

ČESKÁ ZEMĚDELSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

**Katedra vodního hospodářství a environmentálního
modelování**



**Vliv rychlosti zpracování vzorků z procesu
biologického čištění odpadních vod na stanovení
forem dusíku**

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Autor práce: Patrik Kollert

**Obor studia: Územní technická a správní služba
v životním prostředí**

Vedoucí práce: Ing. Petra Sychová, Ph. D.

© ČZU v Praze 2023

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Patrik Kollert

Územní technická a správní služba v životním prostředí

Název práce

Vliv rychlosti zpracování vzorků z procesu biologického čištění odpadních vod na stanovení forem dusíku

Název anglicky

Effect of sample processing rate from biological wastewater treatment on the determination of nitrogen forms

Cíle práce

Bakalářská práce je zaměřena na princip čištění městských odpadních vod s konkrétním zaměřením na výskyt dusíku v OV. Procesy čištění jsou kontinuálně monitorovány a na metody zpracování vzorků čištěných odpadních vod jsou kladeny vysoké nároky.

V teoretické části práce jsou popsány postupy odběru a zpracování vzorků v obecné rovině. Pozornost je věnována zejména samotnému procesu zpracování vzorků, a to především ve smyslu posouzení vlivu délky doby zpracování vzorku od odběru a způsoby filtrování vzorku. Ve větším detailu je pozornost věnována metodám stanovení dusíku v odpadních vodách.

Praktická část je zaměřena na možnou optimalizaci metody zpracování vzorku pro stanovení koncentrace jednotlivých forem dusíku v odpadních vodách konkrétní čistírny odpadních vod. Modifikace postupu zpracování vzorků spočívá především ve sledování tzv. degradace reprezentativnosti vzorku v závislosti na čase zpracování.

Metodika

- rešerše dotčené literatury
- popis metodiky odběru a zpracování vzorků
- vyhodnocení dat a porovnání s publikovanými studiemi
- shrnutí zjištěných poznatků

Doporučený rozsah práce

Dle metodických pokynů pro zpracování BP

Klíčová slova

odpadní vody, čistírna odpadních vod, zpracování vzorků, formy dusíku, kvalita vody

Doporučené zdroje informací

Butler David, Davies John W., 2004: Urban drainage. 2nd. London: Spon Press. 566 p.

Henze Mogens, Harremoës Poul, la Cour Jansen Jes, Arvin Erik, 2002: Wastewater Treatment, biological and chemical processes. 3rd. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 422 s.

Hlavínek Petr, Mičín Jan, Prax Petr, 2003: Stokování a čištění odpadních vod. Vyd. 1. Brno: Vysoké učení technické v Brně. 283 s.

Horáková Marta, 2003: Analytika vody. Vyd. 2. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická. 335 s.

Pitter Pavel, 2015: Hydrochemie. Vyd. 5. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická. 792 s.

Předběžný termín obhajoby

2022/23 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Petra Sychová, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra vodního hospodářství a environmentálního modelování

Elektronicky schváleno dne 1. 2. 2023

prof. Ing. Martin Hanel, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 2. 2. 2023

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 27. 03. 2023

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci na téma: „Vliv rychlosti zpracování vzorků z procesu biologického čištění odpadních vod na stanovení forem dusíku“ vypracoval samostatně a citoval jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použil a které jsem rovněž uvedl na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědom, že na moji 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 vědom, 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 verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne 30. 3. 2023

Patrik Kollert

Poděkování

Rád bych zde poděkoval Ing. Petře Sychové, Ph.D. za veškerou pomoc, obětovaný čas a odborné vedení při zpracování této práce. Dále bych chtěl poděkovat své rodině, partnerce a kolegům za trpělivý přístup a podporu v době celého mého studia. Velké díky patří také panu Ing. Martinu Srbovi Ph.D. za vstřícnost a odborné rady.

Vliv rychlosti zpracování vzorků z procesu biologického čištění odpadních vod na stanovení forem dusíku

Abstrakt

Bakalářská práce je zaměřena na princip čištění městských odpadních vod s konkrétním zaměřením na výskyt dusíku v odpadních vodách (OV).

Procesy čištění jsou kontinuálně monitorovány a na metody zpracování vzorků čištěných odpadních vod jsou kladeny vysoké nároky. Konkrétně je práce zaměřena na možnou optimalizaci metody zpracování vzorku pro stanovení koncentrace jednotlivých forem dusíku v odpadních vodách Ústřední čistírny odpadních vod.

Modifikace postupu zpracování vzorků spočívá ve sledování tzv. degradace reprezentativnosti vzorku v závislosti jednak na čase zpracování a jednak na odlišném typu použitého filtru.

Klíčová slova: odpadní vody, čistírna odpadních vod, zpracování vzorků, formy dusíku, kvalita vody

Effect of sample processing rate from biological wastewater treatment on the determination of nitrogen forms

Abstract

The bachelor thesis is focused on the principle of urban wastewater treatment with a specific focus on the occurrence of nitrogen in the wastewater (WW).

The treatment processes are continuously monitored and high demands are placed on the methods of treating treated wastewater samples. Specifically, the work focuses on the possible optimization of the sample processing method for the determination of the concentration of different forms of nitrogen in the wastewater of the Central wastewater treatment plant.

The modification of the sample processing procedure consists in monitoring the so called degradation of the sample representativeness depending on the processing time and on the different type of filter used.

Keywords: wastewater, wastewater treatment plant, sample processing, nitrogen forms, water quality

Obsah

Seznam použitých zkratk

1. Úvod	1
2. Cíle práce	2
3. Literární rešerše	3
3.1 Odpadní vody	3
3.1.1 Typy odpadních vod	4
3.1.2 Vlastnosti a složení odpadních vod	6
3.2 Metody odstraňování dusíků z odpadních vod	9
3.2.1 Fyzikálně chemické metody odstraňování dusíku	10
3.2.2 Biologické metody odstraňování dusíku	12
3.2.3 Nitrifikace	12
3.2.4 Denitrifikace	14
3.3 Laboratorní přístroje a zařízení ke stanovení sloučenin dusíku	16
3.3.1 Spektrofotometr DR 1900	16
3.3.2 Kyvetové testy HACH LCK	17
3.3.3 Kyvetové testy pro měření dusičnanů – LCK 339	18
3.3.4 Kyvetové testy pro měření amoniakálního dusíku – LCK 304	19
3.3.5 Jednokanálová mechanická pipeta – měření dusičnanů	20
3.3.6 Jednokanálová mechanická pipeta – měření amoniakálního dusíku	21
3.3.8 Buničinový filtrační papír	22
3.3.9 Dräger X-am 5600	25
4. Čištění odpadních vod	26
4.1.1 Mechanické čištění odpadních vod	26
4.1.2 Biologické čištění odpadních vod	30
4.1.3 Fyzikálně - chemické čištění odpadních vod	31
4.2 Výskyt dusíku v odpadních vodách	32
4.2.1 Dusitanový dusík NO_2^-	32
4.2.2 Dusičnanový dusík NO_3^-	32
4.2.3 Celkový dusík N_{celk}	34
4.2.4 Organický dusík N_{org}	34
4.2.5 Amoniakální dusík neboli N_{amon}	35
5. Charakteristika studijního území	36
5.1 Popis ÚČOV	37
6. Metodika	39
6.1 Popis míst odběru vzorku	39

6.2. Popis použitých analytických metod	41
6.2.1 Postup měření amoniakálního dusíku – LCK 304	41
6.2.2 Postup měření dusičnanového dusíku – LCK 339.....	42
6.2.3 Vyhodnocení zjištěných výsledků	42
7. Výsledky práce	43
7.1 Stanovení amoniakálního dusíku N_{amon} – nátok na aktivaci	44
7.2 Stanovení amoniakálního dusíku N_{amon} – anoxická sekce aktivace	45
7.3 Stanovení amoniakálního dusíku N_{amon} – oxická sekce aktivace	46
7.4 Stanovení dusičnanového dusíku – $N\text{-NO}_3^-$ - nátok na aktivaci.....	48
7.5 Stanovení dusičnanového dusíku – $N\text{-NO}_3^-$ - anoxická sekce aktivace.....	49
7.6 Stanovení dusičnanového dusíku – $N\text{-NO}_3^-$ - oxická sekce aktivace	50
7.7 Součet koncentrací N_{amon} a $N\text{-NO}_3^-$ - nátok na aktivaci	51
7.8 Součet koncentrací N_{amon} a $N\text{-NO}_3^-$ - anoxická sekce aktivace	52
7.9 Součet koncentrací N_{amon} a $N\text{-NO}_3^-$ - oxická sekce aktivace	53
8. Diskuse	54
9. Závěr a přínos práce	57
10. Přehled literatury a použitých zdrojů	59
11. Seznam obrázků	64
13. Seznam tabulek	66
14. Přílohy	66

Seznam použitých zkratk

ÚČOV – Ústřední čistírna odpadních vod

OV – Odpadní voda

SVL – Stávající vodní linka

EO – Ekvivalentní obyvatel

ORP – Oxidačně redukční potenciál látek v kapalině

ČOV – Čistírna odpadních vod

N_{ORG} – Organický dusík

N_{CELK} – Celkový dusík

N_{amon} – Amoniakální dusík

N-NO₃⁻ - Dusičnanový dusík

BSK₅ – Biochemická spotřeba kyslík

CHSK – Chemická spotřeba kyslíku

1. Úvod

Jak zmiňuje Pošta (2005), voda je nezbytnou složkou pro život na Zemi a je jedním z klíčových faktorů, které umožňují existenci a rozvoj života na naší planetě. Sladká voda přináší lidem užitek v podobě pitné vody, průmyslového využití, dopravy, likvidaci odpadu apod. S tímto tvrzením je samozřejmě spojen výskyt vody na zemském povrchu, jak zmiňuje Flexbooks (©2022). Mezi tyto přírodní útvary můžeme zařadit např. řeky a nádrže. Dalším místem výskytu, kde se voda může nacházet je podzemí.

Jakost vody do jisté míry značně ovlivňují bodové zdroje znečištění, kterými mohou být např. města a obce, jak uvádí dvojice autorů Vítěz a Groda (2008). Pokud se jedná o vodu znečištěnou, můžeme jí označit jako vodu odpadní. Tato voda vypuštěná do povrchových vod způsobuje značné množství problémů, od estetického hlediska až po vnesení toxinů do zdroje vody, jako např. patogenních mikroorganismů a dalších látek, které na vodní ekosystém mohou působit negativně.

Z tohoto důvodu zmiňuje Jackson a kol. (2001), jak je velice důležité dbát na správně zvolené technologie čištění odpadních vod, a to jak ze strany finanční náročnosti, tak jejich efektivity a případného znovupoužití vyčištěných vod.

V závěru jak zmiňuje Švehla (2007), odpadní vody jsou nejčastěji odváděny veřejnou kanalizací a zpracovány v čistírnách odpadních vod (ČOV). Takto vyčištěná voda je poté odváděna zpátky do přírodních vodních toků.

2. Cíle práce

Cílem teoretické části práce byla rešerše poznatků zejména pro experimentální část, ale také obecné seznámení s principy čištění městských odpadních vod. Dále je kladen důraz na popis používané technologie na konkrétní čistírně s důrazem na používanou legislativou. Cíle je možno rozdělit do dvou skupin. Jednak se jednalo o popis biochemické přeměny forem dusíku na čistírně odpadních vod se zaměřením na nejvýznamnější děje, a to nitrifikaci a denitrifikaci tak, aby bylo možno následně vysvětlit naměřená data v experimentální části. Sekundárním cílem bylo pochopení procesu odstraňování dusíku na čistírnách odpadních vod.

Hlavním cílem experimentální části práce bylo ověření vlivu času filtrace vzorku na výsledek stanovení zásadních forem dusíku v reálných poměrech na ČOV. K tomuto výzkumu byla zvolena Ústřední čistírna odpadních vod v Praze Bubenči. Vzhledem k odlišným koncentracím rozpuštěného kyslíku, a tedy různému ORP v různých nádržích na čistírně odpadních vod, a tedy odlišným podmínkám pro transformaci forem dusíku byly voleny odběry vzorků v nádržích nátok na aktivaci, anoxická sekce a oxická sekce aktivace. U odebíraných vzorků byly použity dva typy filtračního média. Prvním typem byl nylonový (membránový) jednorázový filtr a druhým typem buničínový filtrační papír.

Výsledky pro jednotlivé formy amoniakálního a dusičnanového dusíku (N_{amon} a $N\text{-NO}_3^-$) a jednotlivé sekce (nádrže) jsou shrnuty v následujících kapitolách spolu s jejich zasazením do kontextu probíhajících biochemických dějů.

3. Literární rešerše

3.1 Odpadní vody

Odpadními vodami se rozumí vody znečištěné, které byly použity v městských aglomeracích a jsou později z nich odváděny. Vlastnosti těchto odpadních vod jsou značně pozmeněny. Jako příklad uvádí Kluiobr, (2002), jedná se o teplotu a složení odpadní vody. Kvůli které, již voda nevyhovuje svým původním účelům.

Dle legislativy a zákonu č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon) §38 odst. (1) jsou: *„Opadní vody vody použité v obytných, průmyslových, zemědělských, zdravotnických a jiných stavbách, zařízeních nebo dopravních prostředcích, pokud mají po použití změněnou jakost (složení nebo teplotu) a jejich směsi se srážkovými vodami, jakož i jiné vody z těchto staveb, zařízení nebo dopravních prostředků odtékající, pokud mohou ohrozit jakost povrchových nebo podzemních vod. Odpadní vody jsou i průsakové vody vznikající při provozování skládek a odkališť nebo během následné péče o ně, s výjimkou vod, které jsou zpětně využívány pro vlastní potřebu organizace, a vod, které odtékají do vod důlních“* (Zákon č. 254/2001 Sb., ust. § 38 odst. 1).

Zákon o vodovodech a kanalizacích (č.274/2001 Sb.), v platném znění, pak upravuje nakládání s odpadními vodami, které jsou odváděny do kanalizace a jsou zde také vymezeny hlavní pojmy v rámci tohoto zákona, a také právní úprava vzájemných práv a povinností, a to mezi producenty a vlastníky, případně také provozovateli kanalizace včetně možných sankcí, které lze ukládat v případě porušení právní povinnosti, kterou ukládá tento zákon.

Zákon o odpadech (č. 185/2001 Sb.), v platném znění, ve své právní úpravě zahrnuje povinnosti týkající se nakládání s kaly z čistíren odpadních vod a dalších biologicky

rozložitelných odpadů a mimo vymezení základních pojmů jsou v tomto zákoně vymezeny také povinnosti při používání a nakládání s kaly.

Zákon o územním plánování a stavebním řádu (č. 183/2006 Sb.), v platném znění, se zabývá právními úpravami v oblasti výkonu činností ve výstavbě, a tyto povinnosti musí být plněny také v souladu se zákonem č. 183/2006 Sb., o územním plánování a stavením úřadu, ve znění pozdějších předpisů, jako stavební zákon. Stavební zákon zahrnuje také technické požadavky na stavby a na respektování v územním plánování a v projektové činnosti, která se týká povolování, provádění, užívání a odstraňování staveb. Pokud je možné se zaměřit na povolování vodních děl, tak je speciálním stavebním úřadem stanovený vodoprávní úřad, který při své činnosti aplikuje odpovídající ustanovení zákona č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů.

3.1.1 Typy odpadních vod

Jak zmiňuje (Hlavínek a kol. (2003) dělíme odpadní vody podle původu a způsobu znečištění do těchto pěti skupin:

- splaškové odpadní vody, též označované jako domovní odpadní vody
- průmyslové odpadní vody
- městské odpadní vody
- srážkové vody
- ostatní odpadní vody (např. vody balastní)

Splaškové odpadní vody

Pod pojmem splaškové odpadní vody si můžeme představit především odpadní vody z obytných domů. Můžeme sem zařadit odpadní vody z městských objektů, jako jsou např. restaurace, hotely, školy a zdravotnická zařízení. Množství těchto odpadních

vod je do jisté míry závislé na vybavenosti uvedených objektů, jako jsou např. kuchyně, koupelny apod (Agroweb, ©2011).

Spotřeba vody v českých domácnostech za posledních 20 let značně klesla, a to o více než 70 l na osobu za den. V devadesátých letech minulého století dosahovala průměrně spotřeba vody v domácnosti 171 l na osobu a den, zatímco na konci roku 2003 to bylo už jen 103 l na osobu a den.

Mezi hlavní složky splaškových odpadních vod, můžeme zařadit organické látky, kterými může být např. moč, fekálie a odpadní vody ze zmíněných městských objektů. Zmíněná močovina podléhá rychlému biologickému rozkladu a následné tvorbě amoniakálního dusíku. U fekálií jsou to organické látky, např. bílkoviny, polysacharidy a lipidy. Složení pitné a užitkové vody pro domácnosti a hygienická zařízení je ovlivněno anorganickým složením těchto vod, jako jsou např. fosforečnany, draslík, sodík a další.

Zmíněná odpadní voda neboli splašky představují infekční prostředí, ve kterém se vyskytují choroboplodné bakterie, viry a organické látky, které podléhají hnilobným procesům. Z tohoto důvodu je velice důležité zajistit jejich likvidaci v čistírnách odpadních vod (Šrámková, Wanner, 2010).

Průmyslové odpadní vody

Mezi průmyslové odpadní vody se řadí nejčastěji odpadní vody z technologických procesů výroby. Jedná se o vody použité a značně znečištěné čili nevhodné pro svou danou funkci, a proto je závody vypouští. Řadíme sem i odpadní vody ze zemědělství.

Průmyslové odpadní vody dělíme podle typu znečišťujících látek na odpadní vody organicky nebo anorganicky znečištěné. Organické látky se vyskytují ve formě rozpuštěné a nerozpuštěné, a můžeme je dělit do čtyř skupin. První skupinou jsou netoxické a biologicky rozložitelné látky, jako např. bílkoviny, sacharidy, tuky. Druhou skupinou jsou netoxické a obtížně biologicky rozložitelné látky, jako jsou např. některá organická barviva a aromatické sloučeniny. Do třetí skupiny můžeme

zařadit toxicky a biologicky rozložitelné látky, jako např. fenoly, insekticidy a jiné. Čtvrtou skupinu tvoří látky toxické a biologicky obtížně rozložitelné. Mezi anorganické látky ve znečištěných odpadních vodách můžeme zařadit také látky v rozpuštěné a nerozpuštěné podobě, které mohou být buďto toxické či netoxické (Slavičková a Slaviček, 2006).

Městské odpadní vody

Městské vody jsou většinou směsí splaškových vod a průmyslových odpadních vod. Do městských odpadních vod počítáme také vody dešťové a jiné vody odváděné kanalizací, např. z čištění ulic a veřejných míst (VFU, ©2017).

Balastní voda

Do skupiny vod označené názvem balastní vody, lze zařadit jak podzemní, tak povrchové vody, které se do stokové sítě dostávají například vlivem netěsností kanalizačních potrubí. Tyto vody svým charakterem jsou celkově méně znečištěné, a využívají se zejména k ředění odpadních vod. Následně jsou čištěny na čistírnách odpadních vod (Güven, 2017).

3.1.2 Vlastnosti a složení odpadních vod

Látky, které způsobují znečištění odpadních vod můžeme dělit jednak podle velikosti částic a za druhé podle původu čili na organické a anorganické látky. První zmíněné organické látky bývají tvořeny z jedné třetiny látkami rozpuštěnými, koloidními a suspendovanými. Druhé zmíněné anorganické látky jsou obvykle přítomny ve formě rozpuštěné (Dohányos a kol, 1998).

Organické znečištění

Mezi organické látky, které jsou zastoupeny v odpadních vodách patří zejména sacharidy, bílkoviny, tuky, aminokyseliny, vyšší mastné kyseliny a rozpuštěné organické kyseliny. Protože stanovení jednotlivých organických látek je poměrně komplikované, a také drahé, patří mezi základní ukazatele obsahu organických látek stanovení veškerých organických látek (Bábiček a kol. 2018).

Množství organických látek můžeme vyjádřit takto:

- Biochemická spotřeba kyslíku (BSK)
- Chemická spotřeba kyslíku (CHSK)
- Ztráta žiháním

Biochemická spotřeba kyslíku

Vyjadřuje obsah biologicky rozložitelných organických látek, které se vyskytují v odpadní vodě. Je rovna množství rozpuštěného molekulárního kyslíku spotřebovaného za určitý časový interval mikroorganismy při biochemickém rozkladu organických látek ve vodě. Zjišťuje se v původním nebo zředěném vzorku z rozdílu koncentrací kyslíku před inkubací a po ní a vyjadřuje se v mg/l. Standardně se stanovuje BSK₅, tj. množství kyslíku spotřebovaného mikroorganismy při biochemické reakci oxidací organických nebo anorganických látek ve vodě (Dohányos a kol, 1998).

Chemická spotřeba kyslíku

Neboli oxidovatelnost je schopnost látek chemické oxidace. V praxi se využívají nejčastěji jako oxidační činidla např. dichroman draselný či manganistan draselný. Výsledek stanovení se udává v množství kyslíku, které je ekvivalentní spotřebě použitého oxidačního činidla a vyjadřuje se také v mg/l, jako u biochemické spotřeby kyslíku (Pitter, 2015).

Ztráta žiháním

Vyjadřuje rozdíl mezi obsahem veškerých látek a jejich zbytků po sušení. Rozdíl vah před a po žihání odpovídá množství spalitelných látek. Vyjadřuje se v % (Kemifloc, 1996).

Anorganické znečištění

V současné době se čištění odpadních vod zaměřuje na snižování koncentrací právě zmíněného dusíku a fosforu (Kemifloc, 1996).

Sloučeniny fosforu

Jak zmiňuje Pitter, (2009), výskyt fosforu v odpadních vodách je úzce spjat s činností člověka. Mezi hlavní zdroje fosforu v odpadních vodách můžeme zařadit již zmíněnou moč, výkaly a také prací prostředky. Užívání fosfátů jakožto přísady do pracích prostředků je v posledních letech často zmiňované téma, poněvadž okolo 30 % fosforu, se právě do odpadních vod dostává z použitých pracích prostředků.

Fosfor se vyskytuje jednak jako organicky vázaný prvek, tak i jako prvek anorganický. Ten je složen z polyfosfátů a orthofosfátů a vyjadřuje se v mg/l celkového fosforu. Organicky vázaný fosfor je obsažen hlavně v pevných látkách, zatímco zmíněné polyfosfáty a orthofosfáty se vyskytují ve vodách v rozpuštěné formě. Orthofosfáty vznikají při biologickém čištění odpadních vod tzv. hydrolýzou.

Sloučeniny dusíku

Dusík je v odpadních vodách přítomen jak ve formě organických sloučenin, tak v anorganických formách, a to zejména amoniakové (NH_4^+), dusitanové (NO_2^-) a dusičnanové (NO_3^-). Amonné soli tvoří převážnou většinu anorganicky vázaného dusíku, zatímco dusík vázaný v organických sloučeninách se v amonné formě vyskytuje ze 60 %. Výskyt dusíku zvyšuje obsah amonných sloučenin v odpadních vodách a také spotřebu kyslíku. Kyslík je spotřebováván při procesu zvaném nitrifikace, kdy nitrifikační bakterie oxidují amonné ionty na dusičnany. Během tohoto procesu dochází ke značné spotřebě kyslíku.

Spotřeba kyslíku při nitrifikaci představuje téměř pětinasobek množství amonných iontů a řádově je zhruba stejná jako spotřeba kyslíku na oxidaci organických látek v odpadních vodách. Množství dusíku v odpadních vodách se vyjadřuje v mg/l. Množství celkového dusíku je dáno součtem koncentrací dusíku organického a všech forem dusíku anorganického (Bábíček a kol. 2018).

3.2 Metody odstraňování dusíků z odpadních vod

Pro snížení koncentrace dusíku v odpadních vodách, lze použít dvě metody. První metodou pro odstraňování dusíku je metoda fyzikálně chemická, a druhou je metoda biologická. Obecně platí, že fyzikálně chemické metody mají větší finanční a technologické nároky než metody biologické, které jsou běžně používány v čistírnách odpadních vod (Žáček, 1999).

3.2.1 Fyzikálně chemické metody odstraňování dusíku

Dělení fyzikálně chemických metod odstraňování dusíku:

- Stripování amoniaku
- Chlorace do bodu zvratu
- Sorpce neboli iontová výměna
- Membránové procesy

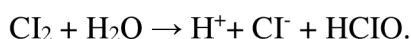
Stripování amoniaku

Během procesu stripování amoniaku přichází odpadní voda do kontaktu se silným proudem plynu, a dochází zde k přenosu znečišťujících látek z vodní fáze do fáze plynné. Následně se ze stripovacího plynu tyto látky odstraňují, což posléze umožní jeho recyklaci a navrácení zpět do procesu. Jako stripovací plyny jsou nejčastěji používány pára a vzduch (Biological Nutrient Removal, 2005).

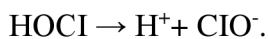
Za velkou výhodu této metody lze požadovat její účinnost, a to zejména při vysokém pH. Za nevýhodu lze zmínit finanční náročnost procesu a také použití metody zejména u silně znečištěných odpadních vod (Hlavínek, 1996).

Chlorace do bodu zvratu

Jedním z nejstarších oxidačních činidel je chlor. Ten ve vodě hydrolyzuje dle následující rovnice:



Vzniklá kyselina chlorná pak jako slabá kyselina částečně disociuje:



Podíl jednotlivých forem chloru závisí na pH prostředí. Při chlorování odpadních vod je zapotřebí použít většího množství chloru, protože vlivem jeho působení dochází k oxidaci organických látek, jejichž koncentrace jsou v odpadních vodách vysoké. Dávky chloru bývají řádově v $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Malý, 1993).

Proces se vyznačuje také svou vysokou finanční náročností a dnes se tato metoda primárně nepoužívá a slouží spíše jako podpůrná metoda (Janda, 2008).

Sorpce neboli iontová výměna

Principem sorpce je hromadění látek z roztoku na povrch pevných látek za pomoci povrchových přitažlivých sil. Nejčastěji používaným sorpčním materiálem v chemickém odvětví je aktivní uhlí. Toto uhlí může být použito ve formě prášku, nebo ve své zrnité formě, která se poté dávkuje do čistící nádrže. Množství zachycených organických nečistot je posléze závislé na povrchu adsorbentu, na koncentraci a charakteru nečistot obsažených ve vodě (Žáček, 1999).

Membránové procesy

Základním cílem membránových procesů je snaha dosáhnout co nejdokonalejšího oddělení produktu od příměsí, při co nejnížší spotřebě elektrické energie.

Membránu lze definovat jako selektivní bariéru mezi dvěma prostředími umožňující transport vybraných částic. Ta je charakterizována tedy jak svou účinností rozdělit transportované částice, tak i množstvím převedené látky čili svou propustností (Bernauer a kol. 2012).

Membránové procesy rozděluje Czmp, (©2011) do několika skupin. Nejčastěji podle fyzikálního charakteru hnací síly vlastní separace. Z tohoto úhlu pohledu rozeznáváme membránové procesy, jejichž hnací silou je gradient tlaku, chemického a elektrochemického potenciálu. Do další skupiny membránových procesů můžeme zařadit jejich účinnost v závislosti na velikosti propuštěných částic, s čímž souvisí jak rozměry pórů membrány, tak hodnota použitého tlakového gradientu. Membránové technologie nalézají uplatnění jako jedna z možností čištění odpadních vod na ČOV při náročných požadavcích na kvalitu vyčištěné vody.

3.2.2 Biologické metody odstraňování dusíku

V odpadních vodách se anorganický dusík vyskytuje nejčastěji v amoniakální formě. Biologické odstraňování anorganického dusíku spočívá v biochemické oxidaci amoniakálního dusíku na dusitany a dusičnany (nitrifikace) a v jejich následující biochemické redukci na plynný dusík (denitrifikace) (Dohányos a kol, 1998).

Dělení biologických metod:

- Nitrifikace
- Denitrifikace

3.2.3 Nitrifikace

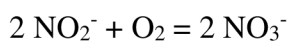
Pojem nitrifikace je jednou z podstatných metod biologického odstraňování sloučenin dusíku z odpadních vod. Tento proces se odehrává v oxickém prostředí čili za přístupu kyslíku (obr.1), a můžeme jej rozdělit na dva základní stupně.

V prvním stupni dochází k oxidaci amoniakálního dusíku na dusitany za pomoci nitrifikačních bakterií, jako mohou být např. bakterie rodu *Nitrosomonas* a *Nitrosococcus*. V druhém stupni jsou vzniklé dusitany oxidovány na dusičnany za pomoci bakterií rodu *Nitrobacter* a *Nitrocystis* (Langergraber a Haberl, 2001).

První stupeň nitrifikace:



Druhý stupeň:



Výsledná rovnice oxidace amoniakálního dusíku na dusičnanový dusík:



Oba druhy nitrifikačních bakterií jsou v přírodě velmi rozšířeny a ulpívají na různých površích. Nejčastěji se hromadí jako sedimenty na dně nádrží, v půdách a v nerozpuštěných látkách ve vodě (Pitter, 2015).

Faktory ovlivňují rychlost nitrifikace

Rychlost nitrifikace je ovlivněna zejména stářím a zatížením aktivovaného kalu, hodnotou pH, teplotou, koncentrací rozpuštěného kyslíku a složením odpadních vod. K úplné nitrifikaci dochází při dostatečné koncentraci rozpuštěného kyslíku. Tato koncentrace by se měla pohybovat pod 1 mg/l-1 jinak může docházet k hromadění dusitanů ve vodě (Radechovský a kol. 2013).

Nitrifikační bakterie jsou teplotně citlivější než bakterie aktivovaného kalu. Optimální teplota je v rozmezí od 28 do 32°. Pokud během aktivačního procesu dojde k poklesu teploty o 10° C, tak se rychlost nitrifikace sníží přibližně na polovinu. Bakterie v nitrifikaci jsou velmi citlivé na řadu organických a anorganických látek. Z organických látek to jsou látky obsahující molekuly síry a dusíku, zatímco z anorganických látek to jsou především těžké kovy, kyanidy, amoniak a kyselina dusitá (Dohányos a kol. 1998).

Obrázek 1: ÚČOV aktivační nádrž - nitrifikace



3.2.4 Denitrifikace

Denitrifikace je proces odehrávající se v anoxických podmínkách čili bez přístupu kyslíku znázorněná na (obr.2). Dochází zde k redukci dusičnanů a dusitanů na molekulový dusík, případně oxidy dusíku. Tento děj je výsledkem metabolické činnosti organotrofních anaerobních bakterií. Na rozdíl od nitrifikace je pro denitrifikaci nutný organický substrát jako zdroj energie. Nejčastěji se jedná o organické látky obsažené v odpadní vodě anebo o kal z usazovací nádrže. Druhým způsobem mohou být uměle dodávané biologicky rozložitelné látky, jako např. methanol a kyselina octová, které budou oxidovány při denitrifikaci (Pitter, 2015).

Schématický popis denitrifikace vyjádřený za pomoci rovnice:



Faktory ovlivňující rychlost denitrifikace

Rychlost děje je závislá na charakteru a množství substrátu, teplotě a hodnotě pH. Denitrifikace probíhá v dostatečně širokém rozmezí hodnot pH vody (Dohányos a kol. 1998).

V samotné technologii za začíná uplatňovat proces nazývaný nitritace/ denitritace. Při tomto procesu je dbáno, aby hlavním produktem byly dusitany a aby ve druhém stupni docházelo k redukci dusitanového dusíku na dusík molekulový (Pitter, 2015).

Tabulka 1: Srovnání reakcí nitritace/denitritace s klasickou nitrifikací/denitrifikací (upraveno dle Pitter, 2015).

Nitritace	$\text{NH}_4^+ + 1,5 \text{O}_2 = \text{NO}_2^- + 2 \text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$
Nitrifikace (nitratice)	$\text{NH}_4^+ + 2 \text{O}_2 = \text{NO}_3^- + 2 \text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$
Denitritace	$\text{NO}_2^- + 6 \text{H}^+ + 6 \text{e}^- = 2 \text{OH}^- + \text{N}_2 + 2 \text{H}_2\text{O}$
Denitrifikace (denitratice)	$\text{NO}_3^- + 10 \text{H}^+ + 10 \text{e}^- = 2 \text{OH}^- + \text{N}_2 + 4 \text{H}_2\text{O}$

Z rovnic vyplývá, že za ideálních podmínek lze ušetřit 25 % potřebného kyslíku a sníží se i spotřeba organického substrátu. Toto je důležité zejména při deamonifikaci. Jak zmiňuje (Fridrichová, 2016), jedná se děj, při kterém je amoniakální dusík odstraněn z odpadní vody. Výhodou oproti metodě nitrifikace a denitrifikace je úspora energie na provzdušňování a nižší požadavky na organický substrát.

Obrázek 2: ÚČOV aktivační nádrž – denitrifikace



3.3 Laboratorní přístroje a zařízení ke stanovení sloučenin dusíku

3.3.1 Spektrofotometr DR 1900

Pro terénní měření byl použit přenosný spektrofotometr od firmy HACH LANGE pod označením DR 1900. viz. (obr. 3). Jedná se o přístroj, který se používá při metodách analyzování pitných, průmyslových a odpadních vod. Do přístroje se vkládají kyvety LCK (obr. 4), které obsahují lyofilizovanou reagentii. Výhodou zvoleného přístroje je krom jeho přesnosti také možnost analyzovat vody v terénu, a to jak v prašném, tak vlhkém prostředí.

Spektrofotometry od zmíněné firmy používají technologii referenčního paprsku a díky tomu poskytují správné a reprodukovatelné výsledky. Na rozdíl od jedno paprskových fotometrů je tento přístroj vybaven i druhým paprskem, který slouží jako referenční standart. Tato technologie umožňuje kompenzovat potenciálně rušivé faktory, jako je například stárnutí lampy nebo kolísání napětí, a díky tomu nemá žádný vliv na výsledek měření.

Spektrofotometr pracuje při vlnových délkách od 340 nm do 800 nm a tím se může téměř rovnat laboratorním přístrojům. Přístroj je schopen pracovat i s jinými typy kyvet, jako např. s kyvetami TNT Plus. Ty ale nejsou k dispozici pro náš evropský trh (Hach, ©2017).

Obrázek 3: Spektrofotometr DR 1900



3.3.2 Kyvetové testy HACH LCK

Pomocí kyvet s čárovým kódem spektrofotometr DR 1900 automaticky identifikuje testovaný parametr, rozsah, metodu, číslo šarže a datum expirace. Kyvetové testy se používají k monitoringu dodržování legislativně nařízených limitů vod. Tyto testy obsahují přesně nadávkované množství lyofilizované reagentie, ke kterému se poté přidá měřený vzorek v určitém množství pomocí pipety viz. (obr. 7. a obr. 8.).

V současné době jsou k dispozici kyvetové testy pro více než 50 různých parametrů, s téměř 100 rozsahy měření. Velkou výhodou z hlediska životního prostředí je zpětný odběr použitých reagentií za účelem správné likvidace. Díky speciálním technikám zpracování reagentií se více než 75 % všech složek vrácených testů používá znovu pro výrobu (Hach, ©2016).

Obrázek 4: Kyvetové testy LCK (hach.com)



3.3.3 Kyvetové testy pro měření dusičnanů – LCK 339

Kyvetové testy pro stanovení dusičnanů používají metodu 2,6 – dimethylfenolu. Anorganický a organický vázaný dusík oxiduje na dusičnany pomocí peroxodisíranu. Následně dusičnanové ionty reagují s 2,6 - dimethylfenolem v roztoku kyseliny sírové a fosforečné za vzniku nitrofenolu (Hach, ©2013).

Obrázek 5: Kyvetové testy LCK 339



3.3.4 Kyvetové testy pro měření amoniakálního dusíku – LCK 304

Kyvetové testy pro stanovení amoniakálního dusíku jsou založeny na metodě indofenolové modři, které podléhá normě ČSN 75 7451. Amonné ionty reagují při pH 12,6 s chlornanovými ionty a salicylátovými ionty za přítomnosti nitroprusidu sodného jako katalyzátoru za vzniku indofenolu. Množství vzniklého zbarvení je přímo úměrné množství amonného dusíku přítomného ve vzorku. Vývoj barvy se měří při vlnové délce 694 nm a výsledky se vyjadřují v mg/l amoniakálního dusíku (Hach, ©2017).

Obrázek 6: Kyvetové testy LCK 304



3.3.5 Jednokanálová mechanická pipeta – měření dusičnanů

Pro měření dusičnanů v odpadní vodě jsem použil pipetu od výrobce Avantor (VWR). Pipeta je volumetrický přístroj navržený k přesnému měření a následnému přenášení kapalin do kyvetových testů. Přesnost měření je závislá na kvalitě použitých pipetovacích špiček.

Pro měření dusičnanů (LCK 339) byla použita pipeta s možností pojmout objem vzorku od 0,1 μl do 1000 μl . Tento objem vzorku je uveden na počítadle pipety. V horní části je tlačítko, které slouží k natažení potřebného množství vzorku, které se určí otočným kolečkem pod tímto tlačítkem. Dále je pipeta opatřena vyhazovacím tlačítkem, které slouží k výměně špiček (Vwr, ©2022).

Obrázek 7: Jednokanálová mechanická pipeta Avantor (VWR) – měření dusičnanového dusíku



3.3.6 Jednokanálová mechanická pipeta – měření amoniakálního dusíku

Pro měření amoniakálního dusíku bylo použita pipeta od výrobce Eppendorf Research plus. Tato pipeta pro měření (LCK 304) je jednou z nejpoužívanějších pipet a to hlavně díky své nízké hmotnosti. Její velkou výhodou je schopnost pojmout vzorek až do 5000 μl (Pipettes, ©2022).

Obrázek 8: Jednokanálová mechanická pipeta Eppendorf Research plus – měření amoniakálního dusíku



3.3.7 Nylonový (membránový) jednorázový filtr

Pro filtrování vzorku byly použity dva druhy filtračních metod. Jako první metoda posloužila filtrace přes nylonový jednorázový filtr značky Pureland. Jedná se o filtr s nylonovou membránou a velikostí pórů 0,45 μm , který se připojí na injekční stříkačku, a vzorek se přes tento filtr nasaje a tím dojde k přefiltrování vzorku. Stříkačkové filtry nabízejí účinný způsob, jak ze vzorků před analýzou odstranit pevné částice. Výhodou těchto filtrů je jejich větší povrch, který zvyšuje jejich kapacitu a průtok. (Hach, © 2023).

Obrázek 9: Nylonový (membránový) jednorázový filtr



3.3.8 Buničinový filtrační papír

Tento filtrační papír vyrobený z bělené buničiny je vhodný pro použití v chemickém, farmaceutickém, potravinářském průmyslu a zemědělství. V tomto případě použít laboratorní filtrační papír 2R s kruhovým výsekem o gramáži 80 g/ m². Tento filtrační papír spolu s nálevkou se používá pro základní filtraci při kvalitativní analýze. Filtrační papír se vloží do nálevky (trychtýře), do kterého se přelije vzorek a dochází k filtraci vzorku (Papirnaperstejn, ©2022).

Tabulka 2: Typy laboratorních filtračních papírů z buničiny (papirnaperstejn.cz)

<i>kód</i>	<i>hmotnost (g/m²)</i>	<i>filtrační rychlost (s)</i>	<i>speciální vlastnosti</i>	<i>povrch</i>	<i>použití</i>
2R	50 – 300	15 – 250	-	hladký nehlazený	základní laboratorní využití
1R	50 – 300	15 – 250	-	krepaný	základní laboratorní využití
PN	50 – 300	15 – 250	vysoká pevnost za mokra	hladký nehlazený	základní laboratorní využití
PK	50 – 300	15 - 250	vysoká pevnost za mokra	krepaný	základní laboratorní využití

Obrázek 10: Filtrační papír z buničiny s nálevkou



Obrázek 11: Kyslíková sonda – HQ 40 D



Obrázek 12: Vzorkovnice PE 500ml,100 ml



Obrázek 13: Teleskopická tyč



3.3.9 Dräger X-am 5600

Jedná se o více plynový detektor, který se používá pro detekci plynů a slouží zejména pro osobní monitorování plynů a možného snížení koncentrace kyslíku na místě výskytu pracovníka. Ačkoliv místa, kde byly odebírány vzorky jsou otevřeným prostranstvím, často se na těchto místech vyskytují škodlivé, a život ohrožující plyny, a z toho důvodu byl použit tento ochranný prvek.

Zmíněný detektor plynů dokáže díky inovativní infračervené technologii a nejnovějším miniaturním elektrochemickým senzorů Dräger XXS spolehlivě detekovat hořlavé, explozivní a nebezpečné koncentrace některých plynů. Plyny vyskytující se na místech odběru vzorku byli nejčastěji: oxid uhličitý CO₂, oxid siřičitý SO₂, oxid dusičitý NO₂, sirovodík H₂S, kyanovodík HCN a methan CH₄.

Díky své odolnosti a stabilitě vůči kontaminaci, mohou být infračervené senzory používány po dobu několika let, a tím se podstatně sníží pořizovací náklady na zařízení, protože není potřeba tak častá výměna senzorů (Dreager, ©2023).

Obrázek 14: Dräger X-am 5600



4. Čištění odpadních vod

Čištění odpadních vod v komunálních čistírnách lze rozdělit na tři základní části. V první části dochází k mechanické předčištění. Tato část odděluje nerozpuštěné nečistoty a případně i tuky. Druhá část je čištění biologické. Zde dochází k čištění odpadních vod pomocí bakterií a jiných malých organismů. Poslední částí je terciální stupeň čištění. V této fázi dochází hlavně k odstranění fosforu, nerozpuštěných látek a k hygienizaci vody například pomocí UV filtru (Zvo ©2021; Šrámková a Wanner, 2010).

4.1.1 Mechanické čištění odpadních vod

Při mechanickém čištění dochází k odstranění nejhrubších a špatně rozpustných nečistot jako mohou být např. větve, štěrky, písek, plasty, hadry a další). Odstranění těchto nečistot je velice důležité pro ochranu dalších zařízení čistírny, které by mohly být těmito nečistotami poškozeny (Dohányos a kol, 1998).

Mechanické čištění má pro odstranění nerozpuštěných nečistot několik fází:

- Lapák štěrku
- Česle
- Lapák písku
- Usazovací nádrž
- Dosazovací nádrž

Lapák štěrku

Lapák štěrku je prvním mechanickým stupněm čištění a nachází se před vlastní čistírnou odpadních vod. Jedná se o jímku, kde dochází k usazení nejhrubších nečistot nesených odpadními vodami, jako mohou být např. cihly, kamení apod. Jímka musí být pravidelně vyklizena, nejčastěji za použití mechanického drapáku (Pecháček, 2018).

Česle

Česle slouží k zachycení jemnějších hrubých nečistot a plovoucích objektů (zbytky jídla, papíry, hadry, obaly apod). Tyto zachycené nečistoty se nazývají shrabky. Česle lze dělit dle různých hledisek a to např. podle šířky průlin na hrubé a jemné. Další dělení je dle stupně mechanizace na ruční, nebo strojně stírané česle (Hlavínek, a Novotný, 1996).

Shrabky jsou hygienicky a esteticky závadné a obsahují velké množství patogenů. Pro další zpracování se odvodňují za pomoci lisů. Poté se odvázejí do spaloven, nebo se skládkují (Ramalho, 1997).

Lapák písku

V lapácích písku dochází k odstraňování suspendovaných, těžkých anorganických látek, jako z názvu napovídajícího písku, skla anebo jemné škváry. Je důležité odstranit tyto nežádoucí prvky, abychom zabránili případnému hromadění písku a podobných látek na dně vyhnívací nádrže. Pokud by nebylo odstranění těchto částic úspěšné, mohlo by dojít k odstavení nádrže z důvodu snížení celkového objemu a bylo by nutné ji vyklidit (Dohányos a kol, 1998).

Usazovací nádrž

Mechanické předčištění odpadních vod tzv. usazováním patří mezi nejrozšířenější separační procesy. Usazovací nádrže nám pomáhají vyrovnávat průtok a odstraňují podíl BSK₅. Odstraněním plovoucích látek, včetně tuků a pěn, jsou

chráněny další čistírenské procesy. Zbývající plovoucí látky, jako již zmíněná pěna a tuk, které zůstávají na hladině jsou posléze odstraněny pomocí stíracího zařízení (Bábíček a kol. 2018).

Usazovací nádrže jsou vybaveny místem pro vtékání odpadní vody do nádrže, odtokovým žlabem, tedy místem kde odpadní voda vytéká z nádrže a již zmíněným stíracím zařízením (obr. 15). Toto stírání probíhá buď periodicky nebo nepřetržitě (Hlavínek a kol. 2003).

Na dně nádrže se tvoří vrstva nahromaděných pevných částic, nazývaná kal, která pomocí hrabla na dně nádrže (obr. 16) je shrabována do místa odkud se kal odčerpává (Augustyn, 2020).

Obrázek 15: ÚČOV usazovací nádrže (Pvk, 2023)



Obrázek 16: ÚČOV vypuštěná usazovací nádrž –otočné rameno se stíracím hřablem



Dosazovací nádrž

Hlavní funkcí dosazovací nádrže je separovat aktivovaný kal od vyčištěné odpadní vody (Chudoba a kol. 1991).

Mezi další velice významné funkce patří např. zahušťování separovaného aktivovaného kalu na takovou koncentraci, aby jej bylo možno vracet zpět do aktivace jako vratný kal resp. odčerpat ho jako přebytečný kal. Separace aktivovaného kalu je konečnou fází biologického čištění odpadních vod, pokud na ČOV není zařazen dočišťovací tzv.terciální stupeň čištění (Bábíček, 2018).

Obrázek 17: ÚČOV dosazovací nádrž



4.1.2 Biologické čištění odpadních vod

Při biologickém čištění se využívá k čištění přirozených mikroorganismů např. heterotrofních bakterií, jako jsou bičíkovci, nálevníci a další. Tyto mikroorganismy vytvářejí kolonie, které se ke svému růstu živí pomocí organických složek, které jsou obsaženy v odpadních vodách (Komínková a kol. 2014).

Při biologickém čištění odpadních vod se používá dvou různých postupů:

Anaerobní rozklad

Prvním zmíněným postupem je anaerobním rozklad, ke kterému dochází bez přítomnosti kyslíku. Organické látky v tomto případě oxidují na oxid uhličitý (CO_2) a vodu, zatímco některé jiné látky se redukuje na organické plyny jako např. methan (CH_4). Zmíněné anaerobní biologické čištění se nejčastěji používá u silně znečištěných

vod, a při likvidaci kalu známém jako vyhnívání. K tomuto způsobu zacházení s kalem se používají vyhnívací nádrže (Hlavínek a kol. 2003).

Aerobní rozklad

Naopak u druhého zmíněného postupu, čili u aerobního rozkladu, který probíhá při biologickém čištění odpadních vod dochází za přístupu kyslíku. Konkrétně zde oxidují organické látky vlivem působení mikroorganismů. Při aerobním biologickém čištění odpadních vod dochází k růstu těchto mikroorganismů, které jsou volně unášeny ve vodné fázi a tvoří tzv. kulturu na vznosu (Hlavínek a kol. 2003).

4.1.3 Fyzikálně - chemické čištění odpadních vod

Tyto metody čištění mají za úkol zlepšit separační vlastnosti aktivovaného a přebytečného kalu. Správně zvolený proces pro čištění a úpravu vody, je závislý především na velikosti částic, které způsobují znečištění (Bindzar J., a kol. 2007)

Mezi metody, které jsou nejčastěji používány u čištění průmyslových odpadních vod můžeme zařadit metody fyzikálně – chemické, mezi které patří koagulace, srážení, neutralizace, sorpční procesy a jiné. Dále to mohou být procesy založené na výměně iontů, extrakci a odpařování. (Gray, 2005).

4.2 Výskyt dusíku v odpadních vodách

Dusík a jeho sloučeniny se v odpadních vodách vyskytují v různých oxidačních stupních. Zejména se jedná o dusíky v iontové a neiontové formě, mezi které patří například dusitany, dusičnany, celkový dusík, organický dusík a amoniakální dusík (Malý a Malá, 1996).

4.2.1 Dusitanový dusík NO_2^-

Dusitany doprovázejí dusičnany a amoniakální dusík jen v malých koncentracích, a to zejména kvůli tomu, že jsou velmi nestálé. Dusitanový dusík se vyskytuje v silně znečištěných podzemních vodách, v povrchových vodách a hlavně ve vodách splaškových. Zde bývá jejich zastoupení v řádu mg/l-1.

Dusitany patří mezi významné indikátory fekálního znečištění, a u vod povrchových jsou nevídanou složkou, neboť mohou na ryby působit toxicky.

Mezi metody, které se používají ke stanovení dusitanů ve vodách, můžeme zmínit metodu kyseliny dusité. Tato kyselina diazotuje a tím vytváří diazoniové soli. Posléze dochází u těchto solí ke kopulování, které vede ke vzniku azobarviv, které jsou vhodné zejména pro spektrofotometrická vyhodnocení (Horáková a kol. 2003).

4.2.2 Dusičnanový dusík NO_3^-

Dusičnanový dusík se nachází ve všech druzích vod. Liší se od sebe pouze v koncentracích, nejméně ho je ve srážkových vodách, poté v podzemních vodách a nejvíce je zastoupen v odpadních průmyslových vodách.

Dusičnany jsou primárně pro člověka málo závadné, ale sekundárně po bakteriální redukci v trávicím traktu způsobují úbytek množství kyslíku, který je důležitý pro tělesný metabolismus. Proto je obsah dusičnanů v pitné vodě limitován, a z tohoto

důvodu jejich stanovení patří mezi základní stanovení fyzikálních a chemických zdravotně významných ukazatelů (Pitter, 2009).

Vyhláška č. 376/2000 Sb., kterou stanoví požadavky na pitnou vodu a rozsah a četnost její kontroly, v platném znění. Uvádí omezenou koncentraci dusičnanů v pitné vodě na 50 mg/l⁻¹.

Mezi největší skupinu v praxi používaných stanovení dusičnanů se řadí absorpční spektrofotometrické metody. Tyto metody můžeme posléze rozdělit na dvě skupiny, a to na skupinu metod s přímým stanovením dusičnanů a s nepřímým stanovením dusičnanů. U poslední zmíněné metody jsou dusičnany spektrofotometricky vyhodnocovány jako dusitany či jako amoniakální dusík (Chudoba a kol. 1991).

Metoda přímého absorpčního spektrofotometrického stanovení dusičnanů

Zde je využita schopnost kyseliny dusičné uvolněné v kyselém prostředí koncentrované kyseliny sírové nitrovat některé aromatické látky za vzniku barevných nitroderivátů. Tyto nitrační reakce spočívají ve vnesení skupiny NO₂ do aromatického jádra, které pak působí jako chromofor (jedná se o část molekuly, která je zodpovědná za její barvu, kterou můžeme vidět okem).

Mezi další dělení patří metoda s 2,6 – dimethylfenolem, dále metoda s 4- fluorfenolem a metoda s kyselinou sulfosalicylovou (Horáková a kol. 2003).

Metoda nepřímého spektrofotometrického stanovení dusičnanů

U této metody se nejprve dusičnany redukují, a to na dusitany, nebo na amoniakální dusík. K redukcii na dusitany se používá Jonesův reduktor, nebo hydrazinsulfát. K redukcii na amoniakální dusík se používá kupříkladu Devardova slitina. Dále může být použita i metoda stanovení dusičnanů v ultrafialové oblasti spektra, která se ale spíše používá pro stanovování dusičnanů u vod pitných a velmi málo znečištěných vod povrchových (Horáková a kol. 2003).

4.2.3 Celkový dusík N_{celk}

Obsah celkového dusíku ve vodě je dán součtem všech koncentrací organických a anorganických dusíkatých sloučenin, které jsou obsaženy ve vzorku. Tyto koncentrace jsou důležité při stanovování látkové dusíkové bilance povrchových vod a u biologických čistírenských zařízení odpadních vod. Důležitým faktorem je zde hlídání vypouštění odpadních vod do vod povrchových, kdy je tento celkový dusík důležitým parametrem pro stanovení poplatků za jeho vypuštění.

Pro zjištění obsahu celkového dusíku ve vodě se používá buďto samostatné analytické stanovení anebo stanovení celkového dusíku výpočtem tzv. dusíkovou bilancí (Horáková a kol. 2003).

4.2.4 Organický dusík N_{org}

Organický dusík se vyskytuje nejčastěji ve znečištěných průmyslových vodách z potravinářského průmyslu a zemědělství. Velký význam má stanovení organického dusíku při sledování technologických procesů biologického čištění odpadních vod a při hodnocení biologického kalu, kde se jeho hmotnostní koncentrace udává také v mg/l-1.

Stanovení organicky vázaného dusíku je založeno na převedení negativně trojmocného dusíku obsaženého ve vzorcích vody na amoniakální dusík, který se pak stanoví odměrnou analýzou. K tomuto převedení se používá metoda podle Kjeldahla, která je založena na mineralizaci organické hmoty vzorku koncentrovanou kyselinou sírovou při teplotě jejího varu (Chudoba a kol. 1991).

4.2.5 Amoniakální dusík neboli N_{amon}

Výskyt amoniakálního dusíku ve vodě se dělí na dvě formy iontů. Na formu disociovanou čili NH_4^+ a nedisociovanou formu NH_3 . Podíl těchto dvou forem výskytu závisí na hodnotě pH vody a teplotě. Při vypouštění odpadních vod do vod povrchových patří obsah amoniakálního dusíku k závazným stanoveným ukazatelům, které jsou zpoplatňovány. Stanovení koncentrace amoniakálního dusíku ve vodě se vyjadřuje hmotnostní koncentrací v mg/l a to jako $\text{N}-(\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+)$ nebo N_{amon} .

Nejrozšířenější metodou pro stanovování amoniakálního dusíku je Nesslerova metoda. Stanovení je založeno na reakci amoniaku a hydroxidů alkalických kovů s činidlem a jodidem. Uvedený jodid je málo rozpustná žlutohnědá sloučenina, která při podmínkách stanovení a při malých koncentracích amoniaku vytváří žlutohnědé koloidní roztoky, jejichž barevnou intenzitu lze posléze stanovovat spektrofotometricky.

Vedle spektrofotometrických metod pro stanovení amoniakálního dusíku se používá i neutralizační odměrné stanovení. Toto stanovení vyžaduje předběžnou separaci amoniakálního dusíku ze vzorku vody, které se provádí pomocí destilace, při které je plynný amoniak NH_3 , těkající s vodní párou jímán do roztoku kyseliny borité. Amonný dusík v destilátu je potom stanoven titračně.

Jako další způsob stanovování amoniakálního dusíku je metoda potenciometrická, která se ale dosud ve vodohospodářské praxi příliš nepoužívá (Horáková a kol. 2003).

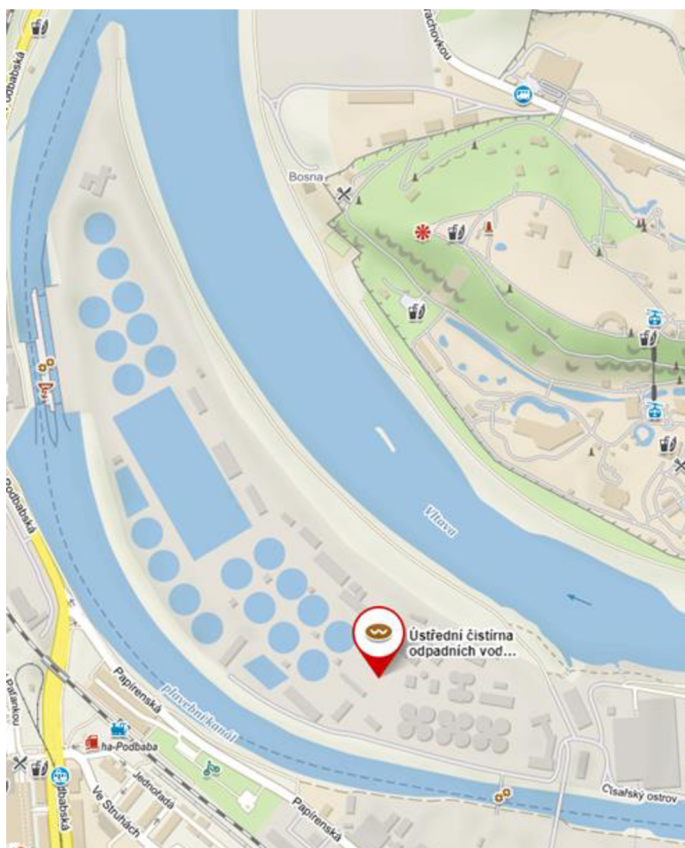
5. Charakteristika studijního území

Experimentální část práce probíhala na Stávající lince Ústřední čistírny odpadních vod Praha (dále jen ÚČOV). Nachází se na břehu Vltavy, poblíž městské části Praha 6 a 8, a slouží k čištění odpadních vod všech pražských městských obvodů a některých okolních obcí. Stávající vodní linka je umístěna v západní části Císařského ostrova

Obrázek 18: Letecký snímek na (SVL) – Stávající vodní linka ÚČOV (Pvk, 2023)



Obrázek 19: Mapový snímek (SVL) – Stávající vodní linka (Mapy, 2023)



5.1 Popis ÚČOV

Ústřední čistírna odpadních vod v Praze je jednou z největších a nejdůležitějších zařízení svého druhu v České republice.

ČOV byla uvedena do provozu v roce 1967 a od té doby byla několikrát modernizována a rozšiřována, aby mohla efektivně čistit stále rostoucí objem odpadních vod dle aktuálních legislativních požadavků. Dnešní stávající vodní linka (SVL), je mechanicko-biologická čistírna s chemickým srážením fosforu. Čistírna biologicky odstraňuje uhlíkové znečištění a částečně nitrifikuje amoniakální dusík. Fosfor se z vody odstraňuje srážením železitými solemi (Rosický, 2018).

Čistírna je mechanicko-biologická s chemickým srážením fosforu. Odpadní voda nejprve přitéká na hrubé předčištění, které se skládá z lapáku šterku, česlí a lapáků písku. Další částí je mechanické předčištění s osmi usazovacími nádržemi. Usazený materiál, označovaný jako primární kal, je ze dna nádrží čerpán do kalového hospodářství. Mechanicky předčištěná voda přitéká do biologické části, kde je biologicky odstraňován dusík kombinací denitrifikace a nitrifikace a chemicky srážen fosfor. Aktivační nádrž je rozdělena na denitrifikační zóny a nitrifikační zóny s jemnobublinnou aerací. Aktivovaný kal je regenerován v regenerační nádrži. Oddělení aktivovaného kalu od vyčištěné odpadní vody probíhá ve 12 kruhových dosazovacích nádržích. Nakonec je voda odsazena a zpětně vypuštěna do Vltavy.

6. Metodika

6.1 Popis míst odběru vzorku

Pro splnění cílů této bakalářské práce, byly prosté vzorky odebírány z aktivačních nádrží biologické linky ÚČOV Praha. Jak zmiňuje Bábíček a kol. (2018) v příručce provozovatele čistírny odpadních vod. Prostý vzorek je možné definovat jako množství materiálu předepsané hmotnosti, objemu nebo velikosti, odebrané jednorázově v daném čase a místě.

Odběry byly prováděny v měsíci říjnu pomocí teleskopické tyče určené pro odběry vzorků. Objem odebraného vzorku byl 500 ml.

Vzhledem k odlišným koncentracím rozpuštěného kyslíku, a tedy různému oxidačně redukčnímu potenciálu (ORP) v různých nádržích na čistírně odpadních vod, a tedy odlišným podmínkám pro transformaci forem dusíku byla zvolena 3 konkrétní místa odběru vzorků v nádržích. Jednalo o nátok na aktivaci, anoxickou sekci a oxickou sekci aktivace. Jednotlivá místa odběrů a základní charakteristiky nádrží jsou uvedeny níže.

Celkový objem aktivační nádrže je 65 000 m³, vzorky jsem odebíral vždy v jedné sekci jednoho z koridorů aktivace. Tento koridor má objem 181 m³. Koncentrace aktivovaného kalu vyjádřená jako nerozpuštěné látky se v daném místě pohybovala v rozmezí 3-4 g/l.

Nátok na aktivaci

Jedná se o koridor na počátku aktivačního procesu, kdy na začátek koridoru je zaústěna mechanicky předčištěná odpadní voda a z bočního potrubí je přiváděn vratný (recirkulovaný) aktivovaný kal. V nátokovém koridoru tak dochází k postupnému smísení odpadní vody s kalem a počátku biologického čištění odpadních vod. V současném provozním módu ÚČOV není nátokový koridor aerován. V daném místě by tedy měly panovat anoxické podmínky a můžeme tedy předpokládat především průběh denitrifikace a hydrolýzy dusíku.

Anoxická sekce aktivace.

Stávající vodní linka je vybavena tzv. koridorovou aktivací, kde je odpadní voda čištěna v jednotlivých koridorech, kterých je celkem 40. Každý koridor se sestává z anoxických a oxických zón, kdy anoxická část je tvořena 1-3 počátečními sekcemi dle volby technologa. Odběr byl prováděn vždy ve druhé anoxické sekci, která byla v dané době provozována jako anoxická a určená pro denitrifikaci. Vzhledem k zastaralému strojnímu vybavení ČOV není anoxická sekce míchána míchadlem, ale omezeným proudem vzduchu, což samozřejmě zavádí do nádrže vzduch, byť v omezeném množství.

Oxická sekce aktivace.

Jedná se o celkově 4. nádrž v daném koridoru a zároveň první nádrž v koridoru, která je provozována jako oxická, tedy s jemnobublinnou aerací. Vzhledem k tomu, že na ČOV je využíván proces simultánní nitrifikace a denitrifikace, je aerace omezena na nižší průtok vzduchu s cílem v jedné nádrži dosahovat zároveň nitrifikace i denitrifikace. Zároveň je třeba mít na paměti, že aerace na ÚČOV je řízena automaticky pomocí zpětné vazby v závislosti na koncentraci N_{amon} v aktivaci. Nelze zde tedy předem nastavit definovanou koncentraci kyslíku v libovolné nádrži pro účely experimentální části práce, ale je potřebné pracovat s tím, že koncentrace kyslíku je proměnlivá a řízená vzdáleně tak, aby bylo dosaženo optimálního odstraňování dusíku.

6.2. Popis použitých analytických metod

Po odběru vzorku jsem provedl filtraci za pomoci již zmíněných dvou filtračních metod. Tento přefiltrovaný vzorek měl objem 100 ml. První metoda filtrace byla pomocí nylonového (membránového) jednorázového filtru. Druhá metoda filtrace byla pomocí filtračního papíru z buničiny. Po provedení filtrace následovala analýza vzorku za pomoci spektrofotometrického přístroje DR 1900 a kyvetových testů LCK.

6.2.1 Postup měření amoniakálního dusíku – LCK 304

Z plastové vzorkovnice o objemu 500 ml jsem přefiltroval nejprve 100 ml vzorku přes nylonový (membránový) jednorázový filtr za pomoci nasátí přes injekční stříkačku. Přes druhý buničinový filtrační papír jsem přefiltroval 100 ml vzorku za pomoci filtračního papíru s nálevkou. Přiložené vzorkovnice byly popsány, aby nedošlo k případné záměně.

Poté jsem pomocí druhé laboratorní pipety se schopností pojmout větší množství vzorku (v tomto případě pipeta od výrobce Eppendorf Research plus) nasál první filtrovaný vzorek o objemu 5,0 ml a ten vypustil do zkumavky ze sady kyvetových testů LCK 304. Dále jsem k tomuto vzorku přidal reagentii, která je u tohoto testu již od výroby odměřena ve víčku zkumavky. Vzorek jsem protřepal a nechal po dobu 15 ti minut odstát. To stejné jsem udělal s druhým filtrovaným vzorkem přes buničinový filtrační papír.

Po uplynutí potřebné doby jsem vzorky změřil v přístroji DR 1900 a zapsal si výsledné hodnoty do Tabulky 3.

Během většího časového rozestupu, kdy jsem prováděl měření byly vzorky ve shodě s běžnou provozní praxí ponechány při teplotě okolí, tedy cca 15 C.

6.2.2 Postup měření dusičnanového dusíku – LCK 339

U měření dusičnanového dusíku bylo měření obdobné až na pár výjimek. Z plastové vzorkovnice o objemu 500 ml jsem přefiltroval nejprve 100 ml vzorku přes nylonový (membránový) jednorázový filtr za pomoci nasátí přes injekční stříkačku. Přes druhý buničinový filtrační papír jsem přefiltroval také 100 ml vzorku za pomoci filtračního papíru s nálevkou. Přiložené vzorkovnice jsem poté popsal, aby nedošlo k případné záměně.

Poté jsem pomocí laboratorní pipety (v tomto případě pipeta od výrobce Avantor VWR) nasál první filtrovaný vzorek o objemu 1,0 ml a ten vypustil do zkumavky ze sady kyvetových testů LCK 339. Dále jsem k tomuto vzorku přidal dle návodu 0,2 ml reagentie, vzorek protřepal a nechal po dobu 15 ti minut odstát. To stejné jsem udělal s druhým filtrovaným vzorkem.

Po uplynutí potřebné doby jsem vzorky změřil v přístroji DR 1900 a zapsal si výsledné hodnoty do Tabulky 4.

Během většího časového rozestupu, kdy jsem prováděl měření byly vzorky ve shodě s běžnou provozní praxí ponechány při teplotě okolí, tedy cca 15 C.

6.2.3 Vyhodnocení zjištěných výsledků

Výsledky zjištěné analýzou vzorků byly zpracovány v programu MS Excel. Následně byly výsledky vyhodnoceny formou tabulek a grafů a posléze převedeny do programu MS Word.

7. Výsledky práce

Stanovení amoniakálního dusíku – N_{amon}

Kompletní výsledky jsou shrnuty v Tabulce 3. Pro větší přehlednost jsem zpracovaná data přetvořil do grafické podoby, což je znázorněno v následujících kapitolách. Stejně tak jsou data zpracována i pro stanovení dusičnanového dusíku.

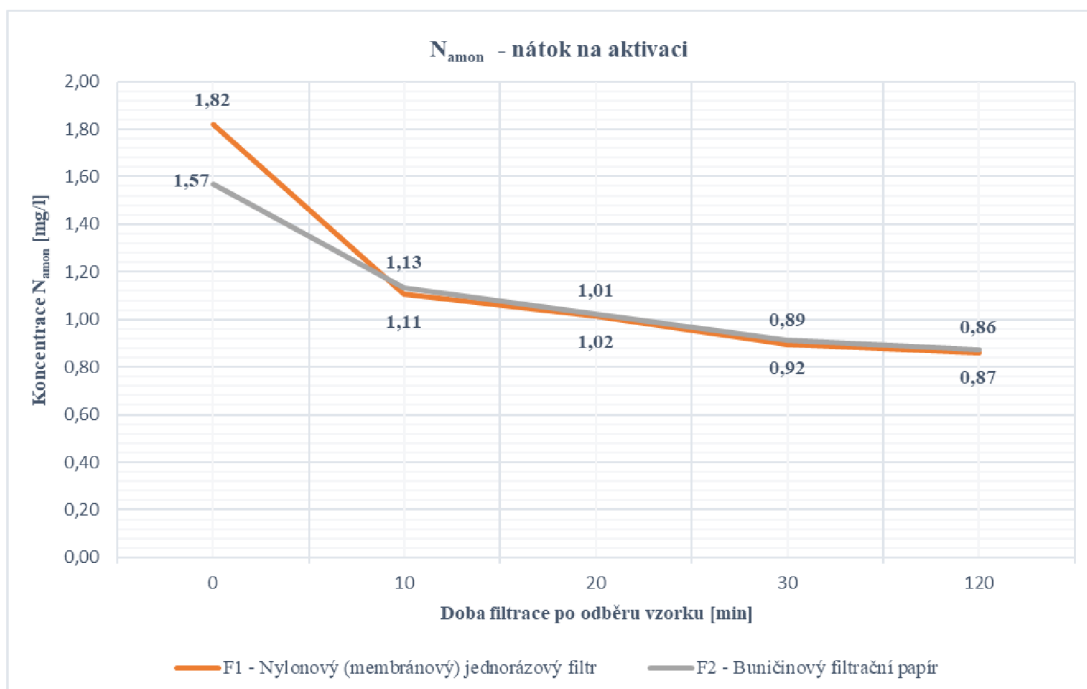
Tabulka 3: Celkový přehled naměřených hodnot – N_{amon}

Celkový přehled naměřených hodnot - N_{amon}		
filtrace vzorku ihned		
Stanovení - N_{amon} [mg/l]	F1 – Nylonový (membránový) jednorázový filtr	F2 - Buničinový filtrační papír
Nátok na aktivaci	1,82	1,57
Anoxická sekce aktivace	0,82	0,84
Oxická sekce aktivace	0,17	0,11
filtrace vzorku za 10. minut		
Stanovení - N_{amon} [mg/l]	F1 – Nylonový (membránový) jednorázový filtr	F2 - Buničinový filtrační papír
Nátok na aktivaci	1,11	1,13
Anoxická sekce aktivace	0,97	1,01
Oxická sekce aktivace	0,49	0,86
filtrace vzorku za 20. minut		
Stanovení - N_{amon} [mg/l]	F1 – Nylonový (membránový) jednorázový filtr	F2 - Buničinový filtrační papír
Nátok na aktivaci	1,01	1,02
Anoxická sekce aktivace	1,56	1,35
Oxická sekce aktivace	1,20	1,15
filtrace vzorku za 30. minut		
Stanovení - N_{amon} [mg/l]	F1 – Nylonový (membránový) jednorázový filtr	F2 - Buničinový filtrační papír
Nátok na aktivaci	0,89	0,92
Anoxická sekce aktivace	0,80	0,85
Oxická sekce aktivace	1,31	1,34
filtrace vzorku za 120. minut		
Stanovení - N_{amon} [mg/l]	F1 – Nylonový (membránový) jednorázový filtr	F2 - Buničinový filtrační papír
Nátok na aktivaci	0,86	0,87
Anoxická sekce aktivace	0,81	0,83
Oxická sekce aktivace	0,68	0,72

7.1 Stanovení amoniakálního dusíku N_{amon} – nátok na aktivaci

Výsledky pro stanovení koncentrace amoniakálního dusíku (zkratka N_{amon}) v nátoku na aktivaci jsou zobrazeny na obrázku 20. Vzorčky byly odebrány v místě A1 dle schématu uvedeném v příloze 1. V daném místě by dle konfigurace ČOV měly panovat anoxické podmínky, jelikož se jedná o koridor těsně po smíchání předčištěné odpadní vody s vratným aktivovaným kalem. Podmínky byly prověřeny také měřením koncentrace rozpuštěného kyslíku (obr. 14), kdy bylo dosaženo průměrné hodnoty 0,18 mg/l.

Obrázek 20: N_{amon} – nátok na aktivaci

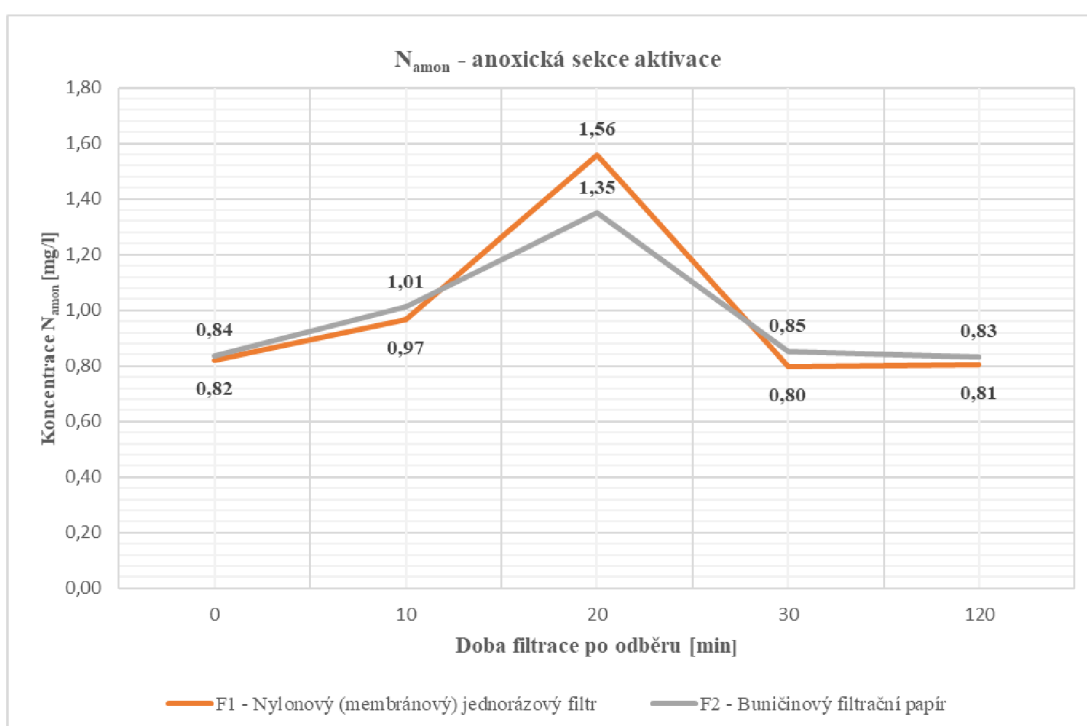


Z grafu je patrné, že koncentrace amoniakálního dusíku setrvale klesá, nejprve s vyšší rychlostí, která se ale postupně snižuje.

7.2 Stanovení amoniakálního dusíku N_{amon} – anoxická sekce aktivace

Stanovení koncentrace N_{amon} v anoxické sekci je zobrazeno (obr. 21). Vzorby byly odebírány v místě A2 dle přílohy 1. Tato anoxická sekce je určena pro denitrifikaci. Vzhledem ke strojnímu vybavení ÚČOV není anoxická sekce míchána míchadlem, ale omezeným proudem vzduchu. Podmínky byly prověřeny také měřením koncentrace rozpuštěného kyslíku, kdy bylo naměřeno hodnoty 0,14 mg/l.

Obrázek 21: N_{amon} - anoxická sekce aktivace

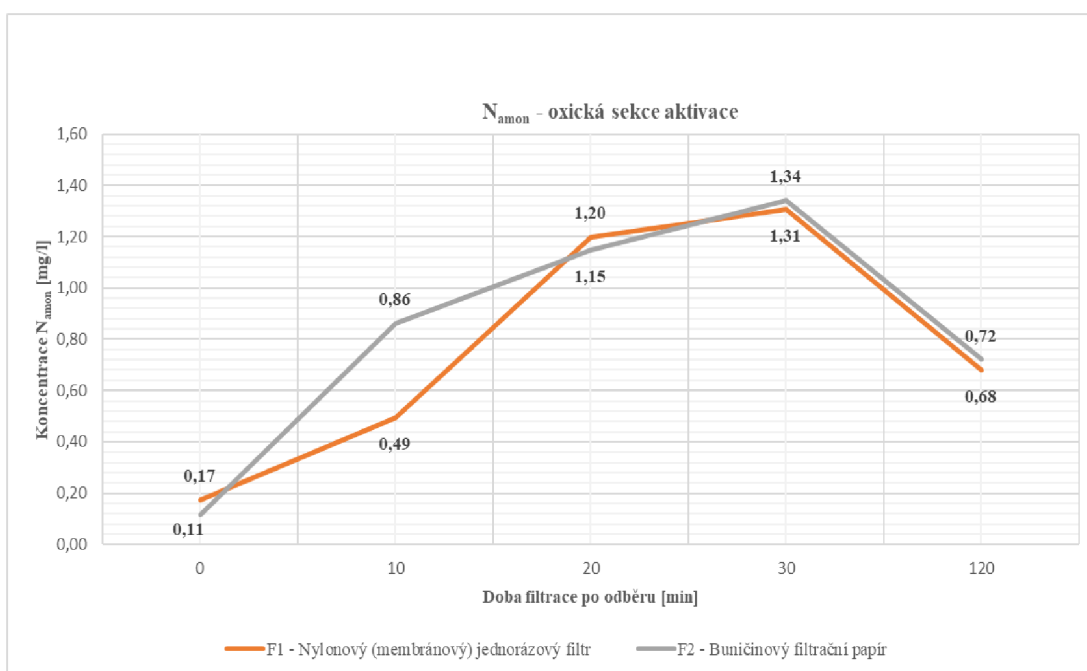


Z grafu je patrné, že množství amoniakálního dusíku nejprve roste s tím, že maxima je dosaženo po 20 ti minutách a následně klesá.

7.3 Stanovení amoniakálního dusíku N_{amon} – oxická sekce aktivace

Pro stanovení koncentrace N_{amon} v oxické sekci jsou zobrazeny výsledky na (obr. 22). Vzorky byly odebrány v místě A3 dle přílohy 1. V daném místě by se měly vyskytovat oxické podmínky, neboť se jedná o nádrž provzdušňovanou jemnobublinnou aerací.

Obrázek 22: N_{amon} - oxická sekce aktivace



Z grafu je patrné, že koncentrace amoniakálního dusíku značně stoupá s tím, že maxima je dosaženo po 30 ti minutách a následně klesá.

Stanovení dusičnanového dusíku – N-NO₃⁻:

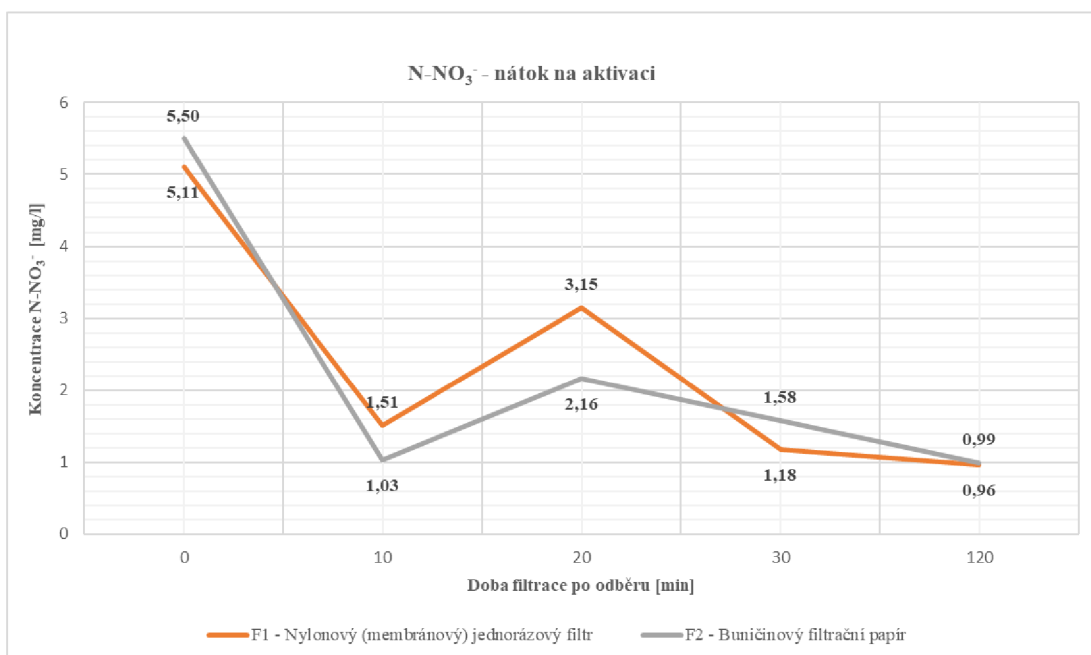
Tabulka 4: Celkový přehled naměřených hodnot – N-NO₃⁻

Celkový přehled naměřených hodnot N-NO ₃ ⁻		
filtrace vzorku ihned		
Stanovení - N-NO ₃ ⁻ [mg/l]	F1 – Nylonový (membránový) jednorázový filtr	F2 - Buničinový filtrační papír
Nátok na aktivaci	5,11	5,50
Anoxická sekce aktivace	0,84	0,48
Oxická sekce aktivace	2,46	2,00
filtrace vzorku za 10. minut		
Stanovení - N-NO ₃ ⁻ [mg/l]	F1 – Nylonový (membránový) jednorázový filtr	F2 - Buničinový filtrační papír
Nátok na aktivaci	1,51	1,03
Anoxická sekce aktivace	0,39	0,33
Oxická sekce aktivace	2,07	2,14
filtrace vzorku za 20. minut		
Stanovení - N-NO ₃ ⁻ [mg/l]	F1 – Nylonový (membránový) jednorázový filtr	F2 - Buničinový filtrační papír
Nátok na aktivaci	3,15	2,16
Anoxická sekce aktivace	0,30	0,31
Oxická sekce aktivace	3,36	3,07
filtrace vzorku za 30. minut		
Stanovení - N-NO ₃ ⁻ [mg/l]	F1 – Nylonový (membránový) jednorázový filtr	F2 - Buničinový filtrační papír
Nátok na aktivaci	1,18	1,58
Anoxická sekce aktivace	0,27	0,30
Oxická sekce aktivace	1,73	1,35
filtrace vzorku za 120. minut		
Stanovení - N-NO ₃ ⁻ [mg/l]	F1 – Nylonový (membránový) jednorázový filtr	F2 - Buničinový filtrační papír
Nátok na aktivaci	0,96	0,99
Anoxická sekce aktivace	0,23	0,24
Oxická sekce aktivace	1,44	1,19

7.4 Stanovení dusičnanového dusíku – N-NO₃⁻ - nátok na aktivaci

Výsledky pro stanovení dusičnanového dusíku (N-NO₃⁻) v nátoku na aktivaci jsou zobrazeny na (obr. 23). Vzorky byly odebrány v místě A1, jako u předešlého stanovování amoniakálního dusíku. Podmínky byly prověřeny také měřením koncentrace rozpuštěného kyslíku (obr. 14), kdy bylo dosaženo průměrné hodnoty 0,19 mg/l.

Obrázek 23: N-NO₃⁻ - nátok na aktivaci

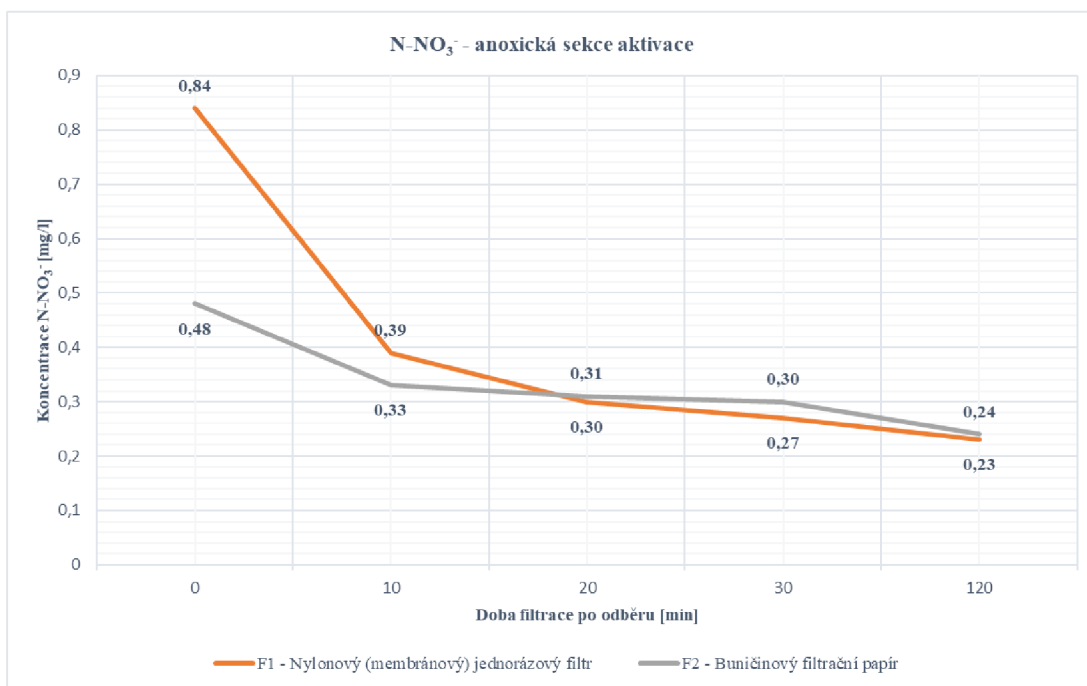


Z grafu je patrné, že koncentrace N-NO₃⁻ setrvale klesá, nejprve s větší rychlostí, která se ale postupně snižuje.

7.5 Stanovení dusičnanového dusíku – N-NO_3^- - anoxická sekce aktivace

Stanovení dusičnanového dusíku v anoxické sekci je zobrazeno na (obr. 24). Vzorčky byly odebrány v místě A2, jako u předešlého stanovování N_{amon} v anoxické sekci aktivace. Podmínky byly prověřeny také měřením koncentrace rozpuštěného kyslíku, kdy byla zjištěna hodnota 0,14 mg/l.

Obrázek 24: N-NO_3^- - anoxická sekce aktivace

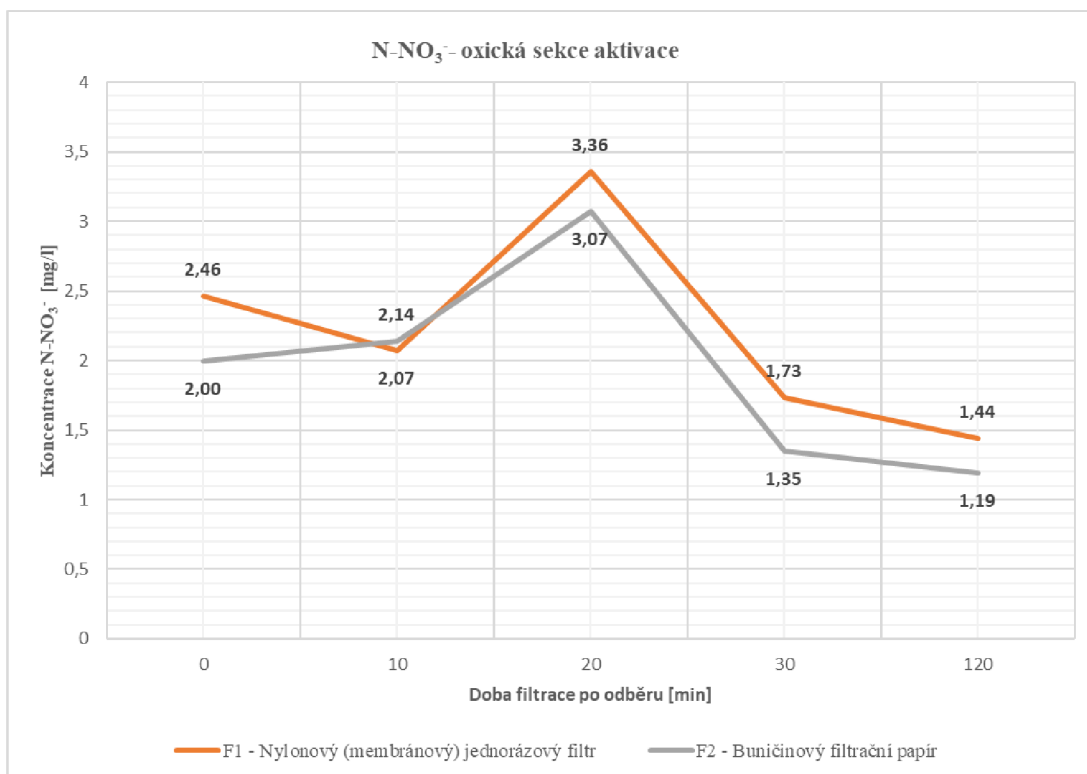


Z grafu je patrné, že koncentrace N-NO_3^- prudce klesá, a to zejména v prvních 10 ti minutách a později se tato rychlost postupně snižuje. To je v souladu s tím, že v daném místě se vyskytují anoxické podmínky, vhodné pro průběh denitrifikace.

7.6 Stanovení dusičnanového dusíku – N-NO_3^- - oxická sekce aktivace

Pro stanovení dusičnanového dusíku v oxické sekci jsou výsledky zobrazeny na (obr. 25). Vzorky byly odebírány v místě A3, jako u předešlého stanovení amoniakálního dusíku v oxické sekci aktivace. Podmínky byly prověřeny také měřením koncentrace rozpuštěného kyslíku, kdy byla zjištěna hodnota 0,60 mg/l.

Obrázek 25: N-NO_3^- - oxická sekce aktivace

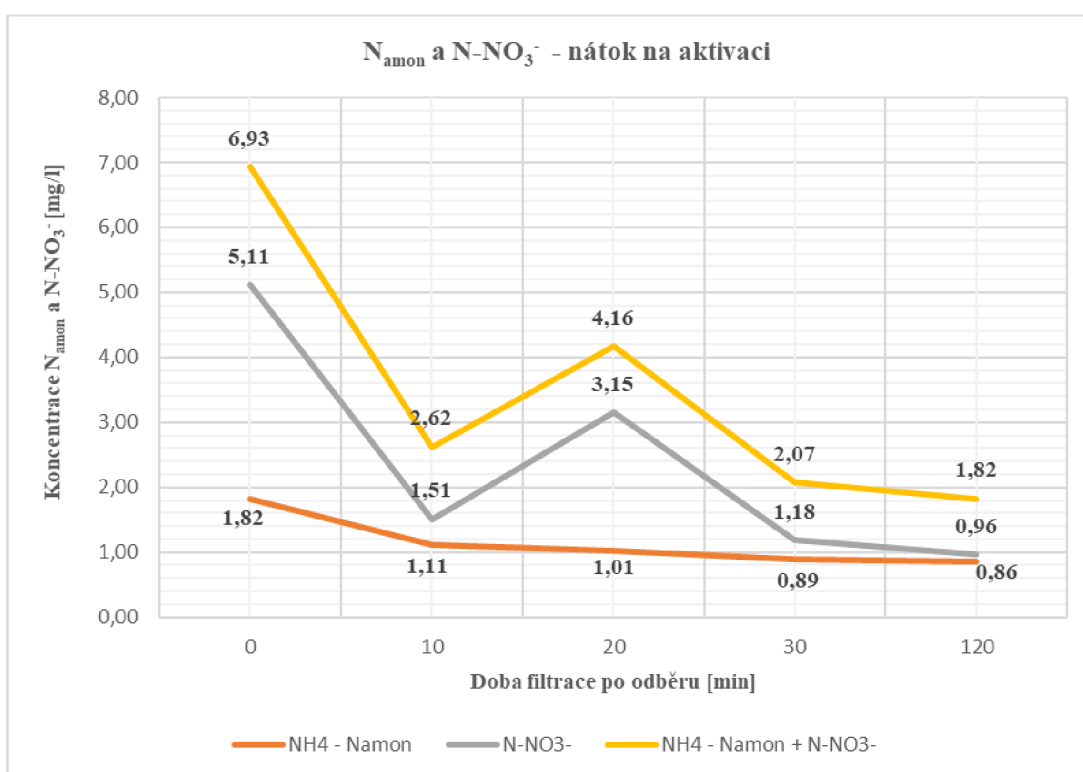


Z grafu je patrné, že koncentrace N-NO_3^- nejprve roste, kdy maxima je dosaženo po 20 ti minutách a následně dochází k setrvalému poklesu.

7.7 Součet koncentrací N_{amon} a $N\text{-NO}_3^-$ - nátok na aktivaci

Výsledky pro stanovení obou forem dusíku v nátoku na aktivaci jsou zobrazeny na (obr.26). Do grafu je, kromě měřených hodnot vynesena také vypočtená koncentrace součtu N_{amon} a $N\text{-NO}_3^-$, pro jednu metodu filtrace, a to přes nylonový (membránový) jednorázový filtr. Tato koncentrace reprezentuje celkový anorganický dusík (při zanedbání $N\text{-NO}_2^-$, který je důležitým cílovým parametrem na odtoku z čistírny.

Obrázek 26: N_{amon} a $N\text{-NO}_3^-$ - nátok na aktivaci



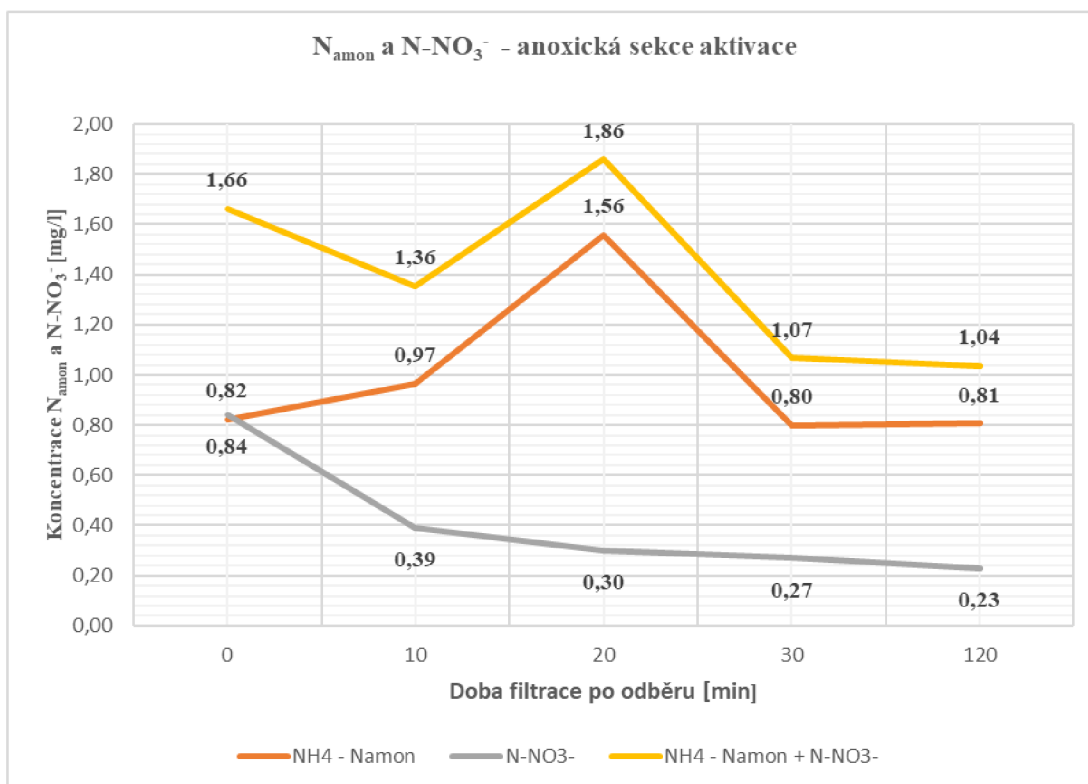
Z grafu je patrné, že součet koncentrací N_{amon} a $N\text{-NO}_3^-$ je postupně klesající, a to nejprve s větší rychlostí, která se ale postupně snižuje.

7.8 Součet koncentrací N_{amon} a $N\text{-NO}_3^-$ - anoxická sekce aktivace

Výsledky pro stanovení obou forem dusíku v anoxické sekci jsou zobrazeny na (obr.27). Do grafu je, kromě měřených hodnot vynesena také vypočtená koncentrace součtu N_{amon} a $N\text{-NO}_3^-$, která reprezentuje celkový anorganický dusík, který je důležitým cílovým parametrem na odtoku z čistírny

Z grafu je patrné, že koncentrace $N\text{-NO}_3^-$ klesá, nejprve s větší rychlostí, která se ale postupně snižuje. To je v souladu s tím, že se v daném místě vyskytují anoxické podmínky, vhodné pro průběh denitrifikace.

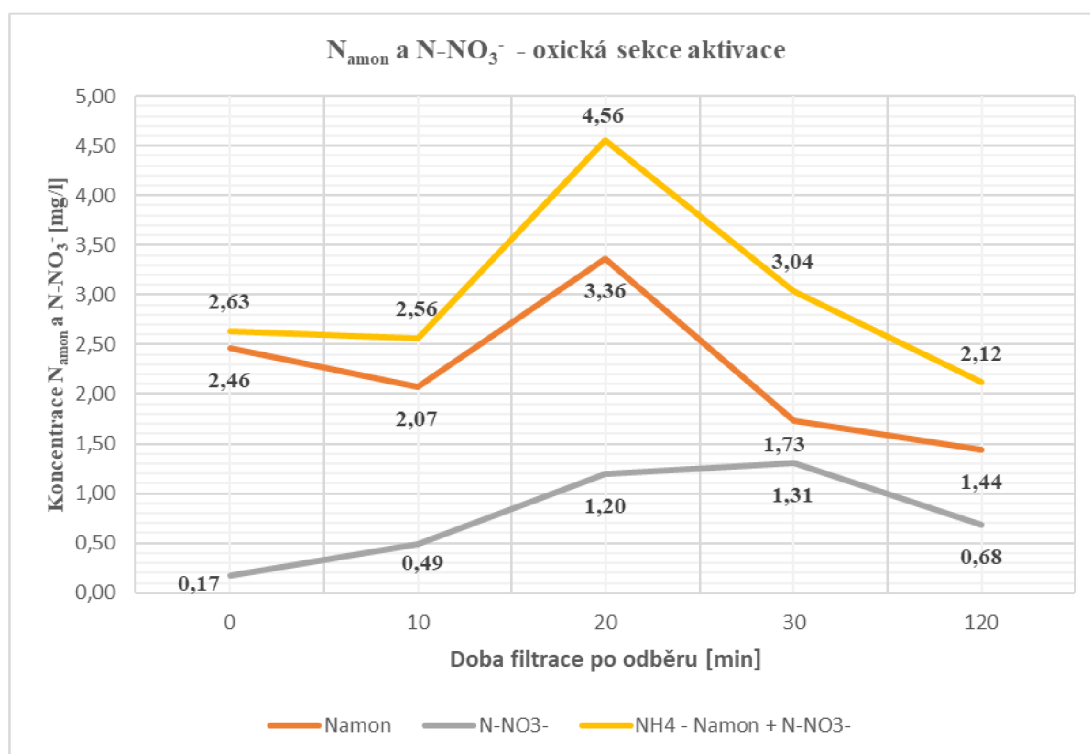
Obrázek 27: N_{amon} a $N\text{-NO}_3^-$ - anoxická sekce aktivace



7.9 Součet koncentrací N_{amon} a $N\text{-NO}_3^-$ - oxická sekce aktivace

Výsledky pro stanovení obou forem dusíku v oxické sekci jsou zobrazeny na (obr. 28). Do grafu je, kromě měřených hodnot vynesena také vypočtená koncentrace součtu N_{amon} a $N\text{-NO}_3^-$, která reprezentuje celkový anorganický dusík, který je důležitým cílovým parametrem na odtoku z čistírny. Podmínky byly prověřeny také měřením koncentrace rozpuštěného kyslíku, kdy bylo dosaženo hodnoty 0,60 mg/l.

Obrázek 28: N_{amon} a $N\text{-NO}_3^-$ - oxická sekce aktivace



Z grafu je patrné, že součet koncentrací N_{amon} a $N\text{-NO}_3^-$ nejprve roste a maxima je dosaženo po 20 ti minutách, pak koncentrace klesá. Na tomto průběhu se podílejí tři biochemické děje, jedná se o nitrifikaci, denitrifikaci a hydrolýzu (převod dusíkatých sloučenin v surové odpadní vodě na amoniakální dusík).

8. Diskuse

Vzhledem k tomu, že výše bylo prokázáno, že vliv metody filtrace na výsledky stanovení je zanedbatelný, je diskuse výsledků pro obě sledované formy dusíku provedena u každého odběrového místa jen pro jednu metodu filtrace, a to přes nylonový (membránový) jednorázový filtr.

V nátoku na aktivaci při stanovení amoniakálního dusíku je nízká koncentrace kyslíku způsobena patrně vnesením kyslíku při smíchání proudů odpadní vody a vratného kalu. To je v souladu s tím, že na počátku procesu je ve vzorku přítomna zbytková koncentrace kyslíku, která je využita k nitrifikaci. Kyslík ve vzorku se postupně vyčerpá a nitrifikace se zastavuje. Vliv doby mezi odběrem vzorku a provedením filtrace je významný. Při prodloužení 120 minut by rozdíl stanovené koncentrace amoniakálního dusíku činil průměrně 0,83 mg/l, což při odtokových koncentracích z ČOV, které se pohybují v jednotkách mg/l může být již velmi významné. V anoxické sekci při stanovení amoniakálního dusíku je nízká koncentrace kyslíku způsobena jemnobublinnou aerací využívanou k míchání aktivační směsi. Tento výsledek je zdánlivě paradoxní, neboť v anoxických podmínkách by měla být tato koncentrace konstantní. Je ale potřeba si uvědomit, že naměřená koncentrace kyslíku odpovídá pouze rovnovážné koncentraci po spotřebě kyslíku mikroorganismy. Kyslík pro nitrifikaci je tedy dostupný, i když v nízké koncentraci. Zároveň je třeba vidět, že v daném místě se ve směsi vyskytuje stále značné množství surové odpadní vody, a tedy nelze zanedbat také vliv hydrolýzy organického dusíku na dusík amoniakální, která způsobuje právě vzestup koncentrace N_{amon} na počátku experimentu. Doba mezi odběrem vzorku a provedením filtrace je méně významná, neboť při prodloužení 120 minut by rozdíl stanovené koncentrace amoniakálního dusíku činil průměrně 0,01 mg/l. Při stanovení amoniakálního dusíku v oxické sekci aktivace je na ÚČOV využíván proces simultánní nitrifikace a denitrifikace. Aerace je omezena na nižší průtok vzduchu s cílem dosáhnout koncentrace kyslíku cca 0,5-1 mg/l. V jedné nádrži je možné dosahovat zároveň nitrifikace i denitrifikace. Podmínky byly

prověřeny měřením koncentrace rozpuštěného kyslíku, kdy koncentrace činila 0,66 mg/l. Tento výsledek je zdánlivě paradoxní, neboť v oxických podmínkách by měla koncentrace amoniakálního dusíku setrvale klesat. Zároveň je třeba uvážit, že v daném místě se ve směsi vyskytuje stále značné množství surové odpadní vody, a tedy nelze zanedbat vliv hydrolyzy organického dusíku na dusík amoniakální, což způsobuje právě vzestup koncentrace amoniakálního dusíku na počátku experimentu. Po vyčerpání potenciálu hydrolyzy již převládá proces nitrifikace, a dochází ke snížení koncentrace N_{amon} . Vliv doby mezi odběrem vzorku a provedením filtrace je značně významný, neboť při prodloužení 120 minut by rozdíl stanovené koncentrace N_{amon} činila průměrně - 0,56 mg/l.

Při stanovení dusičnanového dusíku v nátoce na aktivaci dochází k postupnému snižování rychlosti denitrifikace. Ta je důsledkem snižující se koncentrace dusičnanového dusíku a také postupného vyčerpávání snadno rozložitelného substrátu, který je pro denitrifikaci nutný viz.(kapitola 3.2.4). Vliv doby mezi odběrem vzorku a provedením filtrace je významný, neboť při prodloužení 120 minut by rozdíl stanovené koncentrace $N-NO_3^-$ činil průměrně 4,33 mg/l, což při odtokových koncentracích z ČOV, které se pohybují v jednotkách mg/l může být již významné. U stanovení dusičnanového dusíku v anoxické sekci aktivace je vliv metody filtrace nevýznamný, nicméně je zajímavé porovnat oba průběhy, protože v experimentu s nylonovým (membránovým) jednorázovým filtrem (obr. 9) byla počáteční koncentrace $N-NO_3^-$ 0,84 mg/l, zatímco v experimentu s buničínovým filtračním papírem (obr. 10) pouze 0,48 mg/l. Výsledná koncentrace po 120 minutách je však téměř stejná, 0,23, respektive 0,24 mg/l. Zde je tedy možno dobře pozorovat vliv počáteční koncentrace na rychlost denitrifikace, protože při vyšší počáteční koncentraci je rychlost vyšší, a tedy je nakonec dosaženo stejné koncové koncentrace jako při poloviční počáteční koncentraci. Pro ověření hypotézy, by však bylo potřeba pokus opakovat, což může být např. předmětem další práce. Během stanovení dusičnanového dusíku v oxické sekci aktivace je koncentrace kyslíku na začátku stejná, jako v nádrži, ze které je vzorek odebrán, tedy 0,60 mg/l, což postačuje k nitrifikaci, a koncentrace $N-NO_3^-$ tak

stoupá. Po cca 20 ti minutách je ale kyslík vyčerpán a následně dochází k denitrifikaci, a koncentrace dusičnanového dusíku klesá. Doba mezi odběrem vzorku a provedením filtrace je významná, neboť při prodloužení 120 minut by rozdíl stanovené koncentrace N-NO_3^- činil průměrně 0,92 mg/l.

V souhrnném grafu N_{amon} a N-NO_3^- v místě nátok na aktivaci klesá koncentrace N_{amon} nejprve s větší rychlostí, která se ale postupně snižuje. To je v souladu s tím, že na počátku je ve vzorku přítomna zbytková koncentrace kyslíku, která je využita k nitrifikaci amoniakálního dusíku. Kyslík ve vzorku se postupně vyčerpá a nitrifikace se zastavuje. Pro obě koncentrace v místě anoxická sekce aktivace je potřeba si uvědomit, že naměřená koncentrace kyslíku odpovídá pouze rovnovážné koncentraci po spotřebě kyslíku mikroorganismy. Kyslík pro nitrifikaci je tedy dostupný, i když v nízké koncentraci. Zároveň je třeba uvážit, že v daném místě se ve směsi vyskytuje stále značné množství surové odpadní vody, a tedy nelze zanedbat také vliv hydrolýzy organického dusíku na dusík amoniakální, která způsobuje právě vzestup koncentrace N_{amon} na počátku experimentu. Po vyčerpání potenciálu hydrolýzy již převládá nitrifikace, která koncentraci N_{amon} snižuje. V poslední řadě při stanovení obou zmíněných koncentrací v místě oxická sekce aktivace by se dalo očekávat, že ve stejné době bude koncentrace amoniakálního dusíku postupně klesat, neboť by mělo docházet k přeměně na dusík dusičnanový. Tento děj ale nenastává. Potenciál nastavení podmínek v nádrži pro průběh simultánní nitrifikace a denitrifikace, který je pro tuto ČOV uveden v článku (Wanner a kol, 2021), se potvrdil i v průběhu experimentu, kdy došlo k postupnému snižování koncentrací amoniakálního a dusičnanového dusíku.

9. Závěr a přínos práce

V experimentální části práce byly testovány dvě základní hypotézy. Jednalo se o vliv metody filtrace vzorku a času mezi odběrem vzorku a provedením filtrace na výsledek stanovení amoniakálního dusíku (N_{amon}) a dusičnanového dusíku ($N\text{-NO}_3^-$) jako převládajících forem dusíku v aktivačním procesu čistírny odpadních vod.

Na základě výše uvedených výsledků je možno formulovat následující závěry:

- Vliv testovaných metod filtrace, tj. přes nylonový (membránový) jednorázový filtr a buničínový filtrační papír na výsledky stanovení amoniakálního a dusičnanového dusíku jsou zanedbatelné. Tyto výsledky můžeme porovnat s doporučením v nejčastěji využívané učebnici analytiky vody (Horáková a kol., 2003), kde je doporučeno filtrovat s využitím filtru s velikostí pórů 0,45 μm . Buničínový filtrační papír je doporučen pouze pro předfiltraci v případě vysokého obsahu suspendovaných látek. Tato doporučení platí zejména pro stanovení, kde je zásadní rozdělení analytů na rozpuštěné a nerozpuštěné, jak požaduje norma ČSN 75 7300. V případě stanovení forem dusíku v aktivační směsi na ČOV se však filtrace přes buničínový filtrační papír ukazuje jako dostatečná. Vzhledem k malému množství potřebného filtrátu odpadá i další nevýhoda popsaná v (Horáková a kol., 2003) a to časová náročnost. Naopak je třeba vyzvednout nízkou finanční náročnost filtrace přes buničínový filtrační papír.
- Vliv času mezi odběrem vzorku a provedením filtrace na výsledek stanovení amoniakálního a dusičnanového dusíku je významný. Toto tvrzení můžeme porovnat také s (Horáková a kol., 2003), kdy je doporučeno provádět stanovení těchto forem dusíku „v co nejkratší době po odběru“ popřípadě vzorky

konzervovat chlazením. Je zřejmé, že toto doporučení je platné zejména po surové a pitné vody. U vod odpadních a zejména u vzorků s obsahem aktivovaného kalu je z této práce zřejmé, že zásadní pro konzervaci vzorku je zejména včasná filtrace, a tedy zabránění dalšího působení mikroorganismů.

Z výsledků práce lze vyvodit doporučení, že pro přesné stanovení forem dusíku v aktivační směsi je nutná okamžitá filtrace v místě odběru a do laboratoře je nutno dopravovat již pouze filtrát.

Zajímavým vedlejším pozorováním bylo sledování přeměn forem dusíku v různých podmínkách navozených na ČOV. Výsledky ukazují, že v jedné nádrži může při správně zvolené koncentraci kyslíku probíhat nitrifikace a denitrifikace (tzv. simultánní proces). Překvapivě silný se jeví vliv procesu hydrolýzy, který probíhá nejen v přítoku, ale také v samotné aktivační nádrži.

10. Přehled literatury a použitých zdrojů

AGROWEB, ©2011: Internetový zemědělský portál (online) [cit. 2023.01.06], dostupné z <<https://profipress.cz/>>.

Augustyn, A., 2020: Sedimentation tank. Additional Information (online) [cit. 2023. 03. 08], dostupné z <<https://britannica.com/technology/sedimentation-tank>>.

Bábíček R., 2018: Příručka provozovatele čistírny odpadních vod. 3. akt. vyd. Líbeznice, 280 s.

Bernauer B., Bleha M., Bouzek K. [eds.] 2012: Membránové procesy, 1.vyd. Vysoká škola chemicko – technologická, Praha, 296 s.

Biological Nutrient Removal, 2005: Operation in Wastewater Treatment Plants – manual of practice. McGraw Hill, New York, 597 p.

Bindzar J., 2007: Osoba oprávněná k provozování vodovodů a kanalizací, učební text VI, Kanalizace – čištění odpadních vod. 1. vyd. Líbeznice 124 s.

CENTRUM PRO CYNOBAKTERIE A JEJICH TOXINY, © 2005: Sinice a koupání v přírodě. (online) [cit. 2022.11.12], dostupné z <<http://www.sinice.cz/index.php?pg=o-sinicich--vodni-kvet>>.

CZEMP, ©2011: Česká membránová platforma. Strategická výzkumná agenda (online) [cit. 2022.12.12], dostupné z <http://www.czemp.cz/sites/default/files/czemp_sva.pdf>.

ČSN 75 7300: Jakost vod. Chemický a fyzikální rozbor, všeobecná ustanovení a pokyny. Český normalizační institut, Praha, 2007, 20 s.

ČSN 75 7451: Jakost vod. Stanovení amonných iontů. Část 1: Manuální spektrofotometrická metoda. Český normalizační institut, Praha, 1994, 12 s.

Dohányos M., Koller, J., Strnadová, N., 1998: Čištění odpadních vod, 2. vyd., Vysoká škola chemicko-technologická, Praha, 177 s.

DREAGER, ©2023: Product information (online) [cit. 2023. 02. 28], dostupné z <https://www.draeger.com/en_uk/Products/X-am-5600>.

Flexbooks, ©2022: 8.1 Distribution of Water on Earth, (online) [cit. 2023. 03.21] dostupné z <<https://flexbooks.ck12.org/cbook/ck-12-middle-school-earth-science-flexbook-2.0/section/8.1/primary/lesson/distribution-of-water-on-earth-ms-es/>>.

Fridrichová, M., 2016: Vliv teplotních výkyvů na účinnost procesu deamonifikace při čištění odpadních vod, Česká zemědělská univerzita, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, Praha. 56 s. (diplomová práce) „nepublikováno“. Dep. SIC ČZU v Praze.

Gray N. F., 2005: Water technology. 2nd ed. Elsevier, London, 610 p.

Güven D., 2017: Impact of paint shop decanter effluents on biological treatability of automotive industry wastewater. Journal of Hazardous Materials 330. P. 61–67.

HACH, ©2013: Dusíkové parametry: nitrifikace, denitrifikace apod. (online) [cit. 2023. 02. 28], dostupné z <<https://cz.hach.com/dusicnany-kyvetovy-test-0-23-13-5-mg-l-no-n/product-downloads?id=25651613336>>.

HACH, ©2016: Kyvetové testy LCK: profesionální řešení pro dodržení legislativy, (online) [cit. 2023. 02. 28], dostupné z <<https://cz.hach.com/dusicnany-kyvetovy-test-0-23-13-5-mg-l-no-n/product-downloads?id=25651613336>>.

HACH, ©2017: Laboratorní přístroje spektrofotometry (online) [cit. 2023. 02. 28], dostupné z <<https://cz.hach.com/spektrofotometry/dr1900-prenosny-spektrofotometr/family?productCategoryId=25113540672>>.

HACH, ©2017: Application: Ammonium Temperature Compensation. (online) [cit. 2023. 02. 21], dostupné z <<https://cz.hach.com/amonne-ionty-kyvetovy-test-0-015-2-0-mg-l-nh-n/product-downloads?id=25651613333>>.

HACH, ©2023: Syringe filter (online) [cit. 2023. 02. 28], dostupné z <https://cz.hach.com/syringe-filter-non-sterile-pdvf-33-mm-0-45-um-50-pk/product?id=26145998835&callback=qs>.

Hlavínek P., Novotný, D., 1996: Intenzifikace čistíren odpadních vod. 1vyd. Brno, 235 s.

Hlavínek P., Mičín J., Prax P., 2003: Stokování a čištění odpadních vod. Vysoké učení technické v Brně. Brno, 283 s.

Horáková M., Janda V., Koller J., 2003: Analytika vody., Praha: Vysoká škola chemicko – technologická v Praze, Praha, 335 s.

Chudoba J., Dohányos M., Wanner J., 1991: Biologické čištění odpadních vod. Nakladatelství SNTL, Praha, 465 s.

Jackson R.B., Carpenter S.R., Dahm C.N., 2001: Water in a changing world, Ecological Application Volume 11, Issue 4. P. 1027-1045.

Janda, V., 2008: Odstraňování anorganických sloučenin dusíku při úpravě pitné vody. In: Janda, V., Sborník konference Pitná voda. W&ET Team, Č. Budějovice, S. 177-188.

KEMIFLOC, 1996: Příručka pro čištění a úpravu vody, Přerov, 133 s.

Kluibr J., 2002: Odpadní vody. 1. vyd., Střední rybářská škola a Vyšší odborná škola vodního hospodářství a ekologie, Vodňany. 133 s.

Komínková D., Benešová L., Šťastná G., 2014: Úprava pitných a čištění odpadních vod. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha, 238 s.

Langergraber G. Haberl R., 2001: Constructed wetlands for water treatment. Minerva Biotechnologica. P. 123-134.

Malý J., 1993: Chemie a technologie vody. 1. vyd. Vysoké učení technické, Brno, 140 s.

- Malý J., Malá J., 1996: Chemie a technologie vody. NOEL 2000, Brno, 197 s.
- Novotný, V., 2009: Cyanobacteria Blooms and Hypertrophy in Reservoirs with a Focus on the Želivka River, Vodní hospodářství 59/5. P. 151- 159.
- PAPIRNAPERSTEJN, ©2022: Laboratorní a filtrační papír typy a výrobky z nich (online) [cit. 2022. 12. 12], dostupné z <<http://www.papirnaperstejn.cz/p/laboratorni-filtracni-papir-typy-1r-2r-pn-pk>>.
- Pecháček, J., 2019: Čištění odpadních vod (online) [cit. 2022. 10. 25], dostupné z <https://kce.zcu.cz/about/projekty/enazp/projekty/16_Chemie-a-ekologie_43-44/44_MMP/081_cistení-odpadních-vod---Pechacek.pdf>.
- PIPETTES, ©2022: Eppendorf research plus, single channel pipette, (online) [cit. 2022.12.12], dostupné z <<https://www.pipettes.com/eppendorf-research-plus-3123000071-single-channel-pipette-adjustable-0-5-5-ml-purple>>.
- Pitter P., 2009: Hydrochemie. 4. akt. vyd., Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Praha, 592 s.
- Pitter P., 2015: Hydrochemie. 5. akt. vyd., Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Praha, 792 s.
- Pošta J., 2005: Čistírny odpadních vod. 1. vyd., Česká zemědělská univerzita v Praze, Technická fakulta, Praha, 208 s.
- PVK, ©2023:Vše o vodě, odpadní voda.(online) [cit. 2023.01.16], dostupné z< <https://www.pvk.cz/vse-o-vode/odpadni-voda/>>.
- Radechovský, J., Švehla, P., Hrnčířová, H., Páček, L., Balík, J., 2013: Inhibiční působení sloučenin dusíku při nitrifikaci odpadních vod (online) [cit. 2022. 12.12], dostupné z <<http://www-.chemicke-listy.cz/ojs3/index.php/chemicke-listy/article/view/736/736>>.
- Ramalho R. S., 1997: Introduction Wastewater Treatment Processes. ACADEMIK PRES, INC., New York, 409 p.

Rosický, J., 2018: Odkanalizování a čištění odpadních vod na území hl. města Prahy. *Sovak 27/9*, S. 1-22.

Slavičková K., Slaviček M., 2006: Vodní hospodářství obcí 1. 1. vyd., České vysoké učení technické v Praze, Praha. 194 s.

Šrámková, M., Wanner, J., 2010: Opětovné využití vyčištěné odpadní vody. In: Šrámková, M., Wanner, J., Sborník konference Pitná voda. W&ET Team, Č. Budějovice. S. 259-264.

Švehla P., 2007: Odpadní vody. 2. vyd., Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha. 142 s.

TOPOLWATER ©2006: Komplexní řešení čištění odpadních vod (online) [cit.2022.10.20], dostupné z <<http://old.topolwater.eu/english/index.html>>.

VFU, ©2017: Odpadní vody a jejich čištění technologie a princip ČOV, odpady potravinářské výroby, (online) [2023.03.21], dostupné z <<https://www.vfu.cz/>>.

Vítěz T., Groda B., 2008: Čištění a čistírny odpadních vod. 1. vyd., Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Brno. 126 s.

VWR, ©2022: VWR ultra high – performance instruction manual pipettors (online) [cit.2022.12.12], dostupné z <https://cz.vwr.com/assetsvc/asset/cs_CZ/id/40064270/contents/manual-vwr-ultra-high-performance.pdf>.

Vyhláška č. 376/ 2000 Sb., kterou se stanoví požadavky na pitnou vodu a rozsah a četnost její kontroly, v platném znění.

Wanner J., Rosický J., Kovařík J., Srb M., Lánský M., Sýkora P., 2021: Commissioning of the new water line of the Central wastewater treatment plant in Prague and its impact on the operation of the existing water line. *Water Science and Technology* Volume 84, Issue 2. P. 293-301.

Zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech a změně některých zákonů, v platném znění.

Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů, v platném znění

Zákon č. 183/2006 Sb., o územním plánování a stavebním řádu, v platném znění.

ZVO, ©2022: Der Weg des Schmutzwassers (online) [cit. 2022. 12. 10], dostupné z <<https://www.zvo.com/unsere-klaeranlagen>>.

Žáček L., 1999: Chemické a technologické procesy úpravy vody. 1. vyd. Nakladatelství Noel 2000, Brno, 239 s.

11. Seznam obrázků

Obrázek 1: ÚČOV aktivační nádrž - nitrifikace

Obrázek 2: ÚČOV aktivační nádrž – denitrifikace

Obrázek 3: Spektrofotometr DR 1900

Obrázek 4: Kyvetové testy LCK (hach.com)

Obrázek 5: Kyvetové testy LCK 339

Obrázek 6: Kyvetové testy LCK 304

Obrázek 7: Jednokanálová mechanická pipeta Avantor (VWR) – měření dusičnanového dusíku

Obrázek 8: Jednokanálová mechanická pipeta Eppendorf Research plus – měření amoniakálního dusíku

Obrázek 9: Nylonový (membránový) jednorázový filtr

Obrázek 10: Filtrační papír z buničiny s nálevkou

Obrázek 11: Kyslíková sonda – HQ 40 D

Obrázek 12: Vzorkovnice PE 500ml,100 ml

Obrázek 13: Teleskopická tyč

Obrázek 14: Dräger X-am 5600

Obrázek 15: ÚČOV usazovací nádrže (PVK, 2023)

Obrázek 16: ÚČOV vypuštěná usazovací nádrž –otočné rameno se stíracím hřablem

Obrázek 17: ÚČOV dosazovací nádrž

Obrázek 18: Letecký snímek na (SVL) – Stávající vodní linka ÚČOV (PVK, 2023)

Obrázek 19: Mapový snímek (SVL) – Stávající vodní linka (MAPY, 2023)

Obrázek 20: Namon – nátok na aktivaci

Obrázek 21: Namon - anoxická sekce aktivace

Obrázek 22: Namon - oxická sekce aktivace

Obrázek 23: N-NO₃- - nátok na aktivaci

Obrázek 24: N- NO₃- - anoxická sekce aktivace

Obrázek 25: N-NO₃- - oxická sekce aktivace

Obrázek 26: Namon a N – NO₃- - nátok na aktivaci

Obrázek 27: Namon a N – NO₃- - anoxická sekce aktivace

Obrázek 28: Namon a N – NO₃- - oxická sekce aktivace

13. Seznam tabulek

Tabulka 1: Srovnání reakcí nitritace/denitritace s klasickou nitrifikací/denitrifikací

Tabulka 2: Typy laboratorních filtračních papírů z buničiny

Tabulka 3 Celkový přehled naměřených hodnot – N_{amon}

Tabulka 4: Celkový přehled naměřených hodnot $N-NO_3^-$.

14. Přílohy

Příloha 1: Schéma Ústřední čistírny odpadních vod v Praze Bubenči (upraveno dle: Czakoiová, J., Grygara, M., Palasová, Z., 2022).

Příloha 1: Schéma Ústřední čistírny odpadních vod v Praze Bubenci (upraveno dle: Czakojevá, J., Grygara, M., Palasová, Z., 2022).

