



TALLINNA TEHNIKAÜLIKOOL  
INSENERITEADUSKOND  
Ehituse ja arhitektuuri instituut

**REOVEEPUHASTITE KASVUHOONEGAASIDE  
EMISSIONI MODELLEERIMINE ÜHE TÖÖTAVA  
REOVEEPUHASTI NÄITEL**

**MODELING GREENHOUSE GAS EMISSIONS FROM  
WASTEWATER TREATMENT PLANTS ON THE EXAMPLE  
OF AN OPERATING TREATMENT PLANT**

MAGISTRITÖÖ

Üliõpilane: Paula Lucia Johanna Koho

Üliõpilaskood : 211729EAXM

Juhendaja: Erki Lember, teadur

# AUTORIDEKLARATSIOON

Olen koostanud lõputöö iseseisvalt.

Lõputöö alusel ei ole varem kutse- või teaduskraadi või inseneridiplomit taotletud.  
Kõik töö koostamisel kasutatud teiste autorite tööd, olulised seisukohad,  
kirjandusallikatest ja mujalt pärinevad andmed on viidatud.

"30" mai 2024.a.

Autor: .....

/ allkiri /

Töö vastab bakalaureusetöö/magistritööle esitatud nõuetele

"....." ..... 20.....

Juhendaja: .....

/ allkiri /

Kaitsmisele lubatud

".....".....20... .

Kaitsmiskomisjoni esimees .....

/ nimi ja allkiri /

## **Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks<sup>1</sup>**

Mina Paula Lucia Johanna Koho

1. Annan Tallinna Tehnikaülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose

Reoveepuhastite kasvuhoonegaaside emissiooni modelleerimine ühe töötava reoveepuhasti näitel, mille juhendaja on Erki Lember,

1.1 reprodutseerimiseks lõputöö säilitamise ja elektroonse avaldamise eesmärgil, sh Tallinna Tehnikaülikooli raamatukogu digikogusse lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

1.2 üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tallinna Tehnikaülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas Tallinna Tehnikaülikooli raamatukogu digikogu kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.

2. Olen teadlik, et käesoleva lihtlitsentsi punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

3. Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest ning muudest õigusaktidest tulenevaid õigusi.

---

30.mai.2024 (kuupäev)

---

<sup>1</sup> Lihtlitsents ei kehti juurdepääsupiirangu kehtivuse ajal vastavalt üliõpilase taotlusele lõputööle juurdepääsupiirangu kehtestamiseks, mis on allkirjastatud teaduskonna dekaani poolt, välja arvatud ülikooli õigus lõputööd reprodutseerida üksnes säilitamise eesmärgil. Kui lõputöö on loonud kaks või enam isikut oma ühise loomingu tegevusega ning lõputöö kaas- või ühisautor(id) ei ole andnud lõputööd kaitsvale üliõpilasele kindlaksmääratud tähtajaks nõusolekut lõputöö reprodutseerimiseks ja avalikustamiseks vastavalt lihtlitsentsi punktidele 1.1. ja 1.2, siis lihtlitsents nimetatud tähtaja jooksul ei kehti.

## LÕPUTÖÖ ÜLESANNE

**Üliõpilane:** Paula Lucia Johanna Koho, 211729  
Õppekava, peeriala: EAXM 15/18, vee- ja keskkonnatehnika  
**Juhendaja(d):** Erki Lember, Tallinna Tehnikaülikooli teadur

### Lõputöö teema:

(eesti keeles) Reoveepuhastite kasvuhoonegaaside emissiooni modelleerimine ühe töötava reoveepuhasti näitel

(inglise keeles) Modeling greenhouse gas emissions from wastewater treatment plants on the example of an operating treatment plant

### Lõputöö põhieesmärgid:

1. Uurida ja anda ülevaade reoveepuhastusel tekkivatest kasvuhoonegaasidest.
2. Võrrelda erinevaid reoveepuhastitest tulevate emissioonide hindamise viise.
3. Koostada ühe valitud metoodika puhul lihtne mudel emissioonide hindamiseks.
4. Analüüsida emissioonide juhtimise võimalusi reoveepuhastites.

### Lõputöö etapid ja ajakava:

Nr	Ülesande kirjeldus	Tähtaeg
1.	Teemakohase kirjanduse ülevaade	26.03.2024
2.	Mudeli koostamine	01.05.2024
3.	Analüüs ja järeldused	30.05.2024

**Töö keel:** eesti      **Lõputöö esitamise tähtaeg:** "30" mai 2024 a

**Üliõpilane:** Paula Lucia Johanna Koho ..... "2" jaanuar 2024a  
/allkiri/

**Juhendaja:** Erki Lember ..... "2" jaanuar 2024 a  
/allkiri/

**Programmijuht:** Simo Ilomets ..... "2" jaanuar 2024 a  
/allkiri/

# SISUKORD

EESSÕNA .....	7
Lühendite ja tähiste loetelu .....	8
SISSEJUHATUS .....	9
1.    KLIIMA SOOJENEMINE.....	11
1.1    Kliimamuutused.....	11
1.1.1    Kasvuhoonegaaside kliimasoojenemise potentsiaal .....	11
1.1.2    CO <sub>2</sub> ekvivalent .....	12
1.2    Kliimapoliitika.....	13
1.2.1    Asulareovee puhastamise direktiiv .....	13
1.2.2    Euroopa roheline kokkulepe .....	13
1.2.3    ÜRO kliimamuutuste raamkonventsioon .....	13
1.2.4    Eesti eesmärgid.....	14
2.    REOVEEPUHASTUSE PROTSESS .....	15
2.1    Reovee karakteristikud .....	15
2.1.1    Biokeemiline hapnikutarve.....	15
2.1.2    Keemiline hapnikutarve .....	15
2.1.3    Lämmastikühendid .....	16
2.1.4    Fosforiühendid .....	16
2.2    Puhastuse etapid .....	17
2.2.1    Mehaaniline puhastus.....	17
2.2.2    Bioloogiline puhastus .....	17
2.2.3    Fosforiärastus .....	19
2.2.4    Järelsetiti.....	21
2.2.5    Järelpuhastus.....	21
2.2.6    Settekäitlus .....	21
3.    KASVUHOONEGAASID .....	24
3.1    Süsinikdioksiid (CO <sub>2</sub> ).....	24
3.2    Dilämmastikoksiid (N <sub>2</sub> O).....	24
3.3    Metaan (CH <sub>4</sub> ) .....	26
3.4    Kasvuhoonegaaside kujunemine puhastusetappides .....	27
3.4.1    Eelpuhastus .....	28
3.4.2    Bioloogiline puhastus .....	28
3.4.3    Järelsetiti.....	29
3.4.4    Settekäitlus .....	30
4.    EMISSIONIDE HINDAMISE MEETODID.....	31

4.1	Valitsustevaheline kliimamuutuste nõukogu .....	31
4.1.1	IPCC metoodika põhimõtted.....	32
4.1.1	IPCC metoodika puudused .....	33
4.2	Matemaatilised mudelid .....	34
4.2.1	Mudelite võrdlus .....	36
5.	METOODIKA.....	39
6.	MUDELARVUTUSE ANALÜÜS.....	41
6.1	KHG kogused protsessist .....	41
6.2	Protsesside optimeerimine .....	43
6.2.1	Mudavanus .....	43
6.2.2	Hüdrauliline viibeaeg.....	44
6.2.3	Aktiivmudasisaldus .....	46
6.3	Järeldused .....	47
	KOKKUVÕTE .....	49
	SUMMARY.....	51
	KASUTATUD KIRJANDUSE LOETELU .....	53
	LISA 1 Mudeli arvutuskäik .....	57
	L6.2 Endogeenne hingamine .....	57
	L 6.3 Orgaanilise aine oksüdatsioon .....	58
	L 6.4 Lämmastikuärastus .....	59
	L 6.5 Settekäitlus .....	61

## EESSÕNA

Käesoleva magistritöö teemaks on reoveepuhastite kasvuhoonegaaside emissiooni modelleerimine ühe töötava reoveepuhasti näitel. Teemani jõuti juhendaja Erki Lember abiga.

Magistritöö eesmärgiks on uurida reoveepuhastitest eralduvate kasvuhoonegaaside nagu CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> ja N<sub>2</sub>O tekkemehhanisme, ning modelleerida olemasolevate meetodikate abil kasvuhoonegaaside teket ühe reoveepuhasti näitel. Töö raames antakse ülevaade reoveepuhastusprotsessidest ning neis tekkivatest kasvuhoonegaasidest. Lisaks võrreldakse kasvuhoonegaaside emissiooni hindamise meetodikaid, mille põhjal koostatakse üks mudel analüüsima kasvuhoonegaaside teket ning nende juhtimise võimalusi. Käesoleva töö esimeses pooles on esitatud põhjalik ülevaade teemat puudutavast kliima poliitikast, reoveepuhastusprotsessidest, kasvuhoonegaaside tekkest ning nende emissioonide hindamise võimalustest. Teises pooles on esitatud koostatud mudeli arvutustulemused ning analüüs.

Autor soovib tänada töö juhendajat, kes igati kannatlikult tööd suunas ning autorit innustas. Autor avaldab tänu ka ettevõttele, kes töö koostamiseks vajalikud andmed jagas.

Võtmesõnad: reoveepuhastus, kasvuhoonegaasid, emissioonide juhtimine, magistritöö

## Lühendite ja tähiste loetelu

BHT – biokeemiline hapnikutarve

CH<sub>4</sub> – metaan

CO<sub>2</sub> – süsinikdioksiid

f – suhtarv BHT<sub>5</sub>/BHT<sub>u</sub>, mis näitab palju hapniku tarbitakse BHT<sub>5</sub> testi puhul vs BHT<sub>u</sub>, mis näitab kogu bioloogiliselt lagundatava aine oksüdatsiooniks tarbitavat hapnikku

HRT – hüdrauliline viibeaeg

IPCC – Valitsustevaheline kliimamuutuste nõukogu

k<sub>d</sub> – endogeense lagunemise koefitsent

KHG – kasvuhoonegaas

KHT – keemiline hapnikutarve

KHG – kasvuhoonegaas

MLSS – aktiivmudasisaldus

NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - ammoonium

NO<sub>2</sub><sup>-</sup> - nitrit

NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - nitraat

N<sub>2</sub>O – diämmastikoksiid

SRT – mudavanus

Y - koefitsent, mis näitab palju on võimalik biomassi kasvatada teatud koguse süsiniku tarbimisel



## SISSEJUHATUS

Globaalsed kliimamuutused ning sellega kaasnev maailma keskmise temperatuuri tõus on keerukas väljakutse, millega inimkond silmitsi seisab. Peamiselt kasvuhoonegaaside - süsinikdioksiid, metaan ja diämmastikoksiid - kasvust tingitud kliimamuutused väljenduvad äärmuslike ilmastikunähtuste sagenemises, millel on tugev mõju ühiskonnale, keskkonnale ja majandusele. Kliimamuutuste leevendamiseks rakendatakse ülemaailmseid jõupingutusi kasvuhoonegaaside heitkoguste vähendamiseks erinevate strateegiatega abil nagu üleminek taastuvatele energiaallikatele, energiatõhususe parandamine, metsade kaitsmine ja taastamine, säästva põllumajanduse edendamine ning investeerimine vähese CO<sub>2</sub>-heitega tehnoloogiatesse.[1]

Kliimamuutuste leevendamine nõuab kasvuhoonegaaside emissioonide vähendamist kõigis sektorites. Seal hulgas on reoveepuhastid märkimisväärseks, kuid sageli alahinnatud kasvuhoonegaaside allikaks, kus tekib hinnanguliselt 1-2% kogu maailma emissioonidest [2].

Reoveepuhastus on rahvatervise ja keskkonnahoiu seisukohalt kriitilise tähtsusega. Reovees olevad toitained nagu lämmastik ja fosfor tekitavad veekogudes eutrofeerumise ohtu, seega on vaja need võimalikult optimaalselt eemaldada, et vältida nende loodusesse sattumist. Reoveepuhastamisel tekivad mitmete protsesside käigus kasvuhoonegaasid. Orgaanilise aine lagunemisel aeroobse oksüdatsiooni või anaeroobse kääritamise teel ning lämmastiku eemaldamisel nitrifikatsiooni ja denitrifikatsiooni kaudu tekivad kasvuhoonegaasid nagu süsinikdioksiid (CO<sub>2</sub>), diämmastikoksiid (N<sub>2</sub>O) ja metaan (CH<sub>4</sub>). [1]

Karmistuvad nõuded ärajuhitavale heitveele puhastitest eeldab ka tõhusamat puhastusprotsessi ning uudseid tehnoloogiaid, et saavutada kõrgem heitvee kvaliteet. Paratamatult kaasneb sellega kasvuhoonegaaside heitkoguste suurenemine.

Emissioonide hindamine reoveepuhastitest on enamikes riikides võrdlemisi algstaadiumis. Riikide poolt esitatavad andmed põhinevad suuresti üldistustel ning konkreetseid puhastipõhiseid andmeid on vähe. Euroopa Komisjon on teinud ettepaneku asula reoveepuhastamise direktiivi muudatusteks, mis võib tulevikus kohustada vee-ettevõtteid põhjalikumalt emissioone hindama. Muudatuste eesmärk on ühildada see Euroopa roheline kokkuleppe eesmärkidega, mis eeldab täiendavaid pingutusi ka reoveepuhastite töö optimeerimises, et kasvuhoonegaaside emissioone vähendada. Vee-ettevõtted peavad seega aitama kaasa heitkoguste vähendamise eesmärkide

saavutamisele, seistes samaaegselt silmitsi väljakutsega parandada heitvee kvaliteeti.[3]

Emissioonide hindamiseks on mitmeid viise, millest täpsem on otsene statsionaarsete mõõteseadmetega mõõtmine. Arvestades, et selline meetod nõuab ettevõtetelt finantsilist ressursi, on oluline leida moodus, mis võimaldab hinnata emissioone ka kuluefektiivsemalt. Mitmed teadusartiklites esitatud massibilansipõhised valemid annavad aluse mudeliltele, mille abil eelduslikke kasvuhoonegaaside koguseid arvutada.

Töö peamine eesmärk on kirjeldada kasvuhoonegaaside teket reoveepuhastusprotsessides ning analüüsida nende emissioonide juhtimise võimalusi ühe töötava reoveepuhasti näitel. Töös on kirjeldatud kliimapolitika eesmärke Euroopas ja Eestis, reoveepuhastuse olemust, kasvuhoonegaaside teket erinevates reovee puhastusetappides ning emissioonide hindamise viise. Autor on esitanud väljavalitud metodika põhjal tehtud mudeli arvutustulemused ning hinnanud erinevate aktiivmudaprotsessi parameetrite mõju kasvuhoonegaaside emissioonile, kasutades MS Excel programmi. Sellest lähtuvalt on pakutud ka võimalikke emissioonide juhtimise võimalusi reoveepuhastitele.

# 1. KLIIMA SOOJENEMINE

## 1.1 Kliimamuutused

Teaduslikud uuringud on näidanud, et soojeneva kliima põhjus seisneb peamiselt antropogeensete kasvuhoone gaaside emissioonides, mille kogus on märkimisväärselt tõusnud peale tööstusrevolutsiooni. Inimtekkelise kliimasoojenemise tõttu tõuseb ühe aastakümne jooksul keskmine temperatuur maailmas 0,2 °C, mis suurendab oluliselt ohtlike globaalsete keskkonnamuutuste riski. Rahvusvaheline üldsus on tunnistanud vajadust hoida keskmise temperatuuri tõus alla 2°C ja pingutada, et see jääks alla 1,5°C.[4]

Kliimamuutusest annavad tunnistust pikaajaline globaalse temperatuuri tõus, meretaseme tõus, jää vähenemine Põhja-Jäämeres ja Antarktika mandril, liustike taandumine, sagedased üleujutused ja põud. Kliimamuutustel on laiaulatuslik mõju keskkonnale, ühiskonnale ja majandusele.[1]

Kolm peamist kasvuhoonegaasi on süsinikdioksiid (CO<sub>2</sub>), metaan (CH<sub>4</sub>) ja diilämmastikoksiid (N<sub>2</sub>O). Nende osakaal kogu antropogeensete kasvuhoonegaaside emissioonidest on vastavalt 76%, 16% ja 6,2% [5].

Kasvuhoonegaaside heitkoguste vähendamise strateegiate väljatöötamine on aktuaalne teema, sest riigid on võtnud endale Kyoto protokolliga kohased heitkoguste vähendamise eesmärgid, et leevendada globaalse soojenemise mõju [6].

### 1.1.1 Kasvuhoonegaaside kliimasoojenemise potentsiaal

Kliimasoojenemise potentsiaal on näitaja, mis väljendab kasvuhoonegaasi toime tugevust võrreldes CO<sub>2</sub>-ga kindlaksmääratud ajavahemiku jooksul, milleks on tavaliselt 100 aastat. Nimetatud näitaja on mõeldud erinevate kasvuhoonegaaside soojenemiseefektide võrdlemiseks ühtse skaala alusel, mis arvestab nende võimet absorbeerida infrapunakiirgust aga ka nende eluiga atmosfääris [1]. Tabelis (Tabel 1.1) on esitatud eelnevalt nimetatud kasvuhoonegaaside kliimasoojenemise potentsiaal.

Tabel 1.1. Kasvuhoonegaaside kliimasoojenemise potentsiaal

<b>Gaas</b>	<b>Keemiline nimetus</b>	<b>1995</b>	<b>2007</b>	<b>2014</b>	<b>2021</b>
Süsinikdioksiid	CO <sub>2</sub>	1	1	1	1
Metaan	CH <sub>4</sub>	21	25	28	29,8
Lämmastikoksiid	N <sub>2</sub> O	310	298	265	273

Tabelis esineb, et organisatsioonid uuendavad aeg-ajalt potentsiaali väärtusi. Muutus võib tuleneda ajakohastatud teaduslikest hinnangutest gaaside eluea kohta või kasvuhoonegaaside muutuvast kontsentratsioonist atmosfääris, mille tulemusena muutub gaasi energia neeldumine [7].

Kuigi CO<sub>2</sub> osakaal on suurim, on CH<sub>4</sub> ja N<sub>2</sub>O kliimasoojenemise potentsiaal mitu korda suurem. See tähendab, et 100 aasta jooksul on ühe tonni CH<sub>4</sub> ja N<sub>2</sub>O soojendav toime võrdne vastavalt 29,8 tonni ja 273 tonni CO<sub>2</sub>-ga. Seega suure potentsiaaliga eralduval väikesel gaasikogusel on atmosfäärile suurem mõju kui suurel kogusel madalama potentsiaaliga gaasil.[8]

### 1.1.2 CO<sub>2</sub> ekvivalent

Kasvuhoonegaaside emissioonide võrdlemiseks kliimasoojenemise potentsiaali alusel kasutatakse CO<sub>2</sub> ekvivalenti (CO<sub>2e</sub>). CO<sub>2</sub> ekvivalent muudab erinevate kasvuhoonegaaside emissioonid võrreldavaks, kuna need mõjutavad globaalset soojenemist erineval määral. CO<sub>2</sub> ekvivalendi abil saab hinnata mitmesuguste kasvuhoonegaaside kogumõju kliimale ja võrrelda erinevate tegevuste, sektorite või riikide kasvuhoonegaaside heitkoguseid. CO<sub>2</sub> ekvivalendi arvutamiseks tuleb korrutada iga kasvuhoonegaasi heitkogused selle konkreetse gaasi kliimasoojenemise potentsiaaliga ja seejärel summeerida tulemused. [5]

$$CO_{2e} = (\text{heitkogus } CO_2 \times KSP \text{ } CO_2) + (\text{heitkogus } CH_4 \times KSP \text{ } CH_4) + (\text{heitkogus } N_2O \times KSP \text{ } N_2O) \quad (1.1)$$

## **1.2 Kliimapoliitika**

### **1.2.1 Asulareovee puhastamise direktiiv**

21. mail 1991 võeti vastu asulareovee puhastamise direktiiv, mille eesmärk on kaitsta keskkonda linnadest ja konkreetsetest tööstusharudest ärajuhitava reovee kahjuliku mõju eest. Direktiivi ajendiks oli Euroopa Liidu liikmete asulareovee kogumissüsteemide väljaehitamise ning vajalike puhastusmeetmete ühtsete põhimõtete rakendamise vajadus.[3]

Peale direktiivi vastuvõtmist ja rakendamist on keskkonda juhitavate saasteainete kogused märkimisväärselt vähenenud tänu tsentraliseeritud reovee ärajuhtimise ja puhastamise süsteemidele. 2019. aastal läbiviidud põhjalik direktiivi kvaliteedi hindamine tõi esile ka kolm valdkonda, mis vajavad enam tähelepanu. Nendest üks on direktiivi kooskõla Euroopa roheline kokkuleppega, mis on ajendatud uutest ühiskondlikest väljakutsetest. 2022. aastal esitas Euroopa Komisjon ettepaneku direktiivi muudatusteks, mis ühilduksid kokkuleppe eesmärkidega.[3]

### **1.2.2 Euroopa roheline kokkulepe**

2019. aastal tutvustatud Euroopa roheline kokkuleppe tegevuskava näeb ette kasvuhoonegaaside netoheitte nulli viimist aastaks 2050. Kokkulepe seab ambitsioonikad eesmärgid, et võidelda kliimamuutustega ja suurendada Euroopa Liidu majanduse ringlust ning vähendada keskkonnaseisundi halvenemist. Reoveesektoris oodatakse täiendavaid jõupingutusi, et vähendada neis tekkivate kasvuhoonegaaside heidet, mis on hinnanguliselt 34,45 miljonit tonni CO<sub>2</sub> aastas ning umbes 0,86% Euroopa Liidu koguheitest. See eeldab ka energiatarbimise vähendamist ning reoveesette käitlemise tõhustamist.[3]

### **1.2.3 ÜRO kliimamuutuste raamkonventsioon**

1992. aastal ÜRO keskkonna- ja arengukonverentsil alla kirjutatud kliimamuutuste raamkonventsioon (UNFCCC) on kliimakokkulepe, mille peamine eesmärk on kasvuhoonegaaside kontsentratsiooni stabiliseerimine atmosfääris tasemel, mis hoiaks ära ohtliku inimtekkelise sekkumise kliimasüsteemi. Konventsioon on andnud aluse ka enamikule hilisematele rahvusvahelistele kliimakokkulepetele nagu Pariisi kokkulepe ja Kyoto protokoll. Viimase alusel on liikmesriigid kohustatud esitama ülevaadet ka antropogeensete kasvuhoonegaaside tekkest vastavalt valitsustevahelise kliimamuutuste nõukogu (IPCC) loodud juhendmaterjalile.[9]

Eesti on 2007. aastal esitatud inventuuris arvanud reovee käitlemisest tekkivad heitkogused IPCC 1996. aasta suuniste 1. taseme lähenemisviisi alusel. Andmed võeti Keskkonna Agentuuri koostatud aruannetest [10]. IPCC juhendmaterjali on põhjalikumalt kirjeldatud töö alapeatükis 4.1.

#### **1.2.4 Eesti eesmärgid**

Vastavalt aktile „Kliimapoliitika põhialused aastani 2050“, on Eesti pikaajaline siht tasakaalustada kasvuhoonegaaside heide ja sidumine hiljemalt 2050. aastaks ning vähendada kasvuhoonegaaside netoheide nullini. Kasvuhoonegaaside heite vähendamine on mitmes Euroopa Liidu liikmesriigis prioriteetne eesmärk.[11]

Euroopa Komisjon on avaldanud soovitatavad reoveetaristu keskkonnahoidlike riigihangete kriteeriumid. Kasvuhoonegaaside heide on tihedalt seotud energiatarbimisega, mille tõttu käsitletakse seda aspekti energiaga seotud kriteeriumide kujul. Sellest tulenevalt põhinevad reoveetaristu keskkonnamõju vähendamiseks antud soovitused peamiselt energiatõhususe suurendamise näol läbi taastuvate energiaallikate ning efektiivsemate seadmete kasutuse. Reoveepuhastusele, kui bioloogilisele protsessile, pole kasvuhoonegaaside heite vähendamiseks siiani nõudeid seatud [12]. Reoveepuhastid on aga tunnistanud üheks oluliseks väiksema skaala kasvuhoonegaaside heiteallikaks. Reoveepuhastites toimuvad mitmed bioloogilised ja keemilised protsessid, millega kaasuvad kasvuhoonegaaside nagu CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> ja N<sub>2</sub>O emissioon. Reovee puhastamine võib anda ligikaudu 1-2% maailma kasvuhoonegaaside koguheitest. Kasvuhoonegaaside emissioonide hindamine võimaldab reoveepuhastitel paremini mõista protsesside tõhusust ja ressursikasutust. See omakorda aitab optimeerida tehnoloogiaid ja protsesse, vähendades energiakulu ning suurendades jäätmetest saadava energia tootmist [2].

## **2. REOVEEPUHASTUSE PROTSESS**

### **2.1 Reovee karakteristikud**

Reovee koostis on sõltuvalt päritolust mitmekesine, kuid koosneb üldiselt 99,9% ulatuses veest ning 0,1% mikroorganismidest, orgaanilisest ainest ja anorgaanilistest ühenditest. Reovesi sisaldab ka toitaineid ning heljuvaid osakesi. [13]

#### **2.1.1 Biokeemiline hapnikutarve**

Orgaanilise reostuse peamine ökoloogiline mõju veekogus on lahustunud hapniku taseme langus. Samamoodi on aeroobsete reoveepuhastuse protsesside puhul oluline piisav hapnikuga varustamine, et mikroorganismide ainevahetusprotsessid saaksid orgaanilise aine stabiliseerida. Orgaanilise aine kogust reovees iseloomustatakse läbi biokeemilise hapnikutarve (BHT). Saasteainete koormuse suurenemisel suureneb ka nende tarbimiseks vajaliku hapniku hulk. Biokeemiline hapnikutarve tähistab hapniku kogust, mida bakterid ja muud mikroorganismid tarbivad, lagundades orgaanilist ainet aeroobsetes tingimustes kindlal temperatuuril [14]. Biokeemilise hapnikutarve testi on kasutusel nii viie - kui seitsmepäevaseks. Eestis kasutatakse seitsmepäevast testi BHT<sub>7</sub>, kus hinnatakse orgaanilise aine lagundamiseks kulunud hapniku kogust seitsme päeva jooksul. BHT test võimaldab kirjeldada vaid seda osa orgaanilisest ainest, mis on biolagundatav [15].

#### **2.1.2 Keemiline hapnikutarve**

Mittelagundatava orgaanilise aine osa saab hinnata läbi keemilise hapnikutarbe (KHT). KHT näitab vees lahustuva ja mittelahustuva orgaanilise aine oksüdeerimiseks vajaliku hapniku kogust. KHT kvantifitseerimiseks pannakse veeproov suletud anumasse ja segatakse kokku tugeva oksüdandiga nagu kaaliumdikromaat ja väävelhape. Kõrgendatud temperatuuri tingimustes on kahe tunni möödudes kogu orgaanilise aine oksüdatsioon lõppenud ning tulemus loetakse proovis moodustunud kroomi sisalduse järgi [15]. Olmereovee puhul on KHT/BHT suhe vahemikus 1,7–2,4. Olenevalt suhte väärtusest saab teha järeldusi reovee bioloogiliselt lagundatavuse ja kasutatava puhastusprotsessi kohta [13]:

- Madal KHT/BHT suhe:
  - biolagunev fraktsioon on kõrge;
  - head eeldused bioloogiliseks puhastuseks.
- Keskmise KHT/BHT suhe (vahemikus 2,5–4,0):

- inertne (mittebiolagunev) fraktsioon ei ole kõrge;
- bioloogilise puhastuse teostatavust peaks täiendavalt hindama
- Kõrge KHT/BHT suhe (suurem kui 3,5 või 4,0):
  - inertne (mittebiolagunev) fraktsioon on kõrge
  - annab indikatsiooni füüsikalise-keemiliseks töötlemiseks. [13]

### 2.1.3 Lämmastikühendid

Lämmastik on oluline toitaineline elusorganismidele, mis võib veekogudes suurendada lahustunud hapniku tarbimist ning põhjustada teatud tingimustel veekogude eutrofeerumist. Reovees esineva lämmastiku allikad on urea, valgud, aminohapped, nukleiinhapped. Lämmastik esineb reovees neljas vormis: orgaaniline lämmastik ( $N_{org}$ ), lahustunud ammoonium ( $NH_4^+$ ), nitrit ( $NO_2^-$ ) ja nitraat ( $NO_3^-$ ). [15]

Olmereovees moodustab ammooniumlämmastik kogu lämmastikust 60-75%. Ülejäänud 25-40% moodustab kogu lämmastikust orgaaniline lämmastik. Reovees on teatud juhtudel võimalik ka ammoniaagi ( $NH_3$ ) esinemine. Ammooniumiooni ja ammoniaagi suhe lahuses on sõltuv vee pH-st ja temperatuurist ning nad on võimelised teineteiseks üle minema. Sellel on olulised keskkonnamõjud, sest vaba ammoniaak on kaladele mürgine isegi madalates kontsentratsioonides. Olmereovees on selle neutraalse pH tõttu ammoniaagisisaldus väike.[15]

Nitrit ning nitraat on lämmastiku oksüdeerimisel tekkivad vormid. Reoveepuhasti sissevoolus neid ei leidu, küll aga tekivad need hiljem bioloogilisel puhastusel nitrifikatsiooni ning denitrifikatsiooni protsessides [16].

Lämmastiku anorgaanilised ning orgaanilised vormid annavad kokku üldlämmastiku.

$$N_{\text{üld}} = (NH_4^+ - N) + (NO_3^- - N) + (NO_2^- - N) + N_{org} \quad (2.1)$$

### 2.1.4 Fosforühendid

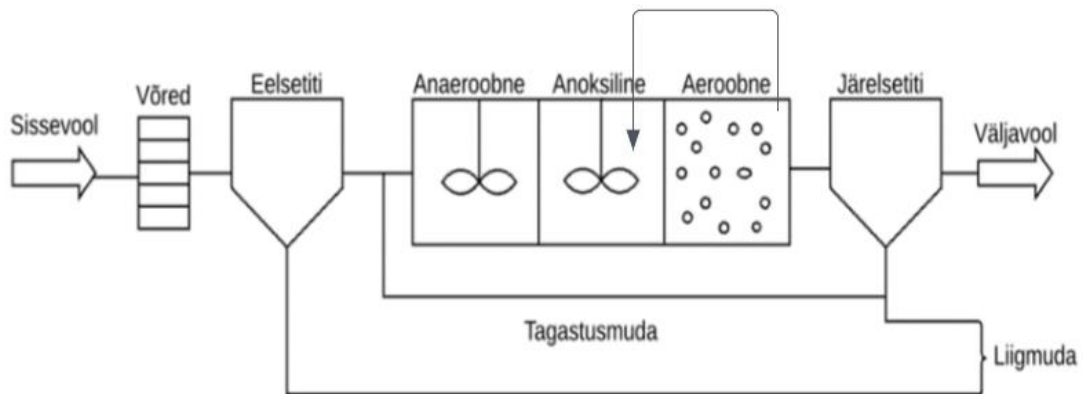
Fosfor on oluline elusorganismide toitaineline, mis on vajalik rakkude elutegevuses. Fosfor intensiivistab taimede kasvu, mis võib põhjustada veekogude eutrofeerumist. Sarnaselt lämmastikuga, esineb seda reovees anorgaaniliste ning orgaaniliste vormidena. Fosfori peamised allikad on puhastusvahendid ja muu kodukeemia. Orgaaniline fosfor on füsioloogilist päritolu. Üldfosfor esineb olmereovees vastavalt järgmisele jaotusele:

- lahustuv fosfor (peamiselt anorgaaniline) polüfosfaadi ja ortofosfaadi kujul;



- fosfor, mis on seotud reovees olevate tahkete osakestega (orgaaniline).[13]

## 2.2 Puhastuse etapid



Joonis 2.1. Klassikaline aktiivmudaga töötav reoveepuhastusprotsess

### 2.2.1 Mehaaniline puhastus

Mehaanilise reoveepuhastuse eesmärk on esmalt eemaldada suurema fraktsiooniga tahked võõrised, mis võiks hiljem ummistusi tekitada. Selleks on näiteks toidujätmed ja pakendid, mis on kanalisatsiooni sattunud. Nende eemaldamiseks kasutatakse erinevaid võreseedmeid, näiteks trepp -ja kruvivõre. Järgnevalt läbib reovesi ka liivapüüduri, et eemaldada väiksema fraktsiooniga settivad osakesed. Liiva ja kruusa abrasiivse olemuse tõttu kujutavad need ohtu pumpadele ning kiirendavad oluliselt seadmete kulumist.[16]

Paljud aktiivmudapuhastid kasutavad primaarse puhastusetapina lisaks ka eelsetiti, kus settimisprotsessi eesmärk on eemaldada raske settiv orgaaniline materjal. Selle tulemusel väheneb ka oluline osa orgaanilisest koormusest, mis eemaldatakse koos settega.[16]

### 2.2.2 Bioloogiline puhastus

Bioloogilise puhastuse peamine eesmärk on eemaldada reoveest biolagunev orgaaniline aine, lämmastik ja fosfor. Levinumaid bioloogilisi reoveepuhastusprotsesse nii olme- kui ka tööstuslikes reoveepuhastites on aktiivmudaprotsess. Aastatel 1912–1914 väljatöötatud reovee puhastamise protsess tugineb mikroorganismidele, kes kasutavad reovees sisalduvaid saasteaineid toiduallikana, vähendades seeläbi nende sisaldust.

Aktiivmuda on mikroorganismide, enamjaolt bakterite kogum. Aktiivmuda tekkeks on vajalik piiramatu toitainete hulk ning lahustunud vaba hapnik. [16]

Klassikalises aktiivmudaprotsessis kasutatakse aerotanki, kus toimub pidev reovee segunemine mikroorganismide biomassiga. Mikroorganismid tarvivad samal ajal reovees sisalduvat orgaanilist ainet, et saada energiat ja sünteesida uut rakumassi. Mahuti põhjast juhitakse kõrge rõhu all protsessi õhku, et tagada keskkonnas piisav lahustunud hapniku sisaldus. [17]

Lisaks orgaanilise aine oksüdeerimisele toimub aerotankis lämmastikuühendite ärastamiseks esmalt nitrifikatsioon, mida viivad läbi autotroofsed ammooniumi ning nitritit oksüdeerivad mikroorganismid. Autotroofid on tundlikud mitmete keskkonnategurite suhtes, millega peab reovee puhastamisel arvestama.

Autotroofide kasvukiirus on aeglane, mis eeldab protsessis piisavalt kõrget mudavanust (SRT). Mudavanus on puhasti koormust iseloomustav suurus, mis kirjeldab aega, mille kestel saavad biopuhastis paljunevad mikroorganismid keskmiselt toimida, enne kui nad protsessist kõrvaldatakse. Vajalik mudavanus sõltub omakorda protsessitüübist, reovee temperatuurist ning puhasti toitainete koormusest. Kõrgema SRT-ga (vähemalt 15 päeva) opereerides on lämmastikuärastus efektiivsem, kuid sellega kaasneb ka kõrge hõõrdumise hapnikuvajadus, mis toob kaasa suuremaid kulutusi õhustussüsteemi elektrienergia tarbimisel. Nitrifikatsiooni toimimiseks loetakse piisavaks lahustunud hapniku sisalduseks 2 mgO<sub>2</sub>/l, samal ajal on oluline ka piisavalt pikk aeroobne reaktsiooniaeg (> 5 h). [15]

Teine oluline nitrifikatsiooni läbiviimise tingimus on piisav temperatuur. Optimaalne nitrifikatsioon toimub temperatuurivahemikus 25-30°C, kus suureneb bakterite ainevahetuse kiirus. Temperatuuri langedes aeglustub mikroorganismide kasv ning keskkonnas alla 10°C langeb nitrifikatsiooni määr märkimisväärselt. Seda aitab mõningal määral kompenseerida kõrgem aktiivmudakontsentratsioon (MLSS), kuid süsteemis säilitatava biomassi hulk on piiratud, et tagada piisav hapniku ülekanne. [16]

Nitritiseerivad bakterid on tundlikud ka pH suhtes. Optimaalseks loetakse neutraalset või kergelt aluselise keskkonda, kus on pH 7,5-8,5. [16]

Nitrifikatsioon toimub kaheastmeliselt õhustatud mahutis, mille käigus reovees lahustunud ammoonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) oksüdeeritakse esmalt nitritiks (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) ning seejärel nitraadiks (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Nitrifikatsioon on kirjeldatud järgnevate reaktsioonidena:



Reaktsioonivõrrandi (2.2) kohaselt tekib ammooniumi oksüdeerimisel ka vesinikioone ( $H^+$ ), mis võivad siseneva reovee suure lämmastikusisalduse puhul alandada puhasti pH-d.[16]

Lämmastikuärastuse teine etapp on denitrifikatsioon, mille viivad läbi fakultatiivsed heterotroofsed mikroorganismid, kes on võimelised kasutama toitainete lagundamisel nii hapnikku kui ka nitritit ja nitraati. Eelistatult kasutavad heterotroofid ainevahetuseks lahustunud hapnikku. Sellest tulenevalt toimub nitraadirikka reovee ja aktiivmudasegu tagastamine anoksilisse keskkonda, kus puudub lahustunud kujul hapnik. Anoksilises keskkonnas sisaldub  $O_2$  seotuna ühendites nagu näiteks nitraat, mida denitrifitseerijad redutseerima hakkavad. Aeroobses keskkonnas hakkaks lahustunud hapnik protsessi inhibeerima ning denitrifikatsioon oleks ebaefektiivne ja väljenduks kõrge  $NO_3^-$  kontsentratsiooniga heitvees. On täheldatud, et 0,2-0,5 mg $O_2$ /l sisalduse juures väheneb denitrifikatsiooni aktiivsus oluliselt. [15]

Denitrifikatsiooni käigus redutseeritakse nitrifikatsiooni käigus tekkinud nitraadid vabaks lämmastikuks ( $N_2$ ), mis lendub atmosfääri. Reaktsiooni võib kirjeldada järgnevalt [16]:



Erinevalt autotroofidest, on heterotroofide kasvukiirus kõrgem, mistõttu pole muda vanus denitrifikatsiooni piirav tegur. Heterotroofsed bakterid vajavad aga elutegevuseks süsinikku, mille saavad orgaanilisest ainest. Seega on efektiivse denitrifikatsiooni eelduseks piisav orgaanilise aine sisaldus reovees. Olmereovees on orgaanilise aine sisaldus aga võrdlemisi madal, mis nõuab enamasti täielikuks lämmastiku ärastamiseks lisa süsinikuallikat, millest kõige laialdasemalt on kasutusel metanool. [18]

### 2.2.3 Fosforiärastus

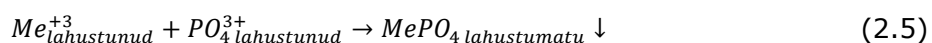
Fosforiärastustehnoloogiad võib jagada kaheks: bioloogiline ja keemiline. Levinud on ka nende kombineeritud rakendamine. Fosfor esineb reovees heljumisse seotuna ning

lahustunud kujul. Heljumiga seotud orgaanilised fosforiühendeid on võimalik settimise teel eemaldada. Lahustunud fosfor esineb enamasti ortofosfaadina ( $PO_3^{4-}$ ), mida on võimalik koagulantide abiga eemaldada keemilise sadestamise teel. [15]

Suur osa orgaanilisest fosforist, mis on seotud reovees oleva mittelahustuva heljumiga, eemaldatakse koos liigmudaga eelsetiti olemasolul juba protsessi alguses. Eelsetiti võib eemaldada 5–15% reoveepuhastisse sisenevast fosforist. Osa fosforist eemaldatakse ka orgaanilise aine oksüdatsioonil vastavalt toitainete suhtele 100C:5N:1P. See tähendab, et 100 osa orgaanilise aine lagundamiseks vajavad bakterid 5 osa lämmastikku ning 1 osa fosforit. Eelsetiti ja aktiivmudaprotsessi koostöös on võimalik puhastisse siseneva fosfori eemaldamine 30-50% ulatuses. [16]

1960. aastate lõpus avastati, et mõned aktiivmudapuhastid eemaldavad fosforit tunduvalt rohkem kui tavalise mikroorganismide ainevahetuse käigus. Põhjuseks leiti, et nendes puhastites toimub aktiivmuda ringlemine anaeroobsest keskkonnast aeroobsesse keskkonda. Uuringud on näidanud, et anaeroobsete ja aeroobsete keskkondade vaheldumisel akumulerevad biomassis spetsiifilised mikroorganismid, kes on võimelised siduma rohkem fosforit kui neil elutegevuseks vaja on. Neid mikroorganisme hakati nimetama polüfosfaate akumulereivateks organismideks (PAO). Põhimõtte on, et anaeroobses keskkonnas hakkavad PAO-d lagundama orgaanilisi happeid, kasutades energia tootmiseks polüfosfaatühendeid. Selle tagajärjel lükatakse ortofosfaat rakkudest välja. Aeroobses keskkonnas, kus rakuväline orgaaniline aine pole enam lihtsasti kättesaadav, hakkavad mikroorganismid uute rakkude moodustamiseks kasutama eelnevalt vabanenud ortofosfaati. Reaktsioonide tulemusena seovad mikroorganismid rohkem ortofosfaate, kui neil kasvuks ja energia saamiseks vaja oleks. Protsessi toimimise eelduseks on piisav orgaanilise aine sisaldus sisenevas reovees ning vajalik viibeaeg anaeroobses mahutis. [16] [15]

Heitveele esitatud fosfori piirnormi saavutamiseks ei piisa tõenäoliselt ainult bioloogilisest fosforiärastusest, sest selleks vajalikke tingimusi pole võimalik alati saavutada. Selleks on samaaegselt kasutusel ka fosfori keemiline sadestamine. Kõige sagedamini kasutatav keemiline fosforiärastamise meetod on metallisoolaga sadestamine. Metallisoola ning lahustunud fosfaadi reaktsiooni tulemusena tekib lahustumatu ühend, mis eemaldatakse koos liigmudaga järelsetitis. Protsess on kirjeldatud järgneva reaktsioonina [15]:



Tänapäeval on fosforiärastusel enim kasutatav koagulant  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$  ehk raud(III)sulfaat. Vastav lahus sisaldab ca 11,5 % puhast rauda, mis reageerib fosfaadiga. Koagulandi tõhusaks toimimiseks peab olema tagatud selle kiire segunemine puhastatava reoveega, mistõttu on otstarbekas seda doseerida protsessi lõpus aeratsiooni mahutisse, et kasutada ära mikroorganismide bioloogiline fosforiärastuse võime. [15]

#### **2.2.4 Järelsetiti**

Peale bioloogilise puhastusprotsessi lõppu suunatakse aktiivmuda ning vee segu järelsetitisse. Setiti eesmärk on vähendada heitvee heljumi sisaldust, lastes mudal settida ning tiheneda. Pinnal olev vesi suunatakse hiljem edasi suublasse. [15]

Aktiivmuda kasv on aeglane, mistõttu on vajalik seda pidevalt süsteemis hoida. Selleks tagastatakse osa setiti põhjas tihenenud mudast protsessi algusesse, et hoida vajalikku mikroorganismide taset aerotankis. Teine osa settinud mudast eemaldatakse liigmudana ning suunatakse edasisele käitlusele. [15]

#### **2.2.5 Järeldpuhastus**

Järeldpuhastuseks peetakse lisaks põhipuhastusele vajadusel järgnevat protsessi, mis toimub pärast järelsetitamist. Vajadus tekib, kui juba rakendatav tehnoloogia pole võimeline heitvett nõutele vastavaks muutma. Peamised järeldpuhastustehnoloogiad on:

- filtreerimine;
- füüsikalise-keemilised meetodid;
- bioloogiline looduslik järeldpuhastus (biotiigid, pinnasfiltrid);
- aktiivsüsi;
- desinfitseerimine (osoneerimine, UV-kiiritus, keemiline). [15]

#### **2.2.6 Settekäitlus**

Reoveesete on reovee puhastamisel tekkiv kõrvalsaadus. Settiva fraktsiooni eemaldamine nii primaarses kui sekundaarses settimisetapis tekitab pidevalt juurde kontsentreeritud liigmuda. Kogunenud sete tuleb aga täiendavalt töödelda, et võimaldada selle hilisem keskkonnale ohutu käitlemine.[15]

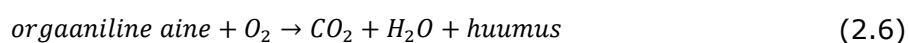
Sette algne veesisaldus on väga kõrge, tavaliselt üle 97%. Seetõttu on liigmuda käitluse esmane eesmärk selles oleva vee mahu vähendamine ehk veetustamine, et suurendada selle kuivaine sisaldust. Kõige lihtsam ja kulutõhusam meetod veesisalduse

vähendamiseks on tihendamine. See on mehaaniline protsess, milleks kasutatakse erinevad presse ning tsentrifuuge. Sõltuvalt rakendatavast tehnoloogiast, on tihendatud reoveesette kuivainesisaldus 2-10% [15]. Üldiselt kuulub veetustamise juurde ka kemikaalide kasutus. Laialt on levinud polümeerid, mis soodustavad vee eraldumist tänu flokulatsioonile. Flokulatsiooni eesmärk on soodustada osakeste liitumist suurematesse, kergesti kõrvaldavatesse helbe kogumitesse. See vähendab muda kogumahtu, vähendades seeläbi lõpliku kõrvaldamise kulu [19].

Kui liigmuda on veetustatud, saab seda täiendavalt veel tahendada kõrgema kuivainesisalduseni või stabiliseerida. Sette stabiliseerimise peaeesmärk on orgaanilise aine lagundamine. Sekundaarsed eesmärgid on sette massi vähendamine, biogaasi saamine, patogeenide vähendamine ja sette koostise ühtlustamine. [15]

Stabiliseerimisprotsesse on kolm: bioloogiline, keemiline ja termiline. Kõige enam on kasutusel bioloogilised stabiliseerimisprotsessid, mille tulemusena kasutatakse sette lenduvat ja orgaanilist fraktsiooni. Saadud sete on väiksema mahuga ja suurema kuivainesisaldusega. Keskmiste ja suurte reoveepuhastite kõige levinum stabiliseerimismeetod on anaeroobne metaankääritamine. Anaeroobsel kääritamisel kasutatakse kuni 40% toorsettes leiduvast orgaanilisest ainest, mille tulemusena suureneb lämmastiku kontsentratsioon kuni 5% kuivainetest, millest omakorda 70% on ammoniumlämmastiku kujul [19]. Sete tihendatakse ning kääritatakse vedelal kujul kõrgematel temperatuuridel. Kääritamine toimub metaantankis hapnikuvabas keskkonnas, kus settes olevad orgaanilised ühendid järkjärgult lagunevad ning väheneb patogeenide hulk. Sette stabiliseerumiseks peab viibeag metaantankis olema piisavalt pikk. Anaeroobselt käideldud sete on märksa stabiilsem ning lihtsamini kasutatav [15].

Levinud settestabiliseerimise meetod on ka kompostimine. Kompostimise eelduseks on suure kuivainesisaldusega reoveesete, millesse tuleb segada suur hulk tugimaterjali. Kergesti lagundatava orgaanilise aine esinemisel tõuseb kosmpostimisel temperatuur, mis hävitab bakterid. Kompostimine kestab nädalaid, kuid tagab selle, et kompost muutub piisavalt stabiilseks, et ei põhjusta muutuvates keskkonnatingimustes häiringuid. Settes olev orgaaniline aine muutub kompostimise tulemusena huumuseks, süsihappegaasiks ja veeks [15]:



Setet saab stabiliseerida ka seda pikema aja jooksul oksüdeerides. Aeroobse stabiliseerimise põhieesmärk on toota bioloogiliselt stabiilset setet ning samal ajal

vähendada selle massi ja mahtu. Lõppprodukt peaks olema hea settivusomadustega mineraliseeritud sete, mida saab kergesti paksendada ja veetustada. Protsessi kasutatakse kõige laialdasemalt väiksemates puhastusjaamades, kuna erinevalt anaeroobsest kääritamisest ei toimu energia taaskasutamist, mistõttu on aeroobse kääritamise kasutamine suhteliselt kulukas õhutamise ja segamisega seotud kõrgete energiakulude tõttu.[19]

### 3. KASVUHOONEGAASID

#### 3.1 Süsinikdioksiid (CO<sub>2</sub>)

CO<sub>2</sub> on suurima osakaaluga kasvuhuonegaaside emissioonis ja tekib orgaanilise aine oksüdatsioonil:



Reoveepuhastusprotsessis tekib CO<sub>2</sub> aeroobses, anoksilises või anaeroobses keskkonnas mikroorganismide poolt oksüdeeritud orgaanilisest ainest. Vedelas faasis kasutatakse orgaanilist süsinikku uute rakkude tootmiseks või CO<sub>2</sub>-ks muundamiseks. Mudatöötlusel muundatakse orgaaniline süsinik peamiselt CH<sub>4</sub>-ks ja CO<sub>2</sub>-ks anaeroobses mahutis, milles CH<sub>4</sub> oksüdeeritakse põleva biogaasi käigus CO<sub>2</sub>-ks [1]. Mitmed allikad peavad CO<sub>2</sub> emissioone reoveepuhastusprotsessist tühiseks või ei arvesta nendega üldse, kuid autor peab siiski oluliseks ka nende määramist.

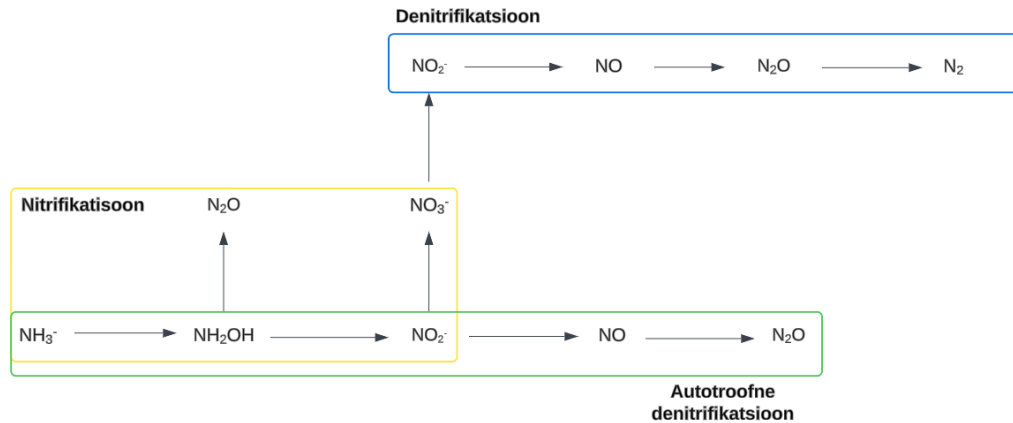
#### 3.2 Dilämmastikoksiid (N<sub>2</sub>O)

Dilämmastikoksiid esineb atmosfääris loomuliku osana lämmastikuringes. Alates tööstusrevolutsiooni algusest on N<sub>2</sub>O kontsentratsioon atmosfääris tõusnud, mis avaldab negatiivset mõju osoonikihi, mille vähenemine soodustab kasvuhuoneefekti teket. [20]

N<sub>2</sub>O, tuntud ka kui naerugaas, tekib reoveepuhastites lämmastikuühendite nagu urea, nitraadi ja valkude lagunemisel. N<sub>2</sub>O 100-aastane globaalse soojenemise potentsiaal on peaaegu 300 korda suurem kui CO<sub>2</sub>-el. Seega on ka vähesel gaasi kogusel määrav mõju.[8]

Reovesi sisaldab suures koguses lämmastikku, peamiselt ammooniumi (NH<sub>4</sub>-N) kujul, mis tuleb veekogude reostuse vältimiseks eemaldada. N<sub>2</sub>O emissioon on seotud reoveepuhastites mitme protsessiga ning emissioonivood on äärmiselt muutlikud ja sõltuvad paljudest tööparameetritest ning keskkonnatingimustest. Praegused teadmised näitavad, et suurem osa N<sub>2</sub>O tekkest reovee puhastamisel toimub bioloogiliste denitrifikatsiooni- ja nitrifikatsiooniprotsesside käigus [21]. N<sub>2</sub>O teke on skemaatiliselt esitatud alloleval joonisel (Joonis 3.1).

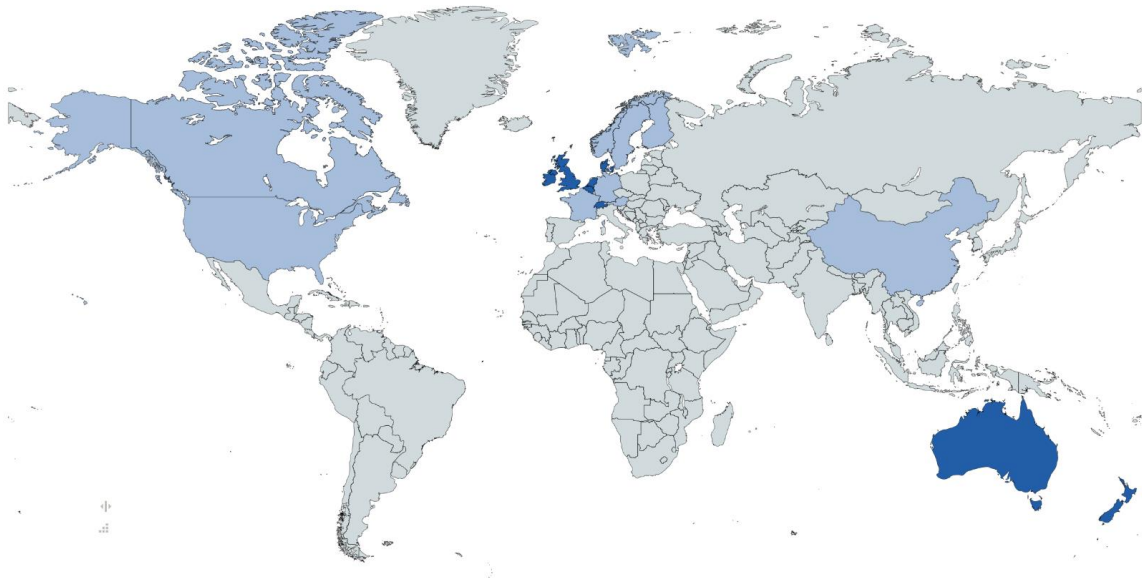




Joonis 3.1. Dilämmastikoksiidi teke nitrifikatsioonil ja denitrifikatsiooni protsessil

Reoveepuhastid on osutunud oluliseks inimtekkelise atmosfäärilise  $\text{N}_2\text{O}$  allikaks ning annavad hinnanguliselt 3% koguheitest. Mõned uuringud on näidanud, et  $\text{N}_2\text{O}$  heitkogused moodustavad rohkem kui 80% reoveepuhastusjaamadest väljutatavatest kasvuhoonegaasidest.  $\text{N}_2\text{O}$  emissioon on viimasel ajal oluliselt suurenenud seoses reoveepuhastusjaamade arenguga [12]. Sellised suured erinevused võivad olla seotud uuritud reoveepuhastites kehtestatud erinevate töötingimustega. Puhastite  $\text{N}_2\text{O}$  heitkoguste suurenemine on peamiselt tingitud rangematest nõuetest heitveele, mis sunnib puhasti valdajaid protesse optimeerima [22].

Dilämmastikoksiid on kasvuhoonegaasidest kõige ohtlikum, kuid selle kohta esinevad andmed on väga varieeruvad ning emissioonide põhjalik mõistmine vajab veel täiendavat uurimist. Näiteks näitavad täiemahuliste reoveepuhastite töö käigus saadud andmed  $\text{N}_2\text{O}$ -na eralduva lämmastiku fraktsiooni vahemikus 0–14,6% kogu lämmastikukoormusest [21]. Hiljuti Soomes läbiviidud uuring esitas emissioonitegureid vahemikus 0-2%. Uuring teostati kuue erineva koormusega reoveepuhasti põhjal [23].

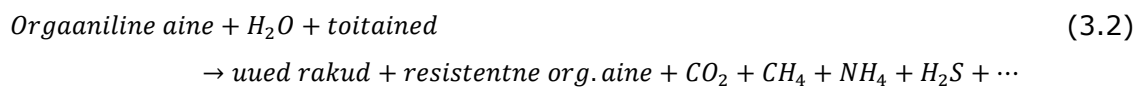


Joonis 3.2. Ülevaade riikide aktiivsusest emissioonide hindamisel

Joonisel (Joonis 3.2) on märgitud riikide aktiivsus kasvuhoonegaaside, eriti N<sub>2</sub>O, emissioonide hindamisel. Informatsioon pärineb Belgia ettevõttelt AM-Team, kelle pärusmaaks on vee ja reoveega seonduvate puhastusprotsesside modelleerimine. Arvestada tuleb, et ettevõtte poolt antud ülevaade põhineb nende klientuuri baasil. Tumesinisega on kaardil märgitud riigid, kus teema leiab palju kajastust või on väga aktiivselt asunud rakendama meetmeid KHG-de juhtimiseks. Nende hulgas on esirinnas Holland, Taani ja Belgia. Helesinisega on eristatud riigid, kus teemakohane initsiatiiv on vaikselt kujunemas. Ülejäänud riikide kohta võib informatsioon puududa või on kasvuhoonegaaside emissioonide käsitletus veel algusjärgus.[24]

### 3.3 Metaan (CH<sub>4</sub>)

Metaan on kasvuhoonegaas, millel on CO<sub>2</sub>-st oluliselt suurem soojapidavus, mistõttu on sellel kliimamuutustele märkimisväärne mõju. CH<sub>4</sub> tekib peamiselt anaeroobses keskkonnas orgaanilise aine redutseerimise lõppsaadusena.[1]

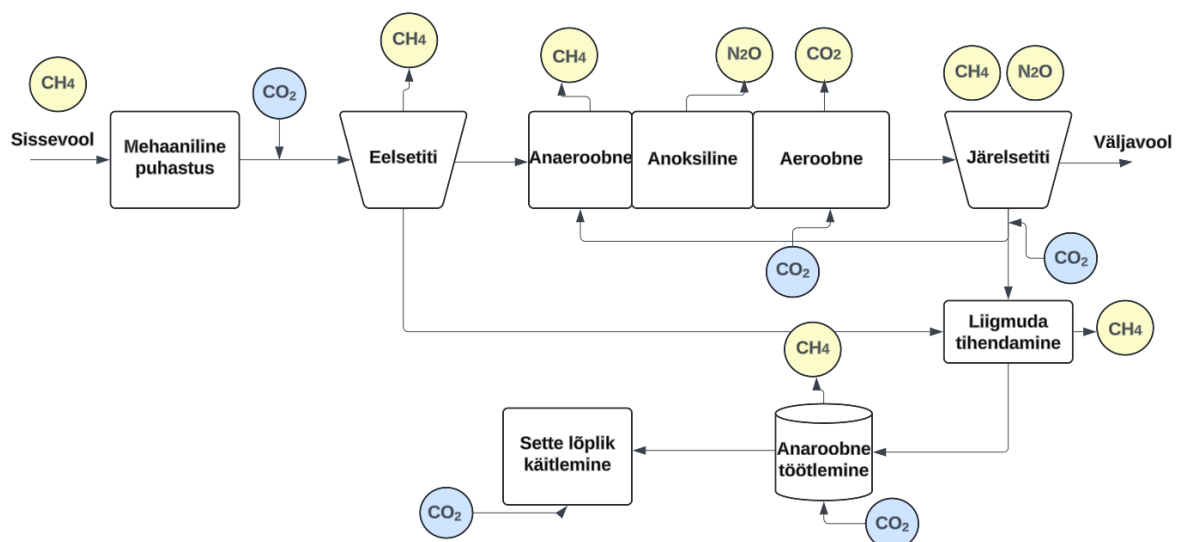


Antropogeensed metaani allikad on prügilad, nafta- ja maagaasisüsteemid, põllumajandustegevus, söekaevandamine, põletamine, reoveepuhastus ja teatud tööstuslikud protsessid. Metaan on süttiv ning seda kasutatakse kütusena kogu maailmas, olles maagaasi põhikomponent. Metaani põletamisel hapniku juuresolekul eraldub süsinikdioksiid ja veeaur [25]:



### 3.4 Kasvuhoonegaaside kujunemine puhastusetappides

Kasvuhoonegaaside emissioon tekib reovee puhastusprotsesside, tahkete ainete töötlemise ning biogaasi ja fossiilkütuste põletamisel energia tootmiseks kohapeal. Kasvuhoonegaase võib tekkida ka tahkete ainete kõrvaldamise, energia ja kemikaalide tootmise tõttu väljaspool puhastit ja töödeldud heitvette jäävate komponentide lagunemise tõttu. Kasvuhoonegaaside kogus ja jaotus sõltub sissetuleva reovee omadustest, heitveele sätestatud nõuetest ja puhastusprotsessidest [22]. Antud töös on keskendunud vaid protsessisisesele kasvuhoonegaaside tekkele.



Joonis 3.3. Võimalikud otsesed ja kaudsed kasvuhoonegaaside allikad

Joonisel (Joonis 3.3) on esitatud erinevate kasvuhoonegaaside võimalikud otsesed ja kaudsed allikad. Kollase mummuga on esitatud eeldatavad otsesed protsessist tulevad

kasvuhoonegaasid ning sinisega kaudsetest allikatest tulenevad gaasid, mis on peamiselt seotud elektrienergia tarbimisega.

### **3.4.1 Eelpuhastus**

Kanalisatsioonitorustikes, kus anaeroobsed tingimused saavad kergesti moodustuda, võib eelnevalt tekkida märkimisväärses koguses metaani. Seega võib eeldada, et teatud osa metaani jõuab pumplatest ka eelpuhastusprotsessi. On täheldatud, et umbes 1% reoveepuhastitesse sisenevast KHT-st eraldub metaanina. Turbulentsi korral toimuks sellest süsteemi osast gaasi lendumine [1]. Antud töös ei ole aga arvesse võetud väljaspool puhastit tekkivate kasvuhoonegaaside koguseid.

Mehaaniline puhastus on ette nähtud võõrosakeste, kiiresti settivate anorgaaniliste osakeste ja orgaaniliste hõljuvainete eemaldamiseks. Protsess toimub lühikese hüdraulilise viibeajaga (HRT), seega eeldatakse, et CH<sub>4</sub> ja N<sub>2</sub>O teke on tühine.[1]

Teised potentsiaalsed CH<sub>4</sub> allikad on eelsetitid. Eelsetitite puhul võib pika viibeaja korral kujuneda välja teatud anaeroobne seisund, mis võib põhjustada CH<sub>4</sub> teket. N<sub>2</sub>O teket eeldatakse eelsetitis madalaks vähese lahustunud hapniku ja biomassi kontsentratsiooni tõttu, mis piirab nitrifikatsiooni esinemist.[26]

Kasvuhoonegaaside emissioonide teke reovee esmasel töötlemisel tuleneb enamasti kehvast mahutite konstruktsioonist või toimimisest ning neid on keeruline kindlalt prognoosida.[1]

### **3.4.2 Bioloogiline puhastus**

Bioloogilisel töötlemisel osalevad mikroorganismid mitmesugustes protsessides, lagundades orgaanilist ainet aerobsetel, anoksilistel ja anaerobsetel tingimustel, oksüdeerides ammooniumi, redutseerides nitraati. Need biokeemilised reaktsioonid tekitavad CO<sub>2</sub> ja N<sub>2</sub>O emissioone. Võimalik on ka mõningane CH<sub>4</sub> emissioon pikematel anaerobsetel tingimustel, kuid seda on keeruline otseselt hinnata. Aerobsetest mahutitest tulev CH<sub>4</sub> on marginaalne. [1]

Endiselt on ebaselge, kui suur osa N<sub>2</sub>O-st eraldub vastavalt anoksilisest ja aerobsest tsoonist. Kuna seda saab potentsiaalselt toota anoksilises faasis ning seejärel eraldada aerobses tsoonist. Ammooniumi oksüdeerivad bakterid on hinnatud peamisteks N<sub>2</sub>O tootjaks. Heterotroofsete denitrifitseerivate bakterite panus on määrav ainult juhul, kui anoksilises keskkonnas esineb lahustunud hapnik.[26]

Bioloogilisel puhastusel on mudavanus peamine töötegur, mis CO<sub>2</sub> heidet mõjutab. Aktiivmudapuhasti töötamine kõrgetel SRT väärtustel soodustab biomassi endogeenset hingamist, mis omakorda suurendab CO<sub>2</sub>-ks oksüdeerunud orgaanilise aine kogust aga vähendab üldist muda juurdekasvu. Muda koguse vähenemine tähendab ka CH<sub>4</sub> tootmise vähenemist ja seega ka selle põletamisega seotud CO<sub>2</sub> heitkoguste vähenemist.[26]

Dilämmastikoksiidi teke on seotud lämmastikuärastusel toimuvate protsessidega. Mõned tuvastatud tingimused, mille juures N<sub>2</sub>O kogus suureneb on:

- madal lahustunud hapniku kontsentratsioon aeroobses tsoonis;
- hapniku olemasolu anoksilises tsoonis;
- kõrge nitritite kontsentratsioon nii nitrifikatsiooni kui ka denitrifikatsiooni etapis;
- madal KHT/N suhe denitrifikatsiooni etapis;
- pH ja temperatuuri järsk muutus. [26]

Lahustunud hapniku sisaldus mõjutab oluliselt N<sub>2</sub>O heitkoguseid. Madala hapnikusisaldusega tingimused hõlbustavad N<sub>2</sub>O tootmist lämmastikuärastusel, sest ebapiisav O<sub>2</sub> sisaldus aeroobses tsoonis inhibeerib nitrifikatsiooni toimimist. Anoksilises tsoonis on aga oluline ära hoida lahustunud hapniku esinemine, et denitrifitseerijad kasutaksid ennekõike lämmastikühenditesse seotud hapnikku.[26]

Orgaanilise süsiniku kättesaadavus ehk KHT/N suhe mõjutab samuti denitrifikatsiooni. Orgaaniline süsinik toimib elektroni doonorina nitraadi redutseerimisel gaasiliseks lämmastikuks. Orgaanilise aine puudumine inhibeerib denitrifikatsiooni lõpuni viimist bakterite poolt, mille tagajärel eraldub N<sub>2</sub>O vahe- või lõppsaadusena.[27]

Temperatuur ja pH mõjutavad mõlemad nitrifitseerivate ja denitrifitseerivate bakterite aktiivsust ja kasvu. Temperatuurimuutused võivad muuta ensümaatiliste reaktsioonide kiirust ning pH langemine piirab ammooniumit lagundavate bakterite kasvu.[27]

### **3.4.3 Järelsetiti**

Järelsetiti puhul võib võrdlemisi pikk viibeaeg põhjustada CH<sub>4</sub> ja N<sub>2</sub>O teket, eelkõige juhul, kui setiti on valesti konstrueeritud ja muda biomass jääb mahutisse liiga kauaks. Üks indikaator kehvast konstruktsioonist on setiti pinnal ujuv biomass, mida põhjustavad setitis tekkinud N<sub>2</sub> gaas või CH<sub>4</sub> gaasimullid, mis muda pinnale toovad.[1]

Reoveepuhastites võetakse üha enam kasutusele tertsiaarne töötlemine, et vähendada täiendavalt reoveest eralduvat lämmastikku ja fosforit. Kui fosfori sadestamiseks lisatakse kemikaale on  $N_2O$  ja  $CH_4$  hulk keemilistes protsessiüksustes üsna väike. Biofiltrite kasutamisel, mille puhul lisatakse protsessi täiendavalt süsinikku metanooli näol, on  $N_2O$  teke vältimatu.[1]

#### **3.4.4 Settekäitlus**

Reoveepuhastites tekib metaan eelkõige orgaaniliste jäätmete töötlemisel anaeroobsetes tingimustes. Anaeroobne kääritamine on protsess, mille käigus mikroorganismid lagundavad hapniku puudumisel biolagunevat materjali. Seda protsessi kasutatakse tavaliselt puhastusprotsessi käigus reoveest eraldatud tahkete jäätmete käitlemiseks.[28]

Uuringud on näidanud, et umbes 72%  $CH_4$  heitkogustest on seotud sette käitlemisega. Ülejäänud osa heitest pärineb bioloogilistest reaktoritest ning seda võib omistada peamiselt heitvees lahustunud metaanile, mida bioloogiline süsteem täielikult ei eemalda [26]. Puhastite metaaniheide on piirkonniti erinev ja seda mõjutavad iga puhasti omadused, kanalisatsioonivõrk, reovee omadused, puhastusprotsess, settekäitlusliinid, õhutussüsteemid [29].

Metaani peamised allikad on seega seotud liigmuda tihendamise ja stabiliseerimisega. Anaeroobset biogaasi juhitakse harva tahtlikult otse atmosfääri, kuigi väike osa metaantankist võib lekkida. Kuna lekkiv biogaas on plahvatusohtlik, on selle kogus eeldatavasti väike. Eeldatakse, et biogaas läheb elektritootmiseks põletamisele. Rakendatavad põlemisprotsessid võivad olla erinevad, kuid  $CH_4$  muudetakse  $CO_2$ -ks kõigil juhtudel.[30]

Aeroobselt stabiliseeritud sete võib mitme kuu jooksul ladustamisel kaasa aidata  $CH_4$  emissioonile, kuna pikemas perspektiivis hakkavad valitsema anaeroobsed tingimused. Mitmed bioloogilised protsessid on võimelised oksüdeerima metaani  $CO_2$ -ks, mis võimaldab vähendada kasvuhoonegaaside koguheidet  $CO_2$  ekvivalentides.  $CH_4$  heidet võib vähendada olemasolevate anaeroobsete töötlemissüsteemide ajakohastamisega ning lekete minimeerimisega.[28]

## **4. EMISSIOONIDE HINDAMISE MEETODID**

Viimasel kümnendil kasutusele võetud uued kasvuhoonegaaside määramise ja mõõtmise tehnikad on suurendanud saadaolevaid andmeid ja täiendanud kirjandust kasvuhoonegaaside heitkoguste kohta. Valitsustevaheline kliimamuutuste nõukogu on kehtestanud heitetegurid, et anda põhjalikud hindamisjuhised hinnanguliste kasvuhoonegaaside heitkoguste kohta reoveepuhastites. Paljud neist mõõtmistest on vaid kohaspetsiifilised ning põhinevad ainult üksikutel uuringutel [31]. IPCC metoodika on kirjeldatud järgmises alapeatükis.

KHG emissioonide hindamise ümber esineb palju määramatust ning ülekantavate andmete puudumine takistab korrektset kasvuhoonegaaside heite kvantifitseerimise protsessi. Kasvav huvi kasvuhoonegaaside ja kliimamuutuste vastu on rõhutanud vajadust luua uuenduslikud ning kõikehõlmavad lähenemisviisid reoveepuhastite paremaks kavandamiseks ja optimeerimiseks. Reoveepuhastusprotsesside modelleerimine sai alguse 1970ndatel, kuid kasvuhoonegaaside integratsioon mudelites on võrdlemisi hiljutine. Küllaltki lai hulk matemaatilisi mudeleid pakuvad kasulikke töövahendeid KHG hindamiseks ning võimaldavad analüüsida potentsiaalseid leevendusmeetmeid. Kasvuhoonegaaside modelleerimine võib parandada KHG heitkoguste hindamist erinevate reoveepuhastusjaamade puhul ja hinnata erinevate tööparameetrite mõju emissioonidele. [31]

Kõige täpsem meetod emissioonide hindamiseks oleks nende otsene mõõtmine seireseadmete abil. See võimaldab saada reaajas tulemusi ning annab suuniseid kohanduste tegemiseks puhasti opereerimisel. Arvestades, et reoveepuhasti sisend pole pidevalt ühetaoline, peaksid ettevõtted investeerima statsionaarsetesse seadmetesse, et tagada mõõtmistulemuste usaldusväärsus. Koos seadmete regulaarse hooldusega osutuks see vee-ettevõtetele äärmiselt kulukaks. Lisaks nõuavad otsesed mõõtmismeetodid instrumendi kalibreerimise ja hoolduse osas teatavat kompetentsi, et anda täpseid tulemusi. Heite kvantifitseerimiseks on erinevad mõõtmistehnoloogiad ja protokollid, mis tekitab vajaduse kohandada meetodeid vastavalt kohaspetsiifilistele piirangutele, et tagada vajalik mõõtmistäpsus. [32]

### **4.1 Valitsustevaheline kliimamuutuste nõukogu**

Valitsustevaheline kliimamuutuste nõukogu (IPCC) asutati 1988. aastal eesmärgiga pakkuda teaduslikult põhjendatud teavet kliimamuutuste kohta, hinnata nende mõju ja riske ning esitada poliitikakujundajatele ja üldsusele soovitusi kliimamuutustega

kohanemiseks ja leevendamiseks. IPCC kogub, hindab ja analüüsib olemasolevat teaduskirjandust, et koostada regulaarselt kliimamuutuste aruandeid [33]. Nõukogu andis 2006. aastal välja rahvusvahelise kasvuhoonegaaside inventuuri juhised, mis sisaldavad metoodikaid kasvuhoonegaaside emissioonide hindamiseks erinevatest sektoritest, sealhulgas reoveepuhastitest.

Juhendis käsitletakse reovee kogumise, töötlemise ja lõpliku käitlemise käigus tekkivate kasvuhoonegaaside hinnangulise koguse arvutamise metoodikaid. Emissioonide arvutamiseks kasutatakse tavaliselt kasvuhoonegaaside emissioonitegureid, mis põhinevad erinevatel tehnoloogiatel ja protsessidel. Emissioonitegur on koefitsient, mis näitab konkreetse protsessi või tegevuse käigus tekkivate kasvuhoonegaaside emissioonide hulka ühiku kohta, tavaliselt väljendatud massiühikutes ja seotud tegevuse või protsessi ühikuga.[8]

#### **4.1.1 IPCC metoodika põhimõtted**

IPCC ei käsitle biogeensetest allikatest pärit CO<sub>2</sub>-te inimtekkelise kasvuhoonegaasi heitena ning metoodikat selle leidmiseks ei esitata. Reoveepuhastis tekib aga kaudne CO<sub>2</sub> emissioon vajamineva elektrienergia tootmisest ning kütuste ja materjalide transportimisest. Riiklikes kasvuhoonegaaside inventuuriandmetes on reoveepuhastuse energiatarbimisest tulenev CO<sub>2</sub> heide kaasatud energiasektorisse. Emissiooniga seega arvestatakse, kuid seda liigitatakse erinevalt.[5]

Metaani emissiooni arvutamine toimub astmelisel põhimõttel. Esimese astme meetod rakendab heitekoefitsiendi ja aktiivsusparameetrite vaikeväärtusi. Seda meetodit peetakse heaks tavaks riikides, kus andmeid on vaid piiratud koguses. Teise tasandi meetod järgib 1. määramistasandiga sama meetodit, kuid võimaldab lisada riigipõhist heitekoefitsienti ja tegevusandmeid. Näiteks võib selle meetodi alla lisada puhastussüsteemi jaoks konkreetse heitekoefitsiendi, mis põhineb välimõõtmistel. Kolmanda taseme meetod on riigipõhine, mis peaks tuginema suurte reoveepuhastite seadmepõhistel andmetel. [5]

Reoveepuhastusjaamad võivad kasutada ka anaeroobseid töötlemisprotsesse. Sellistes rajatistes tekkivat metaani saab uuesti ringlusesse võtta. IPCC näeb ette, et energiakasutuseks põletatud või taaskasutatud CH<sub>4</sub> kogus tuleks lahutada koguheitest eraldi CH<sub>4</sub> utiliseerimise parameetri abil. Muda eemaldamise ja CH<sub>4</sub> utiliseerimise andmed võivad olla ainult vähestel riikidel. Seetõttu on muda eemaldamise ja CH<sub>4</sub> utiliseerimise vaikeväärtus null. Kui riik otsustab esitada aruande CH<sub>4</sub> taaskasutuse



kohta, on hea tava teha vahet põlemise ja CH<sub>4</sub> taastamise vahel energia tootmiseks. Nimetatud andmed tuleks esitada energiasektoris, vältides topeltarvestust. [5]

Kasvuhoonegaaside hindamise ja aruandluse eesmärgil toetub enamik tegutsevaid institutsioone IPCC poolt esitatud N<sub>2</sub>O emissioonifaktorite vaikeväärtustele. Dilämmastikoksiidi heide võib tekkida puhastites otseheitena või kaudsena pärast heitvee suunamist veekogudesse. Otsest emissiooni peetakse palju väiksemaks kui suublasse juhitud heitveest tulenevat kaudset emissiooni. Sellest tulenevalt on N<sub>2</sub>O emissioon huvipunktiks riikidele, kus on valdavalt lämmastikuärastusega reoveepuhastid. [8]

N<sub>2</sub>O emissiooni hindamist olmereovees eeldatakse 2006. aasta juhendis esitatud meetodil:

$$N_2O \text{ Emissioon} = N_{väljund} \times EF_{väljund} \times 44/28 \quad (4.1)$$

kus N<sub>2</sub>O emissioon = N<sub>2</sub>O emissioon aruandlus aastal [kg N<sub>2</sub>O/a],

$N_{väljund}$  = suublasse juhitud heitvee lämmastiku sisaldus [kg N/a],

$EF_{väljund}$  = heitvee N<sub>2</sub>O emissioonitegur [kg N<sub>2</sub>O-N/kg N],

Faktor 44/28 on saadud teisendades kg N<sub>2</sub>O-N kg N<sub>2</sub>O-ks.

IPCC<sub>2006</sub> peab reovee nitrifitseerimisel ja denitrifitseerimisel tekkivat otsest emissiooni väheoluliseks allikaks. Otsest emissiooni tuleb hinnata ainult nende riikide puhul, kus on valdavalt tsentraliseeritud reoveepuhastid koos lämmastikuärastusega. Selliste puhastite N<sub>2</sub>O emissiooni hindamiseks on 2006. aasta juhistes esitatud üldine emissioonitegur 3,2 g N<sub>2</sub>O/in/aastas. Kui üks inimekvivalent vastab ligikaudu 12gTN/IE/päevas, annab see emissiooniteguriks 0,05% N<sub>2</sub>O-N sissetuleva üldlämmastiku kohta. Tegur on määratud 1995. aastal tehtud uuringu põhjal Ameerikas, kus vaadeldi ainult ühte olmereovett vastuvõtvat puhastit. [32]

2019. aastal on nõukogu andnud välja varasemate juhiste redaktsiooni. Võrreldes IPCC<sub>2006</sub> suunistega, on uuendatud N<sub>2</sub>O emissioonitegur tõusnud 0,05%-lt 1,6%-le puhastisse sisenevast üldlämmastiku koormusest. [32]

#### **4.1.1 IPCC metoodika puudused**

IPCC protokollis kasutatakse metaani heitekoefitsienti, mis põhineb reovee BHT-s sisalduval süsinikul. Paljudes suuremates reoveepuhastites leiduvad teise ja kolmanda taseme puhastusseadmed muudavad suure osa sisenevast BHT-st otse CO<sub>2</sub>-ks ja

biomassiks. Sihilik  $\text{CH}_4$  tootmine toimub reoveepuhastites ainult muda anaeroobsel töötlemisel. Valitsuste inventuuride läbiviimisel võib olla see rahuldav, kuid reoveepuhastite heite määramiseks pole see piisavalt täpne lähenemisviis. Lisaks ei hõlbusta IPCC lähenemisviis kasvuhoonegaaside heitekoguste vähendamise strateegiate väljatöötamist reoveepuhastites. [30]

IPCC jättis  $\text{CO}_2$  otseheite valemist välja põhjendusega, et nimetatu tuleb üldiselt biogeensest orgaanilisest ainest inimese väljaheites või toidujäätmetes ning ei avalda mõju kasvuhoone efekti tekkele. See eeldus eirab aga fossiilse süsiniku olemasolu, mis võib tuleneda näiteks farmaatsiatoodetest ja isikuhooldusvahenditest. Olukorda, kus biomassi või taastuvaid kütuseid toodetakse ilma fossiilkütuse sisendita, tuleb harva ette. Need eeldused koos IPCC heitekoefitsientide kasutamisega toovad kaasa reoveepuhastite kasvuhoonegaaside emissiooni alahindamise. [34]

Neljas Austraalia reoveepuhastis tehtud hinnanguline uuring näitas, et fossiilsete  $\text{CO}_2$ -heitmete eiramisel esineb süsinikdioksiidi otseheite alahindamine 2-12% ulatuses. Ebatäpsus võib varieeruda vastavalt reovee koostisele. Tööstusest tulev reovesi paiskab paratamatult õhku rohkem mittebiogeenset  $\text{CO}_2$ -te. Kuna reoveest eralduvad fossiilsed  $\text{CO}_2$  heitekogused on üha enam tähelepanu pälvinud, muutis IPCC oma 2006. aasta suuniseid ja tõstatas teemakohase arutelu. Kokkuvõttes on täpsete suuniste kehtestamiseks vajalik fossiilse  $\text{CO}_2$  kaasamine kasvuhoonegaaside arvestuses. [35]

Reoveest eralduva  $\text{N}_2\text{O}$  puhul on IPCC<sub>2006</sub> heitekoefitsientidega seotud suured ebamäärasused. Juhendis esitatud puhastite  $\text{N}_2\text{O}$  emissioonitegur pole usaldusväärne, sest see põhineb vaid ühel välikatsel [30]. Kriitikat leidub ka hiljem uuendatud emissiooniteguri kohta. 2022. aastal esitatud uuringus analüüsiti allikaid, mille põhjal IPCC uuendatud emissiooniteguri avaldas. Tähelepanu pöörati sellele, et IPCC on algandmetele viidates vigu teinud, millega kaasnes suur  $\text{N}_2\text{O}$  emissiooniteguri tõus. Pärast vigade korrektuuri, et viia need vastavusse lähtekirjanduse andmetega, on nimetatud uuringu tulemusel soovitatud vaiketegurina kasutada 1,1%  $\text{N}_2\text{O}$  siseneva üldlämmastiku kohta [32].

## 4.2 Matemaatilised mudelid

Lisaks mõõtmismeetodite täiustamisele kasvuhoonegaaside heitega seotud ebakindluse vähendamiseks töötatakse välja erinevaid mudeleid, mis püüavad kirjeldada heitvee puhastamisega seotud kasvuhoonegaaside tekkemehhanisme.

Mudeleid saab jagada kahte rühma, mis põhinevad KHG-ga seotud bioloogiliste protsesside ja teiste ühendite moodustumise/lagunemise kirjeldamisel kasutataval lähenemisviisil:

- lihtsad püsiseisundi protsessimudelid;
- dünaamilised mudelid (ASM1, ASMG, ADM, BSM1, BSM2G). [31]

Hoolimata eelistest, mis kaasnevad kasvuhoonegaase hindavate puhastite põhise modelleerimise kasutamisega, piirdub see hetkel vaid uurimisvaldkonnana. See tuleneb peamiselt süsteemide sisemisest keerukusest ja puudulikest teadmistest peamiste protsesside kohta, mis on seotud KHG moodustumisega. Lisaks muutuvad puhastite põhised mudelid keerukamaks, kui integreerida neis ka KHG moodustamise protsessid. Mõjutavaid tegureid on palju, mida tuleb kalibreerida vastavalt olemasolevatele andmetele. Laialdasema KHG modelleerimise rakendamiseks on vaja lahendada järgnevad kitsaskohad:

- ebapiisavad teadmised protsessidest, eriti N<sub>2</sub>O tekke osas;
- andmete puudumine mudeli kalibreerimiseks;
- mudeli kompleksus, mis põhjustab liigset arvutusintensiivsust. [31]

Antud töös keskenduti metoodika valikul ainult püsiseisundi mudelitele, mis põhinesid lihtsal kineetikal. Dünaamiliste mudelite andmed on mõeldud sisendiks modelleerimistarkvaradele simulatsioonide loomiseks ning neid on keeruline MS Excelis ülesehitada. Võrdluseks esitatud mudelid osutusid valituks seetõttu, et nendele oli kirjanduses enim viidatud.

## 4.2.1 Mudelite võrdlus

Tabel 4.1. Metoodikate võrdlus kasvuhoonegaaside hindamiseks

Protsess	I	II	III	IPCC
Eelsetiti	X	Põhjalik arvutuskäik hindamiseks eelsetitist eemaldatavat biomassi	←	X
Bioloogiline puhastus	Endogeenne lagunemine, BHT oksüdatsioon, lämmastiku ärastus  N <sub>2</sub> O arvutus põhineb N/N <sub>2</sub> O suhtel	Endogeenne hingamine, BHT oksüdatsioon  Ei arvesta N <sub>2</sub> O emissiooniga	Arvestab lisaks CO <sub>2</sub> -le ka CH <sub>4</sub> heidet anox/aerob/anaero tsoonist + puhastivälised emissioonid  Ei arvesta N <sub>2</sub> O emissiooniga	Ei arvesta CO <sub>2</sub> -ga  Kasutusel emissioonitegur lisaks üldistatud andmetega arvutusele
Settekäitlus	Võimaldab arvutada KHG teket erinevatel sette käitlusviisidel	Ei arvesta sette töötlemisega	Esitab arvutused anaeroobse settekäitluse ja gaasi põletamise kohta	Astmeline meetod vastavalt andmetele

Tabelis (Tabel 4.1) on esitatud vaadeldud mudelite võrdlus. Enim on keskendunud esimesele kolmele. Perspektiivi mõttes on aga lisatud ka IPCC juhised.

Mudelistes I-II on mitmes osas kattuvusi, näiteks on II ja III mudeli puhul eelsetiti kalkulatsioon sama ehk III mudeli looja on viidanud II mudeli metoodikale. II mudelis on esitatud põhjalik arvutuskäik, et hinnata eelsetitist eemaldatava sette osa. See on kasulik juhul, kui puhasti kohta puuduvad täpsemad andmed ehk pole teada, milline on eelsetiti väljund.

Biomassi ning orgaanilise aine (BHT) elementkoostis on esitatud kõigis mudelistes samal kujul eeldades, et neid saab väljendada vastavalt C<sub>5</sub>H<sub>7</sub>O<sub>2</sub>N ning C<sub>10</sub>H<sub>19</sub>O<sub>3</sub>N [36]. Bioloogilise puhastuse juures taanduvad I ja II mudel stöhhiomeetriaale, mis annab järgmised teisendustegurid:

- 1,947 kgCO<sub>2</sub>/d iga 1 kg endogeenselt lagundatud biomassi kohta;
- 1,1 kgCO<sub>2</sub>/d iga kg tarbitud O<sub>2</sub> kohta orgaanilise aine oksüdeerimisel.

III mudel arvutab põhjalikumalt süsinikupõhiseid emissioone bioloogilise puhastusprotsessi erinevatest keskkondadest ning koostab massibilansi ka lämmastikuärastuse hindamiseks. Dilämmastikoksiidi emissiooni on käsitletud aga ainult I mudelis ning see on võrdlemisi üldistatud. Ülejäänud mudelite loojad on põhjendanud N<sub>2</sub>O väljajätmist puudulike andmete tõttu.

Settekäitlusel, olenemata töötlemise protsessist, on esimene samm töötlemisele mineva tahkete ainete massi hindamine. See on eelsetitist ning järelsetitist eemaldatud liigmuda summa. See lähenemine on I ja II mudelil ühine. Järgnevalt on neis koostatud arvutuskäigud erinevatele töötlemisprotsessidele. I mudeli puhul on käsitletud anaeroobset kääritamist biogaasi tootmiseks ning selle hilisemat põletamist. Lisaks on esitatud ka arvutuskäik metaantanki lekkest tuleneva CH<sub>4</sub> hindamiseks. Valem nõuab sisendina aga eelduslikku lekkeprotsenti ning seetõttu pole antud töös seda kajastatud. II mudel annab lühikese arvutuse ka aeroobse stabiliseerimise kohta, kus eraldub CO<sub>2</sub>. III mudelis pole hinnatud settekäitluse mõju protsessisiseselt, vaid hinnangud on tehtud kaudsete emissioonide kohta, mis seonduvad elektri tootmisega.

### **I mudel**

Bridle konsultatsioonifirma (2007) on loonud staatilise mudeli, kus on määratlenud viis eristatud osa, kus kasvuhoonegaase õhku paisatakse. Nendeks on bioloogiline puhastus, sette töötlemine, kemikaalide kasutamine, energiatarbimine ja biogaasi tootmine. Iga segmendi kohta on kasvuhoonegaaside hindamiseks välja pakutud empiiriline üksikmudel. Bioloogilise töötlemise hindamiseks on esitatud põhjaliku arvutuskäik, mis koosneb kolmest protsessist: endogeenne biomassi lagunemine, BHT oksüdeerumine ja lämmastikuärastus. Terviklik mudel hõlmab ka kemikaalide kasutamisest tulenevaid heitkoguseid. N<sub>2</sub>O emissiooni hindamiseks on esitatud teisendustegur siseneva üldlämmastiku ning N<sub>2</sub>O suhte järgi. N<sub>2</sub>O heidet saab modelleerida ka dünaamiliselt ja üksikasjalikumalt. See annab realistlikuma ülevaate N<sub>2</sub>O tootmisest reovee puhastamise käigus. Dünaamilised mudelid ei kuulu aga antud töö piiridesse. [37]

## **II mudel**

Metoodikat võib kasutada kas puhasti spetsiifiliste andmete või üldisemate piirkondlike andmete abil, et hinnata puhasti süsinikupõhist kasvuhoonegaaside heidet. Protsessi hindamisel kasutati 16 Kanada reoveepuhasti ja 10 Kanada provintsi täiemahulisi andmeid. Meetodis hinnatakse süsinikupõhist kasvuhoonegaaside heidet, mis on peamiselt CO<sub>2</sub> ja CH<sub>4</sub>. Selle meetodi puhul ei ole arvesse võetud N<sub>2</sub>O heidet. Autor on siiski soovitanud teha lisatööd N<sub>2</sub>O hindamise läbiviimiseks reoveepuhastites, uurides N<sub>2</sub>O aktiivsust. Süsinikul põhineva kasvuhoonegaaside heite hindamine piirdub süsteemi piiiril toimuvate kohapealsete töötlemisprotsessidega. Meetoodika tulemused näitasid, et vaadeltavatest puhastitest eralduv kasvuhoonegaas on valdavalt CO<sub>2</sub>. Tahkete ainete anaeroobsel kääritamisel tekkinud metaan põletatakse CO<sub>2</sub> saamiseks, mistõttu väheneb CH<sub>4</sub> tugevus võrreldes CO<sub>2</sub>-ga. See meetod ei hõlma puhastites kasutatava käitisevälise elektritootmise kasvuhoonegaaside heidet, tahkete ainete transporti, keemikaalide tootmist väljaspool tegevuskohta ja heitvees toimuvaid edasisi protsesse. [30]

## **III mudel**

Põhjalik matemaatiline mudel, milles hinnatakse reoveepuhasti kogu kasvuhoonegaaside heidet kohapeal ja väljaspool seda, võttes arvesse erinevaid puhastusprotsesse: aeroobseid, anaeroobseid ja anoksilisi. Heitkoguste hindamise meetodi kohaselt hinnatakse ainult CO<sub>2</sub> ja CH<sub>4</sub> tootmist kohapeal ja väljaspool seda ning ei hinnata N<sub>2</sub>O heidet, kuna asjakohased andmed ei ole kättesaadavad. Puhastiväline kasvuhoonegaaside heide põhineb jaama elektri nõudlusel. Saadud tulemuste põhjal on autor soovitanud ka kasvuhoonegaaside vähendamise strateegiaid, mis põhinevad biogaasi kasutamisel energia tootmiseks, et asendada fossiilkütuste põletamist. Kasvuhoonegaaside vähendamiseks on autorid soovitanud kasutada alternatiivseid toitaime eemaldamise protsesse, nagu anaeroobne protsess anammoks, mis eemaldab lämmastikku väiksema energiakulu ja väiksema süsinikukasutusega. [38]

## 5. METOODIKA

Metoodika valikul kaaluti eelnevalt kirjeldatud mudeleid. Kõigi juures esineb eeliseid ning puuduseid, seega ühte ideaalset lahendust ei leidu. Küllaldaselt on kirjanduses mainitud suurt ebamäärasust, mis emissioonide hindamise juures valitseb. Mudelite ülesehitus sõltub parasjagu kättesaadavatest andmetest ning võib piirkonniti väga varieeruv olla.

Valikul lähtuti mudeli ülesehituse loogilisusest ning kasutatavatest andmetest. Valituks osutunud Bridle (I mudel) konsultatsioonifirma poolt esitatud arvutus kasvuhoonegaaside hindamiseks hõlmas reoveepuhastuse protsessi parameetreid, mida on võimalik ka reaalses olukorras puhasti operaatoril optimeerida. [37]

Valitud metoodikas toimub reovee bioloogiline puhastus kolme protsessi kaudu - endogeenne hingamine, orgaanilise aine oksüdatsioon ja lämmastikuärastus. Selle käigus toimub puhastis CO<sub>2</sub> eraldumine ja tarbimine ning N<sub>2</sub>O tootmine. Täiendav kasvuhoonegaaside tootmine toimub ka hilisemal liigmuda ärastusel. Antud töös on mudelis arvatud biogaasi tootmisel saadav CH<sub>4</sub> ning CO<sub>2</sub>, kuid pole määratletud nende otsest emissiooni. Põhjalik arvutuskäik, mille alusel mudel koostati, on esitatud töö lisas (LISA 1 Mudeli arvutuskäik).

Mudeli sisendina kasutati ühe töötava reoveepuhasti 2021-2022 aasta andmeid. Tabelis (Tabel 5.1) on esitatud mudelis kasutatud reovee ning heitvee näitajad. Tabelis (Tabel 5.2) on esitatud opereerimisparameetrid ning arvutustegurid.

Tabel 5.1. Mudelis kasutatud reovee ja heitvee näitajad

<b>Parameeter</b>	<b>Sisend</b>	<b>Väljund</b>	<b>Ühik</b>
BHT <sub>5</sub>	184	2,98	mg/l
KHT	456	35,5	mg/l
Nüld	47	5,3	mg/l
NH <sub>4</sub>	36	0,76	mg/l
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,2	0,5	mg/l
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,21	2,84	mg/l
N <sub>org</sub>	10,8	1,2	mg/l
Heljum	260	6,6	mg/l

Tabel 5.2. Mudelis kasutatud protsessi parameetrid ja arvutustegurid

<b>Parameeter</b>	<b>Väärtus</b>	<b>Ühik</b>
Vooluhulk	130179	m <sup>3</sup> /d
MLSS	5000	kg/m <sup>3</sup>
MLVSS	3,3	kg/m <sup>3</sup>
HRT	11,61	h
SRT	15	d
k <sub>d</sub>	0,05	d <sup>-1</sup>
Y	0,9	kgVSS/kgBHT <sub>5</sub> eemaldatud
R <sub>N2O</sub>	0,004	kgN <sub>2</sub> O/kgN
f	0,684	-



## 6. MUDELARVUTUSE ANALÜÜS

### 6.1 KHG kogused protsessist

Töö eesmärk oli luua lihtne püsiseisundi protsessimudel kasvuhoonegaaside heitkoguste hindamiseks, tuginedes ühe töötava reoveepuhasti andmetele. Mudelis arvutati orgaanilise aine lagundamisel ning biomassi juurdekasvul tekkiva CO<sub>2</sub> emissioone. Lisaks arvutati eelduslik N<sub>2</sub>O heide ning biogaasi tootmisel tekkivad CH<sub>4</sub> ning CO<sub>2</sub>, kasutades eelnevalt kirjeldatud meetodikat. Lisaks on analüüsitud, kuidas mõjub kasvuhoonegaaside emissioonile mudavanuse, hüdraulilise viibeaja ning mudakontsentratsiooni muutmine.

Tabel 6.1. Mudeli asvutatud kasvuhoonegaaside kogused

Bioloogiline puhastus				Settekäitlus
Biomassi lagundamine	Orgaanilise aine oksüdatsioon	Nitrifikatsioon	N <sub>2</sub> O	Anaeroobne kääritamine
20239 kgCO <sub>2</sub> /d	11688 kgCO <sub>2</sub> /d	-21504 kgCO <sub>2</sub> /d	25,61 kgN <sub>2</sub> O/d	3607 kgCH <sub>4</sub> /d 1546 kgCO <sub>2</sub> /d

Tabelis (Tabel 6.1) on esitatud mudeli põhjal saadud kasvuhoonegaaside kogused, mis reoveepuhastis tekivad. Bioloogilise puhastuse etapis on endogeensel hingamisel eralduva CO<sub>2</sub> osakaal suurem kui süsiniku oksüdatsiooniga seotud protsessil. Seda võib põhjustada pigem kõrgem mudavanus, mis vaadeldava reoveepuhasti baasolukorras on 15 päeva. Oluline on märkida, et nitrifikatsioonil tarbivad kemoautotroofsed bakterid ammooniumi oksüdeerimisel süsinikuallikana ka CO<sub>2</sub>-te, mis arvestatakse koguheitest maha [39].

Võrreldes biomassi lagundamisel tekkiva CO<sub>2</sub> kogust bakterite poolt nitrifikatsioonil tarbitava CO<sub>2</sub> kogusega võib öelda, et protsessis toimub teatav tasakaalustumine. Teistalt on aga N<sub>2</sub>O emissioon küllalt suure mõjuga. CO<sub>2</sub> ekvivalentidesse teisendatuna on N<sub>2</sub>O koguseks 6993 kgCO<sub>2</sub>/d. Mudelis kasutati N<sub>2</sub>O arvutuses teisendustegurit R<sub>N<sub>2</sub>O</sub>, mis peaks ideaalses olukorras olema arvutatud individuaalselt iga puhasti kohta. See näitab, mitu kg N<sub>2</sub>O-d vastab kg lämmastiku kohta sisenevas reovees. Vastavate andmete puudumise tõttu valiti kasutatavaks teguriks 0,004, mida Bridle mudeli koostajad on kasutanud sisendina ka dünaamilise simulatsiooni loomisel [37].

Eelnevalt on kirjeldatud, kuidas N<sub>2</sub>O emissiooni hindamisega kaasneb palju ebakindlust ning varieeruvust. Sellest tulenevalt ei pruugi arvutatud kogused reaalsusele vastata. Võrdluseks võib arvutada heitkoguse ka IPCC<sub>2019</sub> poolt antud emissiooniteguriga, mis eeldab N<sub>2</sub>O koguseks 1,6% sisenevast üldlämmastikust [8]:

$$N_2O_{emissioon} = 46,9 \times 0,016 = 0,75 \text{ kgN}_2\text{O} \quad (6.1)$$

IPCC<sub>2019</sub> esitatud teguri põhjal tuleb N<sub>2</sub>O koguseks 0,75 kgN<sub>2</sub>O/d. Sellisel juhul on võrdluseks olevate N<sub>2</sub>O hindamise meetodikate vaheline erinevus 34 kordne. Arvestada tuleb, et IPCC<sub>2019</sub> on andnud vaid KHG protsendi aga Bridle mudeli arvutus näeb ette ka teguri korrutamist voluhulga ning eelsetiti väljundis oleva lämmastiku sisaldusega. Selline asjaolu kirjeldab viidatud ebamäärasustele praeguste teadmiste juures.

CH<sub>4</sub> tekib puhastis tahtlikul biogaasi tootmisel anaeroobsel kääritamisel. Lisaks tekib selle käigus ka teatud osa CO<sub>2</sub>-te. CH<sub>4</sub> ja CO<sub>2</sub> kogused settekäitlusest olid vaadeldavas puhastis vastavalt 3607 kgCH<sub>4</sub>/d ja 1546 kgCO<sub>2</sub>/d. Siinkohal on oluline mõista, et esitatud gaasi kogused pole otsene emissioon vaid nende osakaal biogaasi koostises. Potentsiaalne emissioon atmosfääri võib tekkida aga metaantankide lekkimisel. Selle hindamiseks ilma otsese mõõtmiseta pole täpset meetodikat, vaid see põhineb eeldatud lekke protsentidel. Autor on seisukohal, et olemasolevate andmete põhjal pole hetkel võimalik lekkeid hinnata, seega pole seda töös kajastatud.

Võib eeldada, et sette töötlemisel saadud biogaas kasutatakse ära elektri- ja soojusenergia tootmiseks kohapeal. Olenemata biogaasi põletamise tehnoloogiast, eraldub protsessi käigus CO<sub>2</sub>. Arvestades, et elektrienergia tootmisel tekkinud kasvuhoonegaas pole puhastusprotsessi põhine, pole seda antud töös määratud.

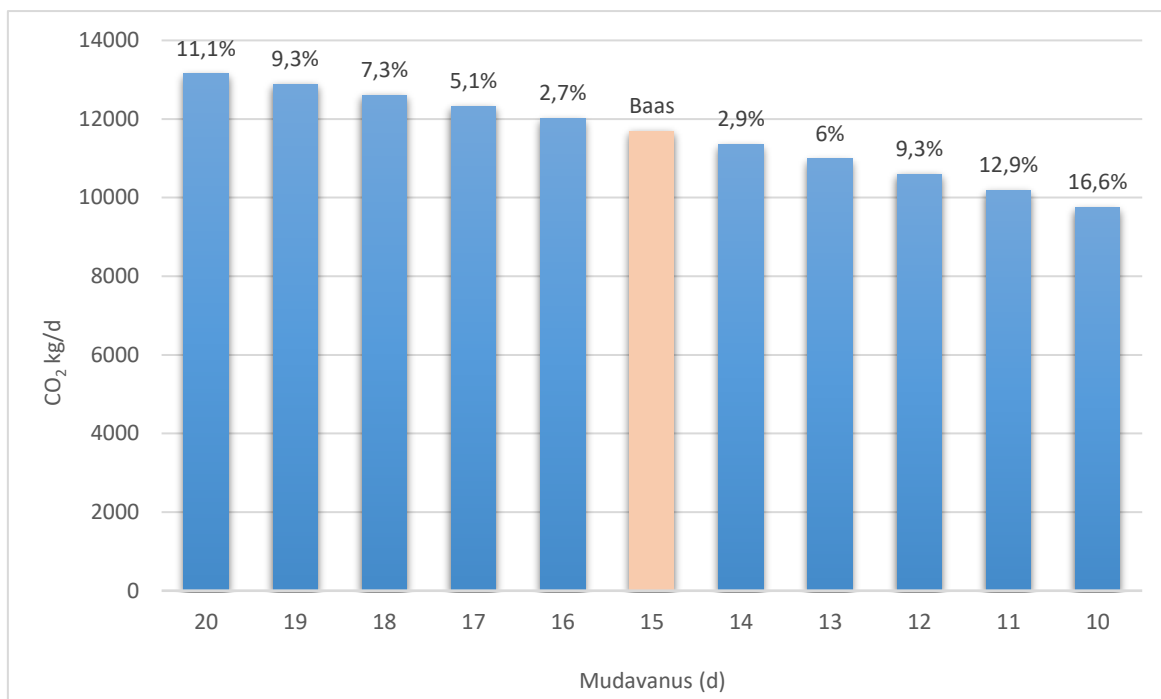
Võttes arvesse puhastusprotsessist tulenevaid heitkoguseid on vaadeldava puhasti hinnanguline kasvuhoonegaaside emissioon 17415 kgCO<sub>2e</sub>/d ehk 6351 tonni CO<sub>2e</sub>/a.

Koguse perspektiivi paremini mõistmiseks võib näiteks tuua võrdluse puude CO<sub>2</sub> bilansiga. Puude CO<sub>2</sub> bilanss varieerub suuresti sõltuvalt puu tüübist, asukohast, aastaajast ja sama kliima või ilmaga perioodidest. Erinevate uuringute kokkuvõttes võib järeldada, et aastane CO<sub>2</sub> tasaarvestus jääb vahemikku 21,77 kg CO<sub>2</sub>/puu kuni 31,5 kg CO<sub>2</sub>/puu [40]. Vaadeldavas olukorras oleks vaja aastase CO<sub>2</sub> koguse sidumiseks minimaalselt ~292 tuhat puud.

## 6.2 Protsesside optimeerimine

Kasvuhoonegaaside heite muutuste hindamiseks puhastusprotsessides valiti kolm aktiivmudapuhasti opereerimise parameetrit, mis olid valitud metoodikas kajastatud. Parameetreid muudeti määratud vahemikus, et näha emissioonide tõsu ja languse trendi.

### 6.2.1 Mudavanus



Joonis 6.1. CO<sub>2</sub> emissiooni sõltuvus mudavanusest

Joonisel (Joonis 6.1) on esitatud CO<sub>2</sub> emissiooni sõltuvus mudavanusest (SRT) vahemikus 10-20 päeva. Vastav vahemik valiti, sest see iseloomustab enam levinud opereerimistingimusi reoveepuhastites. Kollasel tulbal on märgitud baas mudavanus ehk väärtus, mille juures vaadeldav puhasti realselt vastavalt analüüsitud andmetele opereerib. Graafikul on näha selget CO<sub>2</sub> heitekoguse sõltuvust mudavanusest. Heitekogused suurenevad paralleelselt mudavanuse tõusuga ning juba ühe päevase muutusega kaasneb emissiooni kasv 2,7% baasolukorraga võrreldes. Selline operatiivne muutus lisaks atmosfääri 323,6 kgCO<sub>2</sub>/d. Vähendades mudavanust ühe päeva võrra, tekib 2,9%-line emissiooni langus, mis ühtlasi vähendab CO<sub>2</sub> kogust 343 kg/d.

SRT mõjutab orgaanilise aine oksüdeerimisel tekkiva CO<sub>2</sub> heidet. Madala mudavanusega kaasneva CO<sub>2</sub> koguse vähenemise põhjusena võib välja tuua mikroorganismide kooslust, mis madalama SRT puhul on noorem ning kiire kasvuga. Sellest tulenevalt suudavad nad efektiivsemalt orgaanilist ainet biomassi siduda, selmet seda CO<sub>2</sub>-ks

oksüdeerida. Noor mikroorganismide populatsioon on samas altim järskudele muutustele, mis võib pärssida bioloogilist reovee puhastamist.[36]

Madala SRT-ga opereerides väheneb ka vajaliku lahustunud hapniku kogus, mida protsessi peaks juhtima. Arvestades, et õhustusega seotud kulud hõlmavad ca 60% reoveepuhastite kogukulust, annab see suure kokkuhoiu omakorda elektrienergia arvelt. See omakorda vähendab ka protsessi kaudseid emissioone.[16]

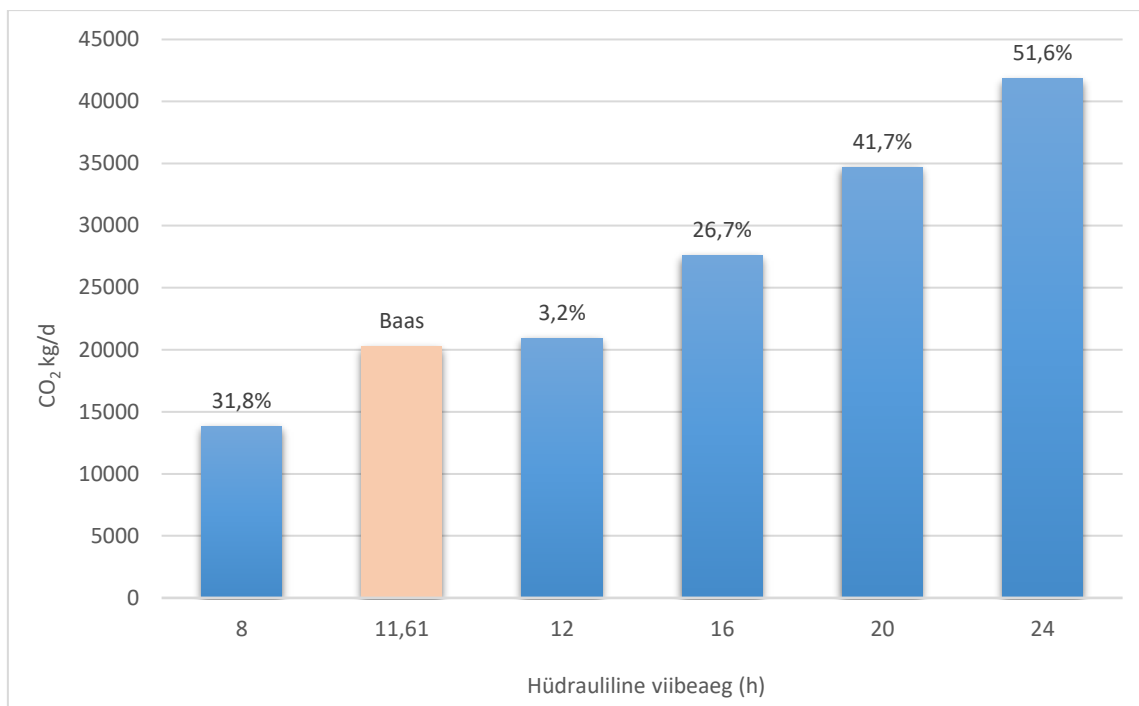
Madal SRT mõjutab aga lämmastikuärastust, sest autotroofsed nitrifitseerivad bakterid on aeglase kasvuga. Üldiselt on täheldatud, et mudavanus peaks olema >8 päeva, et protsess saaks toimida. Kui eesmärk on saavutada lämmastikuärastusel vähemalt 90%-line efektiivsus, peaks mudavanus olema vähemalt 15 päeva. Ebaefektiivse lämmastikuärastusega kaasneb omakorda aga teadaolevate andmete põhjal suurem N<sub>2</sub>O emissioon, mis on oluliselt suurema mõjuga.[16]

Kõrge mudavanuse korral hoitakse aktiivmuda süsteemis kauem, mis soosib endogeenset hingamist. Selle protsessi käigus hakkavad mikroorganismid lagundama oma rakumaterjali, mille käigus vabaneb CO<sub>2</sub>. Mida kauem aktiivmuda süsteemis ringleb, seda suurem osa biomassist laguneb, suurendades seega CO<sub>2</sub> heitkoguseid [26]. Mainitud on, et kõrgem mudavanus tagab oluliselt efektiivsema lämmastikuärastuse, kuid vanem aktiivmuda nõuab ka rohkem õhustamist. See tõstab jällegi märkimisväärselt reoveepuhasti kulutusi.

Sobilik mudavanus on reoveepuhastitel individuaalne ning sõltub siseneva reovee iseloomust. N<sub>2</sub>O heite minimeerimiseks peaksid puhastid opereerima kõrgema mudavanusega, et kindlustada efektiivne lämmastikuärastus ja säilitada protsessis madal ammooniumi ja nitriti kontsentratsioon. Selline tingimus satub aga vastuollu CO<sub>2</sub> vähendamise tingimustega, mis eeldab madalat mudavanust.

## **6.2.2 Hüdrauliline viibeag**

Hüdrauliline viibeag (HRT) kirjeldab aega, mille kestel reovesi ning biomass reaktoris kontaktis on. Parameeter on otseselt bioreaktorite ruumala ning vooluhulga suhe. Seega on see sõltuvalt siseneva reovee kogusest pidevalt muutuv. Analüüsitud hüdraulilise viibeaja vahemik 8-24h iseloomustab erinevat tüüpi puhastite võimalikke viibeegasid nende opereerimisel. Vaadeldava puhasti andmete põhjal arvutati HRT baasolukorraks 11,61 h (0,48 päeva).



Joonis 6.2. CO<sub>2</sub> emissiooni sõltuvus hüdraulilisest viibeajast

Joonisel (Joonis 6.2) on esitatud HRT-st sõltuvad muutused CO<sub>2</sub> emissioonides. Hüdraulilise viibeaja pikenemisel suureneb CO<sub>2</sub> emissioon bioloogilise puhastuse käigus märgatavalt. Parameeter mõjutab biomassi lagundamisel ehk endogeensel hingamisel eralduvat CO<sub>2</sub> kogust. Pikema viibeaja juures on mikroorganismidel rohkem aega biomassi lagundada, samal ajal tõuseb ka mudavanus ning suureneb CO<sub>2</sub> eraldumine [26].

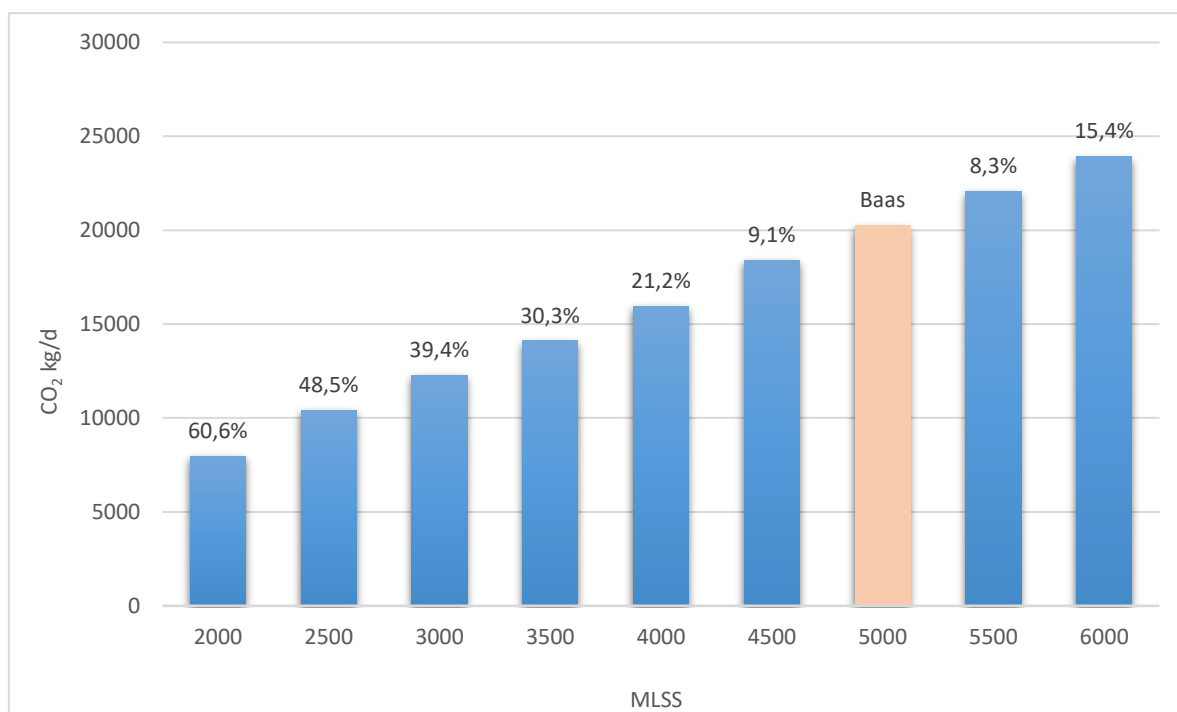
Ühest küljest kaasneb pikema hüdraulilise viibeajaga KHG heitkoguse suurenemine, kuid ka lämmastiku – ja fosforiärastus on viibeajast sõltuvad. Efektiivne keemiline fosforiärastus eeldab teatavat viibeaega, et protsessi käigus saaksid tekkida flokid, mida liigmudaga eemaldada. Juhul kui puhastites on kasutusel ka täiendavad järelpuhastusseadmed nagu UV filtrid, peab efektiivse desinfektsiooni saavutamiseks samuti viibeaaeg olema piisav. Samamoodi on viibeaja suhtes tundlikud nitrifitseerivad bakterid ning lämmastikuärastuse puudulikul toimimisel on eeldatavad N<sub>2</sub>O emissioonid ka suuremad [26]. Pikendades vaadeldava puhasti praegust hüdraulilist viibeaega 16-le tunnile, eraldub protsessist 26,7% rohkem CO<sub>2</sub>-te. Tõenäoliselt tagab see tõhusama toitainete ärastuse, kuid sellega kaasneb 7362 kg CO<sub>2</sub> lendumine atmosfääri.

Lühema viibeaja juures peab arvestama asjaolu, et reovesi võib protsessist liialt ruttu läbi voolata ning järelsetitist hakkab sete välja kanduma. Otseselt protsessis küll emissioon sellisel juhul väheneks, kuid eeldatavalt vabanevad gaasid hiljem suublas.

HRT-d aitab kontrollida vooluhulkade ühtlustamine. Selleks peaks reoveepuhastis olema ühtlustusmahuti, millest kindlate annuste kaupa reovett puhastile suunata. Olukorras, kus vee-ettevõtted on hüpoteetiliselt kohustatud KHG emissioone otseselt vähendama, annab see teadmine ka suunise puhastite hilisemale projekteerimisele, mis loob juba varasemas staadiumis võimaluse emissioone juhtida.

### 6.2.3 Aktiivmudasisaldus

Aktiivmudasisaldus (MLSS) on protsessis ringlevas aktiivmudas olevate tahkete osakeste kontsentratsioon. Joonisel (Joonis 6.3) on esitatud CO<sub>2</sub> emissiooni sõltuvus nimetatud parameetrist. MLSS vahemik valiti realsuses rakendatavate aktiivmudasisalduste põhjal.



Joonis 6.3. CO<sub>2</sub> emissiooni sõltuvus aktiivmudasisaldusest

Optimaalse MLSS-i hoidmine protsessis kindlustab head aktiivmuda settimisomadused ning vähendab selle väljakandumist järelsetitist. Lisaks on see oluline parameeter, et hoida mikroorganismide ning toitainete suhe tasakaalus. Aktiivmudasisalduse juhtimine toimub läbi mudatagastuse ning liigmuda eemalduse.[16]

Kõrgem MLSS nõuab intensiivsemat protsessi õhustamist. See suurendab taas puhasti energiatarbimist ning kulusid. Lisaks suurendab ka kaudset CO<sub>2</sub> emissiooni. Kõrgem aktiivmudasisaldus tekitab otseselt ka rohkem biomassi, mis hiljem liigmudana eemaldatakse. Suurem töödeldava sette kogus toodab eelduslikult ka rohkem CH<sub>4</sub> ning

CO<sub>2</sub>-te. Teisalt loob suurem biogaasi kogus võimaluse vähendada imporditava elektrienergia kasutamist.

Seevastu madalam MLSS vähendab hapnikuvajadust ja energiakasutust, kuid pärsib puhastusefektiivsust juhul, kui reovee koormus on kõrge ning mikroorganisme vähe, kes orgaanilist ainet ja toitaineid lagundaksid. Sellega võib kaasnedes taaskord lämmastiku -ja fosforiärastuse halvenemine [13]. Vaadeldav puhasti opereerib analüüsitud andmete põhjal 5000 mg/l aktiivmuda sisaldusega. Vähendades seda näiteks 4500 mg/l peale, saaks reoveepuhasti vähendada CO<sub>2</sub> heidet vastavalt 9,1% ehk 1840 kg/d. Lisaks kaasneb täiendav kokkuvõtte aereerimise kuludelt.

### 6.3 Järeldused

Töö raames koostatud kasvuhoonegaaside emissioonide hindamise meetodikate võrdlus näitas, et puudub konkreetne käsitus, kuidas peaks reoveepuhastitest tulevaid kasvuhoonegaase hindama. Igal mudelil on oma eeliseid ja puuduseid ning teemaarendus on globaalses mõistes veel algusjärgus.

Väljavalitud meetodikale tuginev mudelarvutus andis selge ülevaate, et reoveepuhastusprotsessides tekib märgatav kogus kasvuhoonegaase. Konkreetsetest kogustest olulisem on aga optimeerimise analüüs, mis näitas, kuidas puhasti opereerimisel kasutatavad tingimused neid koguseid muudavad. See annab suuniseid reoveepuhasti operaatoritele KHG koguste võimalikuks minimeerimiseks ilma suuri investeeringuid tegemata. Sõltumata meetodikate ning vaatlusandmete suurest varieeruvusest, mõjutavad mudavanus, hüdrauliline viibeaeg ning aktiivmudasisaldus protsessidest eralduvaid kasvuhoonegaase sellegi poolest.

CO<sub>2</sub> ja N<sub>2</sub>O heitkoguseid saab minimeerida aktiivmudapuhasti töötingimuste optimeerimisega. Siinkohal rakenduvad opereerimistingimused, mis peaksid ka tavajuhul puhastis kontrollitud olema. See tähendab, et iga reoveepuhasti peaks opereerima vastavalt dimensioneeritud tingimustel. Oluline on kindlaks määrata puhasti reostuskoormus, reovees olevate toitainete omavaheline suhe ning efektiivseks bioloogiliseks puhastuseks sobilik mudavanus ning aktiivmudasisaldus.

N<sub>2</sub>O teke on tihedalt soetud nitrifikatsiooni ning denitrifikatsiooni protsessidega. Seega eeldab N<sub>2</sub>O emissiooni vähendamine kõrget lämmastikuärastuse efektiivsust. Selleks peab puhasti aeratsioonimahutis olema tagatud vähemalt 2 mgO<sub>2</sub>/l lahustunud hapniku sisaldus ning piisavalt kõrge mudavanus, et bakterid saaksid kasvada. Anoksilises mahutis peab aga lahustunud hapniku esinemist vältima, et hoida ära denitrifikatsiooni inhibitsiooni. Oluline on tagada ka piisav orgaanilise aine olemasolu.

CO<sub>2</sub> emissioonid vähenevad vastupidistel tingimustel ehk madala mudavanuse ning aktiivmudasisalduse juures. Arvestades, et N<sub>2</sub>O on kordades suurema kliimasoojenemise potentsiaaliga, peaks reoveepuhastites rõhk olema siiski efektiivse lämmastikuärastuse tagamisel, tehes seda väikseima võimaliku munavanuse juures. Elektrienergia tarbimise kokkuhoiuks on äärmiselt oluline optimeerida aeratsioonimahuti õhustamist, sest ka väikesed muutused võivad olla finantsiliselt olulise kaaluga.

CH<sub>4</sub> teke kanalisatsioonisüsteemides ning selle kogus sisenevas vees võib olla märkimisväärne, kuid selle puhul puuduvad ülevaatlikud andmed. Eeldades, et reovees olev CH<sub>4</sub> oksüdeeritakse aeroobses tsoonis CO<sub>2</sub>-ks, vähendaks see puhasti süsiniku jalajälge, sest CO<sub>2</sub> kliimasoojenemise potentsiaal on madalam. Selle hindamine nõuab täiendavaid uuringuid. Põhiline CH<sub>4</sub> heite eraldumine reoveepuhastites toimub metaantankide lekkimisel ning heitekoguste vähendamine eeldab kaasaegset ehituskonstruksiooni ning käitise nõuetekohast haldamist.

Lihtsaim on arvutada reoveepuhastite süsinikupõhiseid heitekogused, samas viitavad mitmed allikad, et biogeense päritolu tõttu pole nendel suurt rolli kasvuhooneefekti tekkel. See tähendab, et aruandlust peaks pidama ainult fossiilset päritolu CO<sub>2</sub> emissioonidele, mis tulenevad suuresti elektrienergia importimisest. Olukorras, kus vee-ettevõttele peaks tulema nõue kasvuhoonegaaside vähendamise meetmete rakendamiseks, on aruandluse pidamisel siiski otseselt protsessist eralduvatel CO<sub>2</sub> emissioonidel ka oluline mõju. Kõige rohkem vajab tähelepanu aga N<sub>2</sub>O, mille kohta on vastuoluliselt kõige vähem informatsiooni. Saavutamaks minimaalsed dilämmastikoksiidi emissioonid reoveepuhastist, peaks iga puhastit eraldi käsitlema, et aru saada, millisel viisil süsteemi osad sellele kasvuhoonegaasi eraldumisele mõju avaldavad.



## KOKKUVÕTE

Globaalne kliimasoojenemine on kaasa toonud maailma keskmise temperatuuri tõusu, mille peamine põhjus seisneb antropogeensete kasvuhoonegaaside taseme tõus. Reoveepuhastid on hinnatud märkimisväärseks väiksema skaala kasvuhoonegaaside allikaks, kus eraldub hinnanguliselt 1-2% kogu maailma emissioonidest. Reoveepuhastamisel tekivad bioloogiliste protsesside käigus kasvuhoonegaasid nagu CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> ja N<sub>2</sub>O. Nendest viimane, N<sub>2</sub>O, on pälvinud erilist tähelepanu, sest sellel on pea 300 korda suurem potentsiaal kliimasoojenemist mõjutada, kui CO<sub>2</sub>-el.

Euroopa Komisjon on esitanud ettepaneku asulareovee puhastamise direktiivi muudatusteks, mis eeldab ka reoveekäitlusel tekkivate kasvuhoonegaaside emissioonide vähendamist. Sellega kaasneb vajadus mõista kasvuhoonegaaside tekke mehhanisme reoveepuhastusprotsessides ning nende juhtimise võimalusi. Oluline on leida moodus emissioonide hindamiseks viisil, mis annaks vee-ettevõtetele suuniseid protsesside optimeerimiseks ilma suuri investeeringuid tegemata.

Lõputöös uuriti kolme peamise kasvuhoonegaasi teket reoveepuhastusprotsessides ning nende võimalikke hindamise meetodikaid, mis võimaldaksid koostada ülevaate emissioonidest ilma otsesid mõõtmisi tegemata. Meetodikaid leidub mitmeid ning neil on erinev lähenemine, mis baseeruvad reoveepuhastite opereerimisparameetritel ning koormustel. Emissioonide hindamisega kaasneb ebamäärasust ning see põhineb väga palju üldistatud teguritel, sest vajalikke andmeid pole saadaval. Võrreldes enim kirjanduses viidatud meetodikaid leiti, et puudub ideaalne lahendus ning hinnangulised väärtused varieeruvad paljuski. Emissioonide juhtimise võimaluste uurimiseks rakendati töös üks võrreldavatest meetodikatest ühe töötava reoveepuhasti näitel. Selle põhjal arvutati reoveepuhastusprotsessides tekkivad kasvuhoonegaaside kogused ning valiti kolm tavapärast opereerimisparameetrit, mille mõju emissioonidele analüüsiti.

Vaadeldavas reoveepuhastis tekkis algandmete põhjal 17415 kg CO<sub>2e</sub>/päevas. Emissiooni minimeerimise uurimiseks muudeti mudelis mudavanuse, hüdraulilise viibeaja ning aktiivmudasisalduse väärtuseid. Muutused CO<sub>2</sub> emissioonis olid täheldatavad iga parameetri vastava muutuse juures. Emissioon kasvas paralleelselt kõigi kolme parameetri väärtuse tõusuga. Sellest järeldub, et CO<sub>2</sub> emissioone on võimalik vähendada madala mudavanuse, aktiivmudasisalduse ning hüdraulilise viibeajaga opereerides. Alandades mudavanust 10 päeva peale, väheneb võrreldes baasolukorraga emissioon 16,6%. Sellised tingimused pärsivad aga lämmastiku – ja fosforiärastust. Arvestades, et N<sub>2</sub>O emissiooni minimeerimine on tugevalt seotud

efektiivse lämmastikuärastusega, peab viimase toimimine olema tagatud. CH<sub>4</sub> otsene emissioon vaadeldavast reoveepuhastist pole teada, sest metaantanki lekkeid pole hetkel võimalik hinnata.

Koostatud töö põhjal saab järeldada, et reoveepuhastites tekkivaid kasvuhoonegaase on võimalik võrdlemisi palju juhtida, kuid suurematel tingimuste muutustel avaldab see negatiivset mõju bioloogiliste puhastusprotsesside efektiivsusele. Omandatud teadmised võiksid olla suuniseks teema edasisel põhjalikumal uurimisel, mille tulemusel saaks potentsiaalselt luua kasvuhoonegaaside heitkoguste hindamise kalkulaatori vee-ettevõtetele.

## SUMMARY

Global warming has led to an increase in the average global temperature, primarily due to the rise of anthropogenic greenhouse gas levels. Wastewater treatment plants are considered to be a significant smaller scale source of greenhouse gas emissions, accounting for an estimated 1-2% of global emissions. Biological processes during wastewater treatment produce greenhouse gases such as CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, and N<sub>2</sub>O. Of these, N<sub>2</sub>O has garnered special attention because it has three hundred times the potential to affect global warming as to CO<sub>2</sub>.

The European Commission has proposed amendments to the Urban Wastewater Treatment Directive, which also requires the reduction of greenhouse gas emissions from wastewater management. This necessitates understanding the mechanisms of greenhouse gas formation in wastewater treatment processes and possible mitigation strategies. It is important to find a way to assess emissions in a manner that provides water companies with guidelines for optimizing processes without making large investments.

The thesis investigated the formation of the three main greenhouse gases in wastewater treatment processes and their potential assessment methodologies, which would allow for an overview of emissions without direct measurements. There are several available methodologies, each with a different approach based on the amount of data gathered from wastewater treatment plants. Emission assessments involve a lot of uncertainty and are largely based on estimations due to the lack of necessary data. Comparing the most cited methodologies in the literature revealed that there is no ideal solution, and the estimated values vary greatly. To explore emission control possibilities, one of the comparable methodologies was applied in the study to a working wastewater treatment plant. Based on this, the amounts of greenhouse gases generated in the wastewater treatment processes were calculated, and three common operational parameters were selected for analysis of their impact on emissions.

Based on the initial data, 17,415 kg CO<sub>2</sub>e/day was generated in the observed wastewater treatment plant. To investigate emission minimization, the values of sludge age, hydraulic retention time, and activated sludge concentration were changed in the model. Changes in CO<sub>2</sub> emissions were observed with each corresponding change in parameters. Emissions increased in parallel with the rise in values of all three parameters. It follows that CO<sub>2</sub> emissions can be reduced by operating with low sludge age, activated sludge concentration, and hydraulic retention time. Reducing the sludge age to 10 days decreases emissions by 16.6% compared to the baseline situation.

However, such conditions inhibit nitrogen and phosphorus removal. Considering that minimizing N<sub>2</sub>O emissions is strongly linked to effective nitrogen removal, the latter must be ensured. Direct CH<sub>4</sub> emissions from the observed wastewater treatment plant are unknown, as leaks from the methane tank cannot currently be assessed.

The study concludes that greenhouse gases generated in wastewater treatment plants can be relatively managed, but significant changes in conditions negatively impact the efficiency of biological treatment processes. The acquired knowledge could serve as a guideline for further in-depth research on the topic, potentially leading to the creation of a greenhouse gas emission assessment calculator for water companies.

## KASUTATUD KIRJANDUSE LOETELU

- [1] X. Zhan, Z. Hu, ja G. Wu, *Greenhouse Gas Emission and Mitigation in Municipal Wastewater Treatment Plants*. IWA Publishing, 2018.
- [2] Y. Tong *et al.*, „Mitigating greenhouse gas emissions from municipal wastewater treatment in China”, *Environ. Sci. Ecotechnology*, kd 20, lk 100341, juuli 2024, doi: 10.1016/j.ese.2023.100341.
- [3] „Proposal for a revised Urban Wastewater Treatment Directive”. Vaadatud: 22. aprill 2023. [Online]. Available at: [https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-revised-urban-wastewater-treatment-directive\\_en](https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-revised-urban-wastewater-treatment-directive_en)
- [4] „Kliimamuutuste põhjused”. Vaadatud: 10. aprill 2023. [Online]. Available at: [https://climate.ec.europa.eu/climate-change/causes-climate-change\\_et](https://climate.ec.europa.eu/climate-change/causes-climate-change_et)
- [5] IPCC, „Climate Change 2014 Mitigation of Climate Change”. 2014. [Online]. Available at: <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg3/>
- [6] C. Sweetapple, G. Fu, ja D. Butler, „Identifying sensitive sources and key control handles for the reduction of greenhouse gas emissions from wastewater treatment”, *Water Res.*, kd 62, lk 249–259, okt 2014, doi: 10.1016/j.watres.2014.06.002.
- [7] O. US EPA, „Understanding Global Warming Potentials”. Vaadatud: 16. veebruar 2023. [Online]. Available at: <https://www.epa.gov/ghgemissions/understanding-global-warming-potentials>
- [8] IPCC, „IPCC SIXTH ASSESSMENT REPORT (AR6) CLIMATE CHANGE 2023”. 2023. [Online]. Available at: [https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2023/03/Doc5\\_Adopted\\_AR6\\_SYR\\_Longer\\_Report.pdf](https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2023/03/Doc5_Adopted_AR6_SYR_Longer_Report.pdf)
- [9] „ÜRO kliimamuutuste raamkonventsioon | Kliimaministeerium”. Vaadatud: 23. märts 2024. [Online]. Available at: <https://kliimaministeerium.ee/uro-kliimamuutuste-raamkonventsioon>
- [10] Ministry of the Environment of Estonia, „National Greenhouse Gas Inventory System in Estonia”. 2007. [Online]. Available at: <https://unfccc.int/process/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-kyoto-protocol/first-commitment-period/initial-reports-and-initial-review-reports>
- [11] „Kliimapolitika põhialused aastani 2050–Riigi Teataja”. Vaadatud: 21. aprill 2024. [Online]. Available at: <https://www.riigiteataja.ee/akt/307042017001?leiaKehtiv>
- [12] „Inforegio - Reoveetaristu keskkonnahoidlike riigihangete kriteeriumid”. Vaadatud: 21. mai 2024. [Online]. Available at: [https://ec.europa.eu/regional\\_policy/et/information/publications/studies/2013/green-public-procurement-criteria-for-waste-water-infrastructure](https://ec.europa.eu/regional_policy/et/information/publications/studies/2013/green-public-procurement-criteria-for-waste-water-infrastructure)

- [13] M. Von Sperling, *Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal*. IWA Publishing, 2007. doi: 10.2166/9781780402086.
- [14] „Biochemical Oxygen Demand - an overview | ScienceDirect Topics“. Vaadatud: 21. mai 2024. [Online]. Available at: <https://www.sciencedirect.com/topics/agricultural-and-biological-sciences/biochemical-oxygen-demand>
- [15] A. Kuusik *et al.*, „Reoveepuhastuse käsiraamat“, 2023, Vaadatud: 20. mai 2024. [Online]. Available at: <http://hdl.handle.net/10492/8620>
- [16] State of Michigan ja Department of Environmental Quality, „ACTIVATED SLUDGE PROCESS CONTROL“. [Online]. Available at: <https://www.michigan.gov/-/media/Project/Websites/egle/Documents/Programs/WRD/Operator-Certification/activated-sludge-manual.pdf?rev=18ceb928163f4dac8689e2f34dd365ae>
- [17] C. M. Narayanan ja V. Narayan, „Biological wastewater treatment and bioreactor design: a review“, *Sustain. Environ. Res.*, kd 29, nr 1, lk 33, dets 2019, doi: 10.1186/s42834-019-0036-1.
- [18] B.-J. Ni *et al.*, „Denitrification Processes for Wastewater Treatment“, 2016, lk 368–418. doi: 10.1039/9781782623762-00368.
- [19] N. Gray, „Water Technology An Introduction for Environmental Scientists and Engineers“, *Water Technology (Second Edition)*, N. F. Gray, Toim, Oxford: Butterworth-Heinemann, 2005, lk xix–xx. doi: 10.1016/B978-075066633-6/50000-6.
- [20] O. Badr ja S. D. Probert, „Environmental impacts of atmospheric nitrous oxide“, *Appl. Energy*, kd 44, nr 3, lk 197–231, jaan 1993, doi: 10.1016/0306-2619(93)90018-K.
- [21] M. J. Kampschreur, H. Temmink, R. Kleerebezem, M. S. M. Jetten, ja M. C. M. van Loosdrecht, „Nitrous oxide emission during wastewater treatment“, *Water Res.*, kd 43, nr 17, lk 4093–4103, sept 2009, doi: 10.1016/j.watres.2009.03.001.
- [22] „Net-zero carbon condition in wastewater treatment plants: A systematic review of mitigation strategies and challenges - ScienceDirect“. Vaadatud: 24. mai 2024. [Online]. Available at: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032123004951>
- [23] M. Sieranen, H. Hilander, H. Haimi, T. Larsson, A. Kuokkanen, ja A. Mikola, „Seasonality of nitrous oxide emissions at six full-scale wastewater treatment plants“, *Water Sci. Technol.*, kd 89, nr 3, lk 603–612, dets 2023, doi: 10.2166/wst.2023.420.
- [24] „Essentials of N2O for wastewater practitioners: From basics to reducing emissions - Full webinar - YouTube“. Vaadatud: 27. mai 2024. [Online]. Available at: <https://www.youtube.com/>
- [25] O. US EPA, „Importance of Methane“. Vaadatud: 26. mai 2024. [Online]. Available at: <https://www.epa.gov/gmi/importance-methane>

- [26] J. L. Campos, D. Valenzuela-Heredia, A. Pedrouso, A. Val del Río, M. Belmonte, ja A. Mosquera-Corral, „Greenhouse Gases Emissions from Wastewater Treatment Plants: Minimization, Treatment, and Prevention“, *J. Chem.*, kd 2016, lk e3796352, apr 2016, doi: 10.1155/2016/3796352.
- [27] „N2O and CH4 Emission from Wastewater Collection and Treatment Systems: State of the Science Report and Technical Report | eBooks Gateway | IWA Publishing“. Vaadatud: 23. mai 2024. [Online]. Available at: <https://iwaponline.com/ebooks/book/280/N2O-and-CH4-Emission-from-Wastewater-Collection>
- [28] M. R. J. Daelman, E. M. van Voorthuizen, U. G. J. M. van Dongen, E. I. P. Volcke, ja M. C. M. van Loosdrecht, „Methane emission during municipal wastewater treatment“, *Water Res.*, kd 46, nr 11, lk 3657–3670, juuli 2012, doi: 10.1016/j.watres.2012.04.024.
- [29] S. Masuda, S. Suzuki, I. Sano, Y.-Y. Li, ja O. Nishimura, „The seasonal variation of emission of greenhouse gases from a full-scale sewage treatment plant“, *Chemosphere*, kd 140, lk 167–173, dets 2015, doi: 10.1016/j.chemosphere.2014.09.042.
- [30] H. D. Monteith, H. R. Sahely, H. L. MacLean, ja D. M. Bagley, „A rational procedure for estimation of greenhouse-gas emissions from municipal wastewater treatment plants“, *Water Environ. Res. Res. Publ. Water Environ. Fed.*, kd 77, nr 4, lk 390–403, 2005, doi: 10.2175/106143005x51978.
- [31] G. Mannina *et al.*, „Greenhouse gases from wastewater treatment — A review of modelling tools“, *Sci. Total Environ.*, kd 551–552, lk 254–270, mai 2016, doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.01.163.
- [32] D. de Haas ja J. Andrews, „Nitrous oxide emissions from wastewater treatment - Revisiting the IPCC 2019 refinement guidelines“, *Environ. Chall.*, kd 8, lk 100557, aug 2022, doi: 10.1016/j.envc.2022.100557.
- [33] „Valitsustevaheline kliimamuutuste paneel – IPCC | Kliimaministerium“. Vaadatud: 29. mai 2024. [Online]. Available at: <https://kliimaministerium.ee/valitsustevaheline-kliimamuutuste-paneel-ipcc>
- [34] M. Bani Shahabadi, L. Yerushalmi, ja F. Haghghat, „Impact of process design on greenhouse gas (GHG) generation by wastewater treatment plants“, *Water Res.*, kd 43, nr 10, lk 2679–2687, juuni 2009, doi: 10.1016/j.watres.2009.02.040.
- [35] L. Li, X. Wang, J. Miao, A. Abulimiti, X. Jing, ja N. Ren, „Carbon neutrality of wastewater treatment - A systematic concept beyond the plant boundary“, *Environ. Sci. Ecotechnology*, kd 11, lk 100180, juuli 2022, doi: 10.1016/j.ese.2022.100180.
- [36] *Environmental Biotechnology: Principles and Applications*, First edition. McGraw-Hill Education, 2001. Vaadatud: 10. aprill 2023. [Online]. Available at: <https://www.accessengineeringlibrary.com/content/book/9781260440591>

- [37] L. Snip, „Quantifying the greenhouse gas emissions of wastewater treatment plants“. 2010. [Online]. Available at: <https://edepot.wur.nl/138115>
- [38] „Estimation of greenhouse gas generation in wastewater treatment plants – Model development and application - ScienceDirect“. Vaadatud: 24. mai 2024. [Online]. Available at: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653509014672>
- [39] O. US EPA, „Nutrient Control Design Manual“. Vaadatud: 28. mai 2024. [Online]. Available at: <https://www.epa.gov/sustainable-water-infrastructure/nutrient-control-design-manual>
- [40] „Calculation of CO<sub>2</sub> | Encon“. Vaadatud: 29. mai 2024. [Online]. Available at: <https://www.encon.eu/en/calculation-co2>



## L6.2 Endogeenne hingamine

Reoveepuhastusprotsessis lagundavad mikroorganismid hapniku olemasolul orgaanilist ainet ning osa süsinikust seotakse biomassi, mille järel toimub CO<sub>2</sub> eraldumine.

Bridle mudeli arvutuskäik lagundatava orgaanilise aine koguse leidmiseks on järgnev:

$$X_{lagundatud} = Q_{sisend} \times HRT \times MLVSS \times k_D \quad (6.2)$$

kus  $X_{lagundatud}$  on päevas lagundatav biomassi kogus [kgVSS/d];

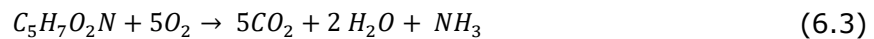
$Q_{sisend}$  on keskmine vooluhulk [m<sup>3</sup>/d];

HRT on hüdrauliline viibeaeg [d];

MLVSS on aktiivmuda orgaanilise aine sisaldus [kg/m<sup>3</sup>];

$k_D$  on endogeense lagunemise koefitsent [1/d].

Esitades biomassi keemilise valemiga C<sub>5</sub>H<sub>7</sub>O<sub>2</sub>N, saab endogeensel lagunemisel eralduva CO<sub>2</sub> leida järgnevalt:



Seos näitab, et iga mooli lagundatud biomassi kohta eraldub 5 mooli CO<sub>2</sub>-te. Biomassi ning CO<sub>2</sub> molekulmassid on vastavalt 113 ja 44, mis annab suhte 1:1,947. Seega ühe kilogrammi lagundatud biomassi kohta eraldub protsessist 1,947 kg CO<sub>2</sub>-te.

$$CO_{2,lagundatud} = X_{lagundatud} \times 1,947 \quad (6.4)$$

Seos näitab, et iga mooli lagundatud biomassi kohta eraldub 5 mooli CO<sub>2</sub>-te. Biomassi ning CO<sub>2</sub> molekulmassid on vastavalt 113 ja 44, mis annab suhte 1:1,947. Seega ühe kilogrammi lagundatud biomassi kohta eraldub protsessist 1,947 kg CO<sub>2</sub>-te.

$$CO_{2,lagundatud} = X_{lagundatud} \times 1,947 \quad (6.5)$$

## L 6.3 Orgaanilise aine oksüdatsioon

Süsinikdioksiid eraldub ka biomassi juurdekasvul, kui toimub orgaanilise aine oksüdeerimine. Süsinik, mida eelnevalt massi ei seotud, muundatakse aeroobsetes tingimustes CO<sub>2</sub>-ks. Protsessist eralduva CO<sub>2</sub> leidmine toimub läbi hapnikutarbe hindamise. Mudel arvutab esmalt vaadeldava biomassi kasvu potentsiaali

$$Y_{obs} = Y / (1 + k_D \times SRT) \quad (6.6)$$

kus  $Y_{obs}$  on vaadeldava biomassi yield [kgVSS/kgBHT<sub>eemaldatud</sub>];  
Y on mudelis esitatud koefitsent [kgVSS/kgBHT<sub>eemaldatud</sub>];  
SRT on mudavanus [d].

Biomassi juurdekasv on arvutatud järgmiselt:

$$X_{net,juurdekasv} = Y_{obs} \times BHT_{oksideeritud} \quad (6.7)$$

kus  $X_{net,juurdekasv}$  on biomassi juurdekasv päevas [kgVSS/d];  
 $BHT_{oksideeritud}$  on oksüdeeritava BHT kogus päevas [kgBHT/d].

Oksüdeeritava BHT kogus leitakse valemiga:

$$BHT_{oksideeritud} = Q_{sisend} \times ((100\% - BHT_{eemaldatud}) / 100\% \times BHT_{sisend} - BHT_{väljund}) \quad (6.8)$$

kus  $BHT_{eemaldatud}$  on BHT eemaldamise efektiivsus eelsetitis [%];  
 $BHT_{sisend}$  on BHT kogus sisenevas reovees [kgBHT/m<sup>3</sup>];  
 $BHT_{väljund}$  on BHT kogus väljuvad heitvees [kgBHT/m<sup>3</sup>].

Juurdekasvava biomassi koguse kohta kuluva hapniku kogus leitakse järgneva valemiga:

$$R_{O_2} = BHT_{oksideeritud} / (f) - 1,42 \times X_{net,juurdekasv} \quad (6.9)$$

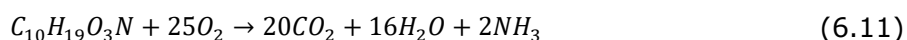
kus  $R_{O_2}$  on biomassi kasvule kuluv hapniku kogus [kgO<sub>2</sub>/d];  
f on koefitsent suhtest BHT<sub>5</sub>/BHT<sub>u</sub>.

Hapnikukulu teades, saab arvutada eralduva CO<sub>2</sub> koguse järgmise valemiga:

$$CO_{2,BHT} \text{ oksüdeeritud} = R_{O_2} \times \text{teisendustegur} \quad (6.10)$$

kus  $CO_{2,BHT} \text{ oksüdeeritud}$  on BHT oksüdatsioonil tekkiv  $CO_2$  kogus päevas [ $kgCO_2/d$ ];

Teisendustegur on tuletatud keemilisest reaktsioonist, kus BHT on esitatud elementkoostisena  $C_{10}H_{19}O_3N$ .



Suhe  $O_2$  ning  $CO_2$  vahel on  $25 \times 32 : 20 \times 44$  ehk 1:1,1. Seega iga kg tarbitud  $O_2$  kohta tekib 1,1 kg  $CO_2$ -te.

## L 6.4 Lämmastikuärastus

Bioloogilise puhastuse viimane etapp on lämmastikuärastus, mis jaguneb nitrifikatsiooniks ja denitrifikatsiooniks. Nitrifikatsioonil, kui toimub ammooniumi oksüdeerimine, tarbivad mikroorganismid teataval määral ka  $CO_2$ -te, mis hiljem emissioonist maha arvstatakse. Denitrifikatsioonil, kus toimub nitraatide redutseerimine vabaks lämmastikuks, eralduvad  $CO_2$  ning  $N_2O$ .

Esmalt on arvutatud lämmastiku sisaldus biomassis, mis leitakse ühendite molaarkaalude järgi. Lämmastiku ning biomassi molaarkaal on vastavalt 14 ning 113, seega päevas juurdekasvavasse biomassi seotava lämmastiku kogus leitakse järgmise valemiga:

$$N_{biomass} = X_{net,juurdekasv} \times 14/113 \quad (6.12)$$

kus  $N_{biomass}$  on lämmastiku kogus biomassis [ $kgN/d$ ].

Järgmisena leitakse oksüdeeritava ammooniumi kogus valemiga:

$$NH_{Ox} = Q_{sisend} \times (TKN_{eelssetiti} - TKN_{väljund}) - N_{biomass} \quad (6.13)$$

kus  $NH_{Ox}$  on oksüdeeritava ammooniumi kogus [ $kgNH/m^3$ ];

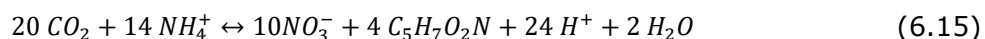
$TKN_{eelssetiti}$  on eelssetitist väljuva lämmastiku kogus [ $kgN/m^3$ ];

$TKN_{väljund}$  on heitvees oleva lämmastiku kogus [ $kgN/m^3$ ].

Ammooniumi oksüdeerimise käigus seotava  $CO_2$  kogus leitakse järgnevalt:

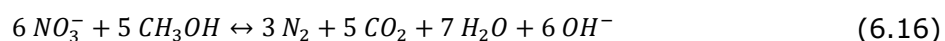
$$CO_{2,credit} = NH_{OX} \times CO_{2,tarbitud} \quad (6.14)$$

Tarbitav CO<sub>2</sub> leitakse stöhhiomeetria järgi



Ülal esitatud valemi põhjal on CO<sub>2</sub> ja N vaheline suhe 20x44 : 14x14 ehk 4,49:1. Seega bakterid tarbivad protsessis 4,49 kg CO<sub>2</sub>-te kg nitrifitseeritud lämmastiku kohta.

Mudel esitab ka arvutuse lämmastikuärastusel eralduva CO<sub>2</sub> kohta, eeldades süsiniku allikaks metanooli. Sellisel juhul on stöhhiomeetria järgmine:



Ülal esitatud reaktsioon annab suhte 1:2,62 ehk iga kg eemaldatud lämmastiku kohta tekiks 2,62 kg CO<sub>2</sub>-te. Kuna vaadeldavas protsessis on eeldatud, et denitrifitseerivad bakterid kasutavad süsinikuallikana siiski BHT-d, pole nimetatud suhet arvutustes kasutatud.

Järgnevalt on arvatud lämmastikuärastusel tekkiv N<sub>2</sub>O:

$$N_2O_{emissioon} = Q_{sisend} \times TN_{eelsetiti} \times R_{N_2O} \quad (6.17)$$

kus N<sub>2</sub>O<sub>emissioon</sub> on N<sub>2</sub>O heitekogus [kgN<sub>2</sub>O/d];

TN<sub>eelsetiti</sub> on eelsetitist väljuv lämmastiku kogus [kgN/d];

R<sub>N<sub>2</sub>O</sub> konversiooni faktor [kgN<sub>2</sub>O/kgN].

IPCC poolt arvatud globaalse soojenemise potentsiaali järgi saab arvutada N<sub>2</sub>O emissiooni CO<sub>2</sub> ekvivalendi:

$$CO_2_{ekvivalent} = N_2O_{emissioon} \times KSP_{N_2O} \quad (6.18)$$

kus N<sub>2</sub>O<sub>emissioon</sub> on N<sub>2</sub>O heitekogus [kgN<sub>2</sub>O/d];

KSP<sub>N<sub>2</sub>O</sub> on N<sub>2</sub>O globaalse soojenemise potentsiaal [kgCO<sub>2</sub>/kgN<sub>2</sub>O].

Summaarne CO<sub>2</sub> emissioon bioloogilisest puhastusprotsessist leitakse valemiga

$$CO_{2,bioloogiline} = CO_{2,lagundatud} + CO_{2,BHToksüdeeritud} - CO_{2,credit} + CO_{2,ekvivalent} \quad (6.19)$$

## L 6.5 Settekäitlus

Pärast bioloogilise puhastuse käigus tekkiva CO<sub>2</sub> arvutamist, leitakse liigmuda töötlemisel tekkiv CO<sub>2</sub>. Selles alapeatükis on esitatud anaeroobses keskkonnas töödeldavast mudast eralduva CO<sub>2</sub> ja CH<sub>4</sub> arvutamise viis.

Bridle mudel arvutab esmalt eelsetitist tuleva liigmuda koguse ning seejärel biomassi juurdekasvust tekkiva liigmuda. Vaadeldava reoveepuhasti andmetes oli metaantanki mineva liigmuda kogus juba teada, seega ei arvatud seda täiendavalt mudelis esitatud valemite järgi. Lisaks oli teada ka liigmudas oleva orgaanilise aine osakaal.

Leides sette koguse, mis läheb metaantanki anaeroobsele töötlemisele, saab sellest lähtuvalt arvutada tekkiva biogaasi koguse. Teadaoleva biogaasi koguse kohta saab seejärel arvutada CO<sub>2</sub> ja CH<sub>4</sub> heite.

$$Muda_{esmane} = Q_{sisend} \times TSS_{sisend} \times TSS_{eemaldatud} \quad (6.20)$$

kus  $Muda_{esmane}$  on muda kogus, mis tekib sisendis olevatest osakestest [kg/d],  
 $TSS_{sisend}$  on hõljuvaine sisenevad reovees [kg/m<sup>3</sup>],  
 $TSS_{eemaldatud}$  on fraktsioon eemaldatud hõljuvainest [-].

Biomassi juurdekasvust tekkiva muda kogus leitakse järgmise valemiga:

$$Muda_{sekundaarne} = \frac{X_{net,juurdekasv}}{VS_{muda}} - Q_{sisend} \times TSS_{väljund} + TSS_{sisend} \times Q_{sisend} \times (1 - TSS_{eemaldatud}) \times 0,27 \quad (6.21)$$

kus  $Muda_{sekundaarne}$  on biomassi juurdekasvul tekkiv muda [kg/d],  
 $VS_{muda}$  on parameeter, mis kirjeldab orgaanilise aine osa aerotankis [-],  
 $TSS_{väljund}$  heljumi kogus väljundis [kgTSS/m<sup>3</sup>],  
 0,27 on osa aktiivmudast, mida ei tagastata [-].

Seejärel saab arvutada metaantanki mineva muda koguse

$$Muda_{kokku} = Muda_{esmane} + Muda_{sekundaarne} \quad (6.22)$$

Sellest leitakse orgaaniline osa

$$VS_{kogu\ muda} = \frac{(Muda_{esmasne} \times VS_{esmane\ muda} + Muda_{sekundaarne} \times VS_{sekundaarne\ muda})}{Muda_{kokku}} \quad (6.23)$$

kus  $VS_{kogu\ muda}$  on mudas sisalduva orgaanilise aine fraktsioon [-],

$VS_{esmane\ muda}$  on orgaanilise aine osa eelsetiti mudas [-].

Töötlemisele minev orgaaniline aine on seega

$$VS_{lagundatav} = Muda_{kokku} \times VS_{kogu\ muda} \quad (6.24)$$

Osa orgaanilisest ainest seejärel eemaldatakse

$$VS_{eemaldatav} = VS_{lagundatav} \times VS_{hävitatav} \quad (6.25)$$

kus  $VS_{eemaldatav}$  on osa orgaanilisest ainest, mis eemaldatakse [kg/d],

$VS_{hävitatav}$  on fraktsioon orgaanilisest ainest, mis eemaldatakse [-].

Anaeroobselt töödeldava muda koguse saab leida järgnevalt:

$$Muda_{töödeldav} = Muda_{kokku} - VS_{eemaldatav} \quad (6.26)$$

kus  $Muda_{töödeldav}$  on metaantankis stabiliseeritud sete [kg/d].

Järgmisena saab arvutada biogaasi massi:

$$Biogaas_{mass} = Muda_{kokku} - Muda_{töödeldav} \quad (6.27)$$

Üleminekuks settelt biogaasile tuleb kasutada konversiooni faktorit. Bridle mudel eeldab, et 1 kg muda võrdub 1 kg biogaasiga. Seejärel saab arvutada metaani kontsentratsiooni massiprotsendina.

$$Conc_{CH_4 \text{ biogaas}} = \frac{100 * Biogaas_{CH_4 \text{ maht}} \times \frac{MW_{CH_4}}{MV}}{(Biogaas_{CH_4 \text{ maht}} \times \frac{MW_{CH_4}}{MV} + (100 - Biogaas_{CH_4 \text{ maht}}) \times MW_{CO_2}/MV)} \quad (6.28)$$

kus  $Conc_{CH_4 \text{ biogaas}}$  on metaani massiprotsent biogaasis [%],

$Biogaas_{CH_4 \text{ kogus}}$  on metaani mahuprotsent biogaasis [%],

$MW_{CH_4}$  on metaani molaarkaal [g/mool],

$MV$  on ühe mooli maht 20°C juures [m<sup>3</sup>/mool],

$MW_{CO_2}$  on süsinikdioksiidi molaarkaal [g/mool].

Teadaoleva metaani massiprotsendiga saab arvutada metaani koguse kg CH<sub>4</sub>/d.

$$Biogaas_{CH_4} = Biogaas_{mass} \times Conc_{CH_4 \text{ biogaas}}/100\% \quad (6.29)$$

Järgnevalt eeldatakse, et kogu ülejäänud biogaasi moodustab CO<sub>2</sub>, seega

$$Biogaas_{CO_2} = Biogaas_{mass} - Biogaas_{CH_4} \quad (6.30)$$