

Hodnocení účinnosti postdenitrifikačního filtru na ČOV Hradec Králové

David Balcar

Bakalářská práce
2023



Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně
Fakulta technologická

Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně
Fakulta technologická
Ústav inženýrství ochrany životního prostředí

Akademický rok: 2022/2023

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

(projektu, uměleckého díla, uměleckého výkonu)

Jméno a příjmení: **David Balcar**
Osobní číslo: **T20583**
Studijní program: **B0711A130009 Materiály a technologie**
Specializace: **Ochrana životního prostředí**
Forma studia: **Kombinovaná**
Téma práce: **Hodnocení účinnosti postdenitrifikačního filtru na ČOV Hradec Králové**

Zásady pro vypracování

1. Vypracujte literární studii zaměřenou na nejnovější informace týkající se provozování a účinnosti postdenitrifikačních filtrů.
2. Na základě dostupných dat zhodnotte účinnost postdenitrifikačního filtru ČOV Hradec Králové.
3. Získané informace přehledně zpracujte do formy bakalářské práce.

Forma zpracování bakalářské práce: **tištěná/elektronická**

Seznam doporučené literatury:

1. *Vodní hospodářství: Water management : Voda – ovzduší – půda – odpady*. Praha: Vodní hospodářství, 1951-. ISSN 1211-0760. 1x měsíčně.
2. vědecké zdroje zahrnuté v databázi Web of Science, ScienceDirect, SciFinder Scholar, Medline aj.
3. Zheng, X., Zhang, S., Huang, D., Zhang, L., & Zhang, J. (2019). A pilot-scale deep bed denitrification filter for secondary effluent treatment using sodium acetate as external carbon. *Water Environment Research*, 91(6), 491-499.

Vedoucí bakalářské práce: **doc. Ing. Markéta Julinová, Ph.D.**
Ústav inženýrství ochrany životního prostředí

Datum zadání bakalářské práce: **31. prosince 2022**

Termín odevzdání bakalářské práce: **19. května 2023**

L.S.

prof. Ing. Roman Čermák, Ph.D.
děkan

prof. Mgr. Marek Koutný, Ph.D.
ředitel ústavu

Ve Zlíně dne 17. února 2023

PROHLÁŠENÍ AUTORA BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Beru na vědomí, že:

- bakalářská práce bude uložena v elektronické podobě v univerzitním informačním systému a dostupná k nahlédnutí;
- 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 (autorský zákon) ve znění pozdějších právních předpisů, zejm. § 35 odst. 3;
- podle § 60 odst. 1 autorského zákona má Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně právo na uzavření licenční smlouvy o užití školního díla v rozsahu § 12 odst. 4 autorského zákona;
- podle § 60 odst. 2 a 3 autorského zákona mohu užít své dílo – bakalářskou práci nebo poskytnout licenci k jejímu využití jen s předchozím písemným souhlasem Univerzity Tomáše Bati ve Zlíně, která je oprávněna v takovém případě ode mne požadovat přiměřený příspěvek na úhradu nákladů, které byly Univerzitou Tomáše Bati ve Zlíně na vytvoření díla vynaloženy (až do jejich skutečné výše);
- pokud bylo k vypracování bakalářské práce využito softwaru poskytnutého Univerzitou Tomáše Bati ve Zlíně nebo jinými subjekty pouze ke studijním a výzkumným účelům (tj. k nekomerčnímu využití), nelze výsledky bakalářské práce využít ke komerčním účelům;
- pokud je výstupem bakalářské práce jakýkoliv softwarový produkt, považují se za součást práce rovněž i zdrojové kódy, popř. soubory, ze kterých se projekt skládá. Neodevzdání této součásti může být důvodem k neobhájení práce.

Prohlašuji,

- že jsem bakalářskou práci pracoval samostatně a použitou literaturu jsem citoval. V případě publikace výsledků budu uveden jako spoluautor.
- že odevzdaná verze bakalářské práce a verze elektronická nahraná do IS/STAG jsou obsahově totožné.

Ve Zlíně dne:

Jméno a příjmení studenta:

.....
podpis studenta

ABSTRAKT

Bakalářská práce se zaměřuje na posouzení účinnosti postdenitrifikačního filtru (PDN) typu BioFOR na městské čistírně odpadních vod v Hradci Králové v průběhu desetiletého provozu, zohledňovány jsou také jednotlivé faktory ovlivňující průběh denitrifikace. Teoretická část práce se zabývá problematikou odstraňování dusičnanů a celkového dusíku ze sekundárních odpadních vod s nevyhovujícím poměrem uhlíku a dusíku pomocí technologie postdenitrifikace. Pozornost je věnována biologickým filtrům s řízenou denitrifikací, které jsou k odstraňování dusíku využívány. Jednotlivé filtry využívají k denitrifikaci různé typy organického substrátu poskytující uhlík od čehož se odvíjí i jejich účinnost. V praktické části je zhodnocena účinnost postdenitrifikačního filtru typu BioFor provozovaného na městské čistírně v Hradci Králové. Po zpracování dat se ukázalo, že PDN filtr vykazuje stále stejnou účinnost jako v době uvedení do provozu. Podrobná analýza dat poukázala na problém akumulace dusitanů, jenž byl během let vyřešen. Dále byla zaznamenána nízká hodnota plošného zatížení, což brání filtru pracovat s maximální účinností. V neposlední řadě se ukázalo, že došlo ke skokovému nárůstu specifické spotřeby metanolu v důsledku navýšení vstupní koncentrace dusičnanového dusíku, jenž byla zapříčiněná nižší koncentrací biodegradabilního uhlíku v konvekční denitrifikaci (pokles BSK₅).

Klíčová slova: biologický filtr, ČOV, denitrifikace, odstraňování dusíku, postdenitrifikace, zdroj uhlíku

ABSTRACT

The bachelor thesis focuses on the assessment of the effectiveness of the post-denitrification filter (PDN) of the BioFOR type at the municipal wastewater treatment plant in Hradec Králové during ten years of operation, individual factors influencing the course of denitrification are also considered. The theoretical part of the work deals with the problem of removal of nitrates and total nitrogen from secondary wastewater with an unsatisfactory ratio of carbon and nitrogen using post-denitrification technology. Attention is paid to biological filters with managed denitrification, which is used to remove nitrogen. Individual filters use different types of denitrification of the organic substrate providing carbon, which also depends on their efficiency. In the practical part, the effectiveness of the post-denitrification filter of the BioFor type operated at the municipal treatment plant in Hradec Králové is evaluated. After processing, it turned out that the PDN filter still shows the same efficiency as at the time of commissioning. Closer analyzes revealed the problem of nitrite accumulation, which was solved over the years. Furthermore, a low surface load value was recorded, which prevents the filter from working at maximum efficiency. In the end, it turned out that there was a jump in growth the specific consumption of methanol due to an increase in the input concentration of nitrate nitrogen, which was caused by a lower concentration of biodegradable carbon in convective denitrification (a decrease in BOD₅).

Keywords: biological filter, carbon source, denitrification, nitrogen removal, podstdenitrification, WWTP

Jmenovitě bych rád poděkoval své vedoucí práce doc. Ing. Markétě Julinové, Ph.D. a odbornému konzultantovi Ing. Pavlu Královi, Ph.D. za odborné vedení, věnovaný čas a trpělivost. Dále bych chtěl poděkovat svým přátelům, kolegům, a především rodině za podporu během celého studia.

Prohlašuji, že odevzdaná verze bakalářské práce a verze elektronická nahraná do IS/STAG jsou totožné.

Na základě žádosti provozovatele městské čistírny odpadních vod Hradec Králové nebudou poskytnutá provozní data podkládající závěry praktické části zveřejněna.

OBSAH

ÚVOD	10
I. TEORETICKÁ ČÁST	11
1 VÝSKYT DUSÍKU A JEHO SLOUČENIN V ODPADNÍCH VODÁCH	12
1.1 VÝSKYT DUSÍKU	12
1.2 FORMY DUSÍKU V ODPADNÍCH VODÁCH.....	12
<i>Amoniakální dusík</i>	13
<i>Dusitanový dusík</i>	14
<i>Dusičnanový dusík</i>	14
1.3 EUTROFIZACE VOD	14
1.4 ODPADNÍ VODY	15
1.5 VÝVOJ ZNEČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD	16
1.6 LEGISLATIVA O VYPOUŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD	20
2 BIOLOGICKÉ PROCESY NA ČOV	22
2.1 NITRIFIKACE.....	22
2.2 HETEROTROFNÍ DENITRIFIKACE.....	22
2.3 AUTOTROFNÍ DENITRIFIKACE	23
3 BIOLOGICKÉ FILTRY	25
3.1 ZÁKLADNÍ CHARAKTERISTIKA.....	25
3.2 BioFOR	26
3.3 FILTR DYNASAND DENITE	27
3.4 DENITRIFIKAČNÍ SYSTÉM LEOPOLD ELIMI-NITE 2.0	28
3.5 AUTOTROFNÍ DENITRIFIKAČNÍ FILTR	29
3.6 PROCES ANAMMOX	30
3.7 NOSIČE BIOMASY.....	32
4 ZDROJ UHLÍKU	34
5 ALTERNATIVNÍ DENITRIFIKAČNÍ SYSTÉMY	37
6 ČISTÍRNA HRADEC KRÁLOVÉ (ČOV HK)	38
6.1 HISTORIE ČISTÍRNY.....	38
6.2 PROCES ČIŠTĚNÍ NA ČOV HK	39
<i>Mechanické čištění</i>	39
<i>Biologické čištění</i>	40
<i>Terciální čištění</i>	40
II. PRAKTICKÁ ČÁST	42
7 HODNOCENÍ ÚČINNOSTI PDN FILTRU	43
7.1 POUŽITÉ VÝPOČTY	43

7.2	ZPRACOVANÁ DATA	46
7.3	BILANCE DUSIČNANOVÉHO DUSÍKU	46
7.4	ÚČINNOST ODSTRAŇOVÁNÍ DUSÍKU	48
7.5	ZATÍŽENÍ PDN FILTRU A EXTERNÍ SUBSTRÁT	49
ZÁVĚR.....		52
SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY		54
SEZNAM POUŽITÝCH SYMBOLŮ A ZKRATEK		61
SEZNAM OBRÁZKŮ		63
SEZNAM TABULEK.....		64
SEZNAM ROVNIC		65

ÚVOD

Městské čistírny odpadních vod se dimenzují dle počtu ekvivalentních obyvatel (EO) a dle složení přítékajících odpadních vod. Při výstavbě čistíren je navrhována technologie, která by měla zajistit nejefektivnější a nejekonomičtější odstraňování znečišťujících látek. Je nutné zabezpečit, aby na odtoku z čistírny odpadních vod (ČOV) nedocházelo k překračování maximálních limitních koncentrací vybraných ukazatelů.

Na základě vzniku Směrnice Rady EU č. 91/271/EHS a nařízení vlády č. 61/2003 Sb., které mají za úkol chránit životní prostředí před nežádoucími účinky sekundárního znečištění a eutrofizaci povrchových vod, došlo k ovlivnění provozu některých městských čistíren. Zmíněná opatření o ukazatelích a hodnotách maximálního přípustného znečištění povrchových a odpadních vod totiž zpřísnila limitní koncentraci pro ukazatel celkový dusík u čistíren situovaných nad 100 000 EO. Řada převážně starších čistíren nemohla svojí současnou technologií tyto limity splňovat. Nynější průměrná roční koncentrace pro celkový dusík na odtoku z městských čistíren nad 100 000 EO je 10 mg/l.

Některé čistírny se potýkaly s vysokým obsahem dusičnanového dusíku, jenž tvořil téměř celkovou hodnotu dusíku celkového. Nezbyvalo proto nic jiného než modernizovat stávající technologii. Pro efektivní odstraňování dusičnanového dusíku existuje celá řada technologií, důležité jsou však prostorové a finanční možnosti dané čistírny.

Jedna z možných technologií sloužících k odstraňování dusičnanového dusíku ze sekundárních odpadních vod je předmětem této bakalářské práce. Jedná se o technologii postdenitrifikace využívající biologický filtr.

I. TEORETICKÁ ČÁST

1 VÝSKYT DUSÍKU A JEHO SLOUČENIN V ODPADNÍCH VODÁCH

1.1 Výskyt dusíku

Dusík jakožto plynný prvek má své největší zastoupení na zemské kuli ve formě molekuly N_2 , a to v zemské atmosféře, kde zaujímá až 75 %. Vyskytuje se v nejrůznějších anorganických a organických sloučeninách díky své vysoké elektronegativitě. Dusíkaté sloučeniny především dusičnan draselný, dusičnan amonný a močovina, jsou hojně používány v zemědělství jako hnojivo [1],[2].

Dusík se ve své molekulární formě začleňuje do biomasy pomocí procesu diazotrofie neboli biologické fixace vzdušného dusíku. Diazotrofie je zapříčiněna prostřednictvím prokaryotických organismů (bakterie, sinice), které jsou schopny asimilovat molekulární dusík na jeho organické formy. Dalšími biochemickými procesy jako jsou například asimilace, amonifikace, nitrifikace a denitrifikace je dusík nadále transformován a transportován v ekosystému. Tomuto procesu se říká koloběh dusíku, který je zakončen zpětným uvolněním molekulárního dusíku zpět do atmosféry (denitrifikace) [2],[3].

Dusík se stejně jako fosfor řadí do skupiny makrobiogenních prvků, které jsou důležité pro růst většiny živých organismů na Zemi [4].

1.2 Formy dusíku v odpadních vodách

Dusík se do odpadních vod dostává převážně antropogenně, v menším množství i biologicky. Klasickým příkladem dusíkatých látek biologického původu je rozklad organické hmoty obsahující vázaný dusík (odumřelá těla rostlin a živočichů) [5].

Antropogenní zdroj dusíku je několikanásobně významnější. Hlavním zdrojem dusíku jsou splaškové vody, které obsahují jak organický, tak anorganický dusík. Na základě vypracované studie „Projekt Labe“ byly v devadesátých letech stanoveny přibližné hodnoty produkce dusíku na jednoho obyvatele za jeden den. Celkový dusík činí 11–23 g, organický dusík 3–6 g a anorganický dusík 8–10 g [5].

V dnešní době se při návrhu ČOV pracuje s parametrem specifická produkce celkového dusíku, který udává 12 g celkového dusíku na jednoho obyvatele za jeden den [5].

Druhým významným antropogenním zdrojem je zemědělství. Může se jednat jak o samotné odpadní vody ze živočišné či rostlinné výroby, tak i o dešťové splachy ze zemědělské půdy hnojené dusíkatými hnojivy [4].

Třetím významným zdrojem jsou průmyslové vody pocházející například z tepelného zpracování uhlí, výroby azobarviv, farmak či jiných průmyslových výrob. Tyto odpadní vody mohou obsahovat koncentrace celkového dusíku v řádu tisíců miligramu na litr [6].

Posledním, avšak ne moc významným zdrojem je atmosférický dusík, respektive jeho sloučeniny v atmosféře (NO_x), který se vlivem srážek dostává do vod v podobě kyselých dešťů (kyselina dusičná) [6].

Jak již bylo výše zmíněno můžeme rozdělit formy dusíku na anorganické a organické, které jsou uvedeny včetně nejrozšířenějších zástupců v následující Tabulka 1.

Tabulka 1 Formy dusíku v odpadních vodách [5],[6],[7]

Anorganické formy	dusičnany, dusitany, amoniak a jeho deriváty, amonné ionty, dusíkaté kyseliny, kyanidy, kyanatany, molekulární dusík, oxid dusný
Organické formy	močovina, aminokyseliny, bílkoviny, azosloučeniny a diazoniové soli, amidy, nitrosloučeniny a heterocyklické sloučeniny

Obsahu dusíku v odpadních vodách se nejběžněji a nejobecněji vyjadřuje jako celkový dusík $N_{\text{celk.}}$. Celkový dusík zahrnuje sumu anorganického dusíku $N_{\text{anorg.}}$ a organického dusíku $N_{\text{org.}}$ popsané v Rovnici (1) [5].

$$N_{\text{celk.}} = N_{\text{anorg.}} + N_{\text{org.}} \quad (1)$$

V běžné praxi se nejprve stanoví anorganický dusík zahrnující $\text{N} - \text{NO}_2$, $\text{N} - \text{NO}_3$, $\text{N} - \text{NH}_4$. Následně se stanoví celkový dusík a organický dusík se vypočítá z rozdílu celkového dusíku a anorganického dusíku podle Rovnice (2) [5].

$$N_{\text{org.}} = N_{\text{celk.}} - N_{\text{anorg.}} \quad (2)$$

Amoniakální dusík

Původ amoniakálního dusíku v odpadních vodách je biologický i antropogenní. Biologickou cestou vzniká jako primární produkt z rozkladu organické hmoty rostlinného nebo živočišného původu. Antropogenní znečišťování pochází především ze splaškových a průmyslových vod. Ve vodách existují dvě formy, disociovaná molekula (NH_4^+) a nedisociovaná molekula (NH_3). Nedisociovaná molekula reaguje s molekulou vody za vzniku hydrátu $\text{NH}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$. Tento hydrát v závislosti na hodnotě pH a teploty podléhá disociaci na NH_4^+ a H_2O . Rovnovážný stav mezi oběma molekulami nastává při teplotě 25 °C a hodnotě pH 9,25. Při nižších hodnotách pH roste rovnováha ve prospěch formy NH_4^+ , při hodnotách nad hodnotu rovnovážného stavu narůstá koncentrace ve prospěch NH_3 .

Tohoto poznatku se využívá při hodnocení toxicity amoniakálního dusíku na ryby. Toxicita pro ryby se vztahuje především na nedisociovanou formu [5],[6].

Dusitanový dusík

Výskyt dusitanového dusíku je převážně antropogenního původu, a to především z průmyslových vod (např. z výrob barviv). Biologickou cestou se dusitany do odpadních vod téměř nedostávají. Při transportu v kanalizačních stokách však může docházet k biologické oxidaci (nitrifikaci) amoniakálního dusíku. Druhým způsobem je redukce dusičnanového dusíku v redukčním prostředí (denitrifikace) [5].

Koncentrace dusitanů ve vodách je značně omezena, a to z důvodu velmi nízké stálosti. Jedná se o anionty kyseliny dusité, která je při vyšší hodnotě pH zcela disociovaná. Nad hodnotu pH 3,5 při teplotě 25 °C je kyselina dusitá zcela disociována dle Rovnice (3) Dusitanový dusík může stejně jako amoniakální působit toxicky na ryby a odstátní vodní organismy, mimo jiné může způsobit methemoglobii [5],[6],[7].



Dusičnanový dusík

Dusičnany patří mezi základní anionty vod. Primárním zdrojem dusičnanů ve vodách jsou splachy anorganických hnojiv ze zemědělské půdy. Stejně jako dusitany mohou vznikat v oxickém prostředí kanalizační stoky, tj. nitrifikací. Zdrojem dusičnanového dusíku v odpadních vodách je vypouštění průmyslových vod pocházejících např. z výrob azobarviv, mlékáren či pivovarů [5].

Dusičnany jsou anionty jednosytné kyseliny dusičné, které nemají žádné komplexotvorné schopnosti. A tak se ve vodách vyskytují ve formě iontů NO_3^- . Vzhledem k neustále se zvyšujícím nárokům na zemědělství se zvyšuje i obsah dusičnanů v povrchových vodách [5].

1.3 Eutrofizace vod

Pod pojmem eutrofizace vod si můžeme představit soubor procesů, vedoucích ke kumulaci anorganických sloučenin (živin) ve stojatých a tekoucích vodách. Tyto procesy zásadně ovlivňují kyslíkový režim, což zhoršuje kvalitu vod. Příčiny vedoucí k eutrofizaci mohou být jak přirozené, tak antropogenní. Přirozená eutrofizace je způsobena buď biochemickými procesy, při kterých dochází k rozkladu organické hmoty (snížení koncentrace DO), nebo při „vymývání“ minerálních sloučenin dusíku a fosforu ze sedimentů a půd [7].

K přirozené eutrofizaci může dojít i vlivem reakce rozpuštěného kyslíku s redukcujícími látkami například se sulfidy železa, které jsou vázány v sedimentech. Tento proces taktéž vede k narušení kyslíkového režimu a k tvorbě anaerobního prostředí [7],[8].

Eutrofizace antropogenní činností je způsobena významnou kontaminací dusíkem pocházejícího ze splachů zemědělských půd (aplikace hnojiv) a fosforem pocházejícího především z průmyslových odpadních vod a ze zemědělství. Dříve docházelo k vysoké kontaminaci z domácností, která byla zapříčiněna používáním pracích prostředků a detergentů určených do myček na bázi fosfátových sloučenin. Na základě nařízení Evropského parlamentu a rady EU č. 259/2012 došlo k omezení používání fosfátových sloučenin v těchto přípravcích [7].

Prvním krokem eutrofizace je zvýšený růst planktonu (řasy, sinice a vodní makrofyta). Vlivem zvyšujícího se množství organismů dochází ke zhoršování hydrochemických vlastností a k narušení kyslíkového režimu. To vede ke snižování koncentrace rozpuštěného kyslíku (DO), ke vzniku anaerobního prostředí a produkci toxických plynů (sulfan, amoniak a metan) [7].

Hraničním znakem eutrofizace je tvorba „vodního květu“, který způsobuje značný deficit kyslíku a současně dochází ke zvýšení koncentrace železa a manganu. Vodní květ představuje hygienickou závadnost vody pro rekreační účely, nebo pro zdroje úpravu pitné vody. Značnou toxicitu představuje i pro dobytek, což poprvé popsal G. Francis roku 1878 [7],[8].

1.4 Odpadní vody

Odpadní voda je definována dle vodního zákona č. 254/2001Sb., §38 „Odpadní vody jsou 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“ [9].

V dnešní době dělíme odpadní vody dle původu vzniku na čtyři typy. Jedná se o splaškové, srážkové, balastní a průmyslové odpadní vody.

Splaškové odpadní vody jsou vody vypouštěné do veřejné kanalizace z obytných domů, včetně městské vybavenosti (školy, restaurace, nemocnice atd). Hlavními ukazateli znečištění je vysoký

podíl nerozpuštěných látek, amoniakálního dusíku a vysoké chemické spotřeby kyslíku (CHSK_{Cr}) [10].

Srážkové odpadní vody vznikající srážkovou činností, nebo táním sněhu. Srážkové vody jsou odváděny z obecných ploch buď společně se splaškovými vodami tzv. jednotnou kanalizací, nebo samostatnou kanalizací tzv. dešťovou. Obecně se nejedná o odpadní vody v pravém slova smyslu, neboť nedochází k jejich záměrnému vypouštění ani změně jakosti. Jejich jakost je však závislá na kvalitě ovzduší a odvodňované plochy. Příkladem účelné kontaminace může být použití posypové soli v zimním období. Při vydatných srážkách může docházet ke splachům (např. z vozovek, střech a aut), čímž se zvyšují koncentrace nerozpuštěných i rozpuštěných látek, zvýšení CHSK_{Cr} a výskytu ropných látek. V některých případech může docházet i k několikanásobnému nárůstu znečištění oproti vodám splaškovým [11].

Ani o balastních vodách nelze tak úplně hovořit jako o vodách odpadních. Do kanalizační sítě se dostávají v podobě průsaků podzemních vod, či povrchových toků, která je zapříčiněna netěsnostmi v potrubí. Nicméně se jedná o vody s malou kontaminací. Objem průsaků balastních vod ovlivňuje koncentraci znečišťujících látek ve splaškových vodách (naředování) [11].

Průmyslové odpadní vody se vypouští přímo do veřejné kanalizace, a to v případě, že jejich znečištění je v souladu s kanalizačním řádem příslušného provozovatele vodovodů a kanalizací. V opačném případě je závod povinen provést opatření, která vedou ke splnění limitů kanalizačního řádu (průmyslová ČOV, neutralizační stanice aj.) [10],[12].

1.5 Vývoj znečištění odpadních vod

Hodnoty ukazatelů znečištění, které charakterizují přitékající odpadní vodu závisí převážně na celkovém objemu přitékající vody, poměru splaškových, průmyslových, srážkových, balastních a navážených odpadních vod určených k likvidaci [12].

Za základní chemické ukazatele vypovídající o charakteru odpadní vody můžeme považovat CHSK_{Cr} , biologickou spotřebu kyslíku za 5 dní (BSK_5), nerozpuštěné látky (NL), rozpuštěné anorganické soli (RAS), reakce vody (pH), formy dusíku, celkový fosfor (P_c), extrahovatelné látky (EL), nepolární extrahovatelné látky (NEL), anionaktivní tenzidy (PAL – AN) a absorbovatelné organické halogeny (AOX). Zmíněné ukazatele jsou poměrně závislé na množství objemu srážkových vod. Významné roční výkyvy můžeme zaznamenat v letních měsících, ve kterých bývá zpravidla srážková aktivita minimální, tím dochází k zahuštění odpadních vod a k nárůstu zmíněných ukazatelů. Látky, které charakterizuje ukazatel znečištění EL a NEL jsou na čistírnu přiváděny převážně při vydatných

deštích, kdy dochází ke splachům vozovek a parkovišť, další zdroj znečištění pochází z gastronomických zařízení anebo při haváriích [12],[13].

Významným zdrojem PAL – AN jsou čisticí, prací, změkčující, smáčejíci aj prostředky, jež jsou běžně užívány v domácnostech i průmyslu. Odpaní vody pocházející např. z auto myček, prádeln a domácnosti vykazují vysoké koncentrace těchto povrchově aktivních látek [12],[13].

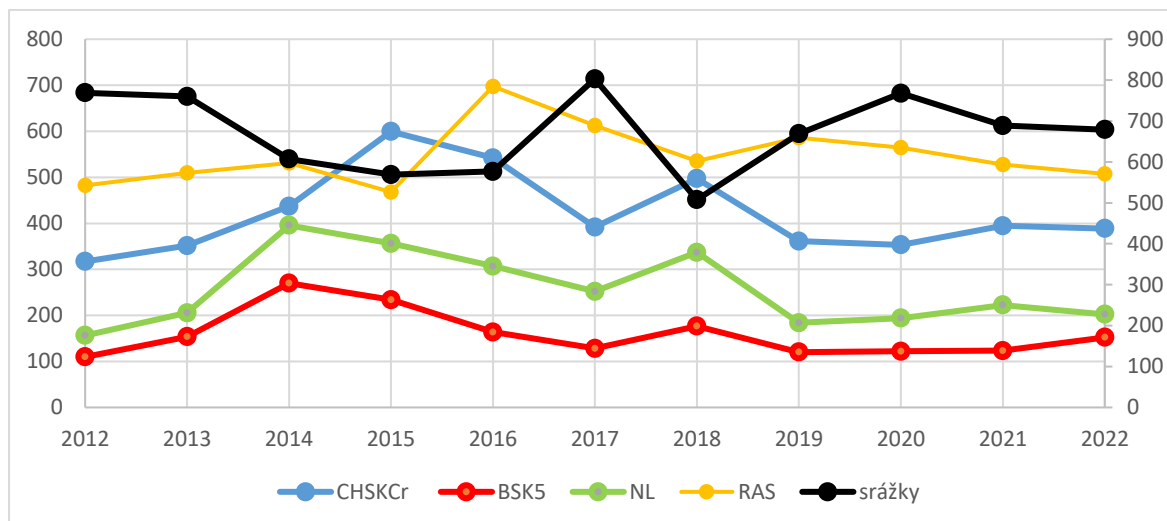
Hlavním zdrojem AOX jsou průmyslové výroby papíru a celulózy, průmysly využívající technologii halogenace či nemocniční zařízení, která využívají dezinfekční přípravky na bázi chloru [14],[15].

Další monitorovanou skupinou ukazatelů kvality přítoku odpadní vody na ČOV jsou kovy (Ni, Cu, Cr, Zn, As, Cd, Hg). Zmíněné kovy se vyskytují převážně v odpadních vodách pocházejících z metalurgického průmyslu. Zvýšené koncentrace (např. Cu, Zn) mohou být zaznamenány při deštích (kyselé deště), kdy vlivem zvýšené acidity dochází ke korozi metalurgicky upravených materiálů (okapy, potrubí aj.) Vyšší koncentrace kovů může být způsobena i navážením odpadních vod určených k likvidaci [16],[17],[18].

Většinu ukazatelů jako CHSK_{Cr} , RAS, NL, P_c, N – NH₄, N_{anorg.}, AOX, Cd a Hg je nezbytné monitorovat hlavně na odtoku z čistírny, neboť spadají do kategorie ukazatelů podléhající poplatku o znečišťování [14].

Na následujícím Obr. 1 jsou graficky srovnány průměrné roční koncentrace základních chemických ukazatelů (CHSK_{Cr} , BSK₅, NL, RAS), které byly monitorovány na přítoku městské ČOV v Hradci Králové od roku 2012 do roku 2022. Současně jsou v obrázku zanesené hodnoty průměrného ročního úhrnu srážek pro královehradecký kraj [20].

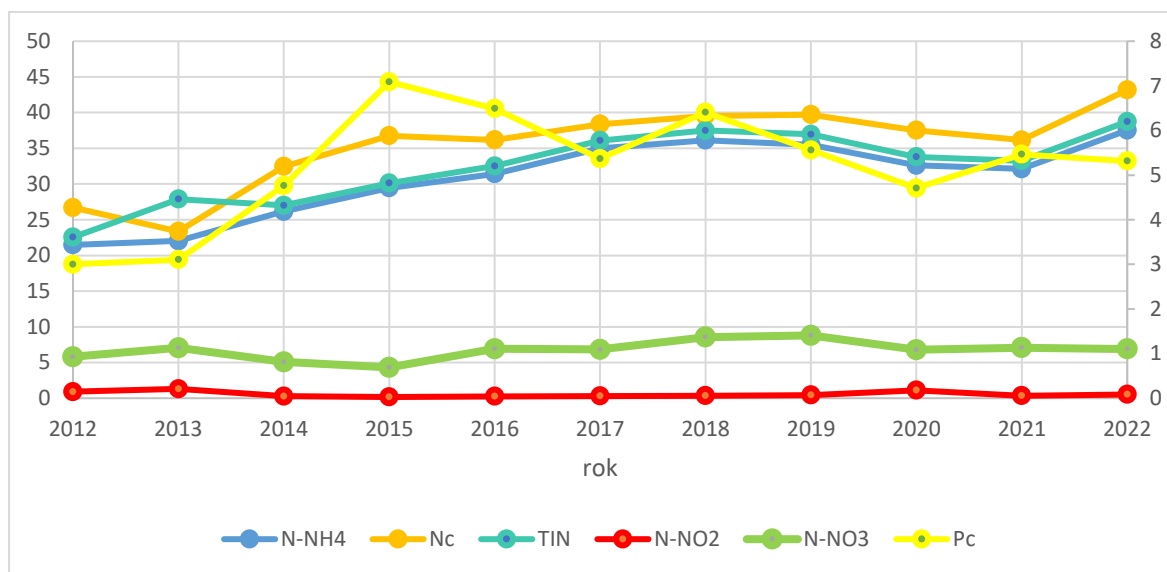
Z uvedeného obrázku můžeme sledovat změnu koncentrací vybraných ukazatelů (CHSK_{Cr} , BSK₅ a NL) v závislosti na množství srážek. Se snižujícím se úhrnem srážek se navyšovaly koncentrace zmíněných ukazatelů, docházelo tedy ke zkoncentrování odpadních vod. V opačném případě, tedy při vyšším úhrnu srážek, docházelo k poklesu koncentrací těchto ukazatelů, způsobeného ředěním vod.



Obr. 1 Srovnání průměrného chemického složení odpadní vody na přítoku ČOV Hradec Králové v letech 2012–2022 (nalevo – CHSK_{Cr}, BSK₅, NL a RAS [mg/l], napravo – průměrné roční množství srážek [mm/rok])

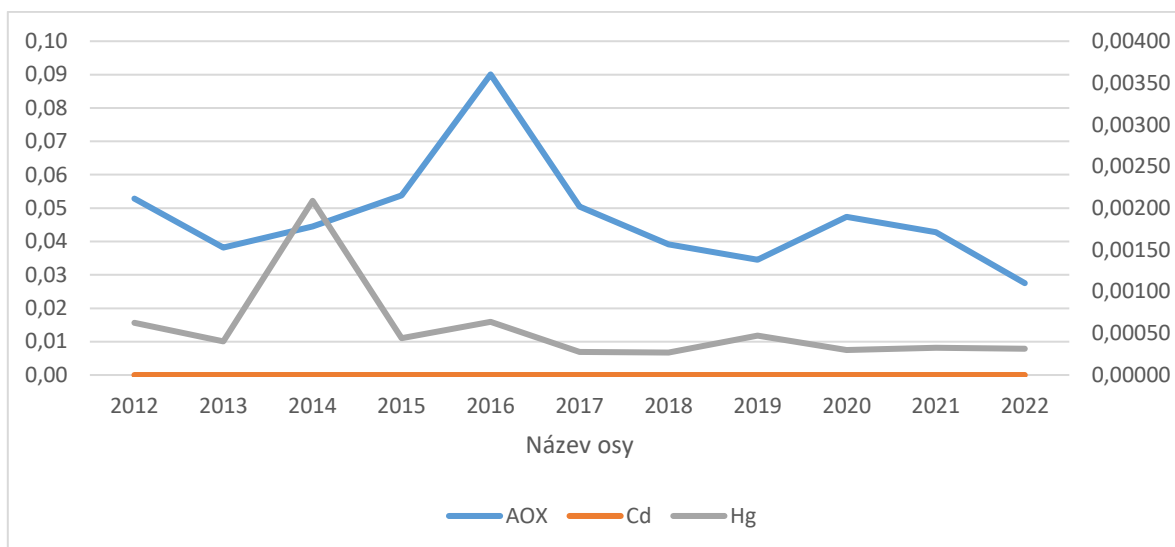
Na Obr. 2 jsou srovnány průměrné roční koncentrace celkového fosforu (P_C) a jednotlivých forem dusíku jako jsou amoniakální dusík ($N - NH_4$), celkový dusík (N_C), celkový anorganický dusíku (TIN), dusitanový a dusičnanový dusík ($N - NO_2$ a $N - NO_3$). Z Obr. 2 můžeme sledovat mírně se zvyšující trend v obsahu jednotlivých forem dusíku především celkového a amoniakálního dusíku. Naopak množství dusitanového a dusičnanového dusíku je téměř neměnné a zanedbatelné.

U koncentrací celkového fosforu je vidět více než dvojnásobný nárůst do roku 2015, v dalších letech došlo k jeho poklesu na hodnoty před rokem 2015.



Obr. 2 Srovnání průměrného chemického složení odpadní vody na přítoku ČOV Hradec Králové v letech 2012–2022 (nalevo – P_C , N – NO_2 , N – NO_3 [mg/l], napravo – N_C , TIN, N – NH_4 [mg/l])

V Obr. 3 jsou srovnány průměrné roční koncentrace ukazatelů AOX, Cd, a Hg. Z uvedených dat plyne, že se kadmium v odpadních vodách přetékajících na městskou ČOV nevyskytuje (koncentrace pod mezí stanovitelnosti). Zajímavost můžeme pozorovat ve změnách koncentrací u parametru AOX. Data poukazují na dva výkyvy. V roce 2020 a 2021, docházelo vlivem vypuknutí epidemie COVID – 19 především ve Fakultní nemocnici Hradec Králové ke zvýšenému používání dezinfekčních prostředků na bázi chloru. Zbytkové koncentrace se dostávaly do kanalizační sítě, čímž docházelo k nárůstu obsahu AOX. Druhý a zásadnější výkyv, který se objevil roku 2016, byl dle informací ČOV způsoben neznámým původcem. I přes usilovné pátrání nebyl původce nalezen, nicméně problém po čase ustal.



Obr. 3 Srovnání průměrného chemického složení odpadní vody na přítoku ČOV Hradec Králové v letech 2012–2022 (vlevo – Hg [mg/l], vpravo AOX a Cd [mg/l])

1.6 Legislativa o vypouštění odpadních vod

Legislativní opatření specifikující parametry a hodnoty znečišťujících látek v odpadních vodách vstupujících do vod povrchových se řídí nařízením vlády č. 401/2015 Sb. „**Nařízení vlády o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a do citlivých oblastech**“ [9]. Ukazatelé znečištění pro formy dusíku vztahujících se na ČOV jsou uvedeny v Tabulce 2.

Toto nařízení je v souladu s Evropskou unií, které stanovuje jednak ukazatele znečištění, tak jejich přípustné koncentrace pro povrchové a odpadní vody. Vymezuje citlivé oblasti a stanovuje ukazatele včetně jejich koncentraci znečištění v odpadních vodách, které jsou vypouštěny do vod povrchových.

V rámci integrované prevence ochrany životního prostředí můžeme v legislativním opatření o vypouštění odpadních vod do vod povrchových najít zmínku o použití nejlepší dostupné technologie převzato z anglického Best Available Techniques (BAT). Jedná se o nejúčinnější a ekonomicky nejdostupnější technologii, kterou lze uplatnit v procesu čištění odpadních vod. V příloze výše uvedeného zákona jsou stanoveny limitní koncentrace znečišťujících látek vztahující se právě na BAT. Příslušný vodoprávní úřad (povodí) může ve svém rozhodnutí vyžadovat, aby městská čistírna právě tyto limity plnila. Zpravidla jsou limity dle BAT daleko přísnější, uvedeno v Tabulce 3 [9].

Tabulka 2 Ukazatelé forem dusíku a přípustné limity znečištění v odpadních vodách [9].

Kategorie ČOV (EO) nebo velikost aglomerace ¹⁾	N – NH ₄		N _{celk.} ²⁾	
	Průměr ⁴⁾	m ³⁾	Průměr ⁴⁾	m ³⁾
<500	-	-	-	-
500–2000	20	40	-	-
2001-10 000	15	30	-	-
10 001–100 000	-	-	15	30
>100 000	-	-	10	20

Tabulka 3 Ukazatelé forem dusíku a přípustné limity znečištění v odpadních vodách dle BAT [9].

Kategorie ČOV (EO) nebo velikost aglomerace ¹⁾	N – NH ₄		N _{celk.} ²⁾	
	Průměr ⁴⁾	m ³⁾	Průměr ⁴⁾	m ³⁾
<500	-	-	-	-
500–2000	12	20	-	-
2001-10 000	8	15	-	-
10 001–100 000	-	-	14	25
>100 000	-	-	10	16

¹⁾Kapacita ČOV kategorizována dle počtu ekvivalentních obyvatel (EO), definována jako produkce 60 g BSK za den.

²⁾Celkový dusík vyjadřující všechny formy dusíku stanoveny Kjeldahlovou metodou, tj. organický, amoniakálním dusitanový a dusičnanový dusík. ³⁾Maximální přípustné koncentrace „m“ nelze překročit ⁴⁾ Aritmetický průměr koncentrací za 12 kalendářních měsíců. Četnost vzorků odpovídá ročnímu počtu vzorků stanovených příslušným vodoprávním úřadem.

2 BIOLOGICKÉ PROCESY NA ČOV

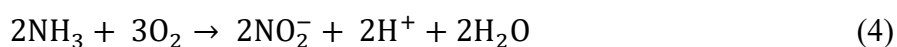
Podstatou biologického čištění je odstranění maximálního možného množství znečišťujících látek v odpadních vodách. Čištění je zprostředkováno mikroorganismy, které metabolickými procesy potřebnými pro svůj růst a vývoj spotřebovávají pro nás nežádoucí znečišťující látky. Jedná se především o organické látky, sloučeniny dusíku a fosforu [11].

Biomasa, známá též jako aktivovaný kal, za aerobních podmínek, přítomnosti nutrientů a kyslíku mineralizuje organické látky na oxid uhličitý a vodu. Vedlejším, ale přínosným dějem je oxidace amoniaku na dusitany a dusičnany probíhající za optimálních aerobních podmínek nitrifikačními bakteriemi. Rovněž dochází i k mineralizaci organofosfátových sloučenin na minerální fosforečnany [11],[20].

2.1 Nitrifikace

Dusík, vázaný v organické hmotě podléhá mikrobiální činnosti tzv. deaminací (amoniifikací) a je uvolňován ve formě amoniakálního dusíku. Po deaminaci přichází na řadu proces nitrifikace. Ta se významně podílí na čištění vod a je nedílnou součástí koloběhu dusíku na Zemi [5],[20].

Nitrifikace je definovaná jako biochemická oxidace redukovaných forem dusíku na dusitany, které následně podléhají další oxidaci na dusičnany. Celý proces je zprostředkován autotrofními organismy a probíhá ve dvou stupních. V prvním stupni v tzv. nitritaci je amoniakální dusík oxidován na dusík dusitanový působením nitrifikačních bakterií rodu *Nitrosomonas* znázorněno Rovnicí (4) Druhým stupněm je oxidace dusitanového dusíku na dusík dusičnanový tzv. nitratace působením bakterií rodu *Nitrobacter* znázorněno Rovnicí (5) [9],[13].



2.2 Heterotrofní denitrifikace

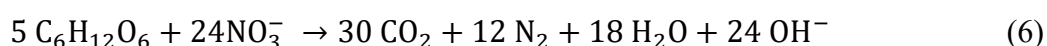
Jak již bylo zmíněno produktem nitrifikace jsou oxidované formy dusíku ($\text{N} - \text{NO}_2$ a $\text{N} - \text{NO}_3$), které jsou stejně jako amoniakální dusík nežádoucí. Navyšují koncentraci celkového dusíku, který je monitorován na odtoku z ČOV. V tomto okamžiku nastává druhý zásadní proces čištění odpadních vod, a tím je denitrifikace [10].

Zatímco u nitrifikace bylo vyžadováno zajistit oxické prostředí, denitrifikace probíhá výhradně v anoxickém prostředí, tj. bez přístupu kyslíku. Při zajištění anoxického prostředí dochází poměrně snadno k nárůstu heterotrofních bakterií (např. rodu *Pseudomonas*, *Achromobacter*

a *Micrococcus*). Zmíněné bakterie jsou schopny biochemicky redukovat dusičnany na elementární dusík, popř. na oxid dusný v závislosti na hodnotě pH. Konečným akceptorem elektronů je dusík v oxidačním stupni III nebo V [5].

Absence kyslíku způsobí, že bakterie začnou využívat chemicky vázaný kyslík v dusičnanech jako akceptor elektronu ke svým biologickým procesům. V případě že dojde k nárůstu koncentrace rozpuštěného kyslíku (DO), denitrifikace se pozastaví a mikroorganismy začnou preferovat kyslík, protože aerobní proces je energeticky výhodnější [5].

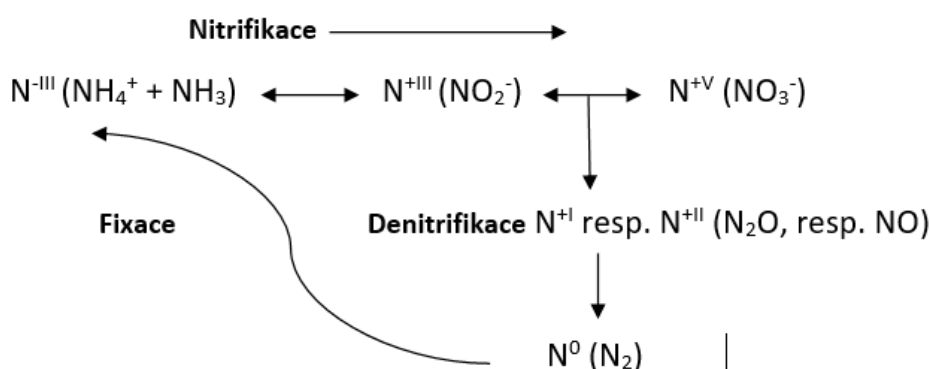
Denitrifikace vyžaduje pro svůj průběh zdroj energie v podobě organického substrátu. Problém nastává v okamžiku, je-li všechna biodegradabilní uhlík mineralizován v průběhu nitrifikace. Průběh denitrifikace můžeme znázornit Rovnicí (6), ve které figuruje organický substrát glukóza [23],[24].



Teoreticky z Rovnice (6) plyne, že na redukcii 1 g dusičnanového dusíku je třeba 0,7 g organického uhlíku. Dále můžeme poukázat na zvyšující se hodnotu pH v systému způsobenou vznikem OH^- iontů [24].

Jak již bylo zmíněno konečným produktem redukce dusičnanů je elementární dusík, avšak především při nižší hodnotě pH může vznikat oxid dusný (N_2O), který je považován za skleníkový plyn [25].

Celý proces přeměny dusíku zahrnující nitrifikaci a denitrifikaci je znázorněn schématem na Obr. 4.



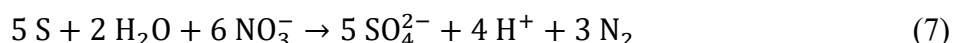
Obr. 4 Schéma biologické transformace dusíku [24]

2.3 Autotrofní denitrifikace

Autotrofní denitrifikace je alternativou k heterotrofní. Jde o metodu založenou na denitrifikaci dusičnanů, popř. dusitanů pomocí oxidace síry. Při autotrofní denitrifikaci, resp. sírné autotrofní denitrifikaci (SAD) není třeba dodávat externí zdroj uhlíku, neboť autotrofní organismy přijímají uhlík ve formě oxidu uhličitého, což vede ke snížení provozních nákladů investovaných do substrátu.

Předchází vzniku sekundární kontaminace způsobené předávkováním reaktoru, projevující se zvýšenou hodnotou $CHSK_{Cr}$ na odtoku. Třetí výhodou je menší nárůst buněk mikroorganismů, což vede ke značnému snížení produkce čistírenského kalu [26].

Autotrofní organismy mohou využívat jako donory elektronů různé anorganické sloučeniny například vodík a siřné sloučeniny (S, H_2S , FeS). V Rovnici (7) je znázorněn průběh autotrofní denitrifikace za použití elementární síry.



Z této rovnice plyne, že dochází k produkci H^+ iontů, které vedou ke snížení hodnoty pH v systému. Autotrofní organismy jsou na změny pH velice citlivé (optimum 6-8). Je tedy vhodné přidat do systému látku s pufrující schopností (např. vápenec). Použití vápence je sice ekonomicky výhodnější, ale zvyšuje tvrdost vody a při vysokých koncentracích N – NO_3 jsou jeho pufrující schopnosti nedostačující.

Například ve studii publikované Junfeng Yang a kol. (2022) byl studován přechod ze siřné autotrofní denitrifikace na heterotrofní denitrifikaci využitím organického substrátu (glukózy). Denitrifikační filtr byl provozován se zatížením na vstupu 90 mg/l N – NO_3 po dobu dvou měsíců. V první fázi experimentu se účinnost odstraňování zvýšila k sedmému dni (ze 68,3 na 75,2 %). Výkyv účinnosti nastal okolo jedenáctého dne provozu, kdy došlo ke snížení účinnosti na pouhých 69,4 %, tento jev byl autory vysvětlen kolísáním koncentrací sulfidu na vstupu. Ve druhé fázi bylo do reaktoru přidáno 80 mg/l glukózy, což vedlo k razantnímu snížení koncentrace dusičnanového dusíku a ke zvýšení účinnosti na 91 %. V druhé fázi se účinnost v odstranění N – NO_3 pohybovala v intervalu 91–96 % a pro celkový dusík 82 – 90,1 %. Ve třetí fázi došlo k úplnému přechodu na heterogenní denitrifikaci. Účinnost opět prudce klesla, a to na pouhých 79,8 %. Po ustálení systému se průměrná účinnost odstraňování N – NO_3 pohybovala okolo 83,1 %. Autoři poukazují, že nejúčinnější je kombinace siřné autotrofní a heterotrofní denitrifikace. Z podrobnější analýzy vyplývá, že náklady spojené se siřnou autotrofní denitrifikací jsou značně nižší a rovněž byla potvrzena nízká produkce kalu [27].

3 BIOLOGICKÉ FILTRY

3.1 Základní charakteristika

Biologické filtry se často používají jako pomocné technologie v odstraňování nutrientů z odpadních vod. V některých případech mohou plnohodnotně nahradit méně účinné technologické jednotky čistírny.

Jedná se o reaktory různých tvarů a objemů obsahující náplň (nosič), přes kterou protéká mechanicky předčištěná odpadní voda. Biologické filtry plní stejnou funkci jako aktivační nádrže. Rozdíl oproti aktivačním nádržím spočívá v ukotvení společenstva mikroorganismů na nosiči ve formě biofilmu, kdežto v aktivačních nádržích jsou mikroorganismy ve vznosu [20],[21].

Výhodou biologického filtru jsou nižší prostorové požadavky, disponují lepší stabilitou, protože nedochází k vyplavování biomasy ze systému. Nevýhoda týkající se především denitrifikačních filtrů je způsobena nízkou koncentrací biodegradabilního uhlíku, jehož větší podíl je spotřebován při nitrifikaci. S tím souvisí navýšení provozních nákladů investovaných do externího substrátu. Další značnou nevýhodou je horší reakce systému na skokové změny koncentrací znečišťujících látek vstupujících vod. Je tedy vhodné začleňovat biologické filtry do technologických úseků, ve kterých by k těmto změnám nemělo docházet. Příkladem může být terciální dočišťování sekundárních odpadních vod [21].

Biologický filtr či biologická kolona je jedno z nejstarších technologických zařízení k odstraňování znečišťujících látek z odpadních vod. Jedná se převážně o válcovité těleso obsahující náplň z přírodního (kámen, struska, písek) či umělého (ocel, plast) materiálu. Tvar a zrnitost nosiče ovlivňují zachycení a vývoj mikrobiálního společenstva. Provoz prvotních filtrů byl velice jednoduchý, s nízkou energetickou spotřebou a vyšší tolerancí ke skokovým změnám koncentrací přitékající vody. Jedná se o filtry využívající samočisticí schopnost vody prostřednictvím aerace. Na základě parametrů jako jsou hydraulické, objemové, látkové zatížení a délky styku odpadní vody s biofilmem můžeme filtry dělit na pomalé, rychlofiltry a věžové filtry [20],[21].

V běžné praxi se uplatňují dvě základní konstrukce biologických filtrů. Prvním z nich jsou zkrápěné biologické kolony kruhového půdorysu. Stejněměrné rozložení přitékající vody zabezpečuje Segnerovo kolo. Jedná se o otočné zařízení umístěné nad kolonou. Na ramenech Segnerova kola jsou umístěny otvory, přes které je přitékající odpadní voda rozstříkována po celém povrchu náplně. Odpadní voda vlivem gravitace stéká po náplni, absorbuje vzdušný kyslík a dostává se do kontaktu s mikroorganismy. Zkrápěné biologické kolony se uplatňují pro předčištění průmyslových odpadních

vod s vysokým obsahem amoniakálního dusíku a organického znečištění, nebo pro odpadní vody, na jejíž konečnou jakost se nekladou vysoké nároky [20].

Druhým typem je rotační biofilmový reaktor, který se až na výjimky uplatňuje především na malých a domovních čistírnách. Tato technologie se vyznačuje jednoduchou obsluhou a nízkou specifickou spotřebou energie. Konstrukčně můžeme rotační reaktory rozdělit do dvou podkategorií. Rotační diskový reaktor, kde nosičem biomasy je disk z plastu rotující ve žlabu, kterým protéká odpadní voda. Rotací se fixovaná biomasa střídavě dostává do kontaktu s odpadní vodou i vzduchem. Do druhé podkategorie řadíme klecový rotační reaktor. Rozdíl oproti diskovému reaktoru je, že do střídavého kontaktu s odpadní vodou a vzduchem se dostává klec plněná sypkou náplní [20].

Stále se zvyšující požadavky na kvalitu vypouštěných odpadních vod ovlivnily i vývoj biologických filtrů. V dnešní době existuje celá řada komerčně dostupných biologických filtrů. V následujících podkapitolách jsou pro představu uvedeny tři celosvětově dostupné komerční filtry.

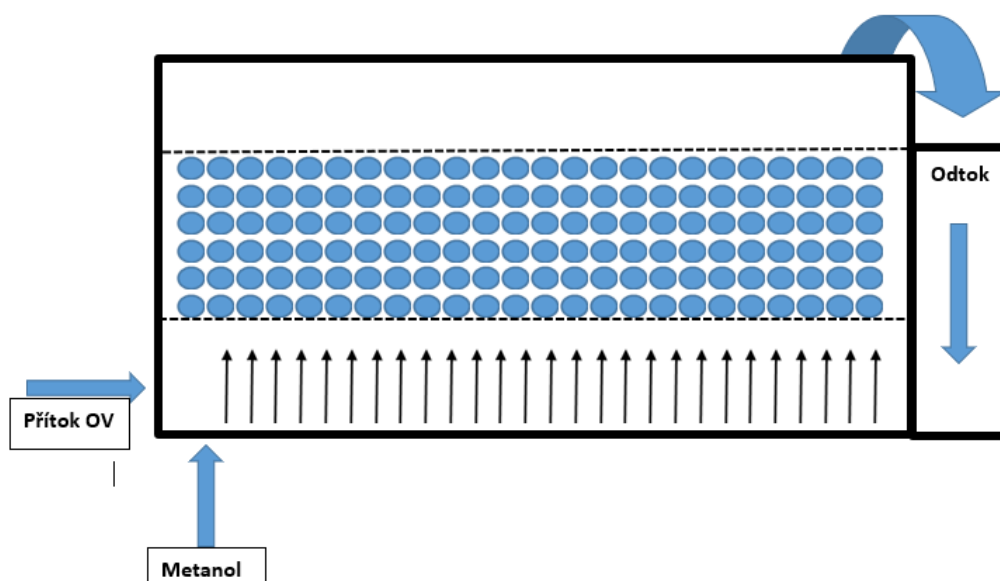
3.2 BioFOR

BioFOR je jedním z typů biologických filtrů používaných k čištění odpadních vod navržený společností VEOLIA Water Technologies (Francie).

Byl vyvinut k odstraňování převážně nerozpuštěných látek, amoniakálního a dusičnanového dusíku. Jedná se o jednoduchý a inovativní filtr využívající se převážně pro terciální čištění sekundární odpadních vod. Jeho technologické zpracování je provedeno tak, aby zvládl zpracovat větší množství organického znečištění a současně byl efektivní i při vyšší filtrační rychlosti. Jeho řídicí systém je plně automatizován. Postup čištění je rozdělen do několika fází, z nich první fáze spočívá v odstranění suspendovaných částic. Tato fáze se obvykle provádí v předčišťovací nádrži a zahrnuje odstranění větších částic pomocí síťovin nebo mechanických čističů. Předčištěná odpadní voda kontinuálně proudí ze dna reaktoru, kde je rovnoměrně distribuována po celé plošce filtru pomocí spodního kanálu obsahující trysky. Voda následně spolu s externě dodávaným substrátem (metanolem) protéká skrz filtrační medium Biolite, (polystyrenové kuličky o průměru 4,5 mm) na jejímž povrchu je zakotvená vysoká koncentrace biomasy. V této fázi dochází k eliminaci uhlíkatých a dusíkatých látek. Upravená voda se přečerpává ze dna do střešní nádrže, odkud přepadovou šachtou gravitačně odtéká [28].

Hlavní výhodou filtru spočívá ve vysoké účinnosti odstraňování dusíkatých, uhlíkatých a nerozpuštěných látek, která je zajištěna vysokou hloubkou filtračního lože (4 m). Protiproudění

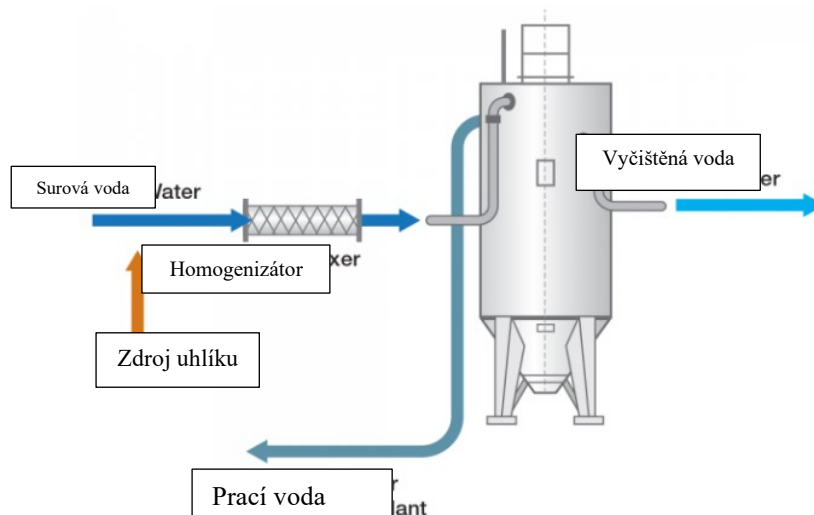
filtrace zabezpečuje rovnoměrné rozložení biomasy. Technologické schéma BioFORu je znázorněno na Obr. 5 [28].



Obr. 5 Technologické schéma filtru BioFOR

3.3 Filtr DynaSand Denite

Denitrifikační filtr představený společností Parkson (USA) poskytuje efektivní řešení v odstranění dusičnanů i dusitanů. Jedná se o inovativní řešení kombinující princip pískové filtrace a denitrifikace. Tento systém využívá speciálně navržené filtrační médium s názvem Denite, na kterém jsou zachyceny bakterie schopné denitrifikace. Médium Denite se nachází mezi vrstvami písku. Odpadní voda protéká spolu s externím substrátem (metanol, etanol) skrz pískovou vrstvu, která zachytí případné suspendované částice. Následně prochází přes vrstvu Denite, ve které dochází k postupné redukci dusičnanů na plynný dusík. Voda prostupuje přes filtrační lože směrem nahoru. Vyčištěná voda přepadem odtéká z reaktoru. Po ukončení procesu filtrace se výsledná koncentrace celkového dusíku pohybuje pod hodnotou 10 mg/l. Hlavní předností tohoto filtru je vysoká efektivita čištění se sníženým množstvím organického substrátu a s nízkými provozními náklady. Jedná se o technologii šetrnou k životnímu prostředí, protože umožňuje snížit množství dusičnanů vypouštěných do recipientu a současně snížit produkci skleníkového plynu N_2O . Konstrukční provedení umožňuje velmi malé požadavky na zábor plochy. Současnou technologii lze rozšířit o funkci chemického srážení fosforu využitím anorganických sloučenin (Al^{3+} nebo Fe^{3+}), při níž je opět spotřeba chemikálií snížena až o 40 %. Technologické schéma filtru Dynasand je znázorněné na Obr. 6 [29],[30].



Obr. 6 Technologické schéma Dynasand [30]

3.4 Denitrifikační systém Leopold elimi-NITE 2.0

Denitrifikační systém Leopold elimi-NITE 2.0 (fy Xylem Water Solutions, Rakousko) se řadí mezi efektivní reaktory v odstraňování dusičnanů, *o* – fosforečnanů i nerozpuštěných látek. Odpadní voda je přiváděna spolu se zdrojem uhlíku nad hloubkové filtrační lože, které je tvořeno křemičitým pískem. Filtrace je poháněna gravitační silou. Prvním krokem čištění je zachycení suspendovaných částic na povrchu filtračního lože. Druhým krokem je eliminace zbytkového rozpuštěného kyslíku, což zajišťuje anoxické podmínky. Dokonalé anoxické prostředí zlepšuje efektivitu denitrifikace, proto lze dosáhnout daleko nižších výstupních koncentrací dusičnanového dusíku, a to až hodnotu méně než 1 mg/l. Spolu s denitrifikací probíhá i odstraňování fosforu a zbylého organického uhlíku. Zásadní výhodou tohoto systému je automatické řízení dávkování organického substrátu na základě kontinuálního měření průtoku a obsahu dusičnanů na vstupu. Na základě naměřených vstupních hodnot software bilancuje dávkování potřebného množství substrátu, čímž dochází k jeho úspoře. Další výhodou je rozmanitější použití substrátu (kyselina octová, metanol, ethanol, cukry či vlastní uhlíkaté směsi). V neposlední řadě je systém na odtoku vybaven instrumentací pro měření zbytkových koncentrací dusičnanů, fosforečnanů, nerozpuštěných látek a celkového organického uhlíku (TOC) [31].

Přestože výše zmíněné komerční filtry zaujímají ve světě významné zastoupení, jejich provoz může být na některých čistírnách značně omezen, a to jak z technologického, tak ekonomického hlediska. Neustále jsou prováděny laboratorní i poloprovozní studie, které mají za cíl zvýšit účinnost těchto filtrů, snížit provozní náklady a produkci kalu. Studují možnosti ve využití odpadních látek, které by mohly posloužit jako nosič a současně poskytovat biodegradabilní uhlík (kap. 5 Zdroj uhlíku).

V neposlední řadě jsou prověřovány alternativní aplikace filtrů v ostatních odvětvích např. ochrana ovzduší, odpadové hospodářství či kvalita vodních toků (kap. 6 Alternativní denitrifikační systémy).

V současnosti nemusejí být k odstraňování dusíku z odpadních vod využívány pouze biologické filtry založené na heterotrofní denitrifikaci. Prováděné studie kladně hodnotí například autotrofní denitrifikaci, anebo proces anammox.

3.5 Autotrofní denitrifikační filtr

Tento typ filtrů je významně odlišný od výše zmíněných filtrů. Pro eliminaci dusičnanového a celkového dusíku lze použít tzv. sirmou autotrofní denitrifikaci (SAD). Jedná se poměrně o novou technologii testovanou převážně v laboratorních podmínkách. Provedené studie naznačují, že by tato technologie mohla mít pozitivní vliv na nižší pořizovací i provozní náklady a značně snížit produkci kalu.

Studie provedena Yin Zhou a kol. (2021) se zaměřila na hodnocení proveditelnosti biofiltru typu SAD na bázi SADCF (sirmé autotrofní denitrifikační kompozitní plnivo) v reálných provozních podmínkách. Testovány byly dva biologické filtry tohoto typu přímo na ČOV ve Vnitřním Mongolsku. Velikost obou filtrů byla 6 x 6 x 6 m. Filtry byly naplněny dvěma vrstvami kameniva o velikosti frakce 8 – 16 mm a 16 – 32 mm. Na povrch kameniva byl nanesen SADCF spolu s uhličitánem vápenatým (pufr) ve výšce 1,2 m. Filtry byly uvedeny do startovního provozu, který měl zajistit optimalizaci provozních podmínek. Vstup na filtr č. 1 značně kolísal na základě množství srážek a na provozním stavu ČOV. Průměrná koncentrace dusičnanů se pohybovala v rozmezí 3,1 až 13,6 mg/l. I přes nízké objemové zatížení, které bylo v intervalu 0,08 až 0,58 kg N/m³ docházelo k účinné denitrifikaci. Pro srovnání je objemové zatížení filtru přibližně dvakrát nižší než u heterotrofní denitrifikace. U druhého biofiltru byly výsledky denitrifikace značně ovlivněny zejména nízkým průtokem vody, nízkou koncentrací dusičnanů a kolísáním teploty. I přes náročnější podmínky se ukázalo, že je tato technologie proveditelná. Produkce amoniakálního a dusitanového dusíku byla sice zaznamenána, ale nijak neovlivnila průběh denitrifikace a výstupní koncentrace byly několikanásobně nižší než na vstupu. Koncentrace síranů se pohybovala nad 300 mg/l, což bylo zapříčiněno i jejich vysokou koncentrací na vstupu. Dle analýz bylo zjištěno, že produkce síranů je daleko nižší, než bylo teoreticky očekáváno. Závěrem lze konstatovat, že tato studie je výborným podkladem pro budoucí aplikace v odstraňování dusíku z odpadních vod využitím technologie sirmé autotrofní denitrifikace [32].

V další studii se Baorui Liang a kol. (2022) snažili porovnat jak autotrofní denitrifikační filtr na bázi elementární síry (ESAD), tak i mixotrofní procesy na bázi biomasy a síry (BSMD). Obě metody jsou

účinné v odstraňování dusičnanů z odpadních vod, ale doposud nebyly provedené výzkumy porovnávající denitrifikační kapacitu ESAD a BSMD pro reaktory s náplňovým ložem. V tomto experimentu byl jako zdroj biomasy zvolen prášek z kukuřičných klasů pro přípravu kompozitního filtru na bázi biomasy a síry (BSCF) pro proces BSMD. Výkony denitrifikace tří identických laboratorních bioreaktorů naplněných různými kompozitními plnivými na bázi elementární síry (ESCF) byly podrobeny různým podmínkám zatížení. Pilotních experimenty ukázaly, že BSCF může snížit produkci sulfátu a současně posílit denitrifikační výkon oproti ESCF. Celkově by dle autorů BSCF mohla být slibnou a ekonomickou technologií pro zlepšení kvality odpadních vod [33].

Publikace Dominika Andreidese a kol. (2022) je věnována denitrifikaci reálné průmyslové odpadní vody s vysokým obsahem síry a nízkým poměrem C:N. Průmyslová odpadní voda pocházející z ropné rafinérie neobsahuje dostatečné množství biodegradabilního uhlíku, který by mohl být plně využit pro heterotrofní denitrifikaci. Naopak má poměrně významné množství síry, které by mohlo být efektivně využito pro SAD. K experimentu byly využity dva laboratorní reaktory s polyesterovým nosičem (PBR). V jednom reaktoru byl použit samotný PBR a v druhém PBR potažený polyuretanovými nanovláknami. Nitrifikovaná odpadní voda spolu s odpadní vodou obsahující síru byly kontinuálně čerpány do reaktoru z průmyslové ČOV. Experiment byl rozdělen do čtyř fází, které se lišily v poměru N:S. Ze získaných dat lze konstatovat, že průmyslovou odpadní vodou z rafinérie ropy s vysokým obsahem síry lze využít pro autotrofní denitrifikaci. Biologický filtr s náplní PBR potažený polyuretanovými nanovláknami zlepšil uchycení bakterií, čímž došlo k vyšší účinnosti v odstraňování dusičnanů [34].

Další alternativní způsob odstraňování dusíku je založen na procesu, jehož počátky objevu sahají do začátku devadesátých let 20. století. Jedná se o proces Anammox [34].

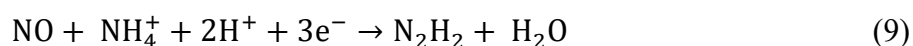
3.6 Proces ANAMMOX

Běžný proces biologického odstraňování dusíku z odpadních vod (tj. nitrifikace a denitrifikace) je nejrozšířenější proces kvůli jeho stabilitě a jednoduchému řízení. Problémem však je jeho neekonomické hospodaření s energií a zdrojem uhlíku, dále pak jeho nadměrná produkce čistírenského kalu. V současnosti je věnována pozornost alternativní možnosti odstraňování dusíku z odpadních vod, a tím je právě proces anammox.

Anammox neboli anoxická oxidace amoniakálního dusíku s využitím dusitanů jako elektron akceptoru je proces, který by mohl více zmíněné problémy změnit. Bakterie rodu *Planctomyces*, které se procesu účastní, rostou velmi pomalu a jsou vysoce náchylné na fyzikálně chemické faktory (např. pH, teplota, zdroj uhlíku a kyslík). Obecně lze říct, že přítomnost organického uhlíku může

značně inhibovat proces anammox konkrétně oxidaci amoniakálního dusíku, jak ve svých studiích uvádějí C. Chen a kol. (2022) a Y. Qin a kol. (2017), kteří studovali účinnost anammoxu po dodání organického substrátu (metanol, glukóza) [35],[36].

Proces je v současné době využíván především pro odpadní vody s vysokým obsahem amoniakálního dusíku (např. skládkové vody, nebo odpadní vody z chovu dobytka). V níže uvedených rovnicích 8,9 a 10 je popsán reakční mechanismus procesu anammox [37].



Proces anammox je sice považován za slibnou technologii v odstraňování dusíku z odpadních vod, ale není vhodný pro odpadní vody s vysokým obsahem organického uhlíku. Řešením tohoto problému se věnovali ve své práci Yuqing Ma a kol. (2023), kteří zkoušeli spojit proces anammox s částečnou denitrifikací. Myšlenka spočívá v provedení částečné denitrifikace, která by efektivně spotřebovala nežádoucí organický substrát a současně poskytovala dusitany pro proces anammox.

K tomuto experimentu byl Yuqing Ma a kol. (2023) sestaven dvoustupňový systém, tj. sekvenční vsádkový reaktor (SBR) s následným anaerobním kalovým ložem (UASB). Systém SBR – UASB jehož pracovní objemy byly 5 a 2,5 l byl provozován při konstantní teplotě 25 ± 2 °C po dobu 214 dní. Oba reaktory byly vybaveny elektrochemickými detektory pro měření pH, DO a teploty. Celý systém byl zakryt cínovou folií, která bránila prostupu světla. Část modelové vody byla čerpána do reaktoru SBR, zbylá část modelové odpadní vody spolu se výstupní vodou z SBR byla mísená a vstupovala do UASB reaktoru. Během první fáze byla v systému SBR udržována vstupní koncentrace amoniakálního dusíku 49,4 mg/l a 50,6 mg/l pro celkový dusík. Koncentrace dusičnanového dusíku v reaktoru činila 14,2 mg/l. Průměrná účinnost denitrifikace se pohybovala kolem 72,9 %. Během druhé fáze byla koncentrace amoniakálního dusíku pouze v rozmezí 0 – 3 mg/l, což zapříčinila nízká koncentrace DO, nebo pokles biomasy, jenž vedlo ke zpomalení nitrifikace. Zvýšením aeračního času došlo k obnově nitrifikace a veškerý amoniakální dusík byl oxidován na dusičnany. Během třetí až páté fáze se průměrná koncentrace dusičnanového dusíku udržovala na stabilní hodnotě 12,5 mg/l. Reaktor UASB, který sloužil k odstraňování dusičnanů vzniklých v reaktoru SBR byl uveden do provozu v druhé fázi. Během této fáze byla koncentrace amoniakálního a dusičnanového dusíku v poměru 2: 1. Na výstupu z UASB bylo zaznamenáno razantní snížení koncentrace dusičnanového dusíku z hodnoty 6,2 na < 1 mg/l, což poukazovalo na dosažení částečné denitrifikace. Částečnou denitrifikaci potvrdila i účinnost odstraňování

celkového dusíku, která se pohybovala až kolem 80 %. Koncentrace celkového dusíku na výstupu byla 10 mg/l. Ve třetí fázi došlo k poklesu organické hmoty a amoniakálního dusíku na polovinu vlivem úpravy vstupního poměru. Od 112 dne se spotřeba amoniakálního dusíku udržovala na koncentraci 4,4 mg/l, zatímco dusičnanový dusík byl 6,4 mg/l. Od 116 do 176 dne byla koncentrace amoniakálního dusíku snížena na nulovou koncentraci, ale koncentrace dusičnanového dusíku vzrostla ze 2 na 6,6 mg/l, což bylo dle autorů pravděpodobně způsobeno prostupem vzduchu a výskytu částečné nitrifikace. Během čtvrté fáze se koncentrace celkového dusíku pohybovala okolo 8,5 mg/l, tedy podobně jako při fázi tři. Yuqing Ma a kol. (2023) se domnívají, že došlo nejspíše k vyčerpání organického substrátu. Při páté fázi došlo k navýšení průtoku modelové vody a tím došlo i ke zvýšení množství substrátu. Na konci experimentu došlo ke snížení celkového dusíku na hodnotu 6,0 mg/l, účinnost byla přibližně 88 % [38].

Další technologií využívající proces anammox představil Sheng-Qiang Fan a kol. (2021) Technologie by měla být určena nejen na odstraňování dusičnanového, ale i celkového dusíku. Jeho myšlenka spočívá v kombinaci anaerobní oxidaci metanu pomocí dusičnanů, popř. dusitanů (n – DAMO) s anammoxem. Praktická aplikace n – DAMO byla však omezena nízkou reakční rychlostí. Byl použit membránový provzdušňovaný biofilmový reaktor s pohyblivým ložem, využívající plynovou difuzní membránu s dostatečnou propustností pro metan. Nosičem pro biofilm byla polyuretanová pěna. Vstupní koncentrace amoniakálního dusíku činila 456 g/m³/den, 544 g/m³/den pro dusitanový a 0 g/m³/den pro dusičnanový. Z experimentu plyne, že takto navržený filtr je vhodný pro spojení obou procesů. Získaná data poskytují velmi uspokojivý výsledek v rychlosti i účinnosti odstraňování dusíku. Výsledné koncentrace dusíku na odtoku činily 0 g/m³/den pro amoniakální, 0,2 g/m³/den pro dusitanový a 0,4 g/m³/den pro dusičnanový. Celková účinnost dosahovala téměř 99,9 % odstraněného dusíku [39].

3.7 Nosiče biomasy

Jak již bylo zmíněno v předcházejících kapitolách, nosiče v biofiltru hrají důležitou roli pro růst mikroorganismů a jsou na ně kladeny určité nároky. Je nutné, aby vrstva biofilmu zaujímala tenkou a rovnoměrně rozloženou vrstvu. Je třeba, aby měl materiál velký specifický povrch [40].

Dále je nutné, aby si materiál zachoval co možná nejdelší mechanickou pevnost a odolnost. Ta je nezbytná při regeneraci (praní filtru), kdy spuštěním protiproudu dochází k otěru a čištění nosiče. Je žádoucí, aby nedocházelo k rozpadu či jinému poškození částic [40].

Nosiče jsou vyráběny z přírodního či syntetického materiálu. Nejběžnějšími nosiči přírodního původu jsou aktivní uhlí, koks, pemza, antracit, písek, minerální vlákna aj. V současnosti jsou

nahrazovány syntetickým materiálem např. plastové, keramické či ocelové kroužky, přepážky nebo sedla. Osvědčeným materiálem jsou i polystyrenové kuličky, jejíž výhodou je lehkost [40].

Výše zmíněné materiály vystupují pouze jako nosič biofilmu a nijak neovlivňují biochemické procesy. V současnosti jsou realizovány studie, které se zabývají vývojem materiálů, jejíž vlastnosti by byly kombinací nosiče i externího substrátu. Studují se převážně nerozpustné biodegradabilní polymery a pevné odpadní materiály ze zemědělství (kap. 5 Zdroj uhlíku).

4 ZDROJ UHLÍKU

Odpadní voda přitékající na denitrifikační, resp. postdenitrifikační proces má většinou nízký poměr C:N, proto je třeba dodat zdroj uhlíku externě. Nejběžnějším způsobem dávkování substrátu je v podobě roztoků. Substrát je dávkován a mísen spolu s odpadní vodou ve stechiometrickém poměru vůči dusičnanovému dusíku. Jako kapalné zdroje uhlíku lze použít nízkomolekulární alkoholy (metanol, etanol), nižší organické kyseliny (octová, propionová), sacharidové roztoky (glukóza, fruktóza). Pokud nejsou k dispozici jako odpad z výroby, musí se kupovat, čímž se zvyšují provozní náklady. V některých případech je možno využít odpadní vody s vhodným poměrem C:N. Vhodné jsou vody například z potravinářského průmyslu [40].

Druhou možností dávkování uhlíku do systému je formou pevného substrátu. Jak již bylo zmíněno jedná se o kombinaci nosiče a zdroje uhlíku. Hovoříme tedy o alternativní náhradě kapalných substrátů. Uhlík není do systému dávkován jednorázově, ale je postupně vlivem mikrobiální činnosti uvolňován. Nemůže tak dojít k předávkování systému vedoucího k sekundární kontaminaci, nebo k vyvolání toxického účinku způsobeného vyšší koncentrací (metanol). Pevné substráty můžeme rozdělit na přírodní a syntetické [40].

Přírodní materiály mohou být např. skořápky ořechů, kůra stromů, obilná sláma, bavlna aj. Výhodou těchto substrátů je vysoká dostupnost a nízká pořizovací cena, protože se ve většině případů se jedná o bioodpad.

Např. v práci Salilinga a kol. (2007) byla studována vhodnost dřevěné štěpky a pšeničné slámy jako náhrada za dražší komerční plastové nosiče. Studie probíhala v devíti reaktorech po dobu čtyř týdnů, ve kterých byly použité tři typy nosičů (sláma, štěpka a plastové medium Kaldnes). Bioreaktory se vzestupným tokem byly zatěžovány s konstantním průtokem modelovou odpadní vodou, která mimo jiné obsahovala metanol. Zmíněná studie ukazuje, že organické nosiče vykazovaly stejnou rychlost v odstraňování $N - NO_3$ jako plastový Kaldnes. Při zatížení 200 mg/l bylo odstraněno až 99 % $N - NO_3$. Míra denitrifikace v ustáleném stavu pro zatížení 200 mg/l dosahovala průměrné koncentrace na vstupu, pro dřevěnou štěpku $1360 \pm 40 \text{ g N/m}^3$, pro pšeničnou slámu $1360 \pm 80 \text{ g N/m}^3$ a pro Kaldnes nosič $1360 \pm 70 \text{ g N/m}^3$. Testované reaktory nebyly plně zatíženy, jelikož nejvyšší účinnost denitrifikace byla zaznamenána v první polovině reaktoru. Spotřeba CHSK na jednotku $N - NO_3$ byla nejvyšší u Kaldnes (3,41 – 3,95), naopak nejnižší u pšeničné slámy (3,26 – 3,46). Koncentrace $N - NH_4$ byla pro všechny nosiče nulová, naopak koncentrace $N - NO_2$ dosahovala pro všechny nosiče kolem 2 mg/l. Oproti komerčnímu nosiči Kaldnes dochází u organických nosičů ke snižování hmoty. Během 140denního experimentu došlo

k poklesu o 16,2 % (štěpka), a 37,7 % (sláma) své původní hmoty. Pro biologickou denitrifikaci lze tedy použít pšeničnou slámu, i dřevěnou štěpku. Je třeba však počítat s omezenou životností těchto nosičů [41].

Ve studii pod vedením Mang'era Samwel a kol. (2022) byla rovněž porovnána účinnost denitrifikace komerčního nosiče Kaldnes vůči levnějším organickým nosičům. K této studii byla použita odpadní voda vzniklá z recirkulačního akvakulturního systému (RA systém) využívající se při chovu ryb. Jedná se o systém nádrží, v kterých opakovaně cirkuluje voda systémem a mění svoji jakost. Pro její opětovné použití je třeba odstranit mechanické i rozpuštěné odpadní látky vzniklé bakteriálním metabolismem. Experiment probíhal po dobu 10 týdnů v poloprovozních RA systém o objemu 1000 l. Jako nosiče filtrů byly použity sušené dobytčí rohy, sušené aktivní uhlí, sušení bambusové tyčinky, sušené skořápky z kokosových ořechů a plastové kroužky Kaldnes. I přesto, že je studie zaměřena převážně na eliminaci amoniakální a dusitanového dusíku, vyplývají z ní i poznatky pro denitrifikaci. Výraznější denitrifikační vlastnosti vykazovaly nosiče z dobytčích rohů, bambusu a částečně i keramické kroužky. Ostatní materiály vykazovaly v první třetině experimentu pouze nitrifikaci následně docházelo i k denitrifikaci. Na závěr své práce autoři konstatovali, že pro posouzení účinnosti denitrifikace za použití alternativních materiálů pro odstraňování dusíku z odpadních vod je tento experiment nedostačující [42].

Druhým typem jsou nosiče syntetické, nejčastěji se jedná biodegradabilní polymery, jež jsou vyráběny v různých tvarech a velikostech. Za účinné polymerní materiály se považují například polykaprolakton (PCL), poly(3-hydroxybutyrát-co-3-hydroxyvalerát) (PHBV) v kombinaci s kyselinou polyoctovou, polyvinylalkohol (PVA), nebo polyetylen glykol (PEG). Výhoda syntetických substrátů spočívá v jejich značné účinnosti. Obecnou nevýhodou pevných substrátů je jejich degradace a změna struktury. Z tohoto důvodu je nezbytné pro jejich uplatnění pozorovat snižování účinnosti a najít kompromis mezi objemovou hmotností a účinností.

Peng Li a kol. (2016) zkoumali účinnost biodegradabilních polymerních pelet vyrobených z polykaprolaktanu (PCL) sloužící jako zdroj uhlíku pro terciární odstraňování dusíku z komunálních odpadních vod s využitím integrovaného denitrifikačního biofiltru v pevné fázi (SDNF). Celý experiment byl rozdělen do devíti fází v horizontu 249 dní. Pro testování byla použita modelová sekundární odpadní voda o průměrné koncentraci dusičnanového dusíku v intervalu 10,8 – 14,7 mg/l. V průběhu prvních 53 dní byl filtr ve startovním a ustalovacím procesu. Od 54 dne byl filtr podroben fázím, při nichž se testovalo různé koncentrační zatížení dusičnanů (fáze 1-4). V dalších fázích (5-9) byla testována teplotní závislost. Autoři zjistili, že duální denitrifikační filtr s nosičem z PCL se jeví jako slibná technologie pro terciální dočištění odpadních

vod. Spolu s denitrifikací je vysoce účinný i k odstraňování suspendovaných částic. Ve druhé polovině experimentu bylo zjištěno, že účinnost denitrifikace je poměrně efektivní i při nízkých teplotách tj. 8 °C. Ve srovnání s denitrifikačním filtrem na bázi kapalného zdroje uhlíku se tvorba dusitanů i množství zbylého organického uhlíku obešlo bez automatického řídicího systému [43].

Rui Xiong a kol. (2020) se zaměřili na čištění odpadních vod s nízkým obsahem uhlíku využitím zemědělských odpadů vůči syntetickým polymerům. V laboratorním experimentu byly porovnány organické odpady (kukuřičné klasy, arašídové skořápky, rýžové zbytky) a polymerní syntetické látky (polykaprolaktan PCL, polybutylen sukcinát a směs polyvinylalkoholu a alginátu sodného PVA – SA). Každý ze zmíněných nosičů byl podroben denitrifikační zkoušce. Ke zkoušce bylo použito 5 g nosiče, 8 ml aktivovaného kalu a 800 ml modelové odpadní vody. Suspenze byla třepána při otáčkách 60 ot./min. při teplotě 25 °C po dobu sedmi dní. Po ukončení testu byly analyzovány koncentrace dusitanového, dusičnanového, amoniakálního dusíku a organického rozpuštěného uhlíku (DOC). Výsledky poukazují, že vhodným poskytovatelem DOC jsou kukuřičné klasy, naopak nejméně polykaprolakton. Nejvyšší účinnost vykazovali kukuřičné klasy. V jejich přítomnosti došlo během 30 h k poklesu koncentrace na nulovou hodnotu. Totožnou účinnost vykazovaly i rýžové zbytky. Nulové hodnoty bylo dosaženo cca po 45 h. Přibližně po 90 h dosáhl nulové hodnoty i PVA– SA. Pro ostatní nosiče nebyla na konci experimentu zaznamenána nižší koncentrace než 6 mg/l dusičnanového dusíku. Závěrem lze konstatovat že, nevýhodnějším nosičem pro denitrifikační biofiltr jsou podle Rui Xiong a kol. (2020) kukuřičné klasy, rýžové zbytky a PVA– SA. Ostatní nosiče jsou vhodné pro nízké koncentrace dusičnanového dusíku například pro čištění podzemních vod [44].

5 ALTERNATIVNÍ DENITRIFIKAČNÍ SYSTÉMY

Biologické denitrifikační systémy sloužící k odstranění přebytečného množství dusíkatých sloučenin ze životního prostředí mají daleko rozmanitější využití, např. čištění odpadních plynů a snižování emisí oxidů dusíku.

Se zajímavou myšlenkou přišel Wang J. a kol. (2006), kteří studovali využitelnost denitrifikace k odstranění oxidu dusnatého (NO) z odpadních plynů. K experimentu byl použit rotační bubnový filtr (RDB), který se skládal z hliníkové komory obsahující pórovité medium (síťovaná polyuretanová pěna) s tenkou vrstvou biofilmu. Spodní část reaktoru obsahovala živný roztok s glukózou v molárním poměru C: N 2,5. Za optimálních podmínek (teplota 28 °C a pH 6,5 – 7,5) vstupoval odpadní plyn do běžícího RDB skrz pórovité medium, na jehož povrchu se kontaminující látky absorbovaly a biodegradovaly. Při spuštění filtr rotoval rychlostí 0,5 ot./min. Průtok plynu byl nastaven na 0,8 m³/h se vstupní koncentrací NO 500 ppm a při době zdržení 65 s. V průběhu prvních třech dní docházelo k růstu účinnosti. Po sedmi dnech provozu dosahovala účinnost 94 % a od desátého dne byla účinnost konstantní [45].

Rovněž Hejingying Niu a kol. (2014) se věnovali odstraňování NO z odpadního plynu využitím biotricklingového filtru působením denitrifikačních bakterií izolovaných z aktivovaného kalu. Po šestiměsíčním provozu bylo zjištěno, že účinnost odstraňování je při době zdržení 60 s a vstupní koncentraci 123 mg/m³ v rozmezí 82,5 – 99 %. Po optimalizaci podmínek byla nejvyšší účinnost zaznamenána při pracovní teplotě 40 °C, hodnotě pH 8,0, CHSK 165 mg/l a především při nulovém obsahu kyslíku. Přítomná koncentrace kyslíku v systému negativně ovlivňuje účinnost denitrifikace. Studie Hejingying Niu a kol. (2014) hodnotí biotricklingový filtr jako efektivní v odstraňování NO z odpadních plynů působením denitrifikačních bakterií [46].

Aplikace speciálních biologických filtrů může být využita např. pro bioremediaci podzemních vod s vysokou koncentrací dusičnanů (Andreas K. Benekos a kol. 2023), (Emilee Severe a kol. 2023) a (Guixun Huang 2015) [47],[48],[49].

Skládkové výluhové vody obsahují značné množství dusičnanů. K jejich likvidaci je třeba vynaložit značné finanční prostředky spojené s dodáváním externího zdroje uhlíku. Cristina Trois a kol. (2010) představili biologický reaktor využívající borovou kůru a kompost jako alternativní a cenově dostupný zdroj uhlíku k denitrifikaci skládkových vod [50].

Denitrifikací jako alternativního zdroje energie se zabýval Linpeng Yu a kol. (2023). Prokázali, že metan je možno použít jakožto substrát pro výrobu elektrické energie v mikrobiálním palivovém článku v kombinaci s denitrifikační anaerobní oxidační metanu (DAMO) [51].

6 ČISTÍRNA HRADEC KRÁLOVÉ (ČOV HK)

Čistírna odpadních vod se nachází přibližně 1 km jižně od města Hradec Králové. Zpracovává odpadní vody jak z Hradce Králové, Třebechovic nad Orebem, tak i z několika dalších přilehlých obcí. Pohled na ČOV HK je uveden na Obr. 7. Čistírna je dimenzována na kapacitu 141 000 EO. Základní parametry čistírny jsou uvedeny v Tabulce 4.



Obr. 7 Letecký snímek ČOV HK [52]

6.1 Historie čistírny

Čistírna byla vystavěna v 90. letech 20. století. V prosinci roku 1995 byla uvedena do zkušebního provozu. O dva roky později byla čistírna typu R/D/N (regenerace/denitrifikace/nitrifikace) uvedena do provozu trvalého [52].

Nařízení vlády č. 82/1999 Sb. vydané na konci 20. století ovlivnilo budoucnost stávající technologie čištění, neboť zavádí nový ukazatel znečištění anorganický dusík pro kvalitu vypouštění vyčištěných odpadních vod týkajících se čistíren nad 100 000 EO. Limitní koncentraci 15 mg/l nebylo možné splňovat, protože koncentrace dosahovali i dvojnásobných hodnot. Na toto nařízení čistírna zareagovala úpravou aktivačních nádrží, rozšířením denitrifikační a regeneračních nádrží a zavedením dávkování metanolu do denitrifikace pro její lepší účinnost [52].

Krátce po dokončení modernizace došlo k vydání nového nařízení (61/2003 Sb.), které zpřísnilo požadavky pro ukazatele koncentrace celkového dusíku s limitní hodnotou 10 mg/l. Přestože došlo ke zvýšení efektivity denitrifikace dosahovaly hodnoty celkového dusíku příliš vysokých hodnot, a tak se čistírna uchýlila k výstavbě nové technologie sloužící k terciálnímu čištění odpadních vod v podobě post denitrifikačního filtru (PDN). K tomuto řešení přistoupila z důvodu nízkého záboru pozemku, vysoké provozní spolehlivosti a bezkonkurenční účinnosti v odstraňování dusíku. Výstavba PDN filtru byla dokončena roku 2012. Společně s výstavbou filtru došlo k modernizaci dmýchárny a k pořízení nové kalové odstředivky [52].

Tabulka 4 Základní parametry ČOV HK [52]

Počet ekvivalentních obyvatel	EO	141 00
Průměrný průtok	m ³ /den	44 700
Usazovací nádrž 4x	m ³	5 876
Denitrifikační nádrž 4x	m ³	5 760
Nitrifikační nádrž 4x	m ³	17 218
Dosazovací nádrž 4x	m ³	19 832
Regenerační nádrž 2x	m ³	2 938
Vyhnívací nádrž 2x	m ³	8 220
Skladovací kalová nádrž	m ³	4 000
Postdenitrifikační filtr 2x	m ³	430

6.2 Proces čištění na ČOV HK

Odpadní voda z města je na čistírnu přiváděna centrální stokou (délka 5 200 m a hloubka 28 m). Voda je kumulována ve vstupní stanici a odtud je vyčerpávána do přítokového žlabu pomocí devíti kalových čerpadel o celkovém výkonu až 6 600 l/s. Do přítokového žlabu ústí mimo jiné i čerpací stanice stoky „F“ (tj. odpadní voda z městských částí Nový Hradec Králové a Roudnička). Vody jsou přítokovým žlabem přiváděny do česlovny. Přes následující technologie čistírny je využíváno gravitačního spádu [52].

Mechanické čištění

Při mechanickém čištění dochází k odstraňování pevných dispergovaných částic, jako jsou například písčité a šterkovité frakce, plovoucí látky (listy, větve aj.), zbytky potravin a mnohé další látky putující stokou. Běžné městské čistírny mají kanalizaci vedenou do hloubky 10 metrů pod zemí, hradecká čistírna má umístěnou kanalizaci v hloubce 28 metrů. Hloubková kalová čerpadla

s řezacími noži čerpají vodu a současně rozmělňují hrubé nečistoty v ní obsaženy. Ostatní městské čistírny využívají převážně šneková čerpadla, která vodu pouze čerpají [52].

Voda nadále proudí do objektu zvaný česlovna. Standardně jsou v česlovně instalovány dva typy česlí, hrubé a jemné. Vzhledem k tomu, že při čerpání dochází k rozmělnění hrubých částic, jsou instalovány pouze jemné česle. Ostatní technologické procesy mechanického čištění jako jsou lapáky šterku, písku, tuků a usazovací nádrže jsou identické s ostatními čistírnami.

Biologické čištění

Nedílnou součástí čistírny je biologické čištění odpadních vod, které probíhá v aktivačních nádržích s podélným tokem. Nádrže jsou rozděleny do tří sekcí, dvě denitrifikační a jedna nitrifikační nádrž. Do nádrží jsou přiváděny mechanicky předčištěné odpadní vody s interní recirkulací a regenerací kalu. Regenerace kalu je rozdělena na dva procesy, prvním je aerace bez přísunu organického substrátu. Regenerovaný kal „vyhladoví“ a vrací se zpět do aktivace. Druhým procesem je bioaugmentace nitrifikace. Jedná se o dodávání nitrifikačních bakterií kultivovaných in situ. V kultivátoru, který je součástí aktivace dochází k aeraci kalu, ke kterému je přiváděný zdroj dusíku (kalová voda z odstředivky). Za optimálních podmínek dochází k množení nitrifikačních bakterií, které jsou přiváděny do aerované části aktivace [20],[52].

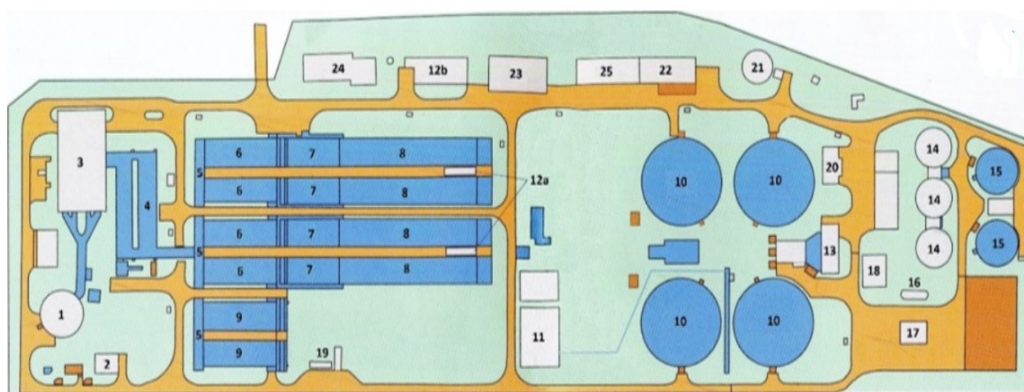
Vyčištěnou odpadní vodu je nutno zbavit zbytků aktivovaného kalu, který by navyšoval nerozpuštěné látky na odtoku. K tomuto se používají dosazovací nádrže, ve kterých dochází ke snížení rychlosti průtoku vody a vlivem gravitační síly dochází k sedimentaci aktivovaného kalu. Nádrž je vybavena pojezdovým mostem s hrablem pohybujícím se po dně, který se podílí na separaci a k odvodu kalu do kalové jímky. Z dosazovacích nádrží je podíl odpadní vody čerpán do postdenitrifikačního filtru a zbytek do odtokového žlabu.

Terciální čištění

Terciálního čištění odpadních vod se využívá v případech, když stávající technologické postupy nejsou schopny zajistit požadované odtokové koncentrace znečišťujících látek. Kritickým parametrem hradecké čistírny byl celkový dusík, jenž většina tvořila vyšší koncentrace dusičnanového dusíku. Proto se Václav Hradec Králové v roce 2010 rozhodl vybudovat postdenitrifikační filtr. Jedná se o třípodlažní železobetonový objekt, sloužící k řízené denitrifikaci. Objekt je dělen na dvě základní části. V první se nachází dva filtry a v druhé části se nachází servisní prostory a odtokové žlabu [52].

Filtrace vody probíhá vzestupně přes filtrační přepážku, která je tvořena vrstvou polystyrenových uliček o průměru 4,5 mm. Objem každé filtrační komory je 115 m³. Jak již bylo zmíněno pro redukci dusičnanů při denitrifikaci je zapotřebí organický substrát, který je v tomto případě methanol. Vyčištěná voda téměř prostá dusičnanů je gravitačním spádem vedena zpět k odtokovému žlabu, kde je mísena s vodou nedočištěnou. Výsledná směs vod splňující požadované limity je vypouštěna do recipientu [52].

Prostup odpadní vody přes jednotlivé technologické úseky je znázorněn schématem na Obr. 8.



Obr. 8 Blokové schéma ČOV HK [52]

1 vstupní čerpací stanice, 2 čerpací stanice – stoka F, 3 česlovna, 4 lapák písku, 5 rozdělovací žlab, 6 usazovací nádrž, 7 aktivační nádrž – denitrifikace, 8 aktivační nádrž – nitrifikace, 9 regenerační nádrž, 10 dosazovací nádrž, 11 PDN filtr, 12 a dmýchárna, 12 b dmýchárna regen. nádrží, 13 čerpací stanice vratného kalu, 14 vyhnívací a uskladňovací nádrže, 15 zahušťovací nádrže, 16 homogenizační nádrže, 17 odvodňování kalu, 18 jímka kalových vod, 19 čerpací stanice metanolu, 20 dávkování chemikálií, 21 plynojem, 22 energoblok, 23 trafostanice, 24 provozní budova, 25 dílny a stanice

II. PRAKTICKÁ ČÁST

7 HODNOCENÍ ÚČINNOSTI PDN FILTRU

Praktická část této práce je věnována hodnocení postdenitrifikačního filtru provozovaného na městské čistírně v Hradci Králové. Na základě poskytnutých dat a provedených výpočtů byla vyhodnocena účinnost tohoto filtru.

Zpracovávaná data zahrnovala rok 2012 (uvedení do provozu), rok 2021 a rok 2022 (po 10 letech provozu). V každém roce bylo odebráno přibližně 80 dvaceti čtyř hodinových vzorků monitorujících složení odpadní vody na vstupu a výstupu z PDN filtru.

Data obsahovala koncentrace dusičnanového, dusitanového a amoniakálního dusíku v mg/dm^3 na vstupu i na výstupu. Dále obsahovala průtok odpadní vody přes filtr v m^3/den a denní spotřebu externího substrátu (metanolu).

Pro hodnocení účinnosti filtru je třeba porovnat jednotlivé indikátory charakterizující provoz filtru. Mezi takové indikátory se řadí množství odstraněného dusičnanového dusíku, celkové odstraněné oxidované formy dusíku ($\text{N} - \text{NO}_2 + \text{N} - \text{NO}_3$) dále jen $\text{N} - \text{NO}_x$, produkce $\text{N} - \text{NO}_2$, měrná a celková spotřeba metanolu a v neposlední řadě plošné zatížení filtru.

7.1 Použité výpočty

Odstraněný dusičnanový dusík

$$\frac{X(\text{N} - \text{NO}_3)_{\text{vstup}} - Y(\text{N} - \text{NO}_3)_{\text{výstup}} \cdot Q}{1000} = Z \text{ [kg N} - \text{NO}_3/\text{den]}$$

Kde

Z – odstraněný dusičnanový dusík [kg N – NO₃/den]

X – množství N – NO₃ na vstupu na PDN [mg/ dm³]

Y – množství N – NO₃ na výstupu na PDN [mg/ dm³]

Q – průtok odpadní vody [m³]

Vzorový příklad pro výpočet ze dne 2.1.2012

X = 14,9 [mg/ dm³]

Y = 0,54 [mg/ dm³]

Q = 13003 [m³]

$$\frac{(14,9 - 0,54) \cdot 13003}{1000} = 186,7 \text{ [kg N} - \text{NO}_3/\text{den]}$$

Měrná spotřeba metanolu na odstranění dusičnanového dusíku

$$\frac{k \cdot \rho}{Z} = Ms \text{ [kg metanol/kg N - NO}_3\text{]}$$

Kde

Ms – měrná spotřeba metanolu [kg metanol/kg N – NO₃]

k – denní spotřeba metanolu [m³]

Z – odstraněné N – NO₃ [kg N – NO₃/den]

ρ = hustota 100% metanol (781 kg/m³)

Vzorový příklad pro výpočet ze dne 2.1.2012

$$k = 0,69 \text{ m}^3$$

$$Z = 186,7 \text{ kg N - NO}_3\text{/den}$$

$$\frac{0,69 \cdot 781}{186,7} = 2,89 \text{ kg metanol/kg N - NO}_3$$

Plošné zatížení

$$\frac{X \cdot Q}{228000} = Cva \text{ [kg/m}^3\text{/den]}$$

Kde

Cva – plošné zatížení filtru [kg/m³/den]

X – množství N – NO₃ na vstupu na PDN [mg/dm³]

Q – průtok odpadní vody [m³/den]

228000 – objemová kapacita PDN filtru [dm³]

Vzorový příklad pro výpočet ze dne 2.1.2012

$$X = 14,9 \text{ mg/ dm}^3$$

$$Q = 13003 \text{ m}^3\text{/den]}$$

$$\frac{14,9 \cdot 13003}{228000} = 0,85 \text{ kg/m}^3\text{/den}$$

Procentuální odstranění N – NO₃

$$100 - \left(\frac{Y \cdot 100}{X} \right) = [\% \text{ odstranění N - NO}_3\text{]}$$

Kde

X – množství N – NO₃ na vstupu na PDN [mg/dm³]

Y – množství N – NO₃ na výstupu na PDN [mg/dm³]

Vzorový příklad pro výpočet ze dne 2.1.2012

$$X = 14,9 \text{ mg/dm}^3$$

$$Y = 0,54 \text{ mg/dm}^3$$

$$100 - \left(\frac{0,54 \cdot 100}{14,9} \right) = 96,4 \%$$

Procentuální odstranění N – NO_x

$$100 - \left(\frac{Y + n_1}{X + n_2} \cdot 100 \right) = [\% \text{ odstranění N – NO}_x]$$

Kde

X – množství N – NO₃ na vstupu na PDN [mg/dm³]

Y – množství N – NO₃ na výstupu na PDN [mg/dm³]

n₁ – množství N – NO₂ na výstupu [mg/dm³]

n₂ – množství N – NO₂ na vstupu [mg/dm³]

Vzorový příklad pro výpočet ze dne 2.1.2012

$$X = 14,9 \text{ [mg/dm}^3]$$

$$Y = 0,54 \text{ [mg/dm}^3]$$

$$n_1 = 1,03 \text{ [mg/dm}^3]$$

$$n_2 = 0,06 \text{ [mg/dm}^3]$$

$$100 - \left(\frac{0,54 + 1,03}{14,9 + 0,06} \cdot 100 \right) = 89,5 \%$$

Odstraněné N – NO₃ při zanedbání denitrifikace N – NO₂

$$\frac{(X - Y - n_1) \cdot Q}{1000} = Z_p \text{ [kg N – NO}_3/\text{den]}$$

Kde

X – množství N – NO₃ na vstupu na PDN [mg/dm³]

Y – množství N – NO₃ na výstupu na PDN [mg/dm³]

n₁ – množství N – NO₂ na výstupu na PDN [mg/dm³]

Q – průtok odpadní vody [m³]

Vzorový příklad pro výpočet ze dne 2.1.2012

$$X = 14,9 \text{ [mg/dm}^3]$$

$$Y = 0,54 \text{ [mg/dm}^3]$$

$$n_1 = 1,03 \text{ [mg/dm}^3\text{]}$$

$$Q = 13003 \text{ m}^3\text{/den}$$

$$\frac{(14,9 - 0,54 - 1,03) \cdot 13003}{1000} = 173 \text{ kg N - NO}_3\text{/den}$$

7.2 Zpracovaná data

V tabulkách 5 a 6 jsou prezentované průměrné meziroční hodnoty jednotlivých indikátorů dle výše uvedených výpočtů, které jsou nezbytné pro hodnocení PDN filtru. Tabulka 4 prezentuje data vztahující se k bilanci dusičnanové a dusitanového dusíku, Tabulka 5 se týká zatíženosti filtru a spotřeby metanolu. Podrobněji jsou tyto hodnoty diskutovány níže.

Tabulka 5 Bilance dusíku na PDN filtru

	N - NO ₃ [%] ¹⁾	N - NO _x [%] ¹⁾	N - NO ₂ výstup [mg/ dm ³] ²⁾	N - NO ₃ vstup [mg/ dm ³] ²⁾	N - NO _x vstup [mg/ dm ³] ²⁾	N - NO ₃ výstup ²⁾ [mg/ dm ³]	N - NO _x výstup ²⁾ [mg/ dm ³]
2012	91,4	73,7	1,932	10,93	11,0	0,91	2,83
2021	82,9	81,8	0,113	14,23	14,2	2,49	2,60
2022	76	74,8	0,144	13,80	13,7	3,24	3,38

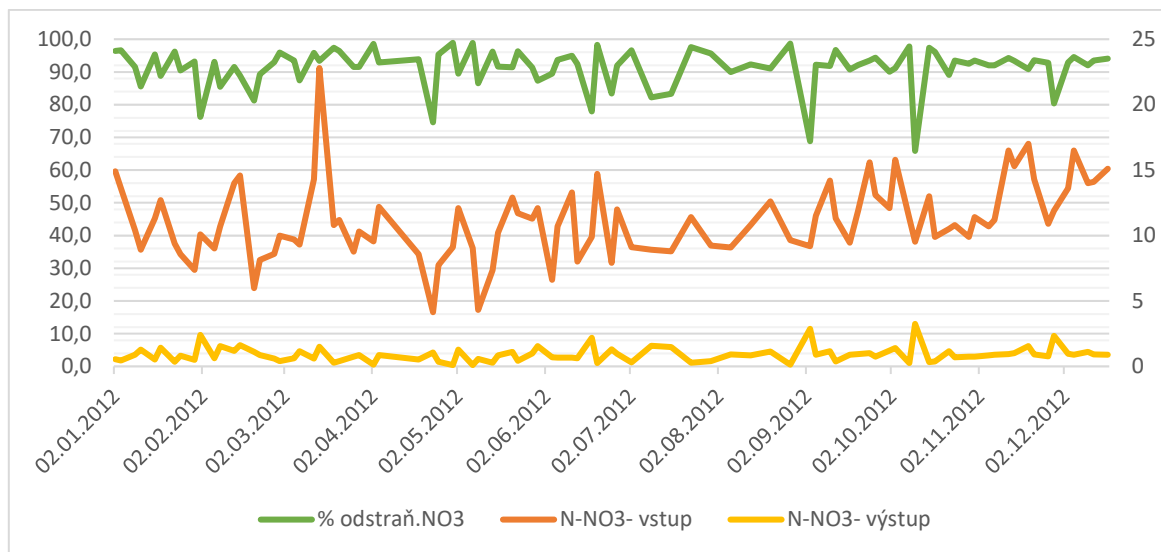
¹⁾ Průměrné roční odstranění, ²⁾ průměrné roční koncentrace

Tabulka 6 Indikátory účinnosti PDN filtru

	Prům. denní spotřeba MetOH [m ³ /den]	Měrná Spotřeba MetOH [kg MetOH/kg N - NO ₃]	Plošné zatížení Cva [kg/m ³ /den]
2012	0,259	2,13	0,49
2021	0,460	3,08	0,68
2022	0,474	3,92	0,55

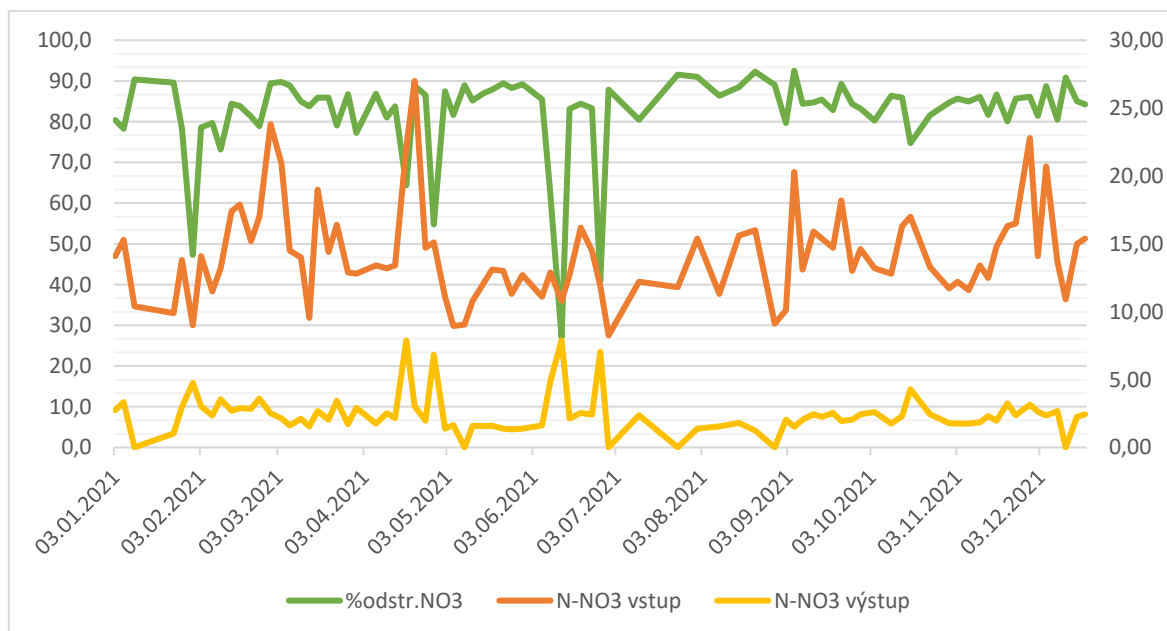
7.3 Bilance dusičnanového dusíku

V Obr. 9 jsou porovnány vstupní a výstupní koncentrace na PDN filtru včetně procentuálního odstranění dusičnanového dusíku zaznamenaných za rok 2012. Z uvedených dat je patrné, že koncentrace N - NO₃ vstupující na PDN se pohybují v rozmezí od 5 do 25 mg/l. Výstupní hodnoty nepřevyšují koncentraci 5 mg/l. Účinnost odstraňování N - NO₃ je vyšší jak 70 %.



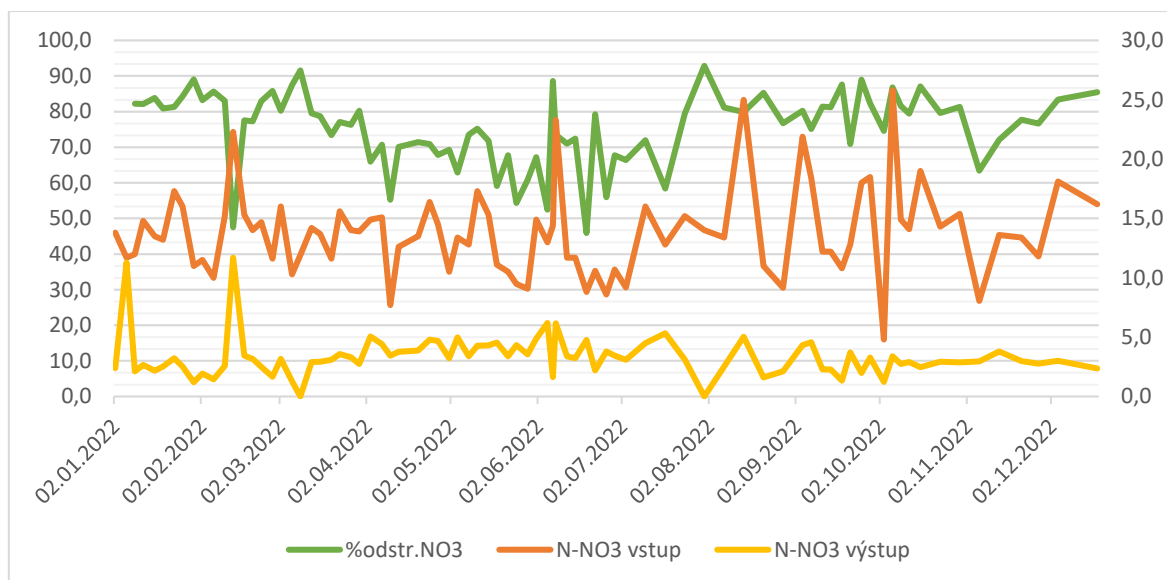
Obr. 9 Bilance N – NO₃ a účinnost odstraňování pro rok 2012, (vlevo účinnost odstranění N – NO₃ [%], vpravo vstupní a výstupní koncentrace N – NO₃ [mg/dm³])

Obr. 10 popisuje stejné bilanční schéma jako Obr. 9 pro rok 2021. Můžeme pozorovat navýšení průměrné vstupní koncentrace dusičnanového dusíku. Oproti roku 2012 však docházelo k několika extrémním výkyvům, jež jsou způsobeny nízkou koncentrací N – NO₃ na vstupu a rovněž vyšší koncentrací na výstupu. Tyto výkyvy se projeví nízkou účinností, kterou lze vysvětlit několikanásobně vyšším průtokem, nebo nízkou koncentrací metanolu.



Obr. 10 Bilance N – NO₃ a účinnost odstraňování pro rok 2021, (vlevo účinnost odstranění N – NO₃ [%], vpravo vstupní a výstupní koncentrace N – NO₃ [mg/dm³])

Obr. 11 popisuje bilanci dusičnanového dusíku pro rok 2022. Po deseti letech provozu lze konstatovat, že průměrné procentuální odstranění $N - NO_3$ je téměř totožné s rokem 2012 s rozdílem jednoho procenta. Na rozdíl od roku 2012, ale došlo k razantnímu snížení produkce dusitanů v systému, což pokazuje na fakt, že téměř veškerý dodaný substrát byl spotřebován na eliminaci dusičnanového dusíku.



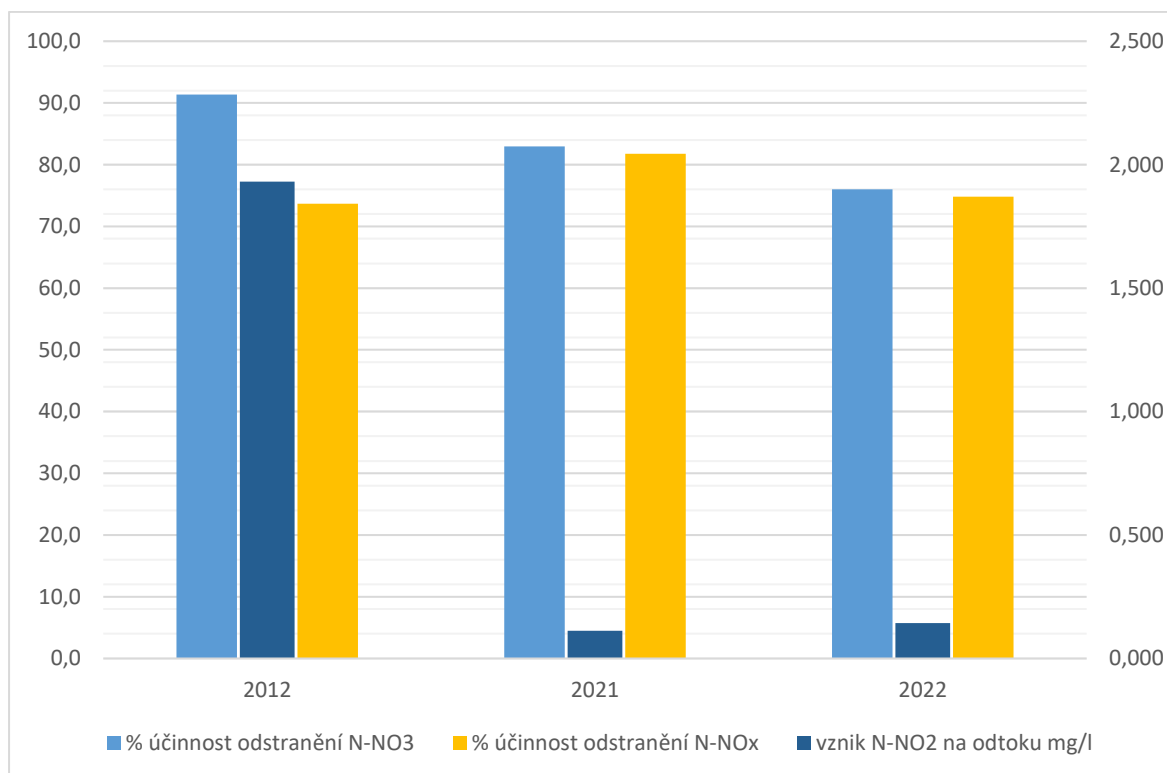
Obr 11 Bilance $N - NO_3$ a účinnost odstraňování pro rok 2022, (vlevo účinnost odstranění $N - NO_3$ [%], vpravo vstupní a výstupní koncentrace $N - NO_3$ [mg/dm^3])

7.4 Účinnost odstraňování dusíku

Obr. 12 Popisuje vztah mezi účinností odstraňování $N - NO_3$ a $N - NO_x$ v závislosti na produkci dusitanů. Na základně průměrné roční hodnoty v odstraňování $N - NO_3$ se může zdát, že účinnost meziročně klesá. Účinnost denitrifikace $N - NO_3$ tedy po 10 letech klesla o 15,4 %.

Při dalším hodnocení jsem se zaměřil na bilanci $N - NO_2$. Ze získaných dat jsem vypočítal průměrnou denní produkci $N - NO_2$. Z Tabulky 5 je patrné, že při uvedení PDN filtru do provozu docházelo k významné produkci $N - NO_2$ zaznamenaných na odtoku, která však v průběhu let produkce klesla, a to více než desetkrát.

Po bilancování $N - NO_2$ je třeba přehodnotit průměrnou roční účinnost denitrifikace. V roce 2012 se na první pohled účinnost v odstraňování dusičnanů pohybuje nad 90 %, avšak při hodnocení byla zanedbána produkce $N - NO_2$. Pro vyjádření skutečné hodnoty průměrného odstranění dusíku budeme uvádět parametr $N - NO_x$. Po přepočítání je vidět, že průměrné odstranění dusíku se pohybuje mezi 70–82 %.



Obr. 12 Porovnání účinnosti odstraňování N – NO₃ a N – NO_x v závislosti na produkci dusitanů, (vpravo produkce N – NO₂ [mg/dm³], vlevo procentuální účinnost odstranění N – NO₃ a N – NO_x [%])

7.5 Zatížení PDN filtru a externí substrát

Obr. 13 vychází z dat uvedených v Tabulce 6, který nám znázorňuje zatížení PDN filtru a spotřebu externího substrátu. Plošné zatížení C_{va} nám znázorňuje, v jaké míře je filtr zatížen, tedy jaké množství v kilogramech N – NO₃ na m³ projde za jeden den PDN filtrem. Provozní manuál filtru doporučuje udržovat hodnotu C_{va} v rozmezí od 0,8 do 1,6 kg/m³/den. Při bližším pohledu můžeme pozorovat, že je filtr ve všech letech málo zatížen, protože hodnoty nepřevyšují mezní hranici 0,8 kg/m³/den. V roce 2021 se hodnota C_{va} pohybovala nejbliž k provozní hodnotě, a tedy účinnost odstraňování N – NO₃ byla nejvyšší. V porovnání s hodnotou odstraněných N – NO_x můžeme konstatovat, že vstupující externí substrát byl téměř ze 100 % využit k denitrifikaci dusičnanového dusíku.

Vyšší plošné zatížení filtru v roce 2021 potvrzuje i vyšší průměrná roční koncentrace dusičnanového dusíku na vstupu do PDN filtru. Zatímco v roce 2012 byla průměrná roční koncentrace dusičnanového dusíku 10,93 mg/dm³, odpovídala tomu i nižší hodnota plošného zatížení tedy

0,49 kg/m³/den. Naopak v roce 2021, kdy byla hodnota C_{va} nejvyšší 0,68 kg/m³/den, odpovídala tomu i hodnota N – NO₃ na vstupu tedy 14,23 mg/dm³.

Během let, lze z dat uvedených v Tabulce 5 pozorovat nárůst průměrné roční koncentrace N – NO₃ na vstupu do PDN filtr. Tato skutečnost může úzce souviset s nízkou hodnotou BSK₅. Nižší hodnota BSK₅ může být buď už na celkovém přítoku odpadních vod, nebo dojde k vyčerpání veškerého biologicky dostupného uhlíku při nitrifikaci. Nižší hodnota BSK₅ způsobuje pokles účinnosti samotné denitrifikace v aktivačním procesu a k nárůst dusičnanového dusíku.

Jak již bylo zmíněno, při uvedení PDN filtru do provozu docházelo ke značné produkci dusitanového dusíku zaznamenaného na výstupu. PDN filtr je vybaven automatickým řízením dávkování metanolu. Dávkování metanolu je závislé na vstupní koncentraci N – NO₃ a koeficientu zahrnující mimo jiné poměr požadované a reálné koncentrace N – NO₃ na výstupu.

Při prvopočátečním hodnocení jsem sledoval možnou závislost plošného zatížení s produkcí dusitanového dusíku. Při pohledu na data uvedená v Tabulce 5 a 6 se jeví jistá závislost hodnoty C_{va} s koncentrací N – NO₂ na odtoku. S blížící se hodnotou C_{va} k minimální hodnotě uvedené v provozním manuálu tj. 0,8 kg/m³/den se snižovala i produkce N – NO₂.

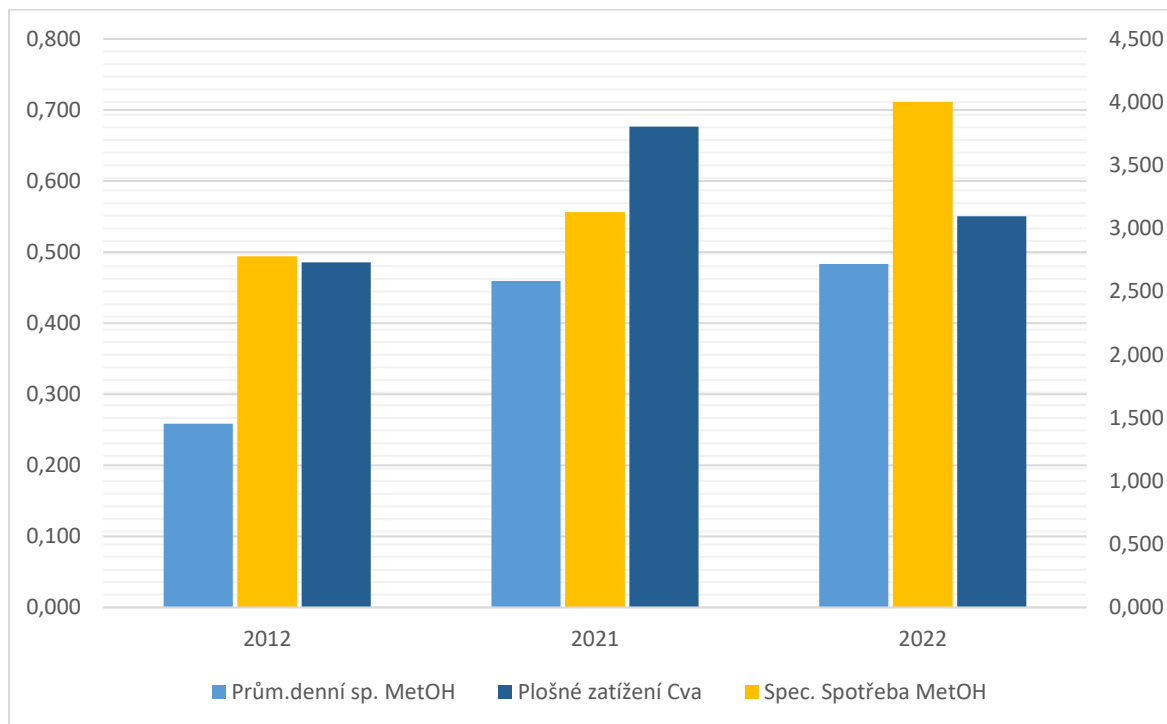
Po bližší analýze je však tato závislost v rozporu s teorií, protože při pohledu na níže uvedenou Rovnici 11 znázorňující denitrifikaci v PDN filtru je vidět, že je třeba dodat zdroj uhlíku jak na redukci z N – NO₃ na N – NO₂, tak na druhý krok redukce z N – NO₂ na N₂. Produkce N – NO₂ by tedy byla zaznamenána při přetížení filtru vysokou koncentrací N – NO₃ na vstupu, hodnota C_{va} by převyšovala 1,6 kg N/m³/den, nebo by byla způsobena nepřesným, resp. nedostatečným dodáváním metanolu, který byl ve většině spotřebován na redukci N – NO₃, ale už v systému nebylo dostatečné množství na úplnou redukci N – NO₂.



V neposlední řadě je pro hodnocení PDN filtru důležité podívat se na spotřebu externího substrátu metanolu, která je rovněž znázorněna na Obr. 13. Pro hodnocení se využívá parametr specifická neboli měrná spotřeba MetOH. Tento parametr nám udává množství 100 % metanolu v kilogramech spotřebováno na denitrifikaci jednoho kilogramu dusičnanového dusíku. V průběhu deseti let můžeme sledovat značný nárůst o více jak 40 %. Jistou souvislost můžeme přiklánět vyšší koncentraci N – NO₃ na vstupu do PDN.

Rovněž by vyšší koncentrace N – NO₃ na vstupu a objem odpadní vody čerpané na filtr mohla ukazovat na navýšení průměrné denní spotřeby, která se od roku 2012 až dvakrát zvýšila.

Pro kvantifikaci spotřebovaného metanolu nemá však průměrná denní spotřeba metanolu téměř žádný význam, protože pro porovnání spotřeby metanolu využitého k denitrifikaci se využívá právě specifická spotřeba.



Obr. 13 Porovnání vytíženosti filtru a spotřeba metanolu (vlevo průměrné denní spotřeba metanolu [m^3] a hodnota plošného zatížení Cva [$\text{kg N}/\text{m}^3/\text{den}$], vpravo specifická spotřeba metanolu [$\text{kg MetOH}/\text{kg N} - \text{NO}_3$])

ZÁVĚR

Z první poloviny teoretické části, která byla věnována biologickým filtrům vyplývá, že v současnosti existuje celá škála filtrů využívajících proces denitrifikace, jenž nemusí bezprostředně sloužit jen k čištění odpadních vod. Charakterizující vlastností filtrů je účinnost odstraňování dusičnanového, popř. celkového dusíku, která je u jednotlivých filtrů rozdílná a závislá na jednotlivých faktorech (teplota, čas, nosič, substrát aj.).

Druhá polovina objasňuje vliv a význam nosičů biomasy a směřuje svoji pozornost k materiálům sloužících jako zdroj biodegradabilního uhlíku, jenž by mohli být alternativou ke kapalným či syntetickým již známým zdrojům uhlíku.

Ze získaných informací a dat lze konstatovat, že kvalita přitékajících odpadních vod na městskou čistírnu v Hradci Králové je za posledních deset let téměř neměnná. Čistírna byla v době výstavby předimenzovaná, a to z důvodu rozvíjejícího se průmyslového odvětví v kraji, které ale v nynější době značně upadlo. Meziroční průměrné koncentrace znečišťujících látek se mění pouze v závislosti na množství srážek a splaškových vod.

Při analýze dat bylo ověřeno, že čistírna splňuje limitní hodnoty pro parametr celkový dusík a průměrná roční koncentrace nepřesahuje hodnotu 10 mg/l.

Při posuzování účinnosti PDN filtru po deseti letech bylo prokázáno, že filtr pracuje s velmi podobnou účinností celé funkční období a to nad 70 % odstraněných N – NO_x. Při bližší analýze bylo zjištěno, že je filtr málo zatížený. Tato skutečnost je v souladu s provozním manuálem, který doporučuje hodnotu plošného zatížení C_{va} v intervalu 0,8 – 1,6 kg N/m³/den. Hodnoty pod minimální C_{va} poukazují na nižší účinnost, než které by bylo možné dosáhnout.

Existuje možnost, která by mohla vést ke zvýšení účinnosti. Zvýšením objemu sekundární odpadní vody čerpané do PDN filtr by se zvýšila i vstupní koncentrace N – NO₃, což by vedlo ke zvýšení hodnoty plošného zatížení. Hodnota C_{va} by se tedy pohybovala v intervalu doporučeném od výrobce, čímž by se zvýšila účinnost podobně jak bylo vidět v roce 2021, kdy bylo C_{va} i účinnost nejvyšší. Vždy je však potřeba zvážit a najít kompromis mezi výstupní koncentrací a provozními náklady. Navýšením čerpaného objemu sice dojde k navýšení koncentrace N – NO₃, ale rovněž dojde ke zvýšení spotřeby elektrické energie využitě na čerpání odpadní vody. Zvýšením hodnoty C_{va} značně dojde i k vyšší spotřebě metanolu, jenž by vedlo k razantnímu nárůstu nákladů na provoz filtru. Z experimentálního hlediska by bylo zajímavé tuto teorii ověřit, avšak z dlouhodobého a provozního hlediska by bylo toto provedení velice neekonomické.

Nejdůležitějším poznatkem praktické části, bylo poukázání na navýšení specifické spotřeby metanolu. Tento poznatek je do jisté míry způsoben zvýšením vstupní koncentrace dusičnanového dusíku, který je pravděpodobně zapříčiněný poklesem koncentrace BSK₅ v aktivačním procesu, tedy v konvekční denitrifikaci. Tato skutečnost je podmětem pro provozovatele ČOV, který by měl v dalších krocích prověřit bilanci denitrifikačního procesu PDN filtru spolu s dávkováním metanolu.

SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- [1] TOUŽÍN, Jiří. *Stručný přehled chemie prvků*. Brno: Tribun EU, 2008. Knihovnicka.cz. ISBN 978-80-7399-527-0. str. 85-93
- [2] MALÝ, Josef a Petr HLAVÍNEK. *Čištění průmyslových odpadních vod*. Brno: NOEL 2000, 1996. ISBN 80-86020-05-3. str. 5-14
- [3] ŘÍHOVÁ AMBROŽOVÁ, Jana. *Aplikovaná a technická hydrobiologie*. Vyd. 1. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 2001, 226 s. ISBN 80-708-0463-7. str. 49
- [4] MIKANOVÁ, Ing. Olga Mikanová, ŠIMON, CSC., PhD., Ing. Tomáš. Dostupné z: https://eaagri.cz/public/web/file/418911/ISBN978_80_7427_143_4.pdf [online]. [cit.9.4.2023].
- [5] PITTER, Pavel. *Hydrochemie*. 4. aktualiz. vyd. Praha: VŠCHT, 2009, viii, 579 s. ISBN 978-80-7080-701-9.
- [6] Horáková M., Janda V., Koller J., Kollerová L., Koubiková J., Pokorná D., Kujalová H., Schejbal P., Smrčková S., Strnadova N., Sýkora V., 2007. *Analytika vody*. Praha: Vysoká škola chemicko technologická v Praze. 335 s. ISBN 978-80-70-80-520-6
- [7] Ambrožová J.: *Aplikovaná a technická hydrobiologie*. 2. vyd. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Praha 2003. Str. 4. ISBN 80-7080-521-8
- [8] KOPP, Radovan, Klára HILSCEROVÁ a Eva POŠTULKOVÁ. *Základy vodní ekotoxikologie*. Brno: Mendelova univerzita v Brně, 2015. ISBN 978-80-7509-334-9.
- [9] 401/2015 Sb. Nařízení vlády o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, nál.... *Zákony pro lidi – Sbírka zákonů ČR v aktuálním konsolidovaném znění* [online]. Copyright © AION CS, s. r. o. 2010 [cit. 09.04.2023]. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2015-401>
- [10] Groda B., Vítěz T., Machala M., Foller J., Surýnek D., Musil J. 2007. *Čištění odpadních vod jako nástroj k ochraně životního prostředí v zemědělské praxi a na venkově*. Brno: Ministerstvo zemědělství ČR, 56 s.
- [11] CHUDOBA, Jan, Michal DOHÁNYOS a Jiří WANNER. *Biologické čištění odpadních vod*. Praha: SNTL – Nakladatelství technické literatury, 1991. Ochrana životního prostředí. ISBN 80-03-00611-2.
- [12] MALÝ, Josef, MALÁ, Jitka, ed. *Chemie a technologie vody*. 2. dopl. vyd. Brno: ARDEC, 2006. ISBN 80-86020-50-9.

- [13] PYTL, Vladimír. *Příručka provozovatele čistírny odpadních vod*. Praha: Medim pro SOVAK – Sdružení oboru vodovodů a kanalizací ČR, 2004. ISBN 80-239-2528-8.
- [14] Nařízení vlády č. 401/2015 Sb. Nařízení vlády o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech
- [15] [online]. Dostupné z: <https://www.epa.gov/eg/pulp-paper-and-paperboard-effluent-guidelines>
- [16] Odpadní vody: určeno pro studenty FAPPZ ČZU v Praze / Pavel Švehla, Pavel Tlustoš, Jiří Balík. - Vyd. 2. přeprac. - Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze, 2007.- 142 s ISBN 978-80-213-1716-1
- [17] Haojie Wang et al. *Acid rain-dependent detailed leaching characteristics and simultaneous immobilization of Pb, Zn, Cr, and Cd from hazardous lead-zinc tailing*, Environmental Pollution, Volume307,2022,119529, ISSN0269- 7491, Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119529>. (<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749122007436>)
- [18] Olufunmilayo O et al. *Odedeji, Corrosion resistance of galvanized roofing sheets in acidic and rainwater environments*, Heliyon, Volume7, Issue 12,2021, e08647, ISSN 2405 - 8440, Dostupné z: <http://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e08647>. (<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S240584402102750X>)
- [19] Portál ČHMÚ: Historická data: Počasí: Územní srážky. *Portál ČHMÚ: Home* [online]. Dostupné z: <https://www.chmi.cz/historicka-data/pocasi/uzemni-srazky>
- [20] BINDZAR, Jan. *Základy úpravy a čištění vod*. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 2009. ISBN 978-80-7080-729-3.
- [21] DOHÁNYOS, Michal, Jan KOLLER a Nina STRNADOVÁ. *Čištění odpadních vod*. Vyd. 2. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 1998. ISBN 80-7080-316-9.
- [22] Ziwei Chen, et al. *Insights into solid phase denitrification in wastewater tertiary treatment: the role of solid carbon source in carbon biodegradation and heterotrophic denitrification*, Bioresource Technology, Volume 376,2023,128838, ISSN 0960-8524, Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.128838>. (<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S096085242300264X>)

- [23] Yiyang Wang, et al. Effect of COD/ NO₃-N ratio on nitrite accumulation and microbial behavior in glucose-driven partial denitrification system, *Heliyon*, Volume 9, Issue 4,2023, e14920, ISSN 2405-8440, Dostupné z:<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e14920>. (<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2405844023021278>)
- [24] P. Pitter, „*Hydrochemie (česky)*“, editor VSCHT, Praha, 1999, 568 s.
- [25] Ülo Mander, et al. *The impact of a pulsing water table on wastewater purification and greenhouse gas emission in a horizontal subsurface flow constructed wetland*, *Ecological Engineering*, Volume 80,2015, Pages 69-78, ISSN 0925 - 8574, Dostupné z:<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.075>. (<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857414004868>)
- [26] Mingxing Hu, Hanmin Zhang, Yu Tian, *Achieving nitrogen removal with low material and energy consumption through partial nitrification coupled with short-cut sulfur autotrophic denitrification in a single-stage SBR*, *Bioresource Technology*, 2023,128999, ISSN 0960-8524, Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.128999>.
- [27] Junfeng Yang et al. Effects of different electron donors on nitrogen removal performance and microbial community of denitrification system, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, Volume 10, Issue 3,2022,107915, ISSN 2213-3437, Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107915>. (<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2213343722007886>)
- [28] BioFOR Biological Reactors for Anoxic/Aerobic Water Treatment | Veolia. Industrial Water & Process Treatment Technologies & Solutions | Veolia [online]. Copyright © Copyright Veolia [cit. 23.04.2023]. Dostupné z: <https://www.watertechnologies.com/products/biological/biofor-filters>
- [29] [online]. Copyright © [cit. 24.04.2023]. Dostupné z: <https://hydro-int.com/sites/default/files/dynasand-deni-brochure-en-gb.pdf>
- [30] DynaSand® Denite Filter – Denitrification Filters | Parkson Corporation. Parkson Corporation [online]. Copyright © 2022 Parkson Corporation. All Rights Reserved. [cit. 24.04.2023]. Dostupné z: <https://www.parkson.com/products/dynasand-denite-filter>

- [31] Leopold elimi-NITE denitrification system | Xylem US. Document Moved [online]. Dostupné z: <https://www.xylem.com/en-us/brands/leopold/leopold-products/elim-nite-denitrification-system/>
- [32] Zhou, Fangxin Chen, et al. *Denitrification performance and mechanism of biofilter constructed with sulfur autotrophic denitrification composite filler in engineering application*, *Bioresource Technology*, Volume 340, 2021, 125699, ISSN 0960-8524, Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125699>. (<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852421010403>)
- [33] Baorui Liang, et al. Denitrification performance of sulfur-based autotrophic denitrification and biomass-sulfur-based mixotrophic denitrification in solid-phase denitrifying reactors using novel composite filters, *Science of The Total Environment*, Volume 823, 2022, 153826, ISSN 0048 9697, Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153826>. (<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969722009184>)
- [34] Invaze bakterií anammox na čistírny ušetří stočné – Vysoká škola chemicko-technologická v Praze. Domovská stránka – Vysoká škola chemicko-technologická v Praze [online]. Dostupné z: <https://www.vscht.cz/popularizace/doktorandi-pisou/2018/bakterie-anammox-v-cov>
- [35] Chen Chen et al. *Revealing the effect of biofilm formation in partial nitrification-anammox systems: Start-up, performance stability, and recovery* *Bioresource Technology*, Volume 357, 2022, 127379, ISSN 0960-8524, Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127379>. (<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852422007088>)
- [36] Xuejiao Yin et al. *A fast start-up of the organotrophic anammox process inoculated with constructed wetland sediment*, *Ecological Engineering*, Volume 138, 2019, Pages 454-460, ISSN 0925-8574, Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.07.039>. (<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857419302678>)
- [37] B. Kartal a kol., *Čištění odpadních vod Anammoxem*. *Science* 328, 702703 (2010). DOI: 10.1126/science.1185941

- [38] Junfeng Yang et al. *Effects of different electron donors on nitrogen removal performance and microbial community of denitrification system*, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, Volume 10, Issue 3, 2022, 107915, ISSN 2213 3437 Dostupné z <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107915> (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2213343722007886>)
- [39] Sheng-Qiang Fan et al. *Nitrate/nitrite dependent anaerobic methane oxidation coupling with anammox in membrane biotrickling filter for nitrogen removal*, *Environmental Research*, Volume 193, 2021, 10533, ISSN 0013-9351, Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110533>. (<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0013935120314304>)
- [40] SIROTKIN, Aleksandr Semenovič. *Biofiltace* [i.e. Biofiltrace] odpadních vod. Ústí nad Labem: Univerzita Jana Evangelisty Purkyně, Fakulta životního prostředí, 2014. ISBN 978-80-7414-857-6.
- [41] B. Saliling et al., *Wood chips and wheat straw as alternative biofilter media for denitrification reactors treating aquaculture and other wastewaters with high nitrate concentrations*, *Aquacultural Engineering*, Volume 37, Issue 3, 2007, Pages 222-233, ISSN 0144-8609, Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2007.06.003>. (<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0144860907000581>)
- [42] Mang'era Samwel et al, *Evaluation of biofilter performance with alternative local biomedica in pilot scale recirculating aquaculture systems*, *Journal of Cleaner Production*, Volume 366, 2022, 132929, ISSN 0959-6526, Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132929>. (<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652622025227>)
- [43] Peng Li, et al. *Tertiary nitrogen removal for municipal wastewater using a solid-phase denitrifying biofilter with polycaprolactone as the carbon source and filtration medium*, *Water Research*, Volume 93, 2016, Pages 74-83, ISSN 0043-1354, Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.02.009>. (<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135416300690>)

- [44] Rui Xiong, et al. *Comparison of agricultural wastes and synthetic macromolecules as solid carbon source in treating low carbon nitrogen wastewater*, Science of The Total Environment, Volume 739, 2020, 139885, ISSN 0048-9697, Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139885>.
(<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720334057>)
- [45] Jiade Wang, et al. *Denitrification removal of nitric oxide in a rotating drum biofilter*, Chemical Engineering Journal, Volume 121, Issue 1, 2006, Pages 45-49, ISSN 1385 8947
Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2006.04.004>. (<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894706001628>)
- [46] Hejingying Niu, et al. *Nitric oxide removal by wastewater bacteria in a biotrickling filter*, Journal of Environmental Sciences, Volume 26, Issue 3, 2014, Pages 555-565, ISSN 1001-0742, Dostupné z: [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(13\)604568](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(13)604568) (<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1001074213604568>)
- [47] [Andreas K. Benekos, et al. *Groundwater denitrification using a continuous flow mode hybrid system combining a hydrogenotrophic biofilter and an electrooxidation cell*, Journal of Environmental Management, Volume 339, 2023, 117914, ISSN 0301 4797, Dostupné z <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117914>.
(<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479723007028>)
- [48] Emilee Severe, et al. *Deep denitrification: Stream and groundwater biogeochemistry reveal contrasted but connected worlds above and below*, Science of The Total Environment, Volume 880, 2023, 163178, ISSN 0048-9697,
Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163178>.
(<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969723017977>)
- [49] Guoxin Huang, et al. *Remediation of nitrate–nitrogen contaminated groundwater using a pilot-scale two-layer heterotrophic–autotrophic denitrification permeable reactive barrier with spongy iron/pine bark*, Chemosphere, Volume 130, 2015, Pages 8- 16, ISSN 0045- 6535, Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.02.029>. (<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653515001319>)

-
- [50] Cristina Trois, et al., *Alternative solutions for the bio-denitrification of landfill leachates using pine bark and compost*, Journal of Hazardous Materials, Volume 178, Issues 1–3, 2010, Pages 1100-1105, ISSN 0304-3894, Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.01.054>. (<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389410000877>)
- [51] Linpeng Yu, at al. *Combining biological denitrification and electricity generation in methane-powered microbial fuel cells*, Journal of Environmental Sciences, Volume 130, 2023, Pages 212-222, ISSN 1001-0742, Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2022.10.013>. (<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1001074222005034>)
- [52] [online]. Dostupné z: <https://www.vakhk.cz/COV-Hradec-Kralove.html> [cit.24.04.2023]

SEZNAM POUŽITÝCH SYMBOLŮ A ZKRATEK

AOX	Absorbovatelné organické halogeny
BSK ₅	Biologická spotřeba kyslíku (5 dní)
BAT	Best Available Techniques
BOD ₅	Biological oxygen demand
BSCF	Filtr na bázi biomasy a síry
BSMD	Mixotrofní denitrifikace na bázi biomasy a síry
Cva	Plošné zatížení
ČOV	Čistírna odpadních vod
DO	Rozpuštěný kyslík
DOC	Rozpuštěný organický uhlík
EL	Extrahovatelné látky
EO	Ekvivalentní obyvatel
ESAD	Autotrofní denitrifikace na bázi elementární síry
EU	Evropská Unie
CHSK _{Cr}	Chemická spotřeba kyslíku stanovena dichromanovou metodou
N _{anorg.}	Anorganický dusík
N _c	Celkový dusík
n-DAMO	Anaerobní oxidace metanu
NEL	Nepolární extrahovatelné látky
NL	Nerozpuštěné látky
N _{org.}	Organický dusík
PAL – AN	Anionaktivní tenzidy
PBR	Polystyrenový nosič
PCL	Polykaprolakton
PDN	Postdenitrifikační filtr
PEG	Polyetylenlykol
pH	Reakce vody
PHBV	Poly(3-hydroxybutyrateco-3-hydroxyvalerát)

PVA	Polyvinylalkohol
PVA-SA	Polyvinylalkoholu a alginát sodný PVA – SA)
R/D/N	Regenerace/denitrifikace/Nitrifikace
RA – systém	Recirkulační akvakulturní systém
RAS	Rozpuštěné anorganické soli
RDB	Rotační bubnový filtr
SAD	Sírná autotrofní denitrifikace
SADCF	Sírné autotrofní denitrifikační kompozitní plnivo
SBR	Sekvenční vsádkový reaktor
SDNF	Integrovaný denitrifikační biofiltr v pevné fázi
TIN	Celkový anorganický dusík
TOC	Celkový organický uhlík
UASB	Anaerobní kalové lože
VAK	Vodovody a kanalizace
WWTP	Wastewater treatment plant

SEZNAM OBRÁZKŮ

Obr. 1 Srovnání průměrného chemického složení odpadní vody na přítoku ČOV Hradec Králové v letech 2012–2022 CHSK _{Cr} , BSK ₅ , NL a RAS, průměrné roční množství srážek	18
Obr. 2 Srovnání průměrného chemického složení odpadní vody na přítoku ČOV Hradec Králové v letech 2012–2022 P _C , N – NO ₂ , N – NO ₃ , N _C , TIN, N – NH ₄	19
Obr. 4 Srovnání průměrného chemického složení odpadní vody na přítoku ČOV Hradec Králové v letech 2012–2022 Hg, AOX a Cd	20
Obr. 5 Schéma biologické transformace dusíku	23
Obr. 6 Technologické schéma filtru BioFOR	27
Obr. 7 Technologické schéma Dynasand.....	28
Obr. 8 Letecký snímek ČOV HK	38
Obr. 9 Blokové schéma ČOV HK	41
Obr. 10 Bilance N – NO ₃ a účinnost odstraňování pro rok 2012.....	47
Obr. 11 Bilance N – NO ₃ a účinnost odstraňování pro rok 2021	47
Obr. 12 Bilance N – NO ₃ a účinnost odstraňování pro rok 2022.....	48
Obr. 13 Porovnání účinnosti odstraňování N – NO ₃ a N – NO _x v závislosti na produkci dusitanů.....	49
Obr. 14 Porovnání vytiženosti filtru a spotřeba metanolu	51

SEZNAM TABULEK

Tabulka 1 Formy dusíku v odpadních vodách	13
Tabulka 2 Ukazatelé forem dusík a jejich přípustné limity znečištění v odpadních vodách	21
Tabulka 3 Ukazatelé forem dusík a jejich přípustné limity znečištění v odpadních vodách dle BAT.	21
Tabulka 4 Základní parametry ČOV HK	39
Tabulka 5 Bilance dusíku na PDN filtru	46
Tabulka 6 Indikátory účinnosti PDN filtru	46

SEZNAM ROVNIC

Rovnice (1) Vyjádření celkového dusíku.....	13
Rovnice (2) Vyjádření organického dusíku.....	13
Rovnice (3) Disociace kyseliny dusité.....	14
Rovnice (4) Nitrifikace první stupeň nitritace	22
Rovnice (5) Nitrifikace druhý stupeň nitratace.....	22
Rovnice (6) Denitrifikace (substrát glukóza)	23
Rovnice (7) Autotrofní denitrifikace	24
Rovnice (8) Anammox první stupeň	31
Rovnice (9) Anammox druhý stupeň	31
Rovnice (10) Anammox třetí stupeň.....	31
Rovnice (11) Schéma denitrifikace v PDN filtru.....	50