**<br>**($N\text{-}NH_4^+$)**<br>**(obr. 27)** | Do odměrné baňky o objemu 50 ml se odměří 40 ml vzorku. Přidá se 4 ml barviva, promíchá se, přidá se 4 ml alkalického roztoku, promíchá se a doplní se destilovanou vodou po značku 50 ml a nechá se po dobu nejméně 20 minut. Poté se změří při vlnové délce kolem 15 (dlouhé u) S/cm v 1 cm kyvetě (zelená barva). | Spektrofotometr v modelu Agilent Cary 60 UV-Vis firmy *Agilent Technologies Spektrofotometr | ČSN EN ISO 7150-1 |
| **Měření totálního fosforu**<br>**(obr. č. 28)** | Ke 40 ml vzorku se přidá 4 ml persíranu a vaří se 30 minut. Objem směsi se udržuje demi vodou na 20-30 ml. Po ochlazení se přelije do 50 ml odměrných baněk, přidá se 1 ml kyseliny | Spektrofotometr v modelu Agilent | ČSN EN ISO 6878 |

| | | | |
|---|---|---|---|
| | askorbové a 2 ml kyselého roztoku molybdenanu amonného, promíchá se, doplní se po značku a po<br>15 minutách se změří při 880 nm v 1 cm kyvetě (modrá barva). | Cary 60 UV-Vis firmy * | |



*Obrázek 25: Měření celkového dusíku a jednotlivé formy uhlíku (14.10. 2022 Nguyenová)*




*Obrázek 26: Měření pH (14. 10. 2022 Nguyenová)*

*Obrázek 27: Měření amoniaku (N-$NH_4^+$) (14.10. 2022 Nguyenová)*

*Obrázek 28: Měření totálního fosforu (14. 10. 2022 Nguyenová)*

# 5 Výsledky

Výsledky v spojnicovém grafu představují celkovou koncentraci chemických látek a v sloupcovém grafu prezentují průměrnou koncentraci chemických látek na přítoku, odtoku z horizontálního mokřadu a vertikálního mokřadu od 21. dubna 2021 do 23. listopadu 2023. V tomto období bylo provedeno celkem 99 odběrů.

## 5.1 Celkový dusík – TN

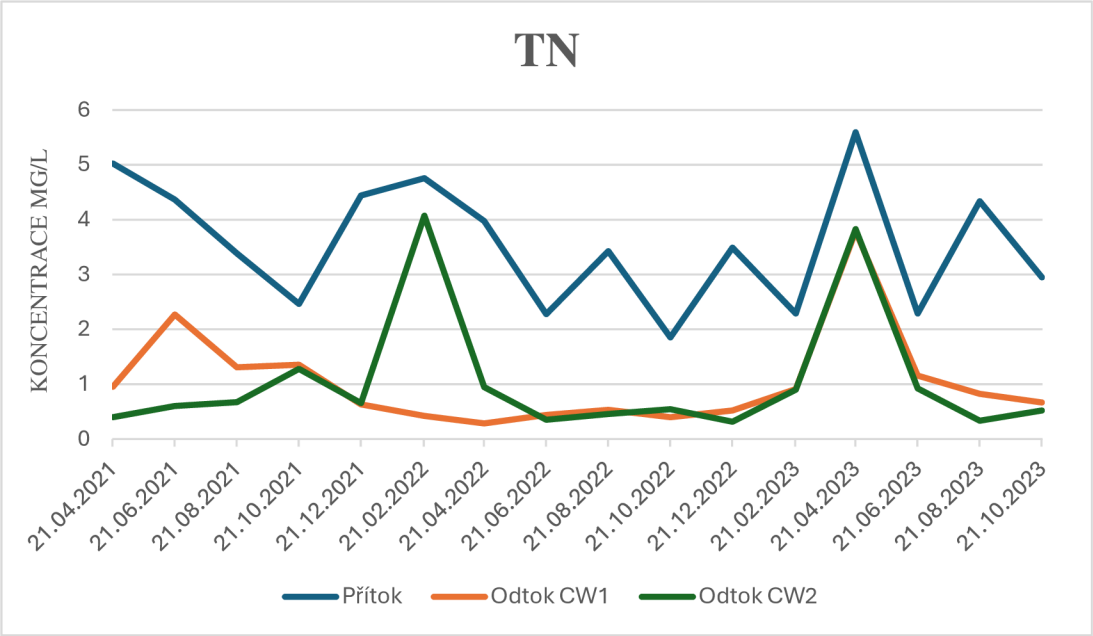
Celkový dusík (TN) je součet dusičnanů ($NO_3$), dusitanů ($NO_2^-$), organického dusíku (Norg) a amoniakálního dusíku ($N\text{-}NH_4^+$). Dusík má složitý biogeochemický cyklus s mnoha biotickými/abiotickými přeměnami. Sloučeniny zahrnují různé anorganické a organické formy dusíku, které jsou nezbytné pro veškerý biologický život (Molle et al. 2008).

Koloběh dusíku v čistírenských mokřadech je poměrně složitý a zahrnuje mnoho biologických procesů, jako je volatilizace amoniaku, amonifikace, nitrifikace, denitrifikace, disimilační redukce, asimilace rostlinami a mikroorganismy, remineralizace a také fyzikálně-chemické procesy, jako jsou sorpce/desorpce na organické látky a minerály (Molle et al. 2008).

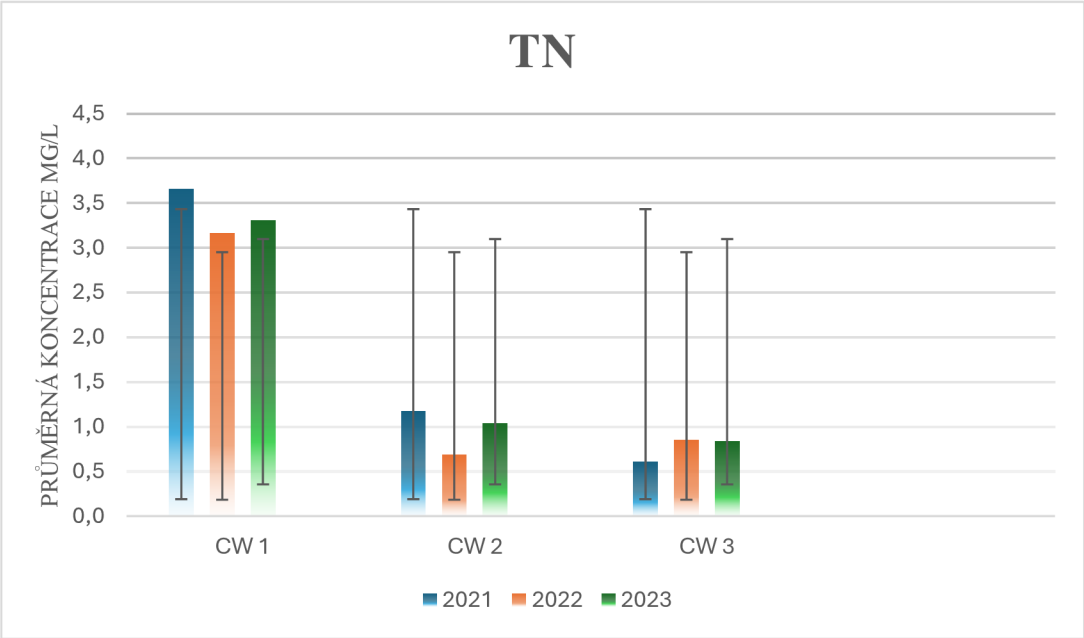
Z grafu č. 1 můžeme vypozorovat jednotlivé stanoviště a průběh jednotlivých odběrů v rámci tříletého experimentu. K významné změně došlo v zimě 2021/2022 (listopad-duben), kdy se postupně zvyšovala koncentrace TN k hodnotě 5 mg/l na přítoku. Po zbytek roku se udržovala hodnota na 2-3 mg/l. K zřetelnému zvýšení došlo na konci zimy 2023 s nejvyšším peakem 6 mg/l v průběhu celého experimentu a v létě zase klesla na průměr 3 mg/l.

Na grafu č. 2 jsou znázorněny výsledky, které představují ke každému stanovišti průměrnou hodnotu koncentrace celkového dusíku. Podrobné výsledky, které tvoří základ grafů v této práci, jsou k nalezení v tabulkách v příloze.

Účinnost čištění v prvním mokřadním poli je 74 %, ve druhém 5 % a celková účinnost dosáhla hodnoty 76 %.




*Graf 1: Koncentrace celkového dusíku na přítoku, odtoku z horizontálního mokřadu (CW1) a odtoku z vertikálního mokřadu (CW2) v průběhu celého experimentu.*




*Graf 2: Průměrné koncentrace celkového dusíku na přítoku, odtoku z horizontálního mokřadu v letech (CW1) a odtoku z vertikálního mokřadu (CW2) v letech 2021-23 s vyznačenou směrodatnou odchylkou.*

## 5.2 Amoniakální dusík – $N\text{-}NH_4^+$

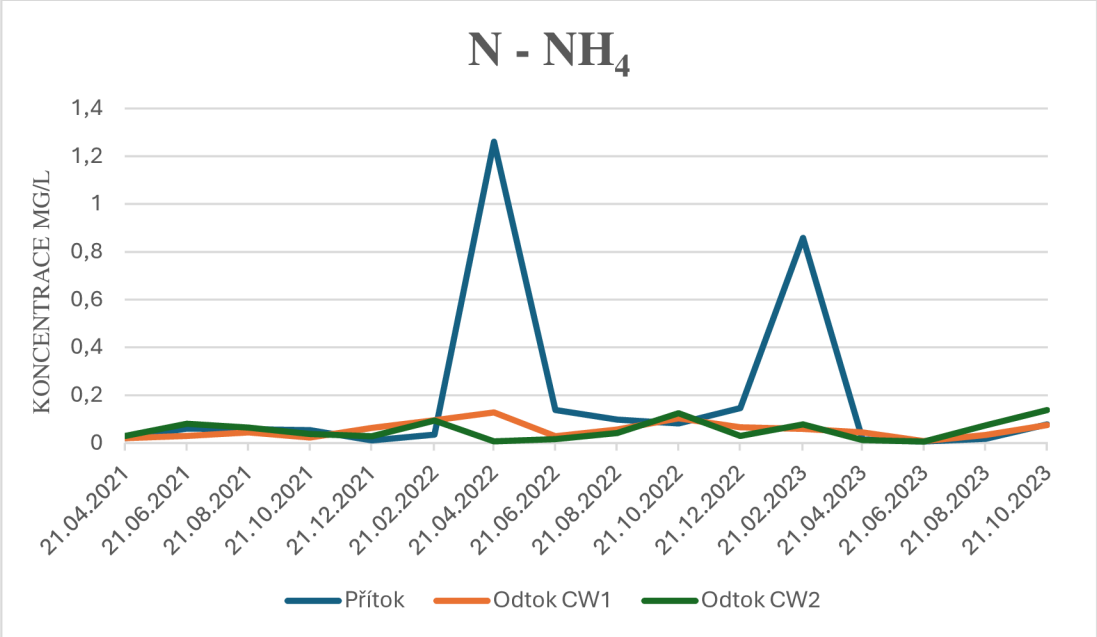
Amoniakální dusík je všudypřítomná dusíkatá znečišťující látka, která se vyskytuje v odpadních vodách a může způsobovat eutrofizaci a vážnou zátěž životního prostředí. Je proto nutné nakládat s $N\text{-}NH_4^+$ obohacováním a regenerací pro případné

opětovné použití a také regulovat množství vypouštěného dusíku do životního prostředí (Gonzales et al., 2023).

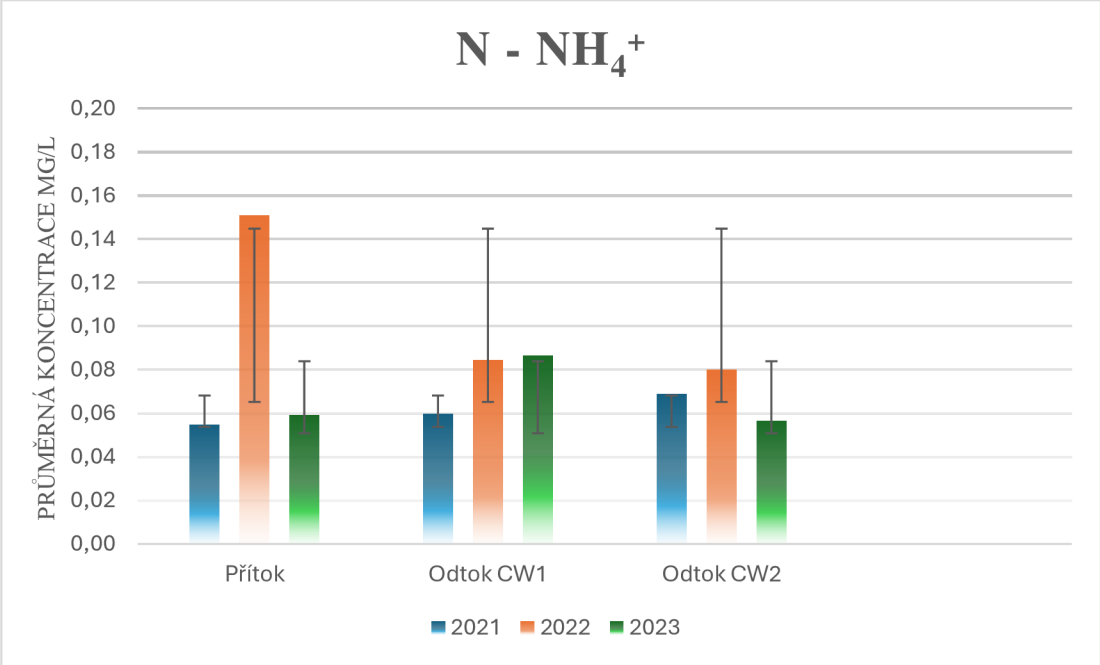
Nejmarkantnější rozdíl u přítoku je pozorovatelný v roce 2022 v únoru s koncentrací 0,04 mg/l a na konci dubna s hodnotou 1,3 mg/l, který vyplývá z grafu č. 3. U horizontálního (CW1) a vertikálního odtoku (CW2) můžeme pozorovat nevýraznou změnou s průměrnou koncentrací kolem 0,05 mg/l.

Na grafu č. 4 je znázorněna účinnost čištění v prvním mokřadním poli je 28 %, ve druhém 9 % a celková účinnost dosáhla hodnoty 35 % (Příloha 2)

Výsledkem je odstranění amoniakálního dusíku o více než třetinu z drenážních vod.




*Graf 3: Koncentrace amoniakálního dusíku na přítoku, odtoku z horizontálního mokřadu (CW1) a odtoku z vertikálního mokřadu (CW2) v průběhu celého experimentu.*




*Graf 4: Průměrné koncentrace amoniakálního dusíku na přítoku, odtoku z horizontálního mokřadu (CW1) a odtoku z vertikálního mokřadu (CW2) v letech 2021-23 s vyznačenou směrodatnou odchylkou.*

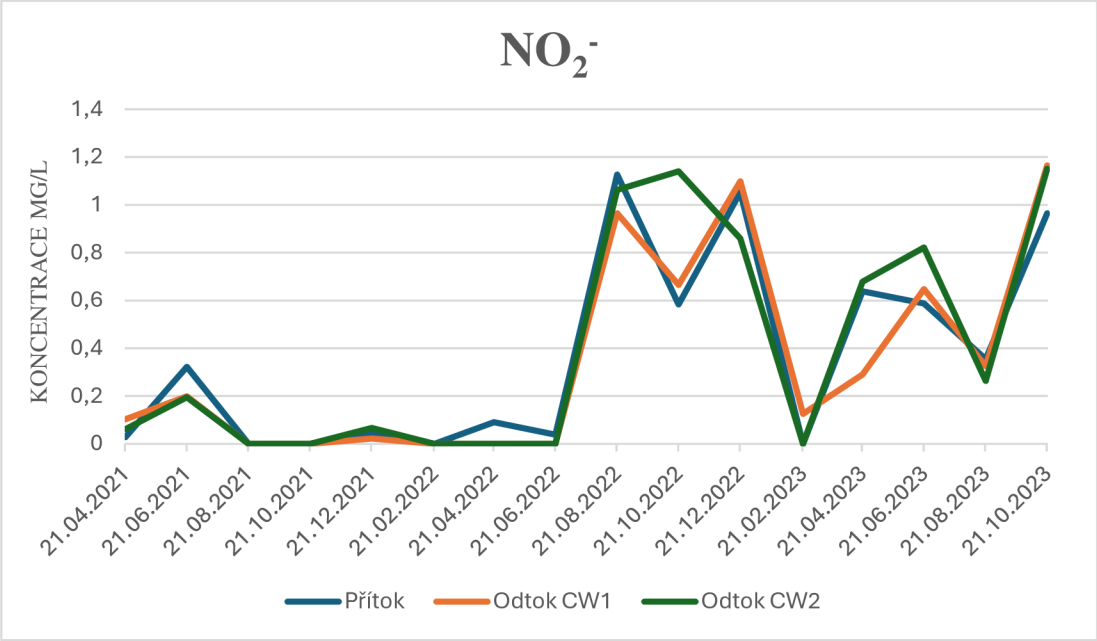
## 5.3 Dusitany $NO_2^-$

Dusitany jsou klíčovým meziproduktem v metabolismu dusíku, který určuje mikrobiální přeměny N a P, emise skleníkových plynů ($N_2O$) a účinnost odstraňování živin v systému (Singh et al. 2007).

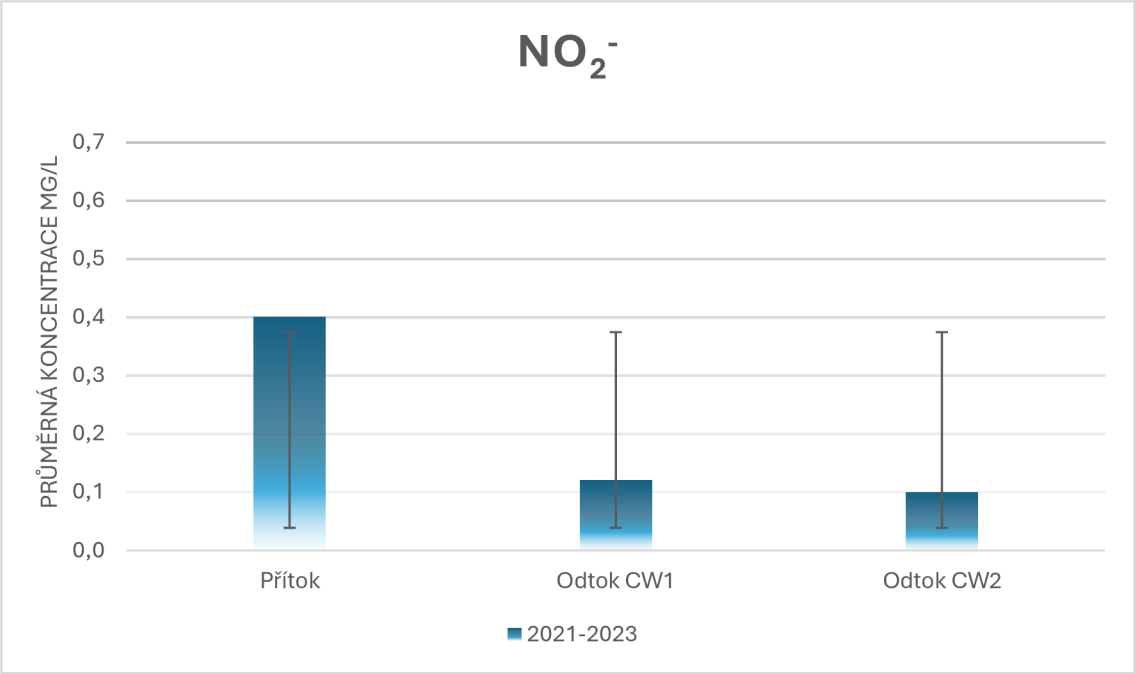
Dusitany mají dva protichůdné účinky na odstraňování dusíku a fosforu při čištění odpadních vod. Při přeměně dusíku z hlediska chemické kinetiky platí, že čím vyšší je dusitan, tím silnější je hnací síla a tím účinnější je denitrifikace v systému. Na druhé straně má vysoký obsah dusitanů toxické účinky na mikroorganismy v systému, inhibuje buněčnou aktivitu a ovlivňuje účinnost odstraňování dusíku a fosforu (Wang et al. 2023).

Podle grafu č. 5 byla nejnižší hladina dusitanu v rozmezí 0 – 0,09 mg/l a podle dat se držel tento průměr od srpna 2021 do června 2022. Naopak nejvyšší koncentrace dusitanu 1,13 mg/l byla u přítoku v srpnu 2022. Její hladina se snížila u prvního odtoku na hodnotu 0,13 mg/l v únoru 2023.

Na grafu č. 6 je zobrazena účinnost čištění, v prvním mokřadním poli je 71 %, ve druhém 17 % a celková úspěšně eliminace z počátečního bodu do konečného odtoku dosáhla hodnoty 76 % (Příloha 3).




*Graf 5: Koncentrace dusitanů na přítoku, odtoku z horizontálního mokřadu (CW1) a odtoku z vertikálního mokřadu (CW2) v průběhu celého experimentu.*




*Graf 6: Průměrné koncentrace dusitanů na přítoku, odtoku z horizontálního mokřadu (CW1) a odtoku z vertikálního mokřadu (CW2) v letech 2021-23 s vyznačenou směrodatnou odchylkou.*

## 5.4 Dusičnany $NO_3^-$

Dusičnany-N, chemicky inertní forma dusíku, které se z půdních profilů snadno ztrácejí vyplavováním (Gal et al. 2015). Organický dusík je nejprve přeměněn

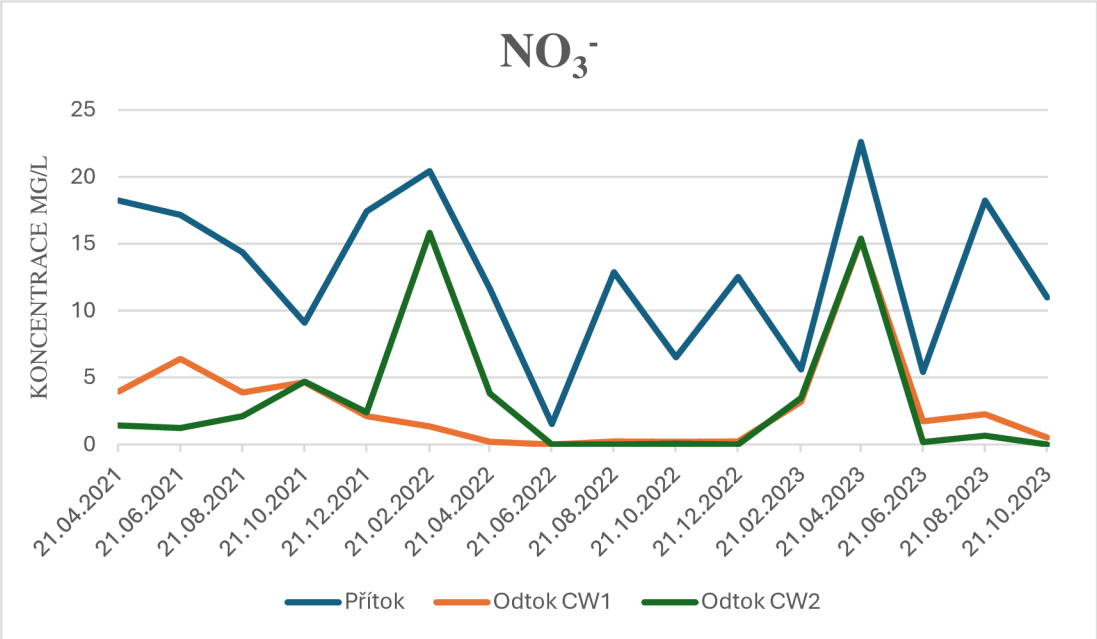
na amoniak, a poté je tento amoniak nitrifikován na dusičnany. Dusičnany jsou mobilní a chemicky inertní, což znamená, že mohou proudit do drenážních trubic.

Způsoby obdělávání půdy významně ovlivňují vyplavování dusičnanů, přičemž jeho vliv je nejvýznamnější, pokud k obdělávání půdy dochází před přítokem velké vody, což je velmi proměnlivý vliv.

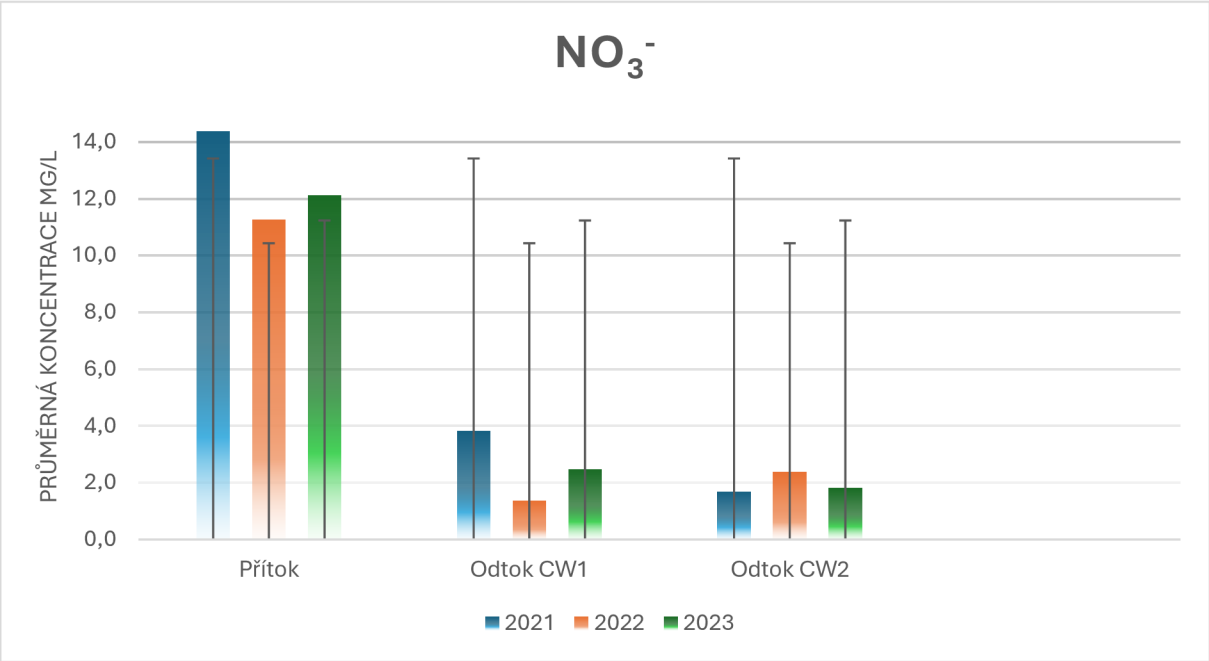
Na 7. grafu je zobrazena koncentrace na přítoku. Můžeme sledovat tuto křivku a srovnat ji s výstupními hodnotami z odtoku číslo 1 a poté s číslem 2 během celého období, kdy jsou prováděny odběry vzorků.

V létě 2021 byla hodnota u vstupního bodu kolem 17 mg/l a začala postupně klesat od začátku zimy na 9 mg/l. Nicméně od začátku roku 2022 stoupla hodnota na 20 mg/l a prudce klesla v létě až na 1 mg/l. Nejvyšší akumulace dusičnanů v drenáži je 22 mg/l, avšak by neměl překročit hodnotu 50 mg/l, jelikož je limit pro pitnou vodu.

Na grafu č. 4 je zobrazena účinnost čištění v prvním mokřadním poli je 81 %, ve druhém 12 % a celková úspěšně eliminace z počátečního bodu do konečného odtoku dosáhla hodnoty 83 % (Příloha 4).




*Graf 7: Koncentrace dusičnanů na přítoku, odtoku z horizontálního mokřadu (CW1) a odtoku z vertikálního mokřadu (CW2) v průběhu celého experimentu.*



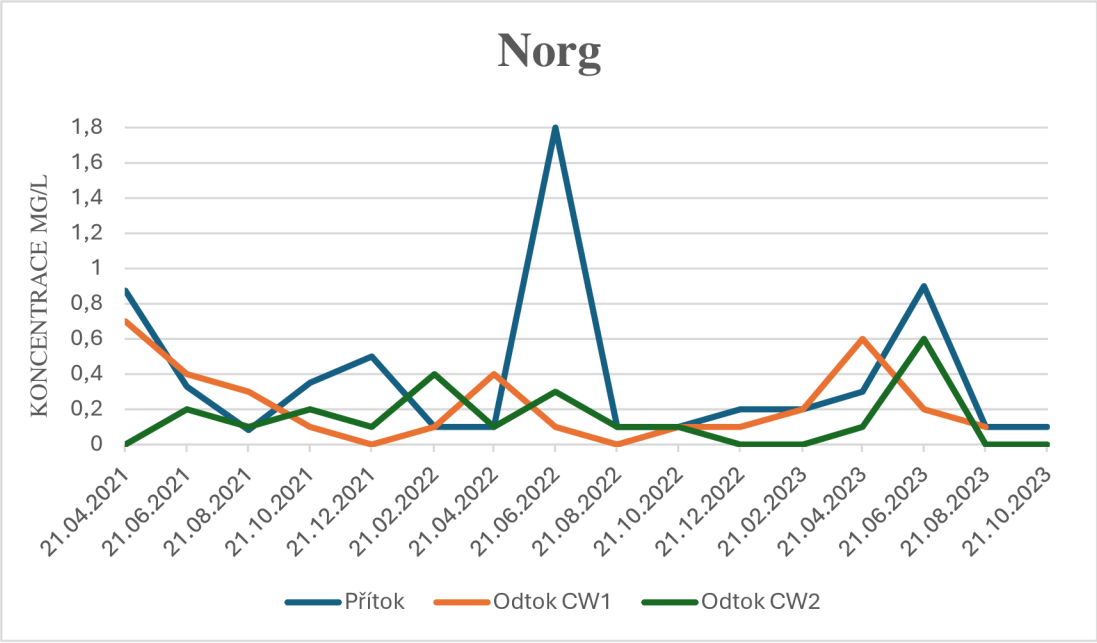

*Graf 8: Průměrné koncentrace dusičnanů na přítoku, odtoku z horizontálního mokřadu (CW1) a odtoku z vertikálního mokřadu (CW2) v letech 2021-23 s vyznačenou směrodatnou odchylkou.*

## 5.5 Organický dusík – Norg

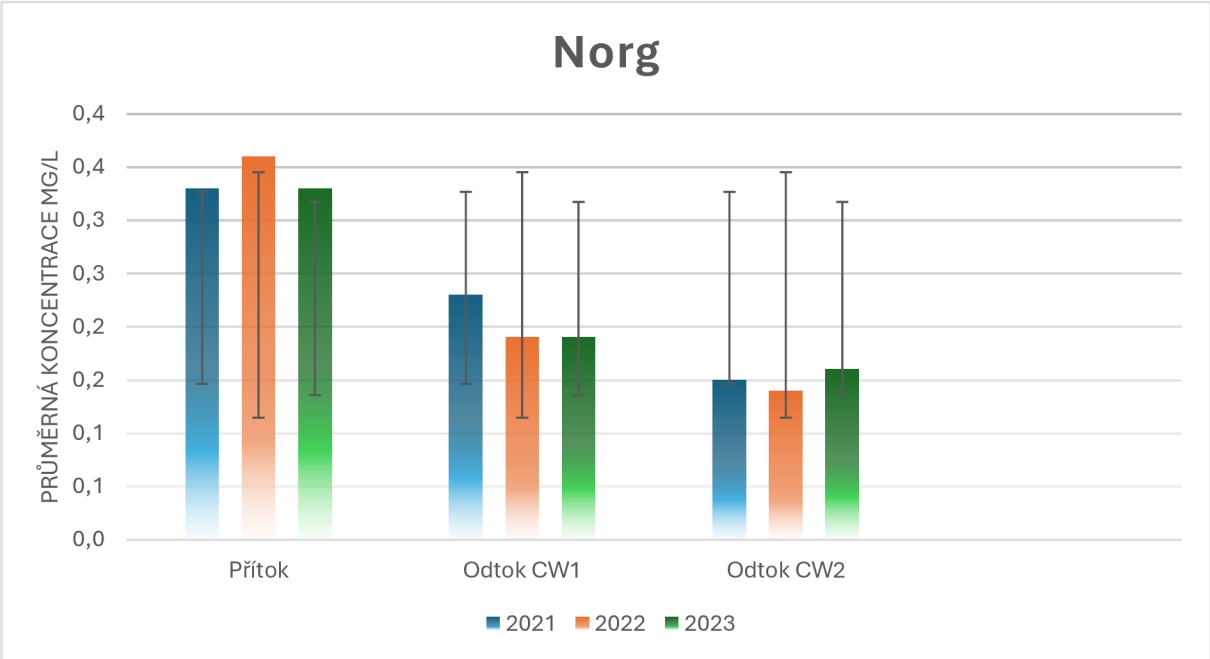
Organický dusík se mineralizuje působením amonifikačních baktérií na amoniak. Mikroorganismy mohou využívat různé formy anorganického dusíku jako zdroje dusíku. Hlavně biologicky dostupný organický dusík, včetně aminokyselin, aminocukrů a aminů, je mikroorganismy účinně využíván a přeměňován na anorganický dusík, jako jsou $NH_4^+$ a $NO_3^-$ (Rui et al. 2024). Amonifikační baktérie rozkládají organický dusík na amoniak a ten mohou organizmy využívat.

Graf č. 12 prezentuje konečné hodnoty koncentrací na jednotlivých stanovištích. Počáteční koncentrace na přítoku se pohybovaly mezi 0,1 a 0,9 mg/l. Nejvyšší zvýšená hodnota 1,8 mg/l bylo zaznamenána v létě roku 2022. Naopak nejnižší hodnoty můžeme sledovat dokonce 5krát u konečného odtoku, a to v dubnu 2021, v zimě 2022 a v létě 2023.

Na grafu č. 5 je znázorněna účinnost čištění v prvním mokřadním poli je 36 %, ve druhém 42 % a celková účinnost dosáhla hodnoty 62 % (Příloha 5)




*Graf 9: Koncentrace organického dusíku na přítoku, odtoku z horizontálního mokřadu (CW1) a odtoku z vertikálního mokřadu (CW2) v průběhu celého experimentu.*




*Graf 10: Průměrné koncentrace organického dusíku na přítoku, odtoku z horizontálního mokřadu (CW1) a odtoku z vertikálního mokřadu (CW2) v letech 2021-23 s vyznačenou směrodatnou odchylkou.*

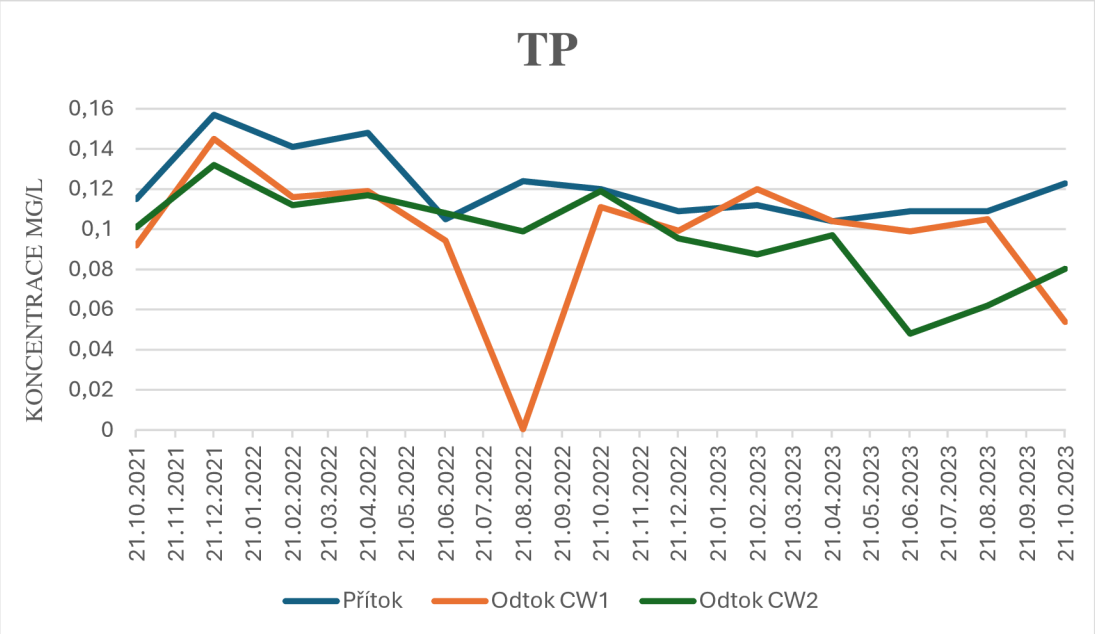
## 5.6 Celkový fosfor – TP

Fosfor je ve většině sladkých vod prvním prvkem, který omezuje biologickou produktivitu. Fosfor je klíčovým prvkem a limitující živinou pro řasy a sinice ve většině sladkých vod. Fosfor i dusík jsou nezbytné pro udržení zdraví vodních ekosystémů. Reddy a DeLaune (2008) zjistili, že rozpuštěný fosfor ve vodě napomáhá adsorpci minerálů a organických materiálů, včetně síry, sulfanu a mikrobiologické imobilizace, což vede ke stabilizaci. Nadměrné množství fosforu může způsobit eutrofizaci sladkých vod a pobřežních oblastí (Dillon et al. 2024).

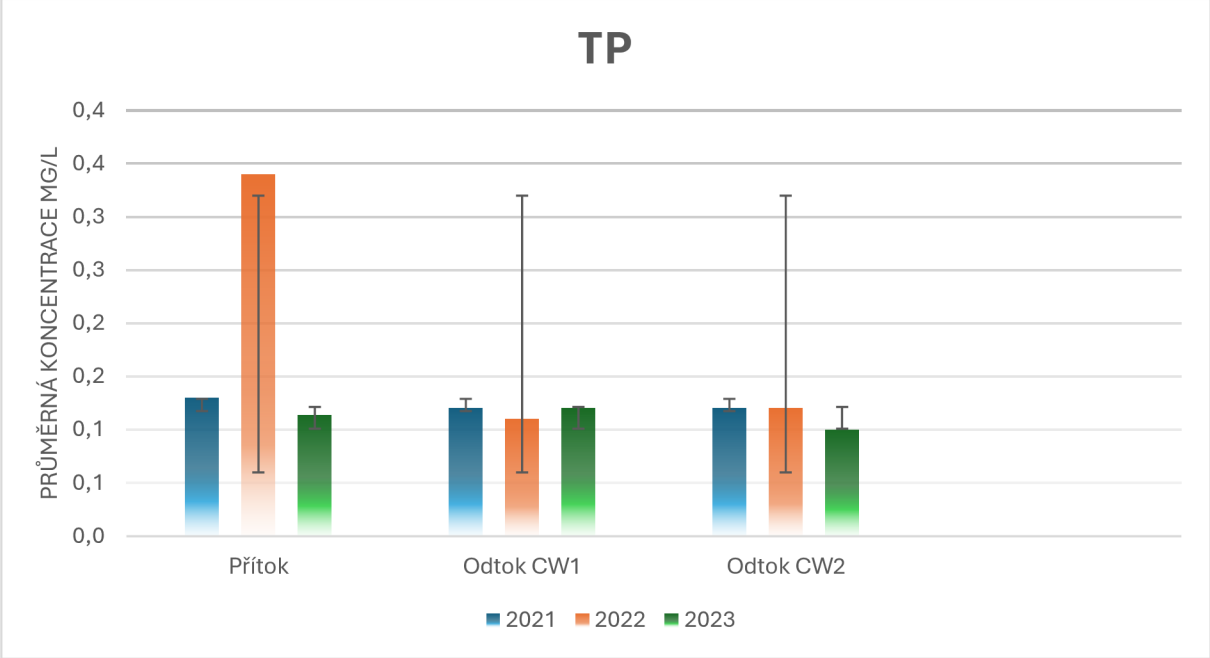
Uvádí se, že celkový fosfor ze zemědělských zdrojů představovaly v roce 2020 67 % celkového objemu emisí z různých zdrojů (Zhao et al. 2023). Znečištění ze zemědělských difúzních zdrojů zahrnuje značné množství N a P, což vede k obohacování vodních útvarů živinami a v konečném důsledku způsobuje eutrofizaci.

Z výsledků sledování a analýz na grafu č. 11 plyne, že maximální koncentrace TP na vstupu do prostředí dosáhla hodnoty 0,16 mg/l. Nejpozoruhodnější průběh nastával v letním obdobím roku 2022, kdy byla v červnu hodnota celkového fosforu na prvním výstupu 0,09 mg/l, následně dva měsíce potom klesla na nejnižší hodnotu 0,0004 mg/l za období sledování. Na konci léta se vrací zase na průměrnou koncentraci 0,11 mg/l.

Na základě dat prezentovaných v grafu č. 12 je patrná průměrná účinnost eliminace fosforu v prvním mokřadním poli je 43 %, ve druhém 3 % a celková účinnost dosáhla hodnoty 46 % (Příloha 6)




*Graf 11: Koncentrace celkového fosforu na přítoku, odtoku z horizontálního mokřadu (CW1) a odtoku z vertikálního mokřadu (CW2) v průběhu celého experimentu.*




*Graf 12: Průměrné koncentrace celkového fosforu na přítoku, odtoku z horizontálního mokřadu (CW1) a odtoku z vertikálního mokřadu (CW2) v letech 2021-23 s vyznačenou směrodatnou odchylkou.*

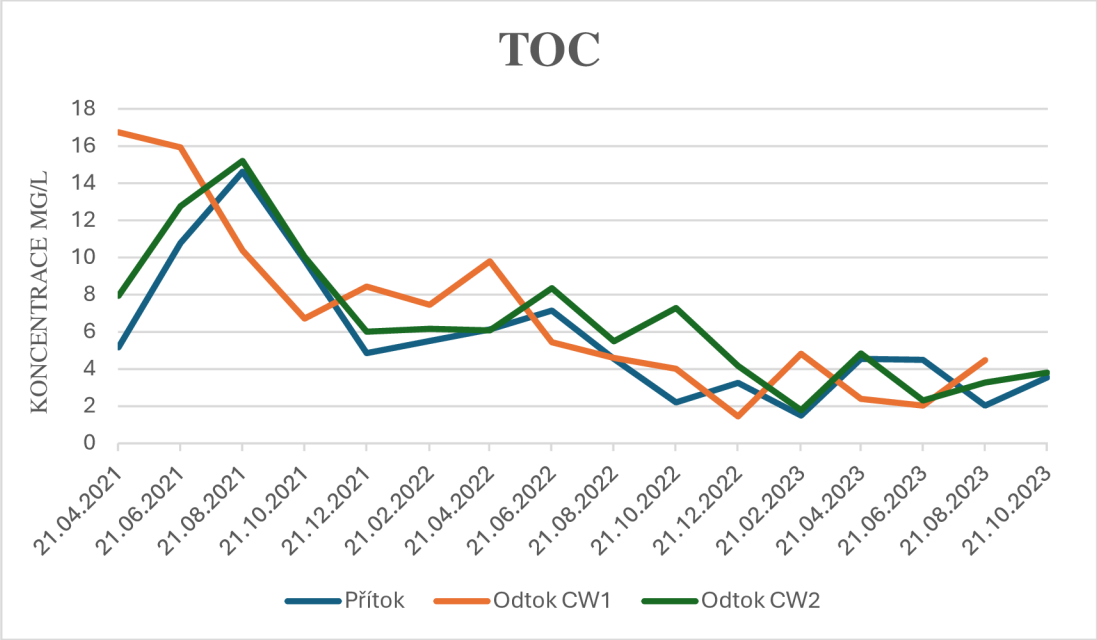
## 5.7 Celkový organický uhlík – TOC

Celkový organický uhlík je jedním z nejpoužívanějších měřítek pro kvantifikaci množství nejen přírodních, ale i všech organických látek ve vodě. Analýza celkového organického uhlíku tradičně zahrnuje první fázi rozkladu, kdy se organické i anorganické látky oxidují na $CO_2$. Následně se vzniklý $CO_2$ kvantifikuje a vypočítá se TOC (Dembicki 2017).

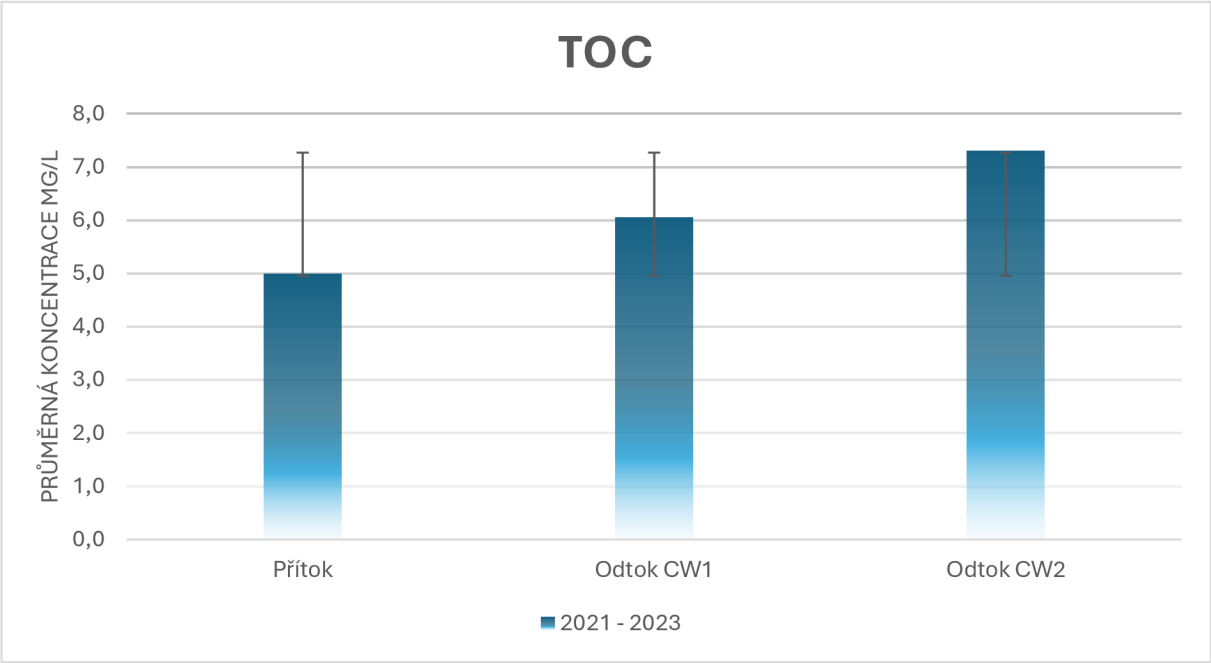
Mokřad s horizontálním průtokem je zařízení, které využívá dřevní štěpku k obohacení prostředí. Tato štěpka se v průběhu času rozkládá, postupně uvolňuje organické látky. Tento proces funguje jako dodatečné zásobení organického uhlíku, což umožňuje prostředí mokřadu podporovat denitrifikaci. Tímto způsobem se vytváří podmínky pro vývoj prostředí, kde mohou mikroorganismy efektivně odstraňovat nitráty v odpadních vodách.

Podle grafu č. 13 se v létě 2021 se hodnoty TOC mění z výstupní stanoviště s hodnotou 14 mg/l do konečného odtokového bodu na hodnotu 15 mg/l. V zimě 2021 ale vzhledem ke změně teploty klesá na koncentraci s průměrem 6 mg/l. Postupně s časem se díky rozkladu dřevní štěpky snižuje hodnota celkového organického uhlíku. Tento proces můžeme srovnat v průběhu jednoho roku v letním období roku 2022, kdy průměrná hodnota byla 6 mg/l, a v roce 2023 klesla na 3 mg/l.

Graf č. 14 ukazuje účinnost čištění zvýšení celkového organického uhlíku mezi stanovišti č. 1 a č. 2 o 21 %. Následně došlo mezi stanovišti č. 2 a č. 3 k poklesu koncentrace o 21 %. Celkovým výsledkem tohoto procesu je nárůst organického uhlíku o 46 % mezi vstupními a výstupními hodnotami.




*Graf 13: Koncentrace celkového organického dusíku na přítoku, odtoku z horizontálního mokřadu (CW1) a odtoku z vertikálního mokřadu (CW2) v průběhu celého experimentu.*



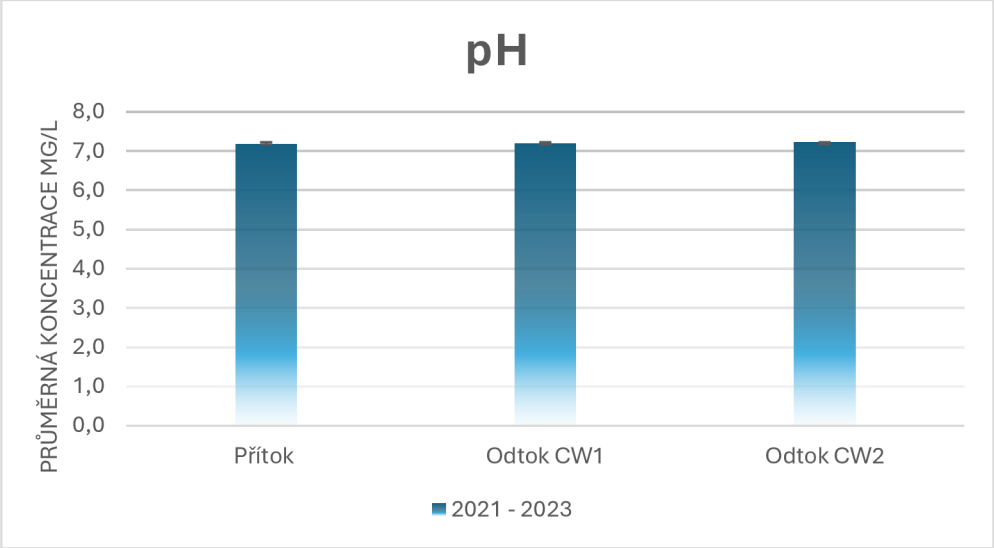

*Graf 14: Průměrné koncentrace celkového organického uhlíku na přítoku, odtoku z horizontálního mokřadu (CW1) a odtoku z vertikálního mokřadu (CW2) v letech 2021-23 s vyznačenou směrodatnou odchylkou.*

## 5.8 pH vody

pH prostředí je klíčovým parametrem, který určuje řadu podmínek rozhodujících o přežití a kondici rostlin (Jain & Schmidt, 2023). Ve vodárenství je pH důležitým ukazatelem kvality pitné vody. Zákonem stanovená hodnota pH se pohybuje v rozmezí 6,5–9,5, lže však tolerovat i hodnoty od pH 6, je-li to dáno její genezí. V roce 2013 činila průměrná hodnota pH pitných vod 7,3. Nejnižší zjištěná hodnota byla 4,8 a nejvyšší zjištěna hodnota dosáhla hodnoty 10,2 (Čamborková, 2015).

Graf č. 15, zobrazující hodnoty pH na všech stanovištích odběru, naznačuje, že se pH hodnoty udržují v neutrálním rozmezí. Tento graf naznačuje neutrální charakter vody.

Výsledné hodnoty pH, které jsou základem pro tvorbu uvedených grafů, jsou detailně specifikovány v tabulkách obsažených v příloze práce. Tyto informace poskytují podrobný pohled na změny pH v jednotlivých odběrných bodech a umožňují důkladnější analýzu změn prostředí v průběhu sledovaného období.




*Graf 15: Výsledné hodnoty pH na přítoku, odtoku z horizontálního mokřadu (CW1) a odtoku z vertikálního mokřadu (CW2) v letech 2021-23.*

# 6 Diskuze

Zemědělské aktivity způsobují v krajině difuzní znečištění dusíkem. Toto znečištění není ani rovnoměrné, ani sezónně predikovatelné, neboť souvisí s zemědělskými postupy a povětrnostními podmínkami. Drenážní vody z polí tečou přímo do přírodních toků nebo drenážních kanálů. Samočisticí procesy vody zprostředkované vegetací a půdou se v důsledku ztráty přírodních mokřadů, malých vodních toků a porostlých břehů (Vought et al., 1991) snížily, což zhoršilo problém ochrany kvality vody v konečných recipientních vodních útvarech.

Umělé mokřady představují nástroj (Kadlec a Knight, 1996) pro efektivní čištění vod, jak dokládají výsledky mnoha mezinárodních výzkumů. Bylo prokázáno, že v mokřadech probíhá komplexní soubor fyzikálních, chemických, biologických a environmentálních procesů, které vedou k odstraňování živin (např. Chescheir et al., 1991), sedimentů (např. Higgins et al., 1993) a pesticidů (Kao a Wu, 2001) z vody pocházející ze zemědělských oblastí.

Je však nutné zdůraznit, že mokřady se vyznačují širokou škálou vlastností, jako jsou podmínky prostředí, typ vegetace, hydrologický režim atd., a tyto vlastnosti se v průběhu let mění (Kadlec a Knight, 1996).

V této části diskuze budu hodnotit své výsledky odstraněného množství celkového dusíku (TN), dusičnanů ($NO_3^-$) a celkového fosforu (TP) v kg/ha za rok 2023 a porovnávat TN a TP s vybranými výsledky umělých mokřadních systémů ve světě.

Vybrané výsledky ve světě vychází z odborného článku prof. Vymazala a slečny Dvořákové Březinové ve vyhodnocování odstraňování živin, organických látek a nerozpuštěných látek z malého venkovského toku.

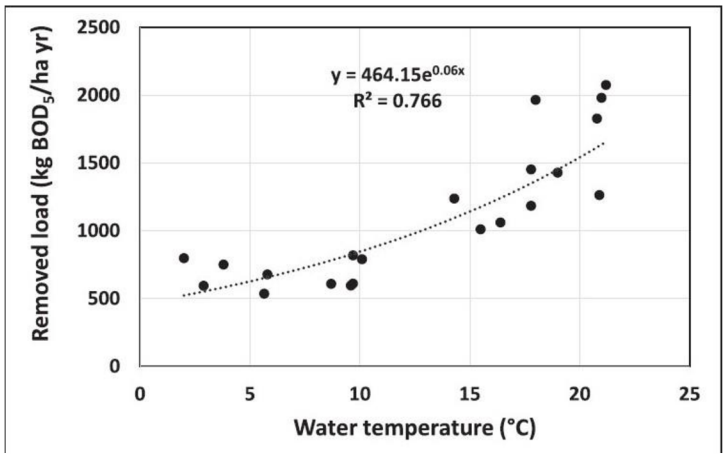
## 6.1 Účinnost odstraňovaného dusíku v mokřadu Amálie

Účinnost odstraňovaného množství za rok 2023 dosahuje průměrné hodnoty 533 kg TN/ha/rok (graf č.16) a 2268 kg $NO_3^-$/ha/rok (graf č. 17), což naznačuje dobrou úroveň efektivity procesu čištění.

Odstraňované množství TN a $NO_3^-$ je silně závislé na ročním období. Přičemž silnou závislost mezi teplotou vody a odstraněnou zátěží dusíkem zaznamenali také Beutel et al. (2009) v umělém mokřadu, kteří zpracovávali zemědělskou drenáž ve střední části země Washingtonu v USA (Beutel et al. 2009).

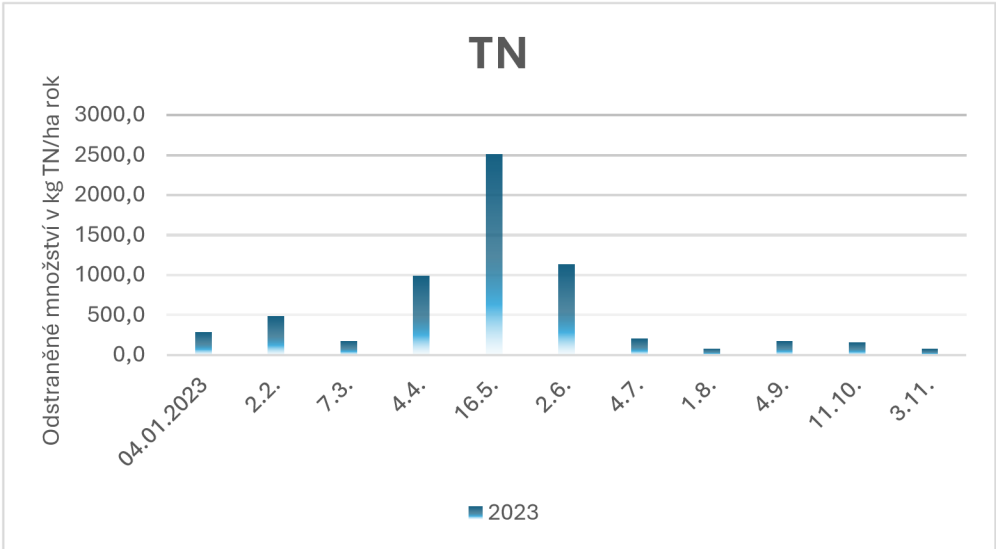
Teplota ovlivňuje biologické procesy v mokřadu, a to jak mikrobiální aktivitu, tak i rostlinný růst. Příkladem je obr. č. 29, který znázorňuje vztah mezi teplotou vody a odstraňováním množství $BSK_5$ (biochemické spotřeby kyslíku). Vyšší teploty vedou k intenzivnějšímu rozkladu organické hmoty a nitrifikaci, čímž se zvyšuje odstraňování TN a $NO_3^-$. Naopak v zimě se biologická aktivita zpomaluje, a proto se

snižuje i odstraňování živin. Průtok ovlivňuje dobu zdržení vody v mokřadu. Delší doba zdržení umožňuje efektivnější odstraňování živin (Kadlec & Wallace, 2008).

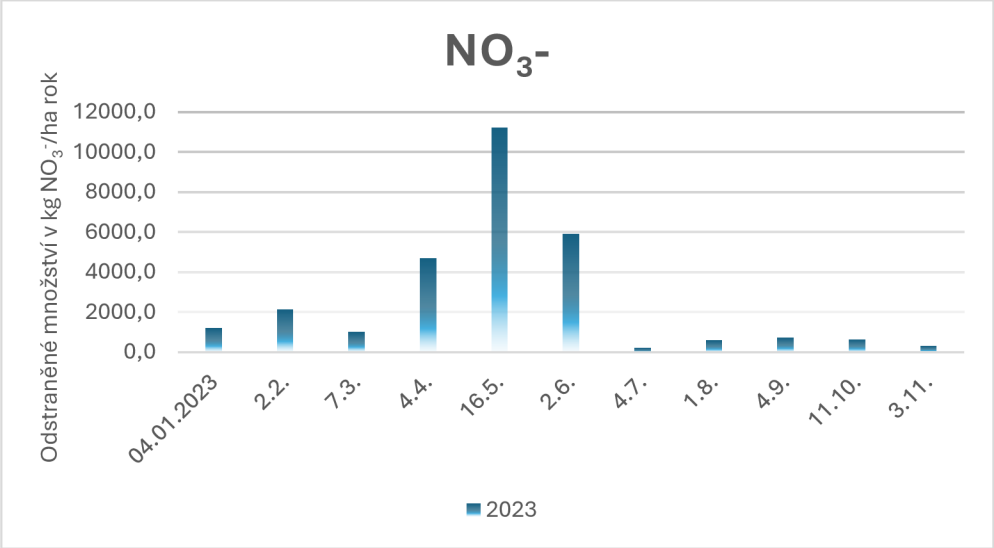



*Obrázek 29: Vztah mezi teplotou vody a odstraňováním množství BSK5 (biochemické spotřeby kyslíku) v experimentálním mokřadu v období od dubna 2016 do března 2017 (Vymazal & Dvořáková Březinová, 2018).*

Další důležitou roli hraje vegetace v odstraňování živin z mokřadu. Rostliny absorbují živiny z vody a zadržují je ve své biomase. Podle studie Bastviken et al. (2009) má povodí s emergentní vegetací vyšší odstraňování dusičnanů než ostatní povodí. Tyto rostliny absorbují dusičnany z vody. To znamená, že čím více emergujících rostlin v povodí je, tím méně dusičnanů se nachází ve vodě. Tento efekt je nejsilnější v létě, kdy je voda teplejší a rostliny rostou nejrychleji. V létě se také snižuje průtok vody v povodích, takže rostliny mají více času na absorbování dusičnanů (Bastviken et al. 2009).




*Graf č. 16: Odstraněné množství TN v umělém mokřadu Amálie v období od ledna do listopadu 2023.*




*Graf č. 17: Odstraněné množství TN v umělém mokřadu Amálie v období od ledna do listopadu 2023.*

Díky využití březových štěpech v přítoku se podporuje proces denitrifikace, který je schopen přeměnit dusičnany na dusík plynný. Štěpka je přidána do filtračního materiálu jako zdroj uhlíku, protože drenážní vody jsou poměrně chudé na organické látky (Švejdová, 2021).

Organické látky jsou nutné pro bakterie zapojené do denitrifikačních procesů, které používají dusičnany jako alternativní formu kyslíku při degradaci organické hmoty.

Průměrné odstranění vypočtené z údajů uvedených referencí v tabulce 1 (výsledky ve světě) je 1109 kg TN/ha rok. Výsledky umělého mokřadu Amálie jsou ve srovnání s uvedenými údaji průměrné. Míra eliminace živin v umělých mokřadech je úzce spjata s průtokovým režimem. Průtok ovlivňuje jak délku pobytu vody v mokřadu, tak i dostupnost substrátů pro mikroorganismy zodpovědné za jejich odbourávání. V případě mokřadu Amálie je průtok hodnocen jako nízký.

| Lokalita mokřadu | Odstraněné množství (kg TN/ha rok) | Reference |
|---|---|---|
| Spojené státy americké | 17 | Jordan et al. (2003) |
| Finsko | 57 | Koskiaho et al. (2003) |
| Norsko | 159 | Braskerud (2002) |
| Austrálie | 230 | Raisin et al. (1997) |
| Finsko | 280 | Koskiaho et al. (2003) |
| Taiwan | 308 | Wu et al. (2010) |
| Itálie | 412 | Borin and Tocchetto (2007) |
| **ČR – Mokřad Amálie** | **533** | **Tato práce** |
| Korea | 605 | Kim et al. (2010) |
| Švédsko | 850 | Bastviken et al. (2009) |
| Španělsko | 1200 | Moreno-Mateos et al. (2010) |
| Čína | 1627 | Lu et al. (2009a) |
| Nový Zéland | 8410 | Tanner et al. (2005) |

*Tabulka č. 1: Odstraněné množství dusíku v kg/ha rok v umělých mokřadních systémech ve světě a hodnoty mokřadu Amálie (Vymazal 2017, modifikováno).*

Přičemž je dobré zmínit, že celkový dusík je především odstraněn v prvním horizontálním filtru (74 %, graf 2), zatímco ve druhém, je dusík odstraněn o 5 %.

To je dáno především tím, že aerobní prostředí vertikálního filtru neposkytuje vhodné prostředí pro denitrifikaci. Aerobní prostředí, které je vhodné pro oxidaci amoniaku, však k odstranění celkového dusíku příliš nepřispívá, protože koncentrace amoniaku jsou zanedbatelné (Švejdová, 2021).

## 6.2 Účinnost odstraňovaného TP v mokřadu Amálie

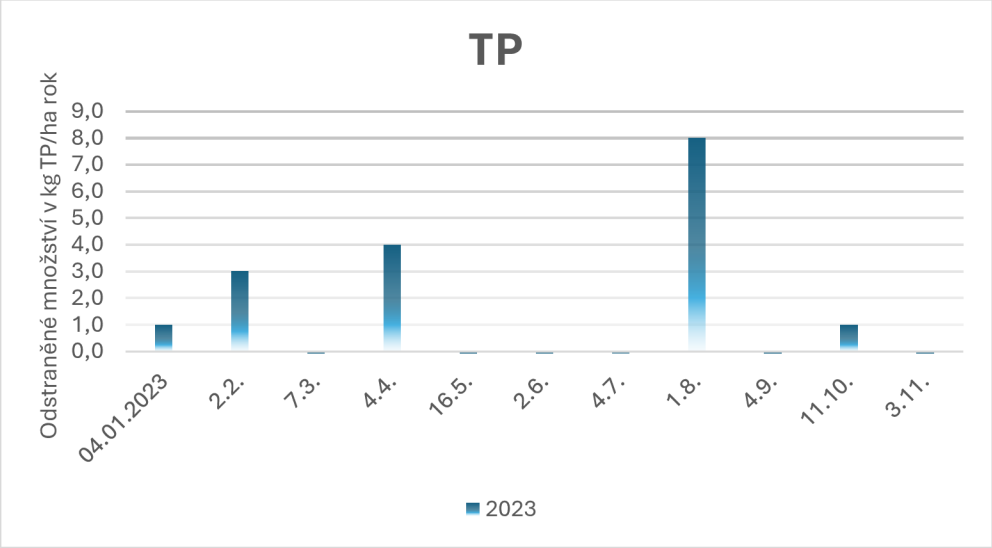
Účinnost odstraňování dosahuje průměrné hodnoty 4 kg TP na hektar za rok 2023 (graf č.16). Taková změna naznačuje účinné čištění, která vede ke adekvátnímu obsahu fosforu pro podporu biodiverzitu umělého mokřadu Amálie.

Sedimentace nerozpustných forem fosforu (fosfátů) na dně mokřadů hraje klíčovou roli v jejich retenci. Správa vodního režimu v mokřadech ovlivňuje jak přívod fosforu z povodí, tak jeho uvolňování ze sedimentů do vodního sloupce. Fosfor se v

mokřadních půdách zadržuje především adsorpcí na sorpčních komplexech jílových minerálů a organické hmoty (Moshiri, 1993; Kadlec & Wallace, 2008)

Vegetace snižuje rychlost vody (Braskerud, 2001), zvyšuje retenční dobu a usnadňuje sedimentaci. Ve větších systémech se vegetace často zakládá přirozenou kolonizací, která může být nerovnoměrná a zabere více času (Kadlec, 2016). To prodlužuje aklimatizaci, během níž je umělý mokřad citlivější na kolísání průtoku (Newman et al., 2015). Podle Mitsch et al. (2012) se vegetační kryt plně rozvine do pěti let. Po období zrání/usazení vegetace je umělého mokřadu stabilnější a dokáže se lépe vyrovnat se změnami průtoku a koncentrací živin.

Mnoho předchozích studií doporučovalo, aby poměr mokřad/povodí byl alespoň 0,5–2 %, aby se dosáhlo dostatečné doby zdržení vody a stabilní rychlosti proudění v mokřadu pro účinné odstranění fosforu (Wilcock et al., 2012).




*Graf č. 17: Odstraněné množství TP v umělém mokřadu Amálie v období od ledna do listopadu 2023.*

Průměrné odstranění vypočtené z údajů uvedených referencí v tabulce 2 jsou 252 kg TP/ha rok. Výsledky odstranění celkového fosforu mokřadů Amálie jsou ve srovnání s uvedenými údaji podprůměrné.

Umělý mokřad nebyl příliš efektivní v odstraňování fosforu z vody. Důvodem je pravděpodobně nízká sorpční kapacita štěrku, který tvoří substrát mokřadu. Mokřady Amálie obecně nejsou primárně navrhovány pro odstraňování fosforu, a proto se vysoká účinnost v tomto ohledu neočekává.

| Lokalita mokřadu | Odstraněné množství (kg TP/ha rok) | Reference |
|---|---|---|
| Spojené státy americké | 1,8 | Kovacic et al. (2000) |
| Švédsko | 2,8 | Beutel et al. (2009) |
| **ČR – Mokřad Amálie** | 4 | **Tato práce** |
| Švédsko | 16,8 | Tonderski et al. (2005) |
| Austrálie | 28 | Raisin et al. (1997) |
| Taiwan | 51 | Wu et al. (2010) |
| Čína | 76 | Lu et al. (2009b) |
| Spojené státy americké | 155 | Díaz et al. (2012) |
| Norsko | 310 | Uusi-Kämppä et al. (2000), Braskerud (2002) |
| Norsko | 520 | Uusi-Kämppä et al. (2000), Braskerud (2002) |
| Norsko | 700 | Uusi-Kämppä et al. (2000), Braskerud (2002) |
| Norsko | 1160 | Uusi-Kämppä et al. (2000) |

*Tabulka č. 2: Odstraněné množství fosforu v kg/ha rok v umělých mokřadních systémech ve světě a hodnoty mokřadu Amálie (Vymazal 2017, modifikováno).*

Vývoj umělého mokřadu Amálie se v rámci budoucna prokazatelně zlepšuje. Z toho hlediska je důležité nejen pravidelný odběr vzorků pro kontrolu koncentrace látek, ale i pravidelný monitoring stavu průtoku a vegetace. Tyto faktory přispívají k efektivnějšímu dočištění živin. Tím se posílí i ekologická hodnota mokřadu.

# 7 Závěr

V první části teoretického rámce byla provedena rešerše týkající se mokřadů a jejich kategorizace do různých typů. Dále bylo zkoumáno znečištění zemědělskými polutanty a hodnocena efektivita a výhody čištění pomocí umělých mokřadů, a to s odkazem na referenční autory. Byly také popsány druhy vegetace a substráty typické pro mokřadní prostředí.

V praktické části byl kladen důraz na experimentální mokřad v lokalitě Amálie, včetně specifikace konkrétních stanovišť a postupu odběru vzorků. Dále byla popsána chemická analýza, která zahrnovala měření obsahu dusíku a jeho různých forem, stejně jako pH hodnotu vody.

Cílem mé práce bylo analyzovat vliv zemědělských drenáží, které jsou odvedeny z polí pomocí trubek do umělého mokřadu v oblasti Amálie. Zároveň jsem se zaměřovala na doložení účinnosti systému umělého mokřadu při eliminaci nežádoucích chemických látek z povrchových vod.

Výsledky ukázaly vynikající schopnost umělého mokřadu Amálie odstraňovat dusičnany (83 %), což představuje významný progres během tříletého výzkumu. Taktéž byla prokázána vysoká účinnost odstraňování celkového dusíku (76 %). Díky dlouhodobému uvolňování organického uhlíku z březové štěpky dosáhlo výrazné zvýšení obsahu organického uhlíku (62 %).

Zhodnocením využití umělého mokřadu Amálie jsem došla k závěru, že se prokázalo efektivní, ekologické a dlouhodobé řešení pro čištění povrchových vod ovlivněnou zemědělskou drenáží.

# 8 Literatura

**Odborné články:**

Bastviken, S. K., Weisner, S.E.B., Thiere, G., Svensson, J.M., Ehde, P.M., Tonderski, K.S. (2009). Effects of vegetation and hydraulic load on seasonal nitrate removal in treatment wetlands. Ecol. Eng. 35, 946–952.

Beutel, M.W., Newton, C.D., Brouillard, E.S., Watts, R.J. (2009). Nitrate removal in surfaceflow constructed wetlands treating dilute agricultural runoff in the lower Yakima Basin, Washington. Ecol. Eng. 35, 1538–1546.

Borin, M., Tocchetto, D. (2007). Five years water and nitrogen balance for a constructed surface flow wetland treating agricultural drainage waters. Sci. Total Environ. 380, 38–47.

Braskerud, B. C., (2001). The influence of vegetation on sedimentation and resuspension of soil particles in small constructed wetlands. Journal of Environmental Quality, 30, 1447-1457.

Braskerud, B.C., (2002). Factors affecting phosphorus retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. Ecol. Eng. 19, 41–61.

Chescheir, G. M., Gilliam, J. M., Skaggs, R. W., Broadhead, R. G. (1991). Nutrient and sediment removal in forested wetlands receiving pumped agricultural drainage water. Wetlands 11, 87-103.

Čamborková, L. (2015): Stanovení tvrdosti vody a celkové vodivosti pitné vody. UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE. Pedagogická fakulta, Praha. 65 s. bakalářská práce.

Díaz, F.J., O'Green, A.T., Dahlgren, R.A. (2012). Agricultural pollutant removal by constructed wetlands: implications for water management and design. Agric. Water Manag. 104, 171–183.

Dillon, P. J. & Molot, L. A. (2024). The Phosphorus Cycle. Wetzel's Limnology 4th ed., 359-425.

Fučík, P., Vymazal, J., Šereš, M. & kolektiv (2021). Metodika pro navrhování umělých mokřadů v návaznosti na zemědělské odvodnění pro zlepšení jakosti vody. Navrhování umělých mokřadův návaznosti na zemědělské odvodnění pro zlepšení jakosti vody. 74 s

García, J., Solimeno, A., Zhang, L., Marois, D. & Mitsch, W. J. (2020). Constructed wetlands to solve agricultural drainage pollution in South Florida: Development of an advanced simulation tool for design optimization. Journal of Cleaner Production 258, 120868.

Gonzales, R. R., Nakagawa, K., Kumagai, K., Hasegawa, S., Matsuoka, A., Li, Z., Mai, Z., Yoshioka, T., Hori, T. & Matsuyama, H. (2023). Hybrid osmotically assisted reverse osmosis and reverse osmosis (OARO-RO) process for minimal liquid

discharge of high strength nitrogenous wastewater and enrichment of ammoniacal nitrogen. Water Research 246, 120716.

Guo, C. & Cui, Y. (2022). Utilizing artificial neural network to simulate and predict the hydraulic performance of free water surface constructed wetlands. Journal of Enviromental Management Volume 305,114334.

Guo, C., Wan, D., Li, Y., Zhu, Q., Luo, Y., Cui, Y. & Luo, W. (2023). Quantitative prediction of the hydraulic performance of free water surface constructed wetlands by integrating numerical simulation and machine learning. Journal of Enviromental Management 337, 117745.

Hamada, M. S. (2021). Performance of citrus charcoal and olivepomace charcoal as natural substrates in the treatment of municipal wastewater by vertical flow subsurface constructed wetlands. Bioresource Technology Reports 15, 100801.

Higgins, M. J., Rock, C. A., Bouchard, R., Wengrezynek, B. (1993). Controlling agricultural runoff by use of constructed wetlands. Constructed wetlands for water quality improvement 1st ed., 359-367.

Jain, D. & Schmidt, W. (2023). Protein Phosphorylation Orchestrates Acclimations of Arabidopsis Plants to Environmental pH. Molecular & Cellular Proteomics 23, 100685.

Jordan, T.E., Whigham, D.F., Hofmockel, K.H., Pittek, M. A. (2003). Nutrient and sediment removal by a restored wetland receiving agricultural runoff. J. Environ. Qual. 32, 1534–1547.

Kadlec, R. H. (2016). Large constructed wetlands for phosphorus control: A review. Water, 8, 243, 103390.

Kašparů, M., (2021): Distribuce anorganického a organického uhlíku v rybnících. JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH. Katedra krajinného managementu, České Budějovice. 96 s. diplomová práce.

Kill, K., Grinberga, L., Koskiaho, J., Mander, U., Wahlroos, O., Lauva, D., Pärn, J., Kasák, K. (2022). Phosphorus removal efficiency by in-stream constructed wetlands treating agricultural runoff: Influence of vegetation and design. Ecological Engineering 180, 106664.

Kim, H.C., Yoon, C.G., Son, Y.K., Rhee, H.P., Lee, S.B. ( 2010). Effects of open water on the performance of a constructed wetland for nonpoint source pollution control. Water Sci. Technol. 62, 1003–1012.

Knižátková, E., (2007): Vliv environmentálních organických polutantů na nitrifikaci v půdě. MASARYKOVA UNIVERZITA. Přírodovědecká fakulta, Brno. 43 s. bakalářská práce.

Kovacic, D.A., David, M.B., Gentry, L.E., Starks, K.M., Cooke, R.A. (2000). Effectiveness of constructed wetlands in reducing nitrogen and phosphorus export from agricultural tile drainage. J. Environ. Qual. 29, 1262–1274.

Koskiaho, J., Ekholm, P., Räty, M., Riihimäki, J., Puustinen, M. (2003). Retaining agricultural nutrients in constructed wetlands – experience under boreal conditions. Ecol. Eng. 20, 89–103.

Lavrnic, S., Alagna, V., Lovino, M., Annocelli, S., Solimando, D. & Toscano, A. (2020). Hydrological and hydraulic behaviour of a surface flow constructed wetland treating agricultural drainage water in northern Italy. Science of The Total Enviroment 702, 134795.

Li, S., Wu, M., Jia, Z., Luo, W., Fei, L. & Li, J. (2021). Influence of different controlled drainage strategies on the water and salt environment of ditch wetland: A model-based study. Soil and Tillage Research 208, 104894.

Lu, S., Zhang, P., Jin, X., Xiang, C., Gui,M., Zhang, J., Li, F. (2009a). Nitrogen removal from agricultural runoff by full-scale constructed wetland in China. Hydrobiologia 621, 115–126.

Lu, S.Y., Wu, F.C., Lu, Y.F., Xiang, C.S., Zhang, P.Y., Jin, C.X. (2009b). Phosphorus removal from agricultural runoff by constructed wetland. Ecol. Eng. 35, 402–409.

Martinez Guerra, E., Castillo Valenzuela, J. & Gnaneswar Gude, V. (2018). Wetlands for Wastewater Treatment. Water Environment Research 90, 865-1922.

Mašková, A. (2022). Návrh a testování žlabu pro hybridní mokřadně-extenzivní zelenou střechu. ČESKÉ VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V PRAZE. Fakulta stavební, Praha. 54 s. bakalářská práce.

Mitsch, W. J., Zhang, L., Stefanik, K. C., Nahlik, A. M., Anderson, C. J., Bernal, B., Hernandez, M., Song, K. (2012). Creating wetlands: Primary succession, water quality changes, and self-design over 15 years. BioScience, 62, 237-250.

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, 161.

Molle, P., Prost-Boucle, S. & Lienard, A. (2008). Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands: A full-scale experiment study. Ecological engineering, 34, 23-29.

Moreno-Mateos, D., Pedrocchi, C., Comín, F.A. (2010). Effects of wetland construction on water quality in a semi-arid catchment degraded by intensive agricultural use. Ecol. Eng. 36, 631–639.

Newman, J. R., Acreman, M. C., Palmer-Felgate, E. J., Verhoeven, J. T. A., Scholz, M., & Maltby, E. (2015). Do on-farm natural, restored, managed and constructed

wetlands mitigate agricultural pollution in Great Britain and Ireland? [Report Ref No. WT0989]. Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra).

Passeport, E., Tournbize, J., Chaumont, C., Guenne, A. & Coquet, Y. (2013). Pesticide contamination interception strategy and removal efficiency in forest buffer and artificial wetland in a tile-drained agricultural watershed. Chemosphere 91, 1289-1296.

Raisin, G.W., Mitchell, D.S., Croome, R.L. (1997). The effectiveness of a small constructed wetland in ameliorating diffuse nutrient loadings from an Australian rural catchment. Ecol. Eng. 9, 19–35.

Saeed, T., Jihad Miah, M. & Yadav, A. K. (2022a). Free-draining two-stage microbial fuel cell integrated constructed wetlands development using biomass, construction, and industrial wastes as filter materials: Performance assessment. Chemical Engineering Journal 437, 135433.

Saeed, T., Majed, N., Yadav, A. K., Hasan, A. & Jihad Miah, M. (2022b). Constructed wetlands for drained wastewater treatment and sludge stabilization: Role of plants, microbial fuel cell and earthworm assistance. Chemical Engineering Journal 430, 132907.

Singh, M., Pabbi, S., Bhattacharya, A. K. & Singh, A. K. (2007). Nitrite accumulation in coastal clay soil of India under inadequate subsurface drainage. Agricultural Water Management ,91, 78-85s.

Švejdová, V., 2021: Vyhodnocení provozu umělého mokřadu Amálie pro čištění drenážních vod. ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE. Fakulta životního prostředí, Praha. 82 s. diplomová práce.

Tanner, C.C., Nguyen,M.L., Sukias, J.P.S.( 2005). Nutrient removal by a constructed wetland treating subsurface drainage from grazed dairy pasture. Agric. Ecosyst. Environ. 105, 145–162.

Tonderski, K.S., Arheimer, B., Pers, C.B. (2005). Modeling the impact of potential wetlands on phosphorus retention in a Swedish catchment. Ambio 34, 544–551.

Uusi-Kämppä, J., Braskerud, B., Jansson, H., Syversen, N., Uusitalo, R. (2000). Buffer zones and constructed wetlands s filters for agricultural phosphorus. J. Environ. Qual. 29, 151–158.

Vough, L. B. M. T., Lacoursière, J. O., Voelz, N. J. (1991). Streams in agricultural landscape? Vatten 47, 321-328.

Vymazal, J. (2001). Types of constructed wetlands for wastewater treatment: Their potential for nutrient removal. Transformations of Nutrients In Natural and Constructed Wetlands, 1-93.

Vymazal, J. (2004). Kořenové čistírny odpadních vod, ENKI o.p.s., Třeboň. 1-14.

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

Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. Science of The Total Enviroment 380, 48-65.

Walton, W. E., Popko, D. A., Van Dam, A. R., Merrill, A., Lythgoe, J. & Hess, B. (2012). Width of planting beds for emergent vegetation influences mosquito production from a constructed wetland in California (USA). Ecological Engineering 42, 150-159.

Wang, X., Zhang, G., Ding, A., Zheng, L., Xie, E., Yuan, D., Tan, Q., Xing, Y. & Wu, H. (2023). Nitrite-resistance mechanisms on wastewater treatment in denitrifying phosphorus removal process revealed by machine learning, co-occurrence, and metagenomics analysis. Enviromental pollution, 327, 121549

Wilcock, R., Müller, K., Assema, G. B. van, Bellingham, M. A., & Ovenden, R. (2012). Attenuation of nitrogen, phosphorus and E. coli inputs from pasture runoff to surface waters by a farm wetland: The importance of wetland shape and residence time. Water, Air, and Soil Pollution, 223, 499-509.

Withers, P. J. A., Neal, C., Jarvie, H. P., & Doody, D. G. (2014). Agriculture and eutrophication: Where do we go from here? Sustainability 6, 5853-5875.

Wu, C.Y., Kao, C.M., Lin, C.E., Chen, C.W., Lai, Y.C. (2010). Using a constructed wetland for non-point source pollution control and rive water quality purification: a case study from Taiwan. Water Sci. Technol. 61, 2549–2555.

Yimer, E. A., Riakhi, F.E., Bailey, R. T., Nossent, J., Griensven, A. (2023). The impact of extensive agricultural water drainage on the hydrology of the Kleine Nete watershed, Belgium. Science of Total Enviroment 885, 163903.

Zhao, Y., Lu, Y., Zhuang, H. & Shan, S. (2023). In-situ retention of nitrogen, phosphorus in agricultural drainage and soil nutrients by biochar at different temperatures and the effects on soil microbial response. Science of The Total Environment, 904,166292.

**Odborné knihy:**

Dembicki Jr., H. (2017): Chapter 3 - Source Rock Evaluation. Practical Petroleum Geochemistry for Exploration and Production. 61-133. ISBN 978-0-12-803350-0.

Kadlec, R. H., Knight, R. L. (1996): Treatment wetlands. Lewis publishers, Boca Raton Fl.

Kadlec, R. H., & Wallace, S. D. (2008). Treatment wetlands. Boca Raton, FL: CRC Press.

Moshiri, G. A. (1993). Constructed wetlands for water quality improvement. Boca Raton, FL: Lewis Publishers.

Vymazal, J., Sklenička, P., Kršňák, J., Dvořáková Březinová, T., Černý Pixová, K., Bierhanzl, B. (2017): Umělé mokřadní systémy pro snížení koncentrace dusíku a

fosforu v povrchových vodách zemědělských krajin. Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, Praha, 82 s.

Zhang, J. (2020). Discussion on non-point source pollution and control in water source areas. In J. Zhang (Ed.), Study of Ecological Engineering of Human Settlements, 197-221.

**Internetový zdroj:**

CVPK ČZU, ©2021: Umělé mokřady a kořenové čistírny, dostupné z <https://cvpk.czu.cz/>

Mlejnská, E. (2017). Kolmatace umělých mokřadů (online) [cit. 2024.03.08], dostuplné https://www.vtei.cz/2017/10/kolmatace-umelych-mokradu/.

Mlejnská, E., Rozkošný, M. (2016). Návrhové parametry, provozní zkušenosti a možnosti intenzifikace umělých mokřadů (online) [cit. 2024.01.05], dostupné z < https://www.vtei.cz/2016/04/navrhove-parametry-provozni-zkusenosti-a-moznosti-intenzifikace-umelych-mokradu/ >.

Dostupné z <https://www.fraenkische.com/cs-CZ/competence/agricultural-drainage#:~:text=Zem%C4%9Bd%C4%9Blsk%C3%A1%20meliorace%2C%20jak%20ji%20ch%C3%A1peme%2C%20je%20v%20tomto,a%20budovy.%20Zaji%C5%A1%C5%A5uje%20a%20vytv%C3%A1%C5%99%C3%AD%20rovnom%C4%9Brn%C3%BD%20%C5%BEivotn%C3%AD%20prostor>.

Dostupné z <https://pim-resources.coleparmer.com/instruction-manual/35419-00.pdf>.

Dostupné z <https://www.agilent.com/cs/library/primers/public/primer-uv-vis-basics-5980-1397en-agilent.pdf>.

Pániková, K. (2021). Optimalizace metodiky pro pěstování pesticidů (online) [cit. 2024.03.06], dostupné z https://www.vodovod.info/index.php/kanalizace-a-cov/462-optimalizace-metodik-pro-testovani-pesticidu.

# 9 Samostatné přílohy

Tabulka č. 1: Výsledné hodnoty eliminace celkového dusíku v mokřadních systémech v mokřadu Amálie (Vymazal 2023); (Nguyenová 2023)

| Průměrné koncentrace mg/l TN | | | |
|---|---|---|---|
| Rok | CW1 | CW2 | CW3 |
| 2021 | 3,7 | 1,2 | 0,6 |
| 2022 | 3,2 | 0,7 | 0,9 |
| 2023 | 3,3 | 1 | 0,8 |
| **Průměr** | **3,3** | **0,9** | **0,8** |

Tabulka č. 2: Výsledné hodnoty eliminace amoniakálního dusíku v mokřadních systémech v mokřadu Amálie (Vymazal 2023); (Nguyenová 2023)

| Průměrné koncentrace mg/l $N\text{-}NH_4^+$ | | | |
|---|---|---|---|
| Rok | CW1 | CW2 | CW3 |
| 2021 | 14,4 | 3,8 | 1,7 |
| 2022 | 11,3 | 1,4 | 2,4 |
| 2023 | 12 | 2,5 | 1,8 |
| **Průměr** | **12,2** | **2,4** | **2** |

Tabulka č. 3: Výsledné hodnoty eliminace dusitanů v mokřadních systémech v mokřadu Amálie (Vymazal 2023); (Nguyenová 2023)

| Průměrné koncentrace mg/l $NO_2^-$ | | | |
|---|---|---|---|
| Rok | CW1 | CW2 | CW3 |
| 2021 | 0,1 | 0,1 | 0 |
| 2022 | 0,3 | 0,3 | 0,3 |
| 2023 | 0,6 | 0,7 | 0,7 |
| **Průměr** | **0,4** | **0,1** | **0,1** |

Tabulka č. 4: Výsledné hodnoty eliminace dusičnanů v mokřadních systémech v mokřadu Amálie (Vymazal 2023); (Nguyenová 2023)

| Průměrné koncentrace mg/l $NO_3$ | | | |
|---|---|---|---|
| Rok | CW1 | CW2 | CW3 |
| 2021 | 14,4 | 3,8 | 1,7 |
| 2022 | 11,3 | 1,4 | 2,4 |
| 2023 | 12,1 | 2,5 | 1,8 |
| **Průměr** | **12,2** | **2,4** | **2,1** |

Tabulka č. 5: Výsledné hodnoty organického dusíku v mokřadních systémech v mokřadu Amálie (Vymazal 2023); (Nguyenová 2023)

| Průměrné koncentrace mg/l Norg | | | |
|---|---|---|---|
| Rok | CW1 | CW2 | CW3 |
| 2021 | 0,3 | 0,2 | 0,1 |
| 2022 | 0,4 | 0,2 | 0,1 |
| 2023 | 0,3 | 0,2 | 0,2 |
| **Průměr** | 0,3 | 0,2 | 0,1 |

Tabulka č. 6: Výsledné hodnoty celkového fosforu v mokřadních systémech v mokřadu Amálie (Vymazal 2023); (Nguyenová 2023)

| Průměrné koncentrace mg/l TP | | | |
|---|---|---|---|
| Rok | CW1 | CW2 | CW3 |
| 2021 | 0,134 | 0,124 | 0,117 |
| 2022 | 0,336 | 0,111 | 0,123 |
| 2023 | 0,108 | 0,124 | 0,973 |
| **Průměr** | 0,204 | 0,116 | 0,112 |

Tabulka č. 7: Výsledné hodnoty eliminace celkového organického uhlíku v mokřadních systémech v mokřadu Amálie (Vymazal 2023); (Nguyenová 2023)

| Průměrné koncentrace mg/l TOC | | | |
|---|---|---|---|
| Rok | CW1 | CW2 | CW3 |
| 2021 | 8,5 | 11,1 | 9,7 |
| 2022 | 5,7 | 6,6 | 6,1 |
| 2023 | 3 | 3,6 | 3 |
| **Průměr** | **5** | **6** | **7,3** |

Tabulka č. 8: Výsledné hodnoty eliminace pH vody v mokřadních systémech v mokřadu Amálie (Vymazal 2023); (Nguyenová 2023)

| Průměrné koncentrace mg/l TOC | | | |
|---|---|---|---|
| Rok | CW1 | CW2 | CW3 |
| 2021 | 7,2 | 7,1 | 7,1 |
| 2022 | 7,2 | 7,2 | 7,4 |
| 2023 | 7,1 | 7 | 7,1 |
| **Průměr** | **7,2** | **7,2** | **7,2** |