



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2019 30 stp
Fakultetet for realfag og teknologi

Biologisk stabilisering av urin for produksjon av plantenæring: Laboratorieundersøkelser av to ulike typer reaktorer

Biological stabilization of urine for production of
plant nutrition: Laboratory studies of two different
types of reactors

Anders Oxlund Enoksen
Master i vann- og miljøteknikk

Forord

Denne oppgaven er gjort i anledning avsluttende del av masterstudiet innen vann- og miljøteknikk, ved Fakultetet for realfag og teknologi ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) på Ås. Oppgaven ble gjort i samarbeid med NIBIO, og er en del av et EU-finansiert H2020-Prosjekt med tittel Sino- European innovative and green and smart cities- SiEUGreen (2018-2022).

Med dette vil jeg rette en stor takk til mine veiledere Trond Mæhlum, Bente Føreid og Arve Heistad, som har vært tilgjengelig for diskusjon, spørsmål og tilbakemeldinger gjennom hele prosessen. Takk til Trond for inspirasjon og støtte. Ditt rolig vesen og forståelsesfulle framferd har gjort oppgaven lettere. Takk til Bente, for den generøse mengden kunnskap du har delt, for tøffe tilbakemeldinger og for å ha initiert studietur til Sverige.

Jeg vil også rette en stor takk til de ansatte ved NIBIOs biogasslabb på Vollebekk. Thorsten Heidorn for veiledning vedrørende labboppsett og styring av kontrollpanel. Ksenia Gulyaeva for innføring på laboratoriet og håndtering av utstyr, kjemikalier og ionekromatografen. Takk til de øvrige ansatte for å ha vært åpne for spørsmål og diskusjon rundt lunsjbordet, og en stor takk til Gebresilassie Asnake for å ha gjort dagene på kontoret innholdsrike.

Takk til Mannskoret over rævne for å ha bidratt med urin til forsøket. En stor takk til alle mine gode venner som har gjort tiden som student og hele masterprosessen mye lettere, og sist men ikke minst en stor takk til min kjære Tuva for å ha luket ut skrivefeil og for å være der når ting gikk trått.

Anders Oxlund Enoksen

8. Mai 2019, Ås

Abstract

The main objective of this thesis was to test methods for stabilizing of urine by nitrification so that the final product could be used as plant nutrient in urban areas without foul odors. The final product had to be stable when stored. It was desirable that the process minimized loss of nutrients, was robust and could be scaled up to different volumes. The experiments were performed on human urine with different concentrations and with laboratory-scale biofilm reactors. The trials were conducted for 131 consecutive days at a temperature of 15°C. Substrate dosage was controlled by pH set points of 6.2 and 6.5. Two types of reactors were tested; a Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) and a biofilter where the solution was looped and percolated over the biofilm. If stop or delay in nitrification occurred, inhibitors were identified. A variety of components are known to inhibit nitrification. The process parameters temperature, substrate concentration and pH determine the concentrations of these components. This thesis focuses on two components as main inhibitors of nitrification; ammonia and nitrous acid. In MBBR, $46 \pm 5\%$ of the nitrogen in the substrate was converted to nitrate at the end of the test period. A nitrate ammonium ratio of 1 ± 0.7 was achieved with a loss of $17 \pm 17\%$ nitrogen. In the biofilter, the degree of conversion was 35% and a nitrate ammonium ratio of 1.2 was achieved with a loss of 13% nitrogen. The final product for both reactors was a clear yellow solution without foul smell. The results indicate that values of 100 mg-N L^{-1} ammonia and 0.22 mg-N L^{-1} nitric acid may inhibit nitrification under the conditions in this experiment. This study shows that with stable process parameters, complete nitrification and stabilization of urine can be achieved when the process occurs within the values given for ammonia and nitrous acid. Furthermore, the processes that lead to a desired fertilizer product are sensitive and it can take up to several weeks to get the processes to work as desired. pH adjustment of substrate upon start-up, addition of nitrification culture to reactors and gradual increase of substrate concentration are all recommended to speed up the start-up period. The trials are continuing beyond the reporting for this master's thesis and optimal experimental conditions are not fully understood. Nevertheless, urine nitrification appears to be a suitable method for making an attractive fertilizer, but the method needs longer laboratory scale testing before scaling up.

Keywords: Nitrification, Moving Bed Biofilm Reactor, ammonium, ammonia, urine, plant nutrition, biofilter, biofilm

Sammendrag

Denne oppgaven hadde som hovedmål å teste ut metoder for å stabilisere urin ved nitrifikasjon, slik at sluttproduktet kunne brukes som plantenæring i urbane områder uten sjenerende lukt. Sluttproduktet skulle også være lagringsstabil. Det var ønskelig at prosessen minimaliserte tap av næringsstoff, var robust og kunne la seg skalere opp til ulike nivå. Forsøkene ble utført på human urin med ulik konsentrasjon og med biofilmreaktorer i laboratorieskala. Forsøkene, som pågikk sammenhengende over en periode på 131 dager ble utført ved 15°C. Dosering av substrat ble styrt av pH-settpunkt på 6,2 og 6,5. Det ble testet to typer reaktorer; en Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) og et biofilter hvor løsning gikk i sløyfe og perkolerte over biofilmen. Ved stans eller forsinkelser i nitrifikasjonen ble inhibitorer identifisert. En rekke komponenter er kjent å kunne inhibere nitrifikasjon. Prosessparameterne temperatur, substratkonsentrasjon og pH avgjorde mengden av disse komponentene. I oppgaven fokuseres det på to hovedkomponenter som inhibitorer av nitrifikasjonen; ammoniakk og salpetersyrling. For MBBR ble $46 \pm 5\%$ av nitrogenet i substratet konvertert til nitrat ved slutten av forsøksperioden. Et nitrat-ammonium forhold på $1 \pm 0,7$ ble oppnådd med et nitrogentap på $17 \pm 17\%$. For biofilteret ble konverteringsgraden 35 % og et nitrat-ammoniumforhold på 1,2 oppnådd med et nitrogentap på 13 %.

Sluttproduktet for begge reaktorene var en klar gul løsning uten vond lukt. Resultatene indikerer at verdier på 100 mg-N L^{-1} ammoniakk og 0.22 mg-N L^{-1} salpetersyrling kan virke inhiberende på nitrifikasjonen ved forholdene gitt i dette forøket. Undersøkelsen viser at ved å ha stabile prosessparameter kan en fullstendig nitrifikasjon og slik stabilisering av urin oppnås ved at prosessen foregår innenfor grenseverdiene for ammoniakk og salpetersyrling. Videre er prosessen som leder frem til et ønsket gjødselprodukt sensitive og det kan ta opptil flere uker å få prosessen til å forløpe som ønsket. pH-justering av substrat ved oppstart, tilsetning av nitrifikasjonskultur til reaktorer og gradvis økning av substratkonsentrasjon anbefales for å korte ned oppstartsperioden. Forsøkene pågår utover rapporteringen til denne masteroppgaven og optimale betingelser er ikke fult ut klarlagt. Likevel ser nitrifikasjon av urin ut til å være en egnet metode for å lage et attraktivt gjødselprodukt, men metoden trenger videre uttesting i laboratorieskala før oppskalering.

Nøkkelord: Nitrifikasjon, Moving Bed Biofilm Reactor, ammonium, ammoniakk, urin, plantenæring, biofilter, biofilm

Liste over ofte brukte forkortelser

AOB - Ammoniakk oksiderende bakterier

DO - Oppløst oksygen

HRT - Hydraulisk oppholdstid

HNO₂ - Salpetersyrling

KOF - Kjemisk oksygenforbruk

MBBR - Moving Bed Biofilm Reactor

NH₄⁺-N - Ammonium-nitrogen

NH₃-N - Ammoniakk-nitrogen

NO₂⁻-N - Nitritt-nitrogen

NO₃⁻-N - Nitrat-nitrogen

NOB - Nitrittoksiderende bakterier

N-tot - Total mengde nitrogen

SRT - Slammets oppholdstid

TAN - Total mengde ammonium-nitrogen og ammoniakk-nitrogen

Innhold

Forord.....	i
Abstract.....	ii
Sammendrag.....	iii
1 Innledning.....	1
1.1 Bakgrunn.....	1
1.2 Mål.....	2
1.3 Begrensning.....	2
1.4 Organisering av rapport.....	3
2 Teori.....	4
2.1 Nitrifikasjon.....	4
2.1.1 Prosessparametere og inhiberende substrater.....	6
2.1.2 Optimale betingelser for nitrifikasjon.....	8
2.2 Operasjonelle valg.....	9
2.2.1 Erfaring fra Sverige.....	9
2.2.2 Reaktorer for utførelse av nitrifikasjon.....	10
3 Materiale og metode.....	12
3.1 Reaktoroppsett.....	13
3.2 Konfigurasjoner.....	18
3.3 Kontrollsystem.....	19
3.4 Analysemetode.....	20
4 Resultater og diskusjon.....	23
4.1 Nitrifikasjon i MBBR.....	23
4.2 Nitrifikasjon i Biofilter R1.....	25
4.3 Nitrifikasjon i Biofilter R2.....	26
4.4 Daglig produksjon i reaktorene.....	29
4.5 Ammoniakk og salpetersyrlings inhiberende effekt.....	30
4.6 Sluttproduktets kvalitet.....	33
4.7 Nitrogentap.....	33
4.8 Feilkilder.....	34
5 Praktisk anvendelse.....	35
6 Konklusjon.....	36
7 Videre arbeid.....	38
Kilder.....	39
Vedlegg.....	41

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Urinsorterende toaletter har lenge vært kjent teknologi, men slike løsninger har i stor grad vært sett på som lavkostnadsalternativer for den fattigere delen av verden (Larsen* et al., 2009). Økt befolkningsvekst og større press på dyrkbar mark stiller nå krav til en drastisk endring i hvordan jordens knappe ressurser disponeres. Næringsstoffer må gjenbrukes og nye arealer til dyrking må tas i bruk. Til nå har avløpsvann vært behandlet i sentrale avløpsrensaneanlegg. Basert på en tanke om menneskelige ekskretorer som et avfallsprodukt har hovedprinsippene i håndteringen av avløpsvann vært: (1) å unngå eksponering ved å sikre trygge barrierer, og (2) rense avløpsvannet ved å fjerne næringsstoffene, slik at utslipp i sjø og vassdrag kan tillates. Disse prinsippene har ført til store mengder innviklet infrastruktur i form av kloakkledninger og rensaneanlegg som til stadighet er utsatt for menneskelig og mekanisk svikt. Mot sin hensikt gir denne lineære tankegangen økt forurensing i form av utslipp til vassdrag via overløp. Videre er disse løsningene dyre, de krever høy grad av tilsyn og drift, og er energi- og vannkrevende (Larsen et al., 2013).

For å imøtekomme overnevnte problem kan en løsning være å skifte fokuset fra en lineære til en sirkulær tankegang. En sirkulær tankegang bygger på gjenvinning og gjenbruk av ressurser som prinsipp. Dette åpner opp for å implementere teknologien med urinsorterende toaletter også i den velstående delen av verdenen.

Urin inneholder den største andelen av næringsstoffene i avløpsvannet, henholdsvis 80 % av nitrogenet og 60 % av fosforet, samtidig som det utgjør under 1 prosent av det totale volumet (Maurer et al., 2006). I ren form er næringsstoffene i urin allerede i balanserte mengdeforhold og er tilgjengelig for planter. Urin kunne slik i ren form bli brukt som gjødsel til jordbruk og planteproduksjon (Ganesapillai et al., 2016). Dette er dog uvanlig av flere grunner, blant annet fordi kildeseparert urin i stor grad er svært ustabil. Under lagring vil urea hydrolyseres til ammonium (NH_4^+) og ammoniakk (NH_3) og vil da utgjøre 90 % av det totale nitrogeninnholdet (Udert et al., 2003). Som følge av hydrolyse vil pH øke til 9. NH_4^+ og NH_3 er i likevekt. Mengdeforholdet mellom dem styres av pH og temperatur, og høy pH vil favorisere NH_3 som lett fordampes og dermed forårsaker dårlig lukt og tap av nitrogen. Ammonium er derimot stabilt (Anthonisen et al., 1976).

Stabilisering av ammoniakk kan gjøres biologisk ved hjelp av nitrifikasjonsprosessen. Under nitrifikasjon reduseres pH, slik stabiliseres sluttproduktet ved at en del NH_3 oksideres til nitrat

(NO₃⁻) gjennom nitrifiserende organismers aktivitet. En del vil også omdannes til NH₄⁺ ved at likevekten forskyves (figur 2.2). Sluttproduktet er stabilt, luktfritt og et bedre næringsstoff for planter, da mange planter ikke kan vokse utelukkende med ammonium som nitrogenkilde (Phipps and Cornforth, 1970).

Forutsetningene nitrifiserende organismers har til å utføre nitrifikasjonen bestemmes i stor grad av temperatur, substratkonsentrasjon og pH. Disse parameterne bestemmer mengden av nitrifikasjonens produkter og mellomprodukter. Er forutsetningene gode oppnås en fullstendig nitrifikasjon uten akkumulering av det giftige mellomproduktet nitritt (Bock and Wagner, 2013). Gode forutsetninger innebærer lave nivåer av substratet NH₃ og mellomproduktet salpetersyring (HNO₂) da disse har vist seg å virke inhiberende på nitrifikasjonen (Anthonisen et al., 1976, Sun et al., 2012).

1.2 Mål

Som en del av EU-prosjektet SiEUGreen (2018-2022) hadde denne masteroppgaven som overordnet mål å gjennomføre kontrollerte forsøk i laboratorium med formålet å oppnå oksidering av ammoniakk til nitrat. Ved slutten av forsøksperioden var håpet å ha produsert en stabil, luktfri og attraktiv flytende plantenæring av høykonsentrert behandlet urin til bruk i urbane områder og villabebyggelse.

Resultat av forsøket vil bli brukt som grunnlag for om det skal brukes løsninger med uringjødsling i demonstrasjonsanlegg i prosjektet SiEUGreen. Forsøkene vil bli foretatt på 2 typer reaktorer: (1) Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) og (2) Trickeling Filter (i oppgaven omtalt som biofilter med resirkulering).

En rekke forhold må ligge til rette for at fullstendig nitrifikasjon skal finne sted. Oppgaven ønsker å identifisere følgende forhold:

- Ved hvilke konsentrasjoner reaktorene klarer å gjennomføre en stabil nitrifikasjon.
- Teste ulike konfigurasjoner av pH og hydraulisk belastning for slik å finne grenseverdiene for en optimal kjøring av reaktorene.
- Identifisere ved hvilke konsentrasjoner NH₃ og HNO₂ virker inhiberende.

1.3 Begrensning

Forsøket ble begrenset av to sentrale faktorer; kort tidsramme og at det kun ble brukt to reaktorer. Bakteriekulturen som bedriver nitrifikasjon kjennetegnes ved lav vekstrate og sårbarhet ovenfor brå endringer i miljøet. Dermed ble det kun mulig å gjennomføre små

justeringer og et begrenset antall endringer i konfigurasjon. I tillegg påvirkes nitrifikasjonsprosessen av et stort antall parametere som på grunn av begrensningene ikke kunne tas med i beregningene i dette forsøket.

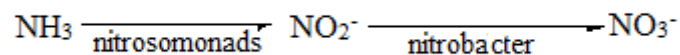
1.4 Organisering av rapport

Rapporten vil starte med en del om teorien og vilkårene som er nødvendige for forståelsen av emnet. Som en del av dette prosjektet ble det også foretatt en studietur til Sveriges landbruksuniversitet SLU i Uppsala. Der ble forsøk med samme formål gjort, men ulike løsninger var valgt. Erfaring derfra vil kort bli drøftet i teoridelen. Det eksperimentelle oppsettet vil bli beskrevet sammen med utførelsen. Resultatene og diskusjon blir presentert i samme del. I siste del oppsummeres konklusjoner og avsluttende kapittel kommer med anbefalinger for fremtidig arbeid. Rådata og beregninger fra prosjektet vil bli presentert i vedlegg.

2 Teori

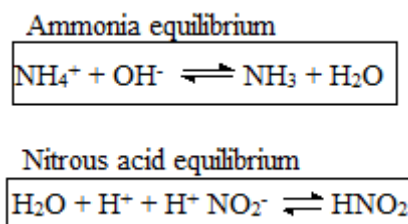
2.1 Nitrifikasjon

Nitrogen opptrer i et vidt spekter av oksiderte tilstander, fra -III-verdig NH_3 til +V-verdig NO_3^- . Dette gjør nitrogen til en viktig elektron donor og -mottager i en rekke kjemiske og biologiske reaksjoner. I miljøer som er rike på oksygen er nitrat den formen fiksert nitrogen vanligst forekommer på. Slike som elver og innsjøer. I oksygenfattige miljøer, slik som myrer og avløpsvann, er ammonium og ammoniakk vanligvis dominerende (Bock and Wagner, 2013). Disse to ytterpunktene i oksidasjonsspekteret av nitrogen knyttes sammen gjennom nitrifikasjon. Nitrifikasjon er biologisk oksidasjon av reduserte former uorganisk nitrogen til nitrat og inngår som en del av nitrogensyklusen (Bock and Wagner, 2013). To hovedgrupper bakterier, ammoniakkoksidierende bakterier (AOB) og nitrittoksidierende bakterier (NOB), oksiderer henholdsvis ammoniakk til nitritt, og nitritt til nitrat (Ward, 2013, Suzuki et al., 1974), vist av figur 2.1. *Nitrosomonads* sp. og *Nitrobacter* sp. er de mest kjente slektene for henholdsvis gruppen AOB og NOB, men andre bakterier som *Nitrosococcus* og *Nitrospira* oksiderer ammoniakk, og *Nitrospina*, *Nitrococcus* og *Nitrospira* oksiderer nitritt (The Cadmus Group, 2009).



Figur 2.1: Nitrifikasjon utført av bakterieslektene *Nitrosomonads* sp. og *Nitrobacter* sp. (Anthonisen et al., 1976).

Figur 2.2 viser likevektene i nitrifikasjonsprosessen. Første steg er omdannelsen av organisk nitrogen til uorganisk nitrogen gjennom biologisk nedbryting. pH avgjør mengdeforholdet i likevektene. Hydrolysen øker pH. Høy pH favoriserer NH_3 i den første likevekten og NO_2^- i den andre. Ettersom graden av nitrifikasjon øker, synker pH. Dette fordi for hvert ammoniummolekyl som oksideres frigis to protoner og alkalitet forbrukes (Udert et al., 2005).



Figur 2.2: Nitrifikasjonsprosessens likevekter (Anthonisen et al., 1976).

De to hovedgrupper organismer er ansvarlige for utførelsen av nitrifikasjonsprosessen er kjemolithoautotrofe. Kjemolithoautotrofe organismer bruker uorganiske red-oks-reaksjoner som energikilde, i tilfelle for AOB og NOB gjelder uorganisk nitrogen, og CO₂ som karbonkilde. Sammen utgjør de de to hovedstegene i konverteringen av ammoniakk til nitrat beskrevet av likning 1-3 (Koops and Pommerening-Röser, 2001).

Steg 1. Ammoniakk til nitritt:



Steg 2. Nitritt til nitrat:



Det totale energiutbyttet for aerob oksidasjon av NH₃ til NO₂⁻ er ΔG₀' = -235 kJ · mol⁻¹. For NO₂⁻ til NO₃⁻ er ΔG₀' = - 54 kJ · mol⁻¹ (Bock and Wagner, 2013). Steg 1 og 2 gir 4,4 ganger mer energi enn steg 3. Slik favoriseres framveksten av AOB framfor NOB. I miljøer hvor konsentrasjonen av substrat er høy, kan bakteriekulturen AOB over kort tid vokse seg så stor at NOB fortrenses (Sun et al., 2012). Slike miljø er typisk for desentraliserte reaktorer brukt til nitrifikasjon. Hastigheten AOB og NOB vokser på må av den grunn holdes stabil og lik, noe som kan gjøres ved å svært gradvis øke tilgangen på substrat i reaktoren (Udert and Wächter, 2012).

Ammoniakkoksiderende bakteriers biologi

Ammoniakk er vist å være hovedenergikilde for AOB, ikke ammonium (Suzuki et al., 1974). Dette er begrunnet gjennom undersøkelser av optimal pH for nitrifikasjon, Michaelis-konstanten K_m, og det faktum at enzymet ansvarlig for første steg i oksideringen i størst grad er permeabel ovenfor ammoniakk (Bock and Wagner, 2013). Første steg i nitrifikasjonen gjøres av to hovedgrupper mikrober, ammoniakkoksiderende bakterier og arkea. Disse konverterer ammoniakk etter samme støkiometriske formel, forskjellen ligger i hvordan enzymene bryter ned substratet (Ward, 2013). I disse to hovedgruppene mikrober finnes en rekke ulike nitrifiserende organismer, og blant bakteriene er det 25 forskjellige kultiverte arter med forskjellig preferanser ovenfor miljø (Egli et al., 2003). 4 forskjellige arter finnes i avløpsvann, der *Nitrosomonas europaea* er vanligst (Koops and Pommerening-Röser, 2001).

Slik det fremgår av likning 1 og 2 skjer første steg over to trinn. I trinn 1 oksiderer enzymet ammonia monooxygenase NH_3 til NH_2OH (hydroxylamine). I neste trinn konverteres NH_2OH til nitritt av hydroxylamine oxidoreductase. Dette enzymet oksiderer ikke utelukkende uorganisk nitrogen, men kan også oksidere andre stoffer som metan og karbonmonoksid. Disse kan virke som konkurrenter til oksideringen av ammoniakk og slik inhibere nitrifikasjonen (Bock and Wagner, 2013).

Nitrittoksiderende bakteriers biologi

Neste steg i nitrifikasjonen er oksideringen av NO_2^- til NO_3^- , utført av nitrittoksiderende bakterier (NOB). Innenfor denne hovedgruppen finnes en rekke slekter og arter. Vanligst er slekten *Nitrobacter* sp. Disse er som nevnt kjemolithoautotrofe, men det er også kjent at disse kan ha heterotrofe egenskaper (Bock and Wagner, 2013). Dette gjør at de kan supplere karbonkilden med organisk karbon og slik fortsette veksten i fravær av nitritt. Tidligere undersøkelser har dog funnet ut at dette er ineffektivt (Ward, 2013).

2.1.1 Prosessparametere og inhiberende substrater

Skal fullstendig nitrifikasjon oppnås er det essensielt at oksideringen av nitritt skjer like raskt som oksideringen av ammonium. En ønsket utvikling i reaktoren ved oppstart er først utvikling av AOB slik at NO_2^- produseres. Dette etterfølges av utvikling av NOB som så oksiderer NO_2^- til NO_3^- (Bornemann et al., 2018). Ved akkumulering av nitritt utover oppstartsperioden er nitrifikasjonen inhibert. AOB og NOB er ulike og responderer ulikt på endringer i miljø. Endres ulike miljøstyrende parametere endres også konkurransegrunnlaget for disse bakteriene. Temperatur, pH, mengde substrat tilført og oksygen er faktorer som spiller inn (Udert et al., 2003).

Temperaturen påvirker nitrifikasjonen ved at nitrifikasjonsraten øker i takt med temperaturøkningen. For temperaturer mellom 10 og 25°C doubles vanligvis nitrifikasjonsraten for hver 10°C økning (The Cadmus Group, 2009). Ved 16°C har NOB en høyere vekstrate enn AOB (van Loosdrecht and Heijnen, 1999). Ved ellers optimale forhold vil dette resultere i fullstendig nitrifikasjon.

Oksygen er en begrensende faktor. I oksygenrike miljøer er nitritt å finne utelukkende som sporstoff (Bock and Wagner, 2013). Nitrifiserende bakterier krever betydelige mengder oksygen. For hvert gram $\text{NH}_3\text{-N}$ konvertert til nitrat forbrukes 4,57 g oksygen. Nitrifiserende bakteriers vekstrate begynner å avta ved verdier for oppløst oksygen (DO) lavere enn 3-4 mg

L^{-1} . NOB er i større grad følsom for lave nivåer av oppløst oksygen sammenlignet med AOB (The Cadmus Group, 2009).

pH er en nøkkelparameter i nitrifikasjonsprosessen. *pH* reduseres ved at 2 mol H^+ protoner produseres for hvert mol ammonium konvertert. Uten *pH*-justering ved tilsetning av base vil nitrifikasjonen stanse naturlig når 50 % av substratet er konvertert til NO_3^- som følge av en lav *pH* (Udert et al., 2003). Videre styrer *pH* mengdeforholdet i likevekten mellom ammonium og ammoniakk, og nitritt og salpetersyrling som vist i figur 2.2. Mengden substrat for henholdsvis AOB og NOB er slik bestemt av *pH* (Udert and Wächter, 2012). En høy *pH* har også vist seg å være inhiberende for AOB. Målinger av bakterienes aktivitetsnivå OUR (Oxygen uptake rates) er vist å synke fra 90 % ved *pH* 8 til under 10 % ved *pH* 9 (Claros et al., 2013).

Substrat styrer vekstraten til AOB og NOB. Oksideringen av ammoniakk gir 4,4 ganger mer energi enn oksidering av nitritt. Dette gir et skjevt konkurransegrunnlag, og for tilfeller hvor store mengder substrat tilføres på kort tid, kan NOB fortrenses. Slik oppstår akkumulering av nitritt (Udert and Wächter, 2012). For små mengder substrat kan igjen hindre et grunnlag for vekst ved å begrense energitilgangen til både AOB og NOB.

AOB og NOBs substrater har også i seg selv vist å ha inhiberende effekt på deres nedbrytere. Betydelig lavere konsentrasjoner NH_3 virker hemmende på NOB sammenlignet med AOB. For AOB virker 10-150 $mg L^{-1}$ NH_3 inhiberende. For NOB er tallene 0,1-1,0 $mg L^{-1}$. HNO_2 virket like inhiberende for AOB og NOB ved mengder på 0,22-2,8 $mg L^{-1}$ (Anthonisen et al., 1976). Det er også vist at nitritts inhiberende effekt på nitrifikasjon er ubetydelig (Hunik et al., 1993, Sun et al., 2012).

2.1.2 Optimale betingelser for nitrifikasjon

Nitrifikasjon er en prosess det lenge har vært forsket på til ulike formål. Tradisjonelt sett har dette vært til rensing av avløpsvann, men nyere forskning har vist gode resultater med tanke på gjenbruk av næringsstoffer.

The Cadmus Group (2009) fant at oppløst oksygen tilført måtte være over 3 mg L^{-1} for en vellykket nitrifikasjonsprosess. Typiske verdier for slammets oppholdstid (SRT) måtte være fra 10-20 dager ved $10 \text{ }^{\circ}\text{C}$, og 4-7 dager ved $20 \text{ }^{\circ}\text{C}$. Disse høye verdiene for SRT skyldes de nitrifiserende bakterienes lave vekstrate. Sammenlignet med heterotrofe bakterier har de en vekstrate 10-20 ganger lavere. Dette gir nitrifiserende bakterier et svekket konkurransefortrinn i miljøer med mye organisk materiale.

Udert og Wächter (2012) viste ved bruk av en “membrane-aerated biofilm reactor” (MABR) at et ammonium-til-nitrat-forhold på mellom 0,87 og 1,15 var mulig å oppnå.

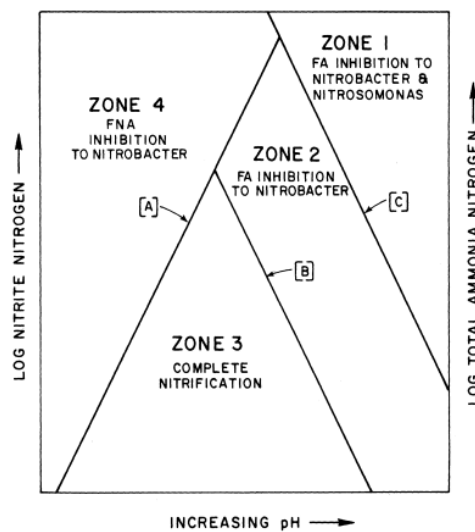
Konsentrasjonen TAN (total mengde ammonium-nitrogen og ammoniakk-nitrogen) i substratet var $2390 \pm 250 \text{ mg L}^{-1}$. Dette ble gjort med ulike forhåndsbestemte pH-nivåer som varierte fra 6,2-7,0. De konkluderte med at biologisk nitrifikasjon med påfølgende destillasjon kan være en stabil og effektiv måte å gjenvinne næringsstoffer, men at en “moving bed biofilm reactor” (MBBR) ville være et bedre alternativt til reaktorvalg. Grunnen til dette var at biofilmpartiklene jevnlig løsnet og gav slik en tynnere biofilm, noe som førte til mindre grad av denitrifikasjon.

Videre konkluderte Udert og Wächter med at dersom en skulle oppnå en fullstendig konvertering av ammonium til nitrat, måtte en økning i alkalitet foretas ved å tilsette base. Dette kunne gjøres ved å bruke en reaktor med kalkstein, eller liknende alkaliske partikler som biofilmbærere.

Feng et al. (2008) klarte å konvertere 95 prosent ammonium til nitrat ved å opprettholde en stabil pH på 8 og et høyt nivå av oppløst oksygen. pH ble justert ved tilførsel av en løsning med $\text{Na}_2\text{CO}_3 \text{ mg L}^{-1}$. Nitrifikasjonen ble utført i en “Packed-bed bioreactor”. Substratet tilført var menneskelig urin fortynnet til 1:10 urin og vann. Dette gav en dose nitrogen på $47 \text{ mg L}^{-1} \text{ d}^{-1}$.

Anthonisen et al. (1976) postulerte en skjematisk fremstilling av optimale betingelser for fullstendig nitrifikasjon (figur 2.3). De viste at det er substratet som inhiberer prosessen. Mens

mengden substrat bestemmes av pH-nivå. For å havne i sone 3 og oppnå fullstendig nitrifikasjon fant de at pH måtte være mellom 5,5 og 7,5.



Figur 2.3: Mengden substrat systemet tåler å få tilført er bestemt av pH. Anthonisen et al. (1976) postulerte denne modellen for å beskrive ved hvilke nivåer av NH_3 (FA) og HNO_2 (FNA) som virker inhiberende på nitrifikasjonen.

2.2 Operasjonelle valg

2.2.1 Erfaring fra Sverige

Urinsortering innebærer å separere urindelen i avløpsvannet. Dette kan gjøres direkte i toalettet ved at skillevegger eller lignende leder urinet vekk fra fekaliene, eller ved urinaler. Som det innledningsvis ble nevnt er hovedandelen av næringsstoffene i avløpsvannet å finne i urindelen. Begrensningen ligger i et høyt vanninnhold. Nitrogenkonsentrasjonen i urin utgjør kun 0,6 % (Senecal and Vinnerås, 2017). Dette gjør håndtering og transport til en utfordring. Hensikten med urinsorteringen har alltid vært å gjenbruke næringsstoffene, men håndtering fra toalett til felt varierer. Senecal and Vinnerås (2017) fant ved å bruke en kassett som inneholdt aske av ved til oppsamling av urin, at urea kunne stabiliseres. Ved å tilføre alkalitet gjennom aske ble enzymet ansvarlig for hydrolyse inhibert. Asken gjorde også at behovet for vann ble borte og konsentrasjonen nitrogen økte til 6 %. Johansson (2000) beskrev i en rapport erfaringene ved bruk av ubehandlet urin fra borettslag. Nitrogentapet ved lagring i tanker tilknyttet bebyggelsen ble estimert å være under 0,1%. Transport av urin fra borettslag til felt ble utført med tankbiler. Dette ble gjort årlig. To borettslag utgjorde da transport av 150 m^3 urin. Johansson (2000) fant også ved forsøk på dyrking av bygg at 105 kg nitrogen gav en vekst på 80-90 % av samme mengde nitrogen tilsatt ved mineralgjødning. Nitrogentapet i felt var for det meste under 10 % og dårlig lukt kunne knapt merkes.

2.2.2 Reaktorer for utførelse av nitrifikasjon

Biologisk behandling av avløpsvann for fjerning av nitrogen har lenge vært en vanlig metode i tradisjonelle avløpsrensaneanlegg. Typisk for avløpsvannet er at nitrogenkonsentrasjonen har vært lav med vanlige verdier mellom 105-485 mg NH_4^+ L^{-1} (Hunik et al., 1992). Dette har gjort fullstendig nitrifikasjon mye enklere. For at nye løsninger for utførelse av nitrifikasjon skal være hensiktsmessige må de oppfylle den sirkulære økonomiens prinsipper som bygger på bærekraft. Det ligger da i teknologiens natur å spare på ressurser, og da i hovedsak vann. Dette betyr at de må kunne utføre fullstendig nitrifikasjon ved høye konsentrasjoner. En løsning som oppfyller prosessparameterne diskutert i del 2.1.1 på en effektiv måte er ønskelig.

Moving bed biofilm reactor

Moving bed biofilm reactor (MBBR) er en mye brukt biologisk måte å rensen avløpsvann på. Det finnes to forskjellige typer: (1) anaerob, og (2) aerob. Dette forsøket ble utført på en aerob MBBR. Prinsippet bak MBBR er å danne en biofilm på biofilmbærere av polyetylen (PEHD) i konstant bevegelse. Disse holdes i bevegelse ved hjelp av luftbobler. Fordelen med biofilmbærere i bevegelse er at de sørger for at hele volumet i reaktoren benyttes til biologisk rensing. For optimal omrøring er anbefalt andel biofilmbærere 70 % eller mindre. Videre er trykktapet neglisjerbart og turbulensen som dannes gjør tilbakespyling unødvendig ved å begrense biofilmens tykkelse (Rusten et al., 2006). Tykkelsen på biofilmen er avgjørende for de ulike bakteriekulturenes evne til å bryte ned de ulike forbindelsene i substratet. AOB og NOB vokser saktere enn heterotrofe bakterier som bryter ned organiske materiale. Skal ammonium og nitritt oksideres er en tynn biofilm avgjørende. Turbulensen som skapes gir også en større samlet overflate til gassboblene i reaktoren, noe som er gunstig for AOB og NOB som er oksygenforbrukende organismer.

Biofilter

Biofilter er en renseløsning mye brukt i tilknytning til oppdrettsnæring, men også en del i rensing av avløpsvann. Prinsippet med et biofilter er at gravitasjonskreftene transporterer avløpsvannet gjennom en kolonne med et stasjonært biofilter. I biofilteret dannes biofilm hvor bakterier bryter ned næringsstoffene og slik renses avløpsvannet. Biofilteret kan bestå av ulike materialer. Det er viktig at filtermediet har stor overflate hvor biofilmen kan gro. Formen på filtermediet må også være slik at væskevolumet ikke fyller alle porerom. Dette for å sikre god oksygentilgang og at vannet transporteres på filmen som omgir partiklene (Mæhlum, 2000). På toppen sørger en fordelingsinnretning (dyse e.l.) for en jevn fordeling utover flaten. Jevn fordeling er essensielt for en fullstendig utnyttelse av filterets volum og en videre uniform

fordeling av avløpsvannet (Lekang and Kleppe, 2000). Oksygentilgangen og dermed også renseseffekten kan antas å være størst i de 10 første centimeterne på toppen (Mæhlum, 2000).

Biofiltre for fjerning av organisk stoff kan etableres for høy hydraulisk belastning, noe som er vanlig på større rensenanlegg for avløp og drikkevann. Her vil biofilmen etter hvert bli så tykk at den hindrer vanngjennomstrømning. Før det skjer vil det være en automatisert vaskeprosess av filteret som ved returspyling vasker vekk biofilmen som siden sedimenteres og tas ut med slam. For naturbaserte biofiltre er belastning av vannmengde og stoff betydelig mindre, da det ikke er tilrettelagt for å fjerne biofilmen. Prinsippet er her at anlegget driftes slik at det oppnås en likevekt mellom dannelse og nedbrytning av biofilmen, men der filmen hele tiden er til stede. Kortere perioder med høy belastning kan avløses av hvileperioder. Det er også vanlig for denne type systemer å ha en periodisk belastning over døgnet (12 – 48 doser per døgn).

I litteraturen er det få referanser på hvordan et biofilter for urin skal utformes og belastes. Faren for at biofilmen som dannes vil være for tykk er imidlertid begrenset siden vannet inneholder lite organisk stoff sammenliknet med vanlig avløpsvann. I denne studien er det valgt å teste ut en reaktor som har relativt høy hydraulisk belastning ved hjelp av resirkulering og med mulighet å regulere dosering og hvileperioder.

For en fullstendig nitrifikasjon er parameterne diskutert i del 2.1.1 også gjeldende for biofilteret. Spesielt for biofilteret er hydraulisk belastning (HLR: hydraulick loading rate, $m^3 d^{-1}$). Minimums og maksimums HLR er bestemt av filtermediets materiale. Et minimumsnivå sørger for at filtermediet til enhver tid er fuktig og begrenser framvekst av andre beitende bakteriekulturer som konkurrerer om plassen. Et maksimumsnivå settes for å hindre biofilmen i å løsne fra filtermediets overflate (Eding et al., 2006).

3 Materiale og metode

Forsøket ble utført ved NIBIOs biogasslaboratorium på Vollebekk som drives i samarbeide med NMBU. Forsøkene foretatt ble utført på to ulike typer reaktorer som omtalt; en *moving bed biofilm reactor* (MBBR) og et *trickling filter* med resirkulering, omtalt som biofilter herfra og ut. Alle slanger brukt var sillikonslanger. Ved oppstart av forsøksperioden var det kun MBBR som var operativ. Forsøket på sylinderkolonne ble først foretatt på et noe enklere pilotanlegg uten kjøling og kontrollsystem, men med samme filtermateriale. Etter 24 dager ble den tatt ned og erstattet av biofilter R2. Kontrollsystemet som målte og kontrollerte miljøparametere var likt for MBBR og biofilterreaktoren. For biofilterets pilotanlegg ble målinger av miljøparametere gjort manuelt.

VEAS (Vestfjorden Avløpselskap) forsynte forsøket med biofilmbærere og bakteriekultur. Bakteriekulturen ble hentet fra det øverste laget av VEAS nitrifikasjonsfilter hvor bærer materialet besto av knuste høyfaste lettklinker (Filtralite HC 2.5-5 mm).

Urinen ble levert av en gruppe på mer enn ti mannlige studenter ved NMBU og oppbevart ufortynnet på to 5 liters plastkanner. Mellom innsamling og bruk første gang gikk det 2 uker. Videre ble urinen lagret avkjølt på et kjølelager fra slutten av november 2018 og ut mars 2019. Dette gav rikelig med tid for hydrolyse og pH ble målt til 9,5. Ved bruk ble substratet fortynnet med vann fra springen. Tabell 1 viser analyseverdier for undersøkt substrat og litteraturverdier for ubehandlet urin.

Tabell 1: Næringssammensetning for dette forsøkets urin sammenliknet med andre litteraturverdier av urin. Verdiene for TAN, ammonium og ammoniakk i dette studiet er estimert ut i fra flere målinger av substratet. Substratets pH var 8,7.

a) to ulike steder ble testet i samme forsøk

b) gjelder for fosfor

	Verdier for dette studiets substrat mg-N L⁻¹	(Udert and Wächter, 2012) mg-N L⁻¹	(Kirchmann and Pettersson, 1994) mg-N L⁻¹ a	
TAN	5361 ± 769	2390	1691	2499
Ammonium	4354 ± 768		1117	1726
Ammoniakk	844 ± 148		574	773
Fosfat	166	208	210 ^b	200 ^b
Kalsium	4.6	16		
Kalium	321	1410	875	1150
Magnesium	0.7	< 5	1.63	1.5
Natrium	234	1740	982	938
Klorid	483	3210	2500	2235

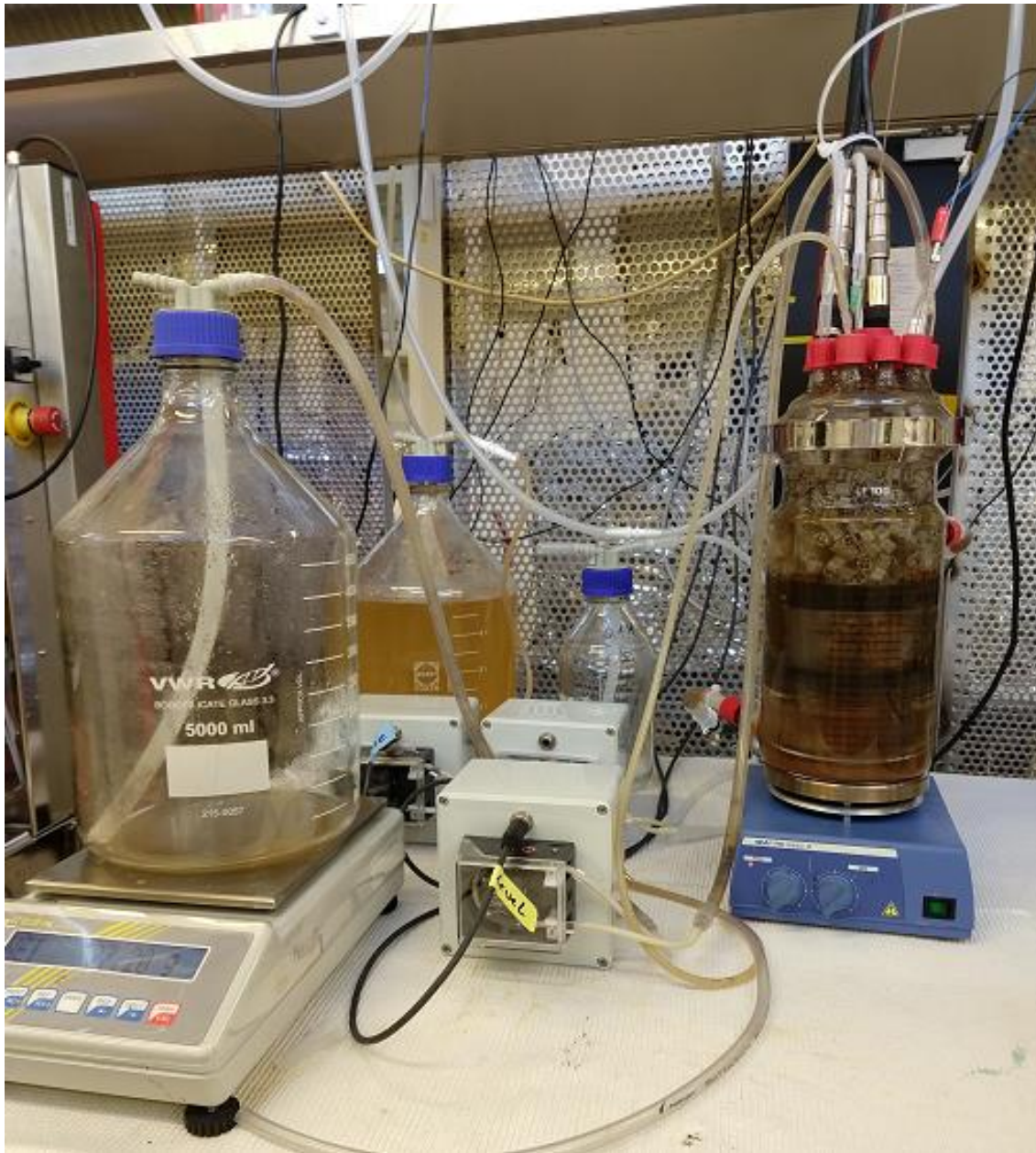
3.1 Reaktoroppsett

3.1.1 MBBR

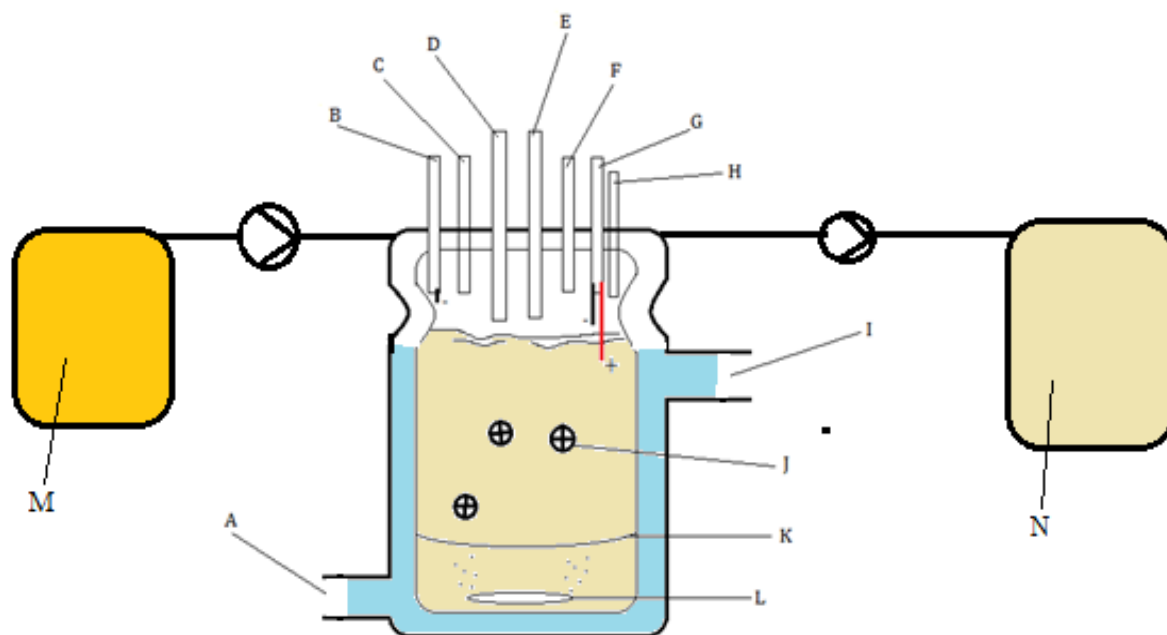
MBBR-reaktoren besto av en ytre og en indre glass-sylinder som vist i figur 3.1 og 3.2. Høyden på sylindere var 32 cm og indre diameter 10 cm. Dette gav et volum på 2.5 liter. I mellom ytre og indre sylinder sirkulerte vann som kjølevæske. Kjølevæsken holdt temperaturen i prosessen konstant på 15°C. Toppen av sylinderen var et lokk av silikon. Lokket hadde syv hull til innløp, utløp og sensorer for henholdsvis substrat, syre, gasser, mengderegulering og målinger. I bunn var en magnetisk omrører som sørget for bevegelse av biofilmbærerne og en jevn fordeling av oksygenboblene. Biofilmbærerne brukt var av merke KMT carrier K1. Det ble observert god sirkulasjon. Anslagsvis var innholdet biofilmbærere 50 %.

I startfasen ble substratet pH-justert ved å tilsette hydrogenklorid (HCl). Dette for å få fortgang i oppstartsfasen av oksidering. Ved videre nitrifikasjon sank pH. For pH-regulering ble substrat tilført som base.

Mengdereguleringen ble styrt av pH, og tre ulike elektroder. For påfyll av substrat ble pH brukt som bestemmende parameter. Ved pH 6.2 pumpet en pumpe substrat inn i løsningen og hevet slik pH igjen. Løsning ut ble styrt av to negativt ladede og en positivt ladet elektrode. Den positivt ladede elektroden var til enhver tid dykket i løsningen. De to negative var i ulik høyde plassert over løsningen. Ved nivåheving av løsningen slik at den lavest hengende elektroden ble dykket, oppsto det en spenning mellom positiv og negativ elektrode som startet pumpen til lagertank og en viss mengde løsning ble pumpet ut. Den øverst hengende elektroden virket som en sikring i tilfelle noe skulle gå galt ved å slukke systemet.



Figur 3.1: Oppsett av MBBR. Til venstre bak i bilde er substrattank og fram til venstre er lagertank. Selve MBBR sees til høyre i bilde.



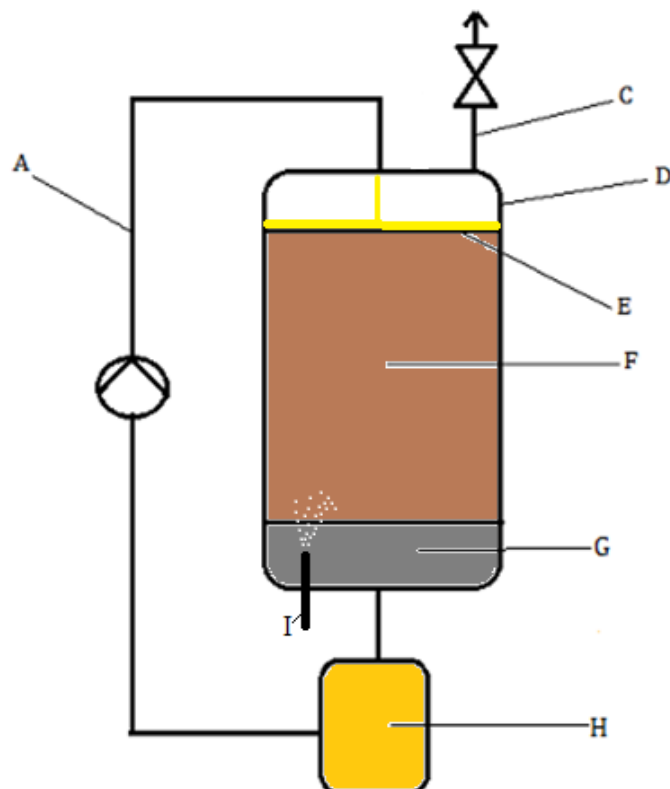
Figur 3.2: Skjematisk framstilling av reaktor MBBR. A/I: Inn og utløp for kjølevæske. B: Innløp for påfyll av substrat/base og syre, og en elektrode med minuspol. C: Luftinntak. D: Oppløst oksygen-sensor. E: pH-sensor. F: Avtrekk. G: 1 elektrode med minuspol og 1 elektrode med plusspol. H: Utløp til lagertank. J: Biofilmbærer. K: Perforert plastbunn som avskiller omrører og biofilmbærere. L: Magnetisk omrører. M: Substrattank. N: Lagertank med ferdig nitrifisert løsning.

3.1.2 Biofilter

Biofilter reaktor R1(pilot)

Pilotanlegget besto svart sylinder i PVC fylt med lettklinker (Filtralite NC 4-10 mm) nesten helt til toppen. Lettklinker av typen *Light expanded clay aggregates* (Leca) er basert på marin leire som ekspanderer under oppvarming. Ved knusing har materialet en relativt stor overflate. Lettklinker benyttes i mange ulike renseprosesser for behandling av drikkevann og avløpsvann, og har vist seg å være egnet materiale i biofiltre. Over filteret lå en perforert plastkopp som sørget for jevn fordeling av substrat på overflaten av filteret. På toppen var det inntak for luft og substrat. Oksygen ble transportert gjennom inntaket på toppen og ned til bunnen gjennom en slange. I bunnen var et utløp til lagertank. En pumpe og tyngdekraften sørget for sirkulasjon i systemet.

Målinger av temperatur og pH ble gjort manuelt med Orion DUAL STAR™ pH/ISE Meter. Elektroden som ble brukt var en Double Junction Refillable pH Electrode. Elektroden ble holdt fuktig i en Electrode Storage Bottle Orion 910003. Disse ble koblet sammen via en BNC WV1-17788 kabel. Alt utstyret var levert av Thermo Scientific.



Figur 3.3: Skjematisk framstilling av biofilteret R1. A: Slange hvor løsningen sirkulerte. C: Avtrekk. D: Sylinder til biofilter. E: Perforert plastplate. F: Søyle av leca. På toppen var et 10 cm tykt lag av Filtralite Clean HC 2.5-5 mm fra VEAS, resterende var filtralite Nature NC. G: Et filter i bunnen stoppet finere partikler og hindret gjentetning. H: lagertank I: Luftinntak.

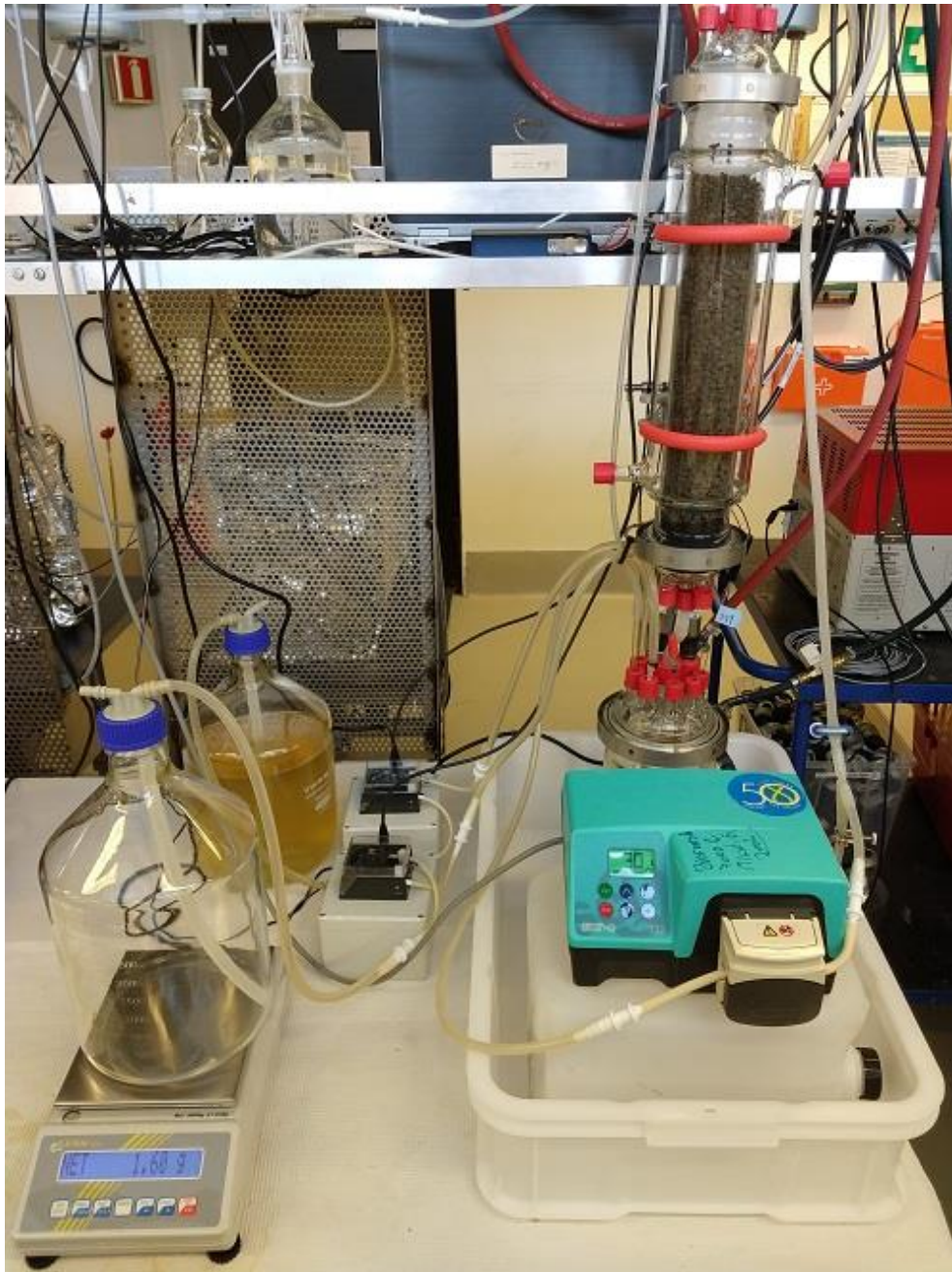
Biofilter reaktor R2

Reaktor R2 ble bygget på de samme prinsippene som reaktor R1. I toppen var inntak for substrat og en sensor som målte temperaturen i biofilterkolonnen. Biofilteret var av samme design, men med høyde på 44 cm og indre diameter på 6 cm. Dette gav et volum på 1.24 liter. Leca utgjorde 90 % av dette. To typer lettklinker ble brukt. Hovedmengden Leca var Filtralite Nature NC 4-10, produsert av ekspandert leire. Kornstørrelsen varierte i spekteret 4-10 mm. Bulkdensitet var 250 kg/m^3 og partikkeldensitet var 540 kg/m^3 . 20 % av dette var Leca fra VEAS av typen Filtralite Clean HC 2.5-5 mm. Disse hadde vært i bruk, slik at det på forhånd eksisterte en biofilm som fungerte som inokulasjon med de riktige bakteriene. Under biofilteret var en tank til løsning lik den beskrevet i del 3.1.1, bortsett fra inntaket av luft som for denne reaktoren gikk inn i filterkolonnen.

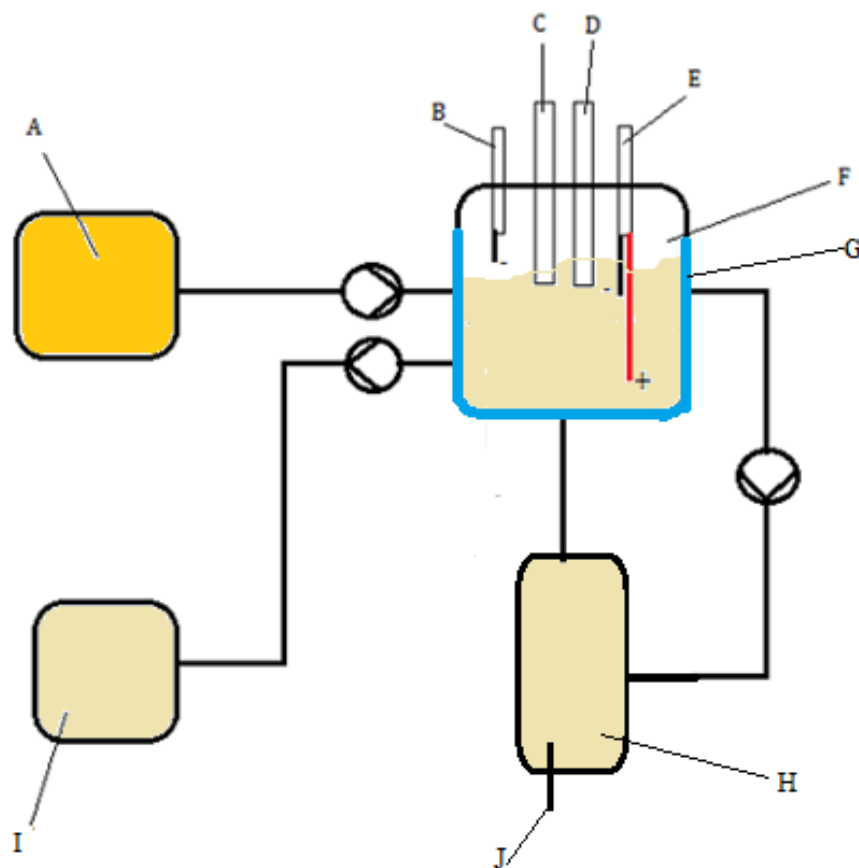
Mengderegulering ble gjort på samme måte som beskrevet i del 3.1.1.

En pumpe av merke Watson Marlow SCI 323 pumpet løsningen fra oppholdstanken til biofilterkolonnen (F til H i figur 3.5). Pumpen var satt til å pumpe ved en hastighet på 20

runder per minutt (RPM) dette tilsvarte en hydraulisk belastning (HLR) var 10 m d^{-1} . Etter dette ble en timer koblet på pumpen mellom F og H. Pumpen kjørte da med intervallet 15 minutt på og 45 minutt av hele døgnet. RPM ble satt til 75. Dette gav en HLR på 10 m d^{-1} . I løpet av forsøksperioden ble alt substrat byttet ut og pH justert til 6.9 ved tilsetting av 1 Molar hydrogenklorid (HCl). Endringene er oppsummert i tabell 2, del 3.2.



Figur 3.4: Oppsett av biofilter R2. Til venstre bak i bildet er substrattanken. Lagertank er framme til venstre og selve biofilteret kan sees til høyre i bildet.



Figur 3.5: Skjematisk framstilling av biofilterreaktoren R2. Størrelsesforhold er ikke tatt hensyn til. Alt er i fugleperspektiv bortsett fra oppholdstank (F) som sees i snitt fra siden. A: Substrat. B: Elektrode med minuspol. C: Oppløst oksygen-sensor. D: pH-sensor. E: To elektroder, en med minus og en med plusspol. F: Oppholdstanken til løsningen. G: Kjølevæske sirkulerte i mantelen. H: Biofilterkolonne helt lik den beskrevet i del 3.1.2.1. I: Lagertank. J: Sensor for temperaturmåling.

3.2 Konfigurasjoner

Ved oppstarten av hver reaktor var standardkonfigurasjonen pH-settpunkt 6,2 og temperatur 15°C. Disse var tilnærmet konstante under hele forsøksperioden utenom enkelte episoder med teknisk svikt. Konsekvensen av en slik episode diskuteres i del 4.1. Konstant tilførsel av luft skulle sørge for til enhver tid et aerobt miljø. I tiden forsøket gikk var det store endringer i konsentrasjonen oppløst oksygen (DO) i begge reaktorene. Dette skyldtes endringer i bakteriell aktivitet. For biofilteret var inntaket av luft i filterkolonnen og sensoren for måling av DO i oppholdstanken til løsningen (komponent F, figur 3.5).

For å få testet de ulike problemstillingene i del 1.3 ble to ulike konfigurasjoner ansett å være hovedpåvirkere av prosessgangen. Henholdsvis konsentrasjon for MBBR og hydraulisk

belastning (HLR) for biofilteret. For biofilteret viste dette seg å ikke være tilfelle og 18 dager inn i forsøket ble en tidsinnstilt pumpe installert. Fortgang i prosessen lot vente på seg og ytterlige konfigurasjoner ble testet. Konfigurasjoner foretatt er oppsummert i tabell 2.

Tabell 2: Forskjellige konfigurasjoner testet i løpet av forsøksperioden. Periodene er gjengitt i figurene i resultatdelene. For hver periode er alt likt forutgående periode bortsett fra endringene oppgitt.

Reaktor	Periode	Dager	Problem-stilling testet	pH-settpunkt	Konsentrasjon substrat %	Pumpe-regime	HLR m/d
MBBR	M1	61-69	Reaktorens funksjon og øvre grense for substratkonsentrasjon vs bakteriell aktivitet	6,2	5		
MBBR	M2	69-82		6,2	10		
MBBR	M3	82-92		6,2	20		
MBBR	M4	93-113		6,2	10		
MBBR	M5	113-133		6,2	15		
BF R1	BF1	0-24		6,2	10	Kontinuerlig	20
BF R2	BF2	0-18		6,2	10	Kontinuerlig	10
BF R2	BF3	18-28	Effekten av intermittert belastning på den bakterielle aktivitet vs kontinuerlig pumping	6,2	10	Intermittent	10
BF R2	BF4	28-40		6,2	5	Intermittent	10
BF R2	BF5	40-43	Grensene for konsentrasjon	6,2	5	Kontinuerlig	10
BF R2	BF6	43-50	Effekt av endret pH-settpunkt på bakteriell aktivitet	6,5	5	Kontinuerlig	5
BF R2	BF7	50-53		6,5	7.5	Kontinuerlig	10
BF R2	BF8	53-55		6,5	10	Kontinuerlig	10
BF R2	BF9	55-		6,5	15	Kontinuerlig	10

MBBR og M = biofilmreaktor, BF = biofilter, R = reaktor, HLR = hydraulisk belastning ($m^3/m^2/d = m/d$)

3.3 Kontrollsystem

Begge reaktorene ble styrt av NIBIOs egenproduserte programvare «Bioforsk kontroll».

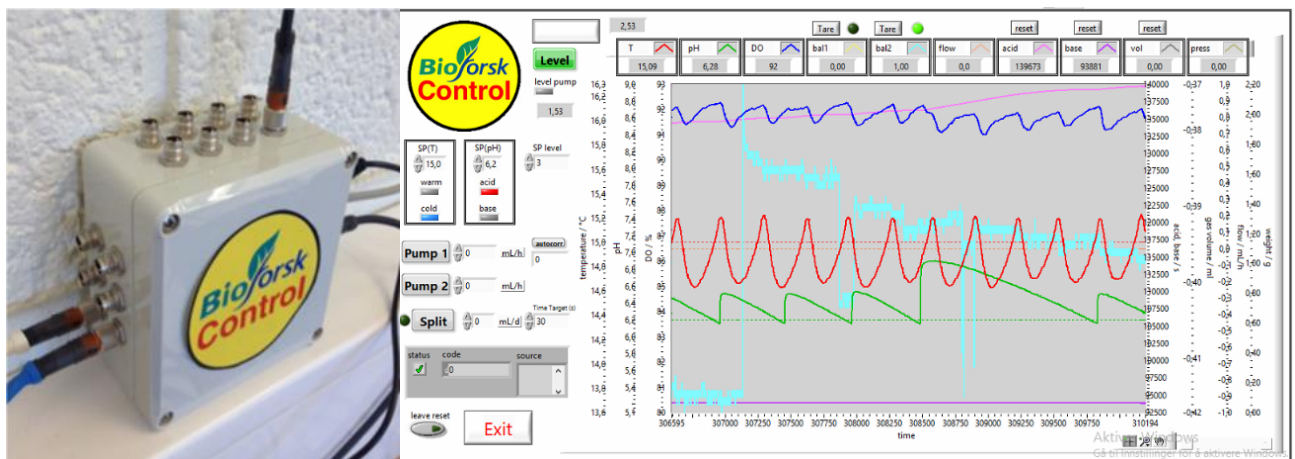
Programvaren baserte seg på det grafiske programspråket «labVIEW» (National Instruments, USA).

Måling av pH og temperatur ble gjort av en autoklaverbar sensor «Easyform Plus Arc». For DO ble «Viseferm DO Arc» brukt. Begge fra Hamilton Company i Sveits. Disse ble koblet til en datamaskin via USB-RS485-Modbus converter (USB-Nano-485, CTI GmbH, Germany).

For overvåking av mengde løsning pumpet inn i lagertanken, ble sylindren kalibrert og plassert oppå vekten «balance Kern 572» (Kern & Sohn GmbH, Germany). Vekten var koblet til en datamaskin via USB-RS232 converter (FTDI, UK).

I begge tilfeller ble programvaren til LabVIEW levert av produsenten.

I et forsøk utført av Skjånes et al. (2016) ble dette systemet brukt. For nærmere beskrivelse av kontrollsystem henvises til dette arbeidet.



Figur 3.6: Kontrollboksen "Bioforsk Control" og et screenshot av programvaren.

3.4 Analysemetode

Fra midten av desember 2018 ble prøver sporadisk tatt ut. I perioden 29 januar til 8 april ble dette gjort regelmessig. Analyse av prøver ble utført på en ionekromatograf. Hver prøve ble tatt ut av reaktor og lagertank ved hjelp av en sprøyte og en silikonslange. Silikonslangen ble plassert i løsningen og prøvemateriale ble sugd ut. Utstyret ble skylt mellom hvert prøveuttak. Prøvene ble helt over på 50 ml kolber og lagret på fryserom fram til analysedag. Mellom hver kjøring av analyse gikk det opp til tre uker. Prøvene ble tint i vannbad før klargjøring.

Måling på ionekromatograf

Prøvene ble filtrert gjennom 25 mm sprøytefilter med 0.45 μm Cellulose Acetat Membrane. Disse ble plassert i 15 ml kolber. Både sprøyte og kolber ble i omfattende grad skylt i destillert vann for å unngå krysskontaminering. Prøvene ble plassert i en 858 Professional Sample Processor. Hver prøve tok 90 minutter å analysere. De ble stående i stativet over natten. For å unngå fordampning av løselige stoffer ble et tynt lag med parafilm strukket over

kolbene som lokk. En ionekromatograf av merket 940 Professional IC kjørte analysene. Alt utstyr brukt var levert av Mehtrom.

Mobilfasen for kationer var en løsning på 2000 ml bestående av 1.7 mM HNO₃ (3.4 ml 1M HNO₃), 1.7 mM 2.6-Pyridinedicarboxylic (568 mg). Resterende destillert vann.

Mobilfasen for anioner var en løsning på 2000 ml bestående av 100 ml (x20 konsentrat) av Na₂CO₃ og NaHCO₃, og resterende volum var destillert vann.

Resultatet av analysene var verdier for Cl, PO₄, Na, K, Mg, NO₂⁻, NO₃⁻, NH₄⁺. Ved alle analyser av kationer ble prøvene surgjort automatisk slik at NH₄⁺ målt var lik TAN. For anioner ble prøvene gjort basisk. NO₂⁻ målt ble da det totale innholdet av NO₂⁻ og HNO₂.

Beregninger

For bestemmelse av konsentrasjonen ammoniakk og salpetersyrling som forelå ved pH i reaktoren ble følgende tre formler brukt (Anthonisen et al., 1976, Purwono et al., 2017):

$$TAN = \frac{NH_4^+ - N}{1 - \frac{K_b + 10^{pH}}{K_w}} \quad (4)$$

$$NH_3 - N = TAN - NH_4^+ - N \quad (5)$$

$$HNO_2 - N = \frac{46}{14} \times \frac{NO_2^- - N}{K_a \times 10^{pH}} \quad (6)$$

Alle verdier på venstre side er målte verdier, bortsett fra TAN som bestemmes av likning 4. TAN er total mengde ammonium-nitrogen og ammoniakk-nitrogen [mg L⁻¹], NH₄⁺-N er ammonium-nitrogen [mg-N L⁻¹], NH₃-N er ammoniakk-nitrogen [mg-N L⁻¹], HNO₂-N er salpetersyrling-nitrogen [mg-N L⁻¹], NO₂⁻-N er nitritt-nitrogen [mg-N L⁻¹] og pH er pH-verdien målt ved tiden prøven ble tatt. K_b og K_a er ioniseringskonstantene for likevektene til henholdsvis NH₄⁺/NH₃ og NO₂⁻/HNO₂. K_w er ioniseringskonstanten til vann. Disse varierer med temperatur og er gitt ved følgende formler:

$$\frac{K_b}{K_w} = e^{\left(\frac{6344}{273+T}\right)} \quad (7)$$

$$K_a = e^{\left(\frac{-2300}{273+T}\right)} \quad (8)$$

Der T er temperatur i celsius grader [°C].

Utrekning av HRT (hydraulisk oppholdstid) ble bestemt ved å dividere volumet i reaktor på strømningshastigheten ut av reaktoren.

For å si noe om andelen TAN konvertert til nitritt og nitrat ble henholdsvis formel 9 og 10 brukt:

$$n_1 = \frac{NO_2^- - N}{TAN_{inn}} \times 100 \quad (9)$$

$$n_2 = \frac{NO_3^- - N}{TAN_{inn}} \times 100 \quad (10)$$

Formel 9 blir i resultatdelen omtalt TAN-nitritratio [%] og formel 10 omtalt som nitrifikasjonsratio [%].

4 Resultater og diskusjon

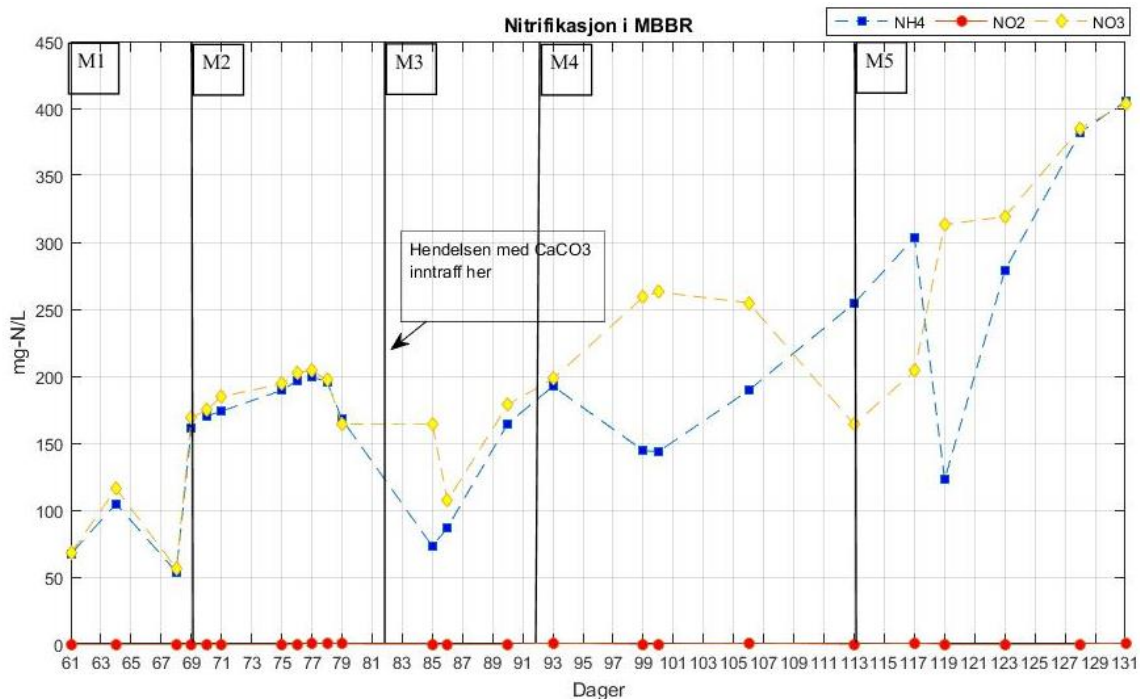
Den eksperimentelle delen startet som et lite forprosjekt halvveis inn semesteret forut for oppstart av masteren. Kjøringen av MBBR ble satt i gang. Utformingen av biofilter ble planlagt og biofilter R1 oppført i løpet av denne tiden. Første prøve for MBBR ble tatt etter at den hadde kjørt i 61 dager. Første prøve for biofilteret R1 på ble tatt på dag 9. Tiden for oppstart var ulik.

4.1 Nitrifikasjon i MBBR

Fra oppstart og til dag 69 kjørte MBBR med en 5 prosents urinkonsentrasjon. Etter dette ble konsentrasjonen av urin økt til 10 prosent. I perioden M2 (figur 4.1) kjørte MBBR med en gjennomsnittlig nitrifikasjonsratio på 39 ± 3 %. Løsningen hadde en hydraulisk oppholdstid i reaktoren på 6.4 dager og strømmen ut var i snitt 0.35 l d^{-1} . Dette gav en nitratproduksjon på $67 \text{ mg NO}_3^- \text{-N d}^{-1}$. I perioden M3 ble konsentrasjonen ytterligere økt til 20 prosent.

Reaktoren kjørte med 20 prosents urinkonsentrasjon i 10 dager, hvorpå konsentrasjonen ble senket tilbake til 10 prosent på dag 32. Hydraulisk oppholdstid var da 74 dager, noe som mest sannsynlig skyldes at økningen i konsentrasjon var for brå. Like etter justering av konsentrasjon ble det samme dag også ved et uhell på kort tid spylt et stort volum vann tilsatt kalsiumkarbonat (CaCO_3) inn i systemet. Tilførselen av karbon så ikke i seg selv ut til å ha nevneverdig betydning for videre nitratproduksjon, ei heller pH som i øyeblikket fikk et lite oppsving til 7 og for den dagen i gjennomsnitt var $6.5 \pm 0,2$. Ved å spyle ut det opprinnelige innholdet i reaktoren sank i midlertid konsentrasjonen raskt, dog ikke helt til 10 %. Dette kan ha gjort at bakteriekulturen på kort tid fikk rehabilitert seg og nitrifikasjonen kunne fortsette som før perioden M3. I perioden M4 sank den hydrauliske oppholdstiden til 5 dager, som er noe lavere enn oppholdstiden for forutgående periode med samme konsentrasjon.

Nitrifikasjonsratioen økte til 50 ± 15 %. Dette gav en daglig nitratproduksjon på $102 \text{ mg NO}_3^- \text{-N}$.



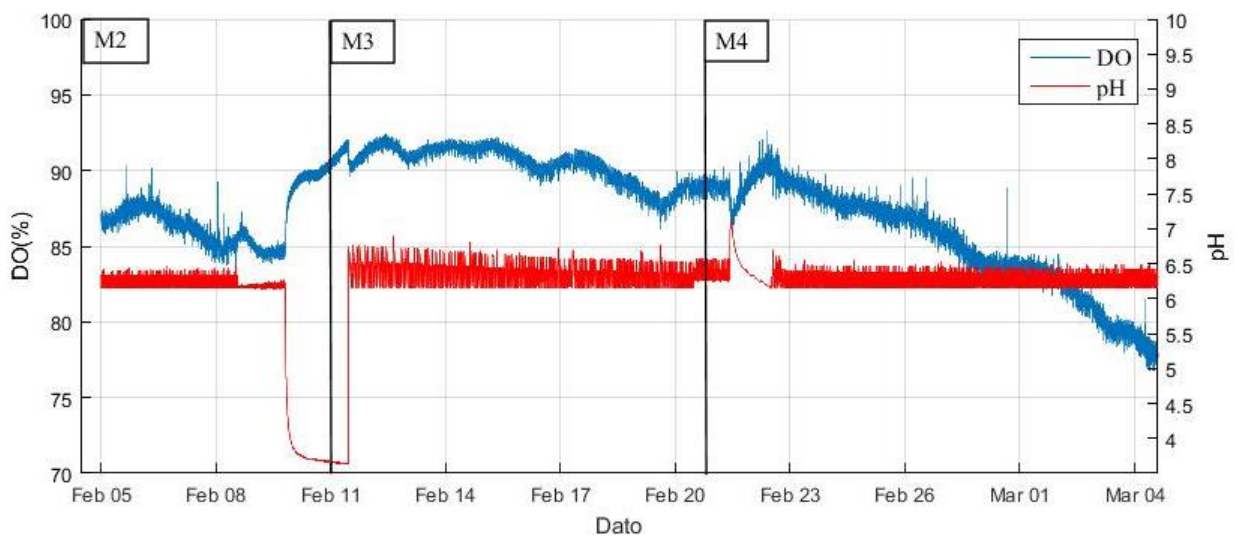
Figur 4.1: Konsentrasjonen av ammonium, nitritt og nitrat (mg-N L^{-1}) i den ferdig nitrifiserte løsningen i MBBR. Endring i konfigurasjon er representert ved uthevede lodrette linjer og forklarende tekstboks representerer endringen gjort. Konsentrasjonene: M1: 5%, M2: 10%, M3: 20%, M4: 10%, M5: 15%.

Inhibering i MBBR

For perioden M3 ble konsentrasjonen økt fra 10 til 20 %. Noe som tilsvarer at TAN inn økte fra 484 til 974 mg-N L^{-1} . Av figur 4.2 kan en lavere bakteriell aktivitet observeres som en økning i oppløst oksygen i reaktoren. Økningen må bety at mengden oksygen konsumert av bakterier har sunket. Udert og Wächter (2012) konkluderte med inhibering som følge av at en rask endring i pH økte andelen NH_3 og slik substrattilgangen til AOB. Hadde aktiviteten til AOB i dette tilfelle vært stor som følge av økt substrattilgang ville man forvente at det skulle være lavere mengder oppløst oksygen i perioden M3, noe som ikke er tilfellet her. Det er heller ingen økning i konsentrasjonen av nitritt verken i lagertank eller reaktor for denne perioden. Dette tyder på at AOB også har vært inhibert.

NH_3 kan inhibere nitrifikasjonen ved å favorisere vekst av AOB, men konsentrasjoner på 10-150 $\text{mg NH}_3\text{-N L}^{-1}$ gitt i tabell 4 del 4.5 kan også inhibere AOB. pH var i periode M2 og M3 jevnt under 6.7. Dette gjorde at kun 0.13 % ville foreligge som NH_3 i likevekten $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$. Ved en konsentrasjon i substratet på 974 mg-N L^{-1} gav dette en konsentrasjon 1.3 $\text{mg NH}_3\text{-N L}^{-1}$. I reaktoren ville dette i enda større grad vært fortynnet, noe som også utelukker NH_3 som

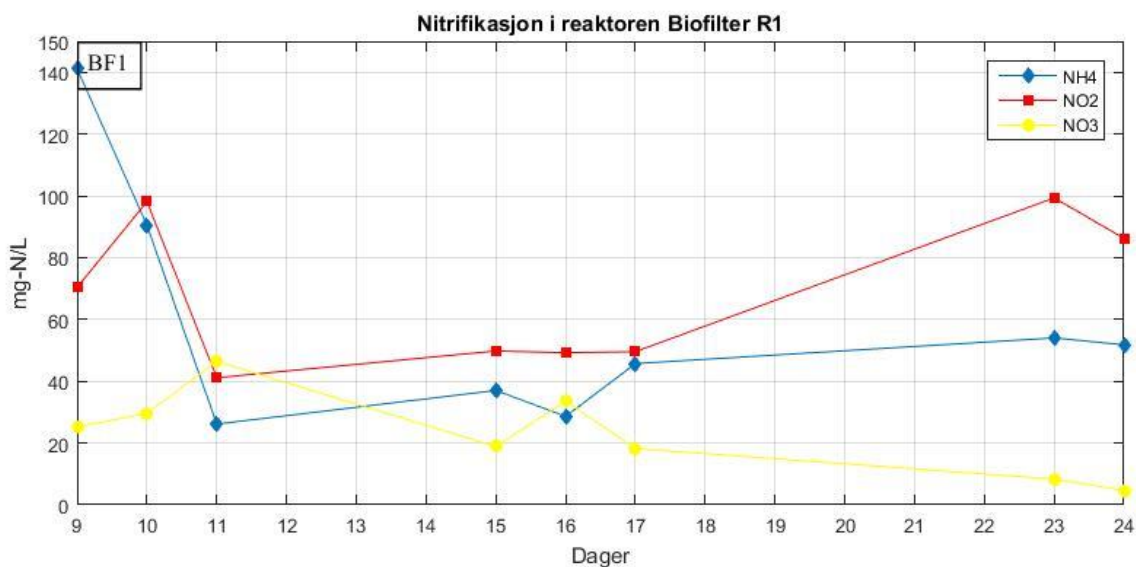
inhibitor i perioden M3. Av figur 4.2 kan man i forkant av periode M3 se et fall i pH ned til 3.7. Dette skjedde da substrattanken gikk tom for substrat en helg og det kunne derfor ikke fylles på base. Dette fallet korrelerer med økningen i DO. En kombinasjon av dette fallet i bakteriell aktivitet og doblingen av mengde substrat inn ser ut til å ha vært uheldig. Inhiberingen i perioden M3 kan nok derfor mest sannsynlig tilskrives at økningen i konsentrasjon ble gjort på et galt tidspunkt. Effekten av fallet i pH peker også i retning av pH som en inhibitor.



Figur 4.2: Oppløst oksygen og pH i MBBR i perioden 5 februar til 4 mars.

4.2 Nitrifikasjon i Biofilter R1

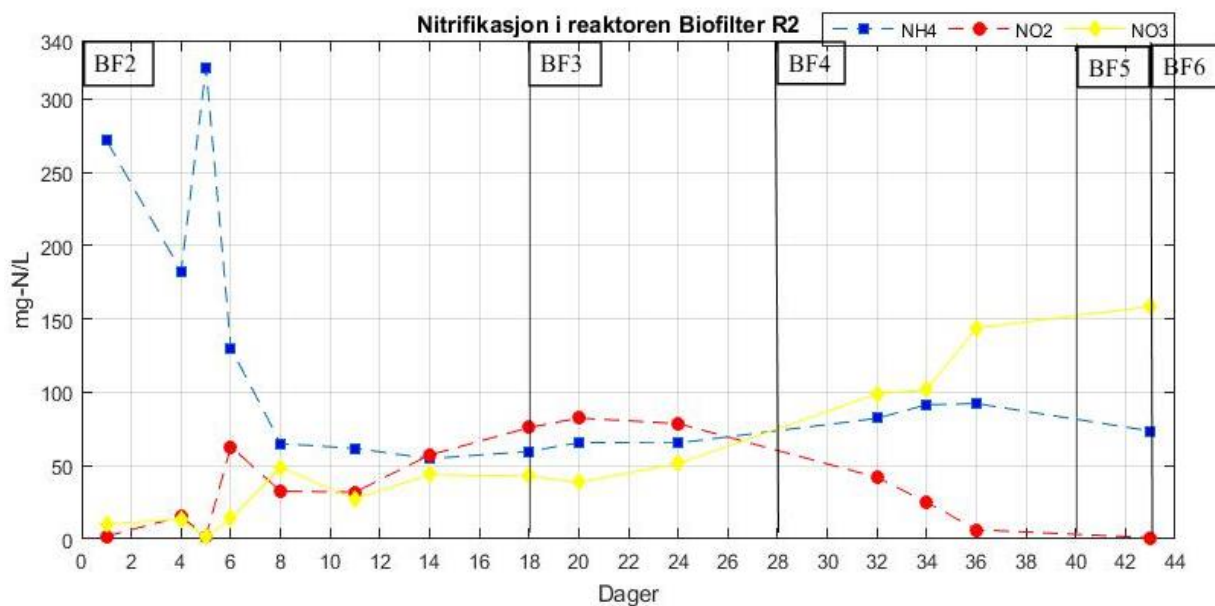
Biofilteret R1 var i drift i en periode på til sammen 24 dager. For hele perioden kjørte den med en 10 prosents urinkonsentrasjon. Målinger ble gjort fra dag 9 og ut driftsperioden. Gjennomsnittlig nitrifikasjonsratio var $5 \pm 3\%$ og TAN-nitritratio $14 \pm 5\%$. Nitrogentapet i reaktoren var stort over perioden BF1. Dette kan sees av figur 4.3, hvor innholdet nitrogen falt drastisk fra dag 9 til 11. Fra dag 17 økte det totale innholdet av nitrogen i reaktoren igjen. Forklaring på denne uvanlige utviklingen kan være at det i starten har vært et nitrogentap. Nitrogentap vil bli diskutert i del 4.4. Etterfulgt av dette har vann dampet av, noe som har ført til en høyere konsentrasjon og slik gitt utslag i høyere nitrogenverdier ved analyse. Akkumuleringen av nitritt tyder på at det er NOB som er inhibert i biofilter R1, noe som peker på HNO_2 som skyldig i dette tilfellet. Dette vil bli diskutert i del 4.5.



Figur 4.3: Konsentrasjonen av ammonium, nitritt og nitrat (mg-N L^{-1}) i løsningen som gikk i sløyfe i biofilter R1. Ingen endring i konfigurasjon ble foretatt i løpet av perioden reaktoren kjørte. Konsentrasjon: BF1: 10%.

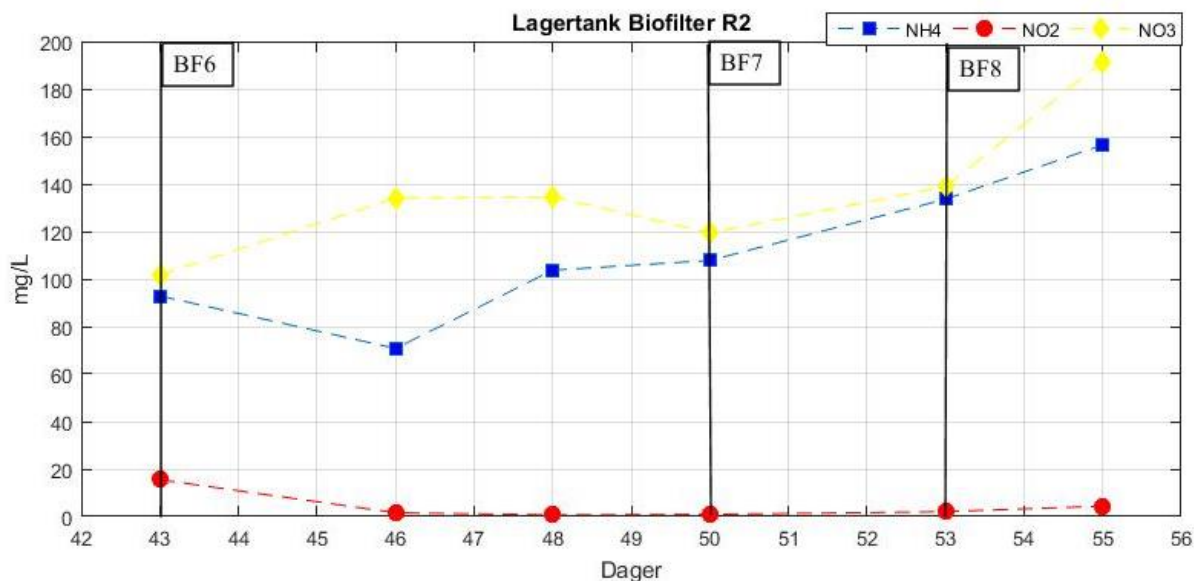
4.3 Nitrifikasjon i Biofilter R2

Biofilter R2 ble satt i gang like etter at kjøring med biofilter R1 var ferdig. En substratløsning med en 10 prosents urinkonsentrasjon ble først tilført. Denne løsningen gikk i reaktoren fram til dag 29 (figur 4.4). Uten pH-justering i starten var en liten innkjøringsperiode forventet da det skulle ta noe tid for pH å synke fra 9 til 6.2. Etter dag 1 og ut perioden BF2 til slutten av BF5 ble tilnærmet ingen ferdig nitrifisert løsning pumpet til lagertank. Utviklingen gikk sakte, men endringene i parametere ble holdt igjen som følge av forventet innkjøringsperiode. Fra dag 2 til dag 13 oppnådde R2 en gjennomsnittlig nitrifikasjonsratio på 5 ± 4 % og TAN-nitritratio på 6 ± 5 %. Dag 18 ble pumpen i sløyfen tidsinnstilt. I perioden BF3 fortsatte TAN-nitritratioen å øke med en målt topp på 16 %. Nitrifikasjonsratioen endret seg ikke. På dag 28 ble konsentrasjonen på løsningen redusert til 5 %. Nitrifikasjonsratioen økte til 20 ± 0.4 % og TAN-nitritratio sank til 7 ± 2 %. Dag 40 ble tidsinnstillingen på pumpen i sløyfen skrudd av. For hele denne tiden ble det ikke pumpet ut ferdig nitrifisert løsning til lagertank. Gjennomsnittlig pH hadde da vært 6.3 ± 1 .

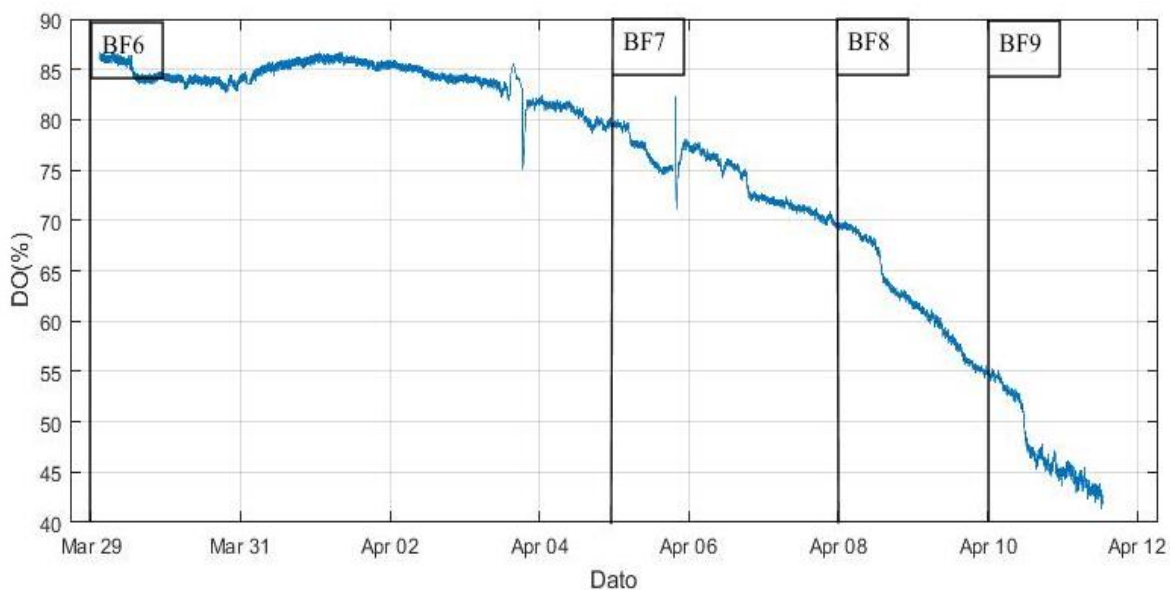


Figur 4.4: Konsentrasjonen av ammonium, nitritt og nitrat (mg-N L^{-1}) i løsningen som gikk i sløyfe i biofilter R2. Endring i konfigurasjon er representert ved uthevede loddrette linjer og forklarende tekstboks representerer endringen gjort. Konsentrasjoner: BF2-BF3: 10%, BF4-BF6 5%.

På dag 43 ble pH-settpunkt satt til 6.5 og substratets pH justert til 6.9. Dette satte i gang utpumping av løsning til lagertank. For å få mest mulig utbytte av den siste tiden til forsøk, ble konsentrasjonen økt raskt med jevne mellomrom. I periode BF6 ble et nitratinnhold og nitritinnhold på henholdsvis 139 mg-N L^{-1} og 2 mg-N L^{-1} registret. Dette gav for denne perioden en daglig produksjon av nitrat på 56 mg-N L^{-1} og et nitrat ammonium forhold på 1.9. Figur 4.5 viser resultatet av nitrifikasjon med verdier tatt fra lagertank. Endringene i nitrifikasjonen var fra periodene BF2-BF5 og til periodene BF6-BF8 radikale. HRT i reaktoren var for periodene BF6, BF7 og BF8 henholdsvis 3, 2,8 og 3,1 dager. Relativ kort hydraulisk oppholdstid vitner om høy bakteriell aktivitet. Dette kan også sees på kurven for DO i figur 4.6. Laveste konsentrasjon av DO på 42 % observeres i siste del av periode BF9, noe som tilsvarer en oksygenkonsentrasjon på $3,9 \text{ mg L}^{-1}$.



Figur 4.5: Konsentrasjonen av ammonium, nitritt og nitrat (mg-N L^{-1}) i lagertank til biofilter R2. Endring i konfigurasjon er representert ved uthevede loddrette linjer og forklarende tekstboks representerer endringen gjort. Konsentrasjoner: BF6 5%, BF7 7,5%, BF8 10%.



Figur 4.6: Endring i konsentrasjonen oppløst oksygen i biofilterreaktor R2 i periodene BF6-BF9.

Inhibering i Biofilter R2

For biofilter R2 ble det fra start og ut perioden BF5 ikke pumpet ferdig nitrifisert løsning til lagertank. Det ble også i perioden BF2 og BF3 akkumulering av nitritt. En av årsakene er mest sannsynlig at pH ikke ble justert ved oppstart av reaktoren. pH ved oppstart var 9,2, og ved dag 18 hadde den sunket til settpunkt 6,2. Fra dag 18 og ut periode BF5 var gjennomsnittlig pH $6,3 \pm 0,1$. Nedgangen i pH og den lave gjennomsnittlige verdien over tid

skulle tilsi at det var en stabil bakteriell aktivitet, men produksjonen av ferdig nitrifisert løsning uteble. Gjennomsnittlig DO var $73 \pm 25\%$. Temperaturen i oppholdstanken (komponent F, del 3.1.2, figur 3.5) var $16 \pm 2^\circ\text{C}$. Denne temperaturen avvek fra temperaturen målt i selve biofilterkolonnen. Kjølevæsken sirkulerte rundt oppholdstanken og skulle slik holde temperaturen på løsningen til 15°C , men temperaturen i romme varmet opp løsningen i slangene og i biofilteret. I perioden BF2 og ut BF3 var temperaturen i biofilterkolonnen tilnærmet lik romtemperatur som lå på 25°C . Sun et al., (2012) registrerte akkumulering av nitritt ved samme temperatur. I deres artikkel blir dette begrunnet med at den høye temperaturen førte til akkumulering av nitritt som følge av gunstige vekstforhold for AOB og slik en ujevn vekstbalanse mellom AOB og NOB. Videre gjorde den lave pHen også at konsentrasjonen av HNO_2 var relativt høye fram til dag 34. Effekten av dette vil bli diskutert nærmere i del 4.2. Fra dag 20 i periode BF3 kan en antydning til positiv trend registreres der NO_2^- avtar og NO_3^- øker. Trenden økte ytterligere i perioden BF4. Temperaturen i biofilterkolonnen var fortsatt tilnærmet 25°C , men pumpen begynte å pumpe intermittent. Pumpen gikk da med 15 minutters intervaller og 45 minutters hvileperioder. Disse hvileperiodene kan ha begrenset substrattilgangen til AOB og slik utlignet vekstforholdene mellom AOB og NOB. Dette har medført videre oksidering av nitritt til nitrat. Denne positive trenden fortsatte til periode BF6 og utpumpingen startet. Den intermittente pumpingen ble avslått ved skifte til periode BF6. Kontinuerlig pumping førte til at temperaturen i filterkolonnen sank til 21°C . Den relativt høye temperaturen kan ha vært årsaken til inhiberingen av nitrifikasjonen i periode BF2 til BF4. Udert og Wächter (2012) fikk fullstendig nitrifikasjon ved en gjennomsnittlig temperatur på 23°C . Dette kan peke i retning av den lave pH som inhiberende faktor. Dette på grunn av konsentrasjonen HNO_2 som foreligger ved lav pH og høy nitrittkonsentrasjon.

4.4 Daglig produksjon i reaktorene

I perioden M1, M2 var den hydrauliske oppholdstiden tilnærmet lik og den daglige produksjonen nitrat økt lineært med konsentrasjon. Det ser ut til å ha vært den generelle trenden at produksjonen økte med samme forhold som økningen i konsentrasjon. Dette er ikke tilfelle for periode M2, M4 og BF8. Disse hadde samme konsentrasjon, men gjennomsnittlig produksjon i M4 var 34 % høyere enn i M2 og 24 % høyere enn i BF8 (tabell 3). Forskjellen i produksjon for perioden M2 og M4 kan dels tilskrives at nitrogenkonsentrasjonen i reaktoren var noe høyere som følge av perioden M3, men som nevnt i del 4.1 hadde hendelsen med CaCO_3 fortynnet løsningen i reaktoren. Den hydrauliske oppholdstiden sank også i perioden

M4. Raskere gjennomstrømning, høyere NO_3^- produksjon og et nitrat-ammonium forhold på 1,5 tyder på gode forhold for nitrifikasjon i perioden M4. Dette kan tyde på at MBBR har fått tid til å utvikle en god bakteriekultur. Produksjonen i biofilter R2 i perioden BF8 var noe høyere enn M2.

Tabell 3: Produksjonen av nitrogen per dag i periodene hvor næringsløsning gikk i lagertank, forholdet nitrat-ammonium og høyest målte nitrittverdi i hver periode. Høyest målte konsentrasjon nitritt er brukt for å være konservativ. I periodene BF7 og BF8 ble det bare gjort 1 måling for hver periode.

Produksjon				
Periode	NO3 (mg/d)		NO3/NH4	NO2 (mg/L)
	Gj.snitt	Std.avvik		
M1	32	13	1,1	0
M2	67	5,6	1,0	0,3
M3	5,2	1,3	1,4	0
M4	102	13	1,5	0,8
M5	216	70	1,0	0
BF6	45	17	1,1	96
BF7	63	-	1,1	1,0
BF8	78	-	1,2	2,0

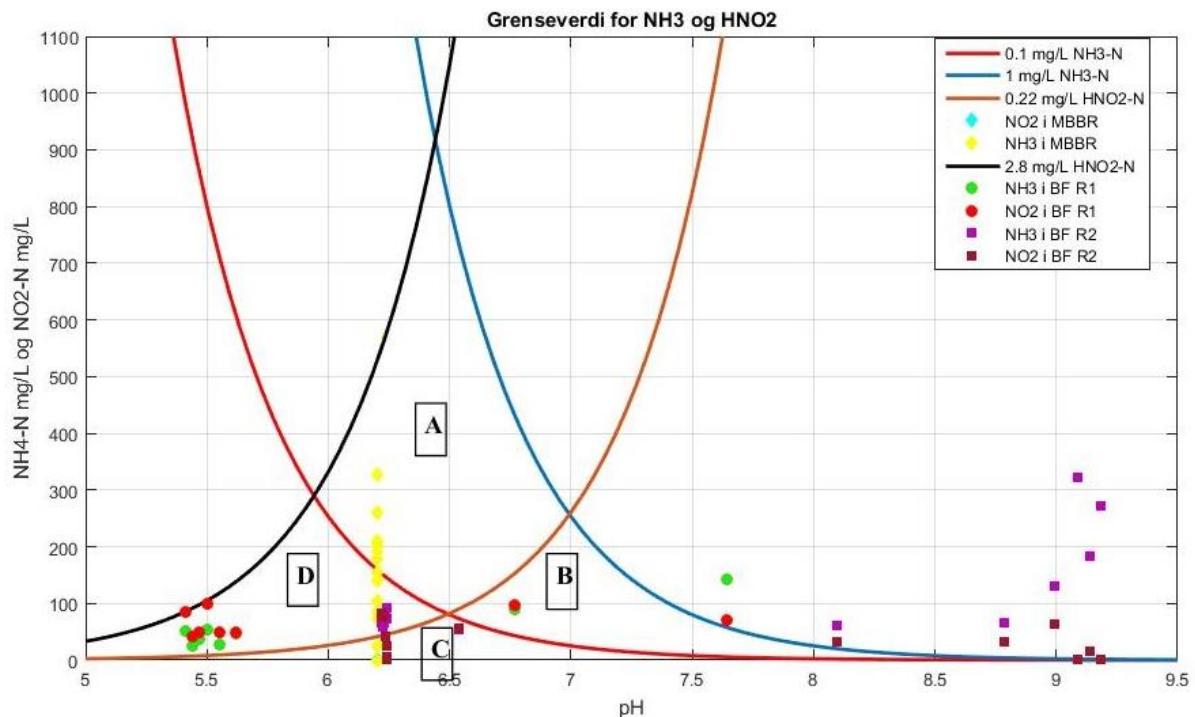
4.5 Ammoniakk og salpetersyrings inhiberende effekt

Ved hvilke konsentrasjoner ammoniakk og salpetersyring opptrer bestemmes av sammenhengen mellom konsentrasjonen NH_4^+ og NO_2^- , pH og temperatur slik det fremkommer av figur 4.7. Likningene 4 og 6 del 3.4 er brukt til å danne grensene for hvilke områder fullstendig nitrifikasjon kan forekomme. Konsentrasjonen NH_4^+ reaktoren tåler tilført er bestemt ut i fra grenseverdien til NH_3 . Grenseverdien til NH_3 er representert med rød og blå linje. Konsentrasjonen NO_2^- reaktoren tåler tilført er bestemt ut i fra grenseverdien til HNO_2 . Grenseverdien til HNO_2 er representert med svart og brun linje. Grenseverdiene er gitt i tabell 4 og ytterpunktene av verdier er valgt brukt.

Tabell 4: Grenseverdier fra litteraturen hvor ammoniakk og salpetersyring virker inhiberende. Grensene er satt ved konsentrasjoner hvor 50 prosents inhibering oppstår.

- a) grenseverdier inhiberende for NOB
 b) grenseverdier inhiberende for AOB

Grenseverdier for NH ₃ og HNO ₂		
	mg NH ₃ -N L ⁻¹	mg HNO ₂ -N L ⁻¹
(Van Hulle et al., 2007)		2.04
(Anthonisen et al., 1976)	0.1-1.0 ^a , 10-150 ^b	0.22-2.8
(Claros et al., 2013)		1.31



Figur 4.7: Figuren er bygget på modellen gitt av Anthonisen et al. (1976). Linjene er gitt av likningene 4 og 6 som funksjoner av pH med hensyn på NH₄⁺ og NO₂⁻. Grenseverdiene er gitt i tabell 4. Ytterpunktene av verdiene er valgt brukt bortsett fra verdiene Anthonisen (1976) har gitt for inhibering av AOB da denne oppgaven fokuserer på hele prosessen. Feltene A, B, C og D er bestemt av arealet utspent mellom linjene som omkranser dem. A er definert ut i fra det området hvor grenseverdiene er størst. B og D for konservative verdier for henholdsvis HNO₂ og NH₃. C er kun definert av konservative verdier. Verdiene for NH₄⁺ og NO₂⁻ er gitt av prøver fra reaktorene. For fullstendig nitrifikasjon vil man være innfor et av områdene A, B, C eller D. Utenfor område A, B, C og D antas inhibering av nitrifikasjonen å inntreffe.

Inhibering i MBBR:

pH i MBBR var gjennom hele forsøksperioden 6.2. Verdiene for NO₂⁻ målt i reaktoren var konstant tilnærmet lik null og befant seg i område C i figur 4.7. 6 av verdiene målt for NH₄⁺ befant seg i område C, og 6 tilfeller ble registrert i område A. Hoppet verdiene gjør fra område C til A skjer med økning i konsentrasjon. Verdiene i område A er målt fra dag 92 og

ut. Av figur 4.1 del 4.1 fremkommer ingen form for inhibering av nitrifikasjonen i tidsrommet etter dag 92. Grenseverdien $0.1 \text{ mg L}^{-1} \text{ NH}_3$ skulle inhibere NOB og dermed akkumulering av nitritt. Det ble ikke observert noe form for akkumulering av nitritt hele perioden MBBR kjørte. Dette kan tyde på at $0.1 \text{ mg NH}_3\text{-N L}^{-1}$ er noe i overkant konservativ.

Inhibering i Biofilter R1:

Verdiene målt i biofilter reaktor R1 befant seg kun i 3 tilfeller utenfor områdene definert av grenseverdiene. 1 tilfelle var for NH_4^+ og 2 tilfeller var for NO_2^- . Resterende i område D og B. I R1 var det til enhver tid mer NO_2^- enn NO_3^- (figur 4.2 del 4.2). Akkumulering av nitritt tyder på at NOB i stor grad ble inhibert. Dette er ikke som forventet i og med at majoriteten av målte verdier var innenfor definerte grenseverdier. Alle målte verdier fra dag 11 og ut var i område D. Her var de under laveste grenseverdi angitt for NH_3 . Konsentrasjonen $\text{NH}_4^+\text{-N}$ var altså ikke skyld i inhiberingen av nitrifikasjonen. Mengden $\text{NO}_2^-\text{-N}$ lå over laveste grenseverdi for $\text{HNO}_2\text{-N}$ og ved 2 tilfeller over største angitte grenseverdi. Dette peker på NO_2^- som skyldig og HNO_2 som inhibitor. Nitrifikasjonen ble inhibert under største grenseverdi angitt for HNO_2 , noe som kan tyde på at denne ikke er gjeldene.

Inhibering i Biofilter R2:

Prøver fra reaktoren til biofilter R2 ble kun analysert for perioden settpunkt var satt til 6,2. Den høye pH-en i målingene i figur 4.7 skyldes at det ikke ble foretatt en pH-justering, slik at pH-settpunkt først ble nådd da alkaliteten var oppbrukt. Mengden NH_3 var i startfasen av biofilter R2 stor. Dette skyldes den relativt høye pH-en. Etter dag 14 sank pH til settpunkt 6.2. Av figur 4.4, del 4.3, kan det se ut til at den store mengden NH_3 før dag 14 inhiberte både AOB og NOB, men i størst grad NOB. $105 \text{ mg L}^{-1} \text{ NH}_3\text{-N}$ ble målt på dag 5. Dette kan forklare toppen i mengde NO_2^- på dag 6. Grenseverdiene for inhibering gitt i tabell 4 støtter dette. Etter dag 18 er målte verdier for NH_4^+ og NO_2^- i område D i figur 4.7. Igjen er det ikke NH_3 som inhiberer. Mengder NO_2^- over laveste angitte grenseverdi forekommer på dag 18, 20 og 24. Dette korrelerer med nedgangen i nitratproduksjon vist i figur 4.4 del 4.3. Etter dette kryper målte verdier av NO_2^- under lavest angitte grenseverdi for HNO_2 og produksjonen av nitrat øker igjen ut perioden.

4.6 Sluttproduktets kvalitet

Nitrogeninnhold og øvrige næringsstoffer

Sammensetningen av næringsstoffer i den ferdigproduserte løsningen er tilnærmet lik sammensetningen i kunstgjødsel, men ved substratkonsentrasjonene oppnådd i dette forsøket er mengden av næringsstoffene kun en liten prosentandel sammenlignet med kunstgjødsel.

For å optimalisere produktet må konsentrasjonen opp.

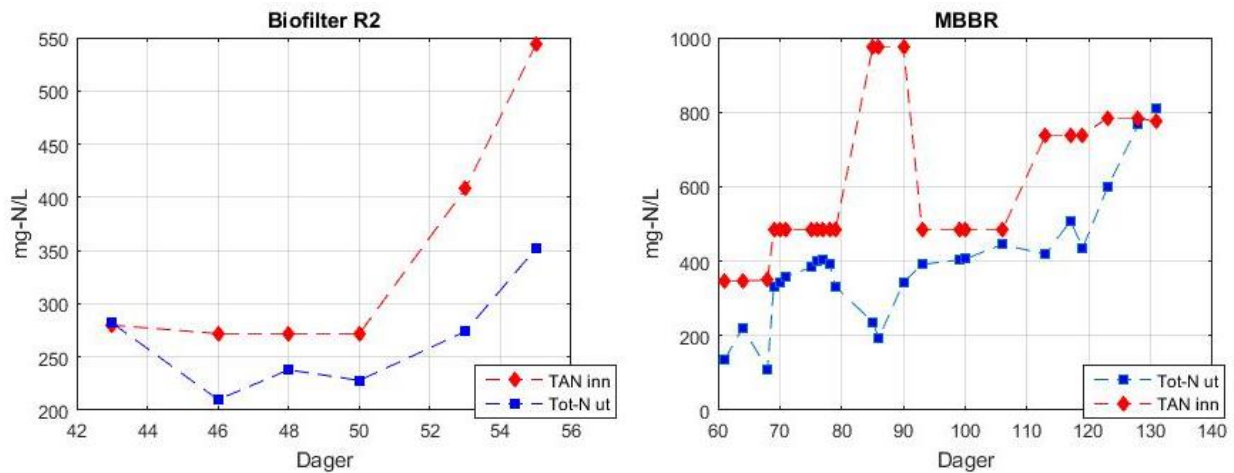
Lukt, utseende og stabilitet

Produktet var tilnærmet luktfritt etter stabiliseringen. En eim av jord som kunne virke noe uappellerende var å registrere. Løsningen hadde også den karakteristiske gule urinfargen. En sikker form for lagring og en barriere ved transport må mest sannsynlig være på plass for at produktet skal oppleves som akseptabelt. Ved utførelse av analysene ble det registrert en oppsvulming av parafilmen som skulle virke som lokk på prøverørene. Dette kan tyde på noen gasser kan ha dampet av.

4.7 Nitrogentap

En stor andel nitrogen forsvant i syklusen fra substrattank til lagertank. På det meste var det $65 \pm 17\%$ i perioden M3 for MBBR og $21 \pm 8\%$ i perioden BF6 for biofilter R2 (figur 4.8). Et lite tap var å forvente som følge av denitrifikasjon og fordamping. Udert og Wächter (2012) fant i et forsøk med en MABR (membrane-aerated biofilm reactor) at en stor andel nitrogen gikk tapt. Maksimumstapet de registrerte var i gjennomsnitt 24 prosent. Deres konklusjon var at det mest sannsynlig kunne forklares med en relativt høy pH (6.7) som økte andelen ammoniakk og kjemisk oksygenforbruk (KOF), og førte til oksygenmangel og slik denitrifikasjon. Dette kan ikke være forklaringen for hvorfor tapet av nitrogen skulle være så høyt i dette prosjektet. I MBBR var gjennomsnittlig DO $85 \pm 3\%$ i perioden med høyest nitrogentap. pH-settpunkt var i alle tilfeller 6.2 noe som gav lave nivåer av ammoniakk, med høyest registrerte verdi på 0.25 mg-N L^{-1} i selve reaktoren. Biofilteret hadde en gjennomsnittlig oppløst oksygenmengde på $79 \pm 9\%$. Målinger av DO ble gjort i oppholdstanken (del F figur 3.5). Mengden DO i selve biofilteret var derfor ukjent. Den hydrauliske belastningen og konsentrasjonene på løsningene var relativt lave, noe som skulle tilsi at det være tilstrekkelig med oksygen til stede i biofilteret. Nitrogentap kan ikke forklares av oksygenmangel i biofilteret. Mellom uttak av prøver og kjøring av analyser kan det tenkes at noe ammoniakk kan ha dampet av. Det ble registrert tilfeller hvor parafilmen på

prøverørskolbene hadde svulmet opp. Dette kan skyldes gasser inne i kolben som da ikke ville bli registrert under analyse.



Figur 4.8: Total mengde ammonium og ammoniakk inn sammenlignet med total mengde nitrogen ut (summen av ammonium-N, ammoniakk-N, nitritt-N, nitrat-N og salpetersyring-N). TAN inn er valgt da 90 % av nitrogenet foreligger som NH_4^+ og NH_3 etter hydrolyse. Etter nitrifikasjon er komponenten av nitrogen flere, dette er grunnen til at Tot-N er valgt.

4.8 Feilkilder

Begrensningene nevnt innledningsvis gjør at svarene denne undersøkelsen gir ikke kommer med to streker under. Disse må tolkes som indikasjoner på trender og konsekvenser av forholdene under forsøksperioden.

Prøver tatt i perioden mellom dag 85 og 106 manglet ved første analyse resultater for kationer. Et utvalg av disse prøvene ble analysert på nytt og kontrollert. En liten mengde ammonium ble da registrert. Forskjellene i nitritt og nitrat var små sammenlignet med førstegangsanalysen. Et lite nitrogen tap kan ha forekommet i løpet av tiden som gikk mellom analysene. De opprinnelige resultatene for nitritt og nitrat ble derfor valgt brukt i resultatdelen. Noe usikkerhet må også kunne tilskrives det faktum at ionekromatografen nylig var innkjøpt til laboratoriet og hadde en prøve- og innkjøringsperiode i tiden de første prøvene ble analysert. Variasjoner i innhold av anioner og kationer forekom ved hver analyse både i positiv og negativ retning. En serie med fire helt identiske prøver ble analysert. Et avvik på $\pm 3\%$ ble registrert.

Like etter endt forsøksperioden ble det også registrert et drastisk fall i DO i biofilter R2 til 5 prosent. En vask av DO-sensoren ble foretatt. Like etter dette stabiliserte DO seg på mellom 30 og 25 prosent. Jevnlig tilsyn til sensorenes tilstand er derfor viktig.

Alt i alt kan disse feilkildene ha påvirket et fåtall av resultater og målinger i både positiv og negativ retning, men trendene som fremkommer av undersøkelsen ser ut til å være gjeldende.

5 Praktisk anvendelse

En person produserer årlig 550 l urin (Simha et al., 2018). Dette tilsvarer $7,5 \text{ l d}^{-1}$ for en husholdning på fem personer. For MBBR ble det i perioden med høyst konsentrasjon oppnådd en gjennomstrømming av løsning på $0,7 \text{ l d}^{-1}$, og for biofilter R2 var dette $0,8 \text{ l d}^{-1}$. Skal den daglige mengden urin produsert av en familie på fem behandles på en dag, trengs det et reaktorvolum for MBBR på $0,18 \text{ m}^3$ og for biofilter R2 på $0,12 \text{ m}^3$. Lagertanker etter behandling vil også være nødvendig. Ved en løsning på 10 % vil en lagertank på 45 m^3 for en familie på fem være gjeldende. For borettslagene beskrevet av (Johansson, 2000) ble to lagertanker på 40 m^3 brukt for å dekke behovet til 160 personer. Dette understreker viktigheten av å få økt konsentrasjonen i løsning ved benyttelse av MBBR og biofilter.

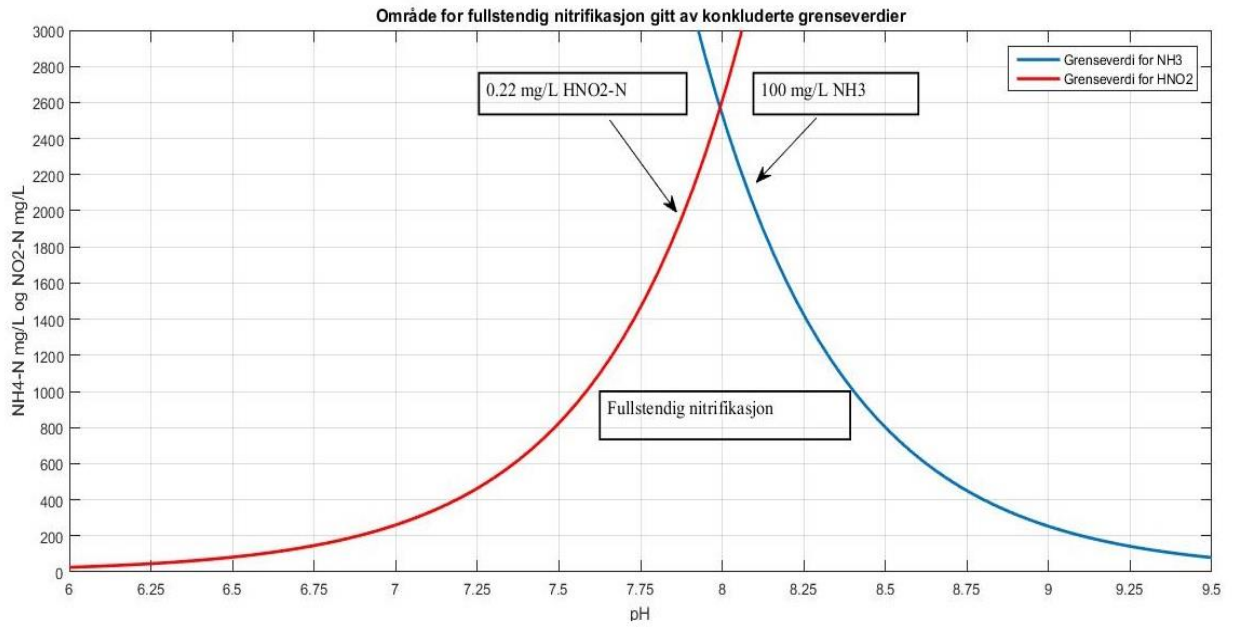
I dette forsøket ble det produsert en næringsløsning med en god sammensetning av næringsstoffer. Med utgangspunkt i forskning gjort av Johansson (2000) vil det etter resultatene i denne oppgaven kreve urin fra 300 personer for å produsere nok nitrogen til dyrking av 1 ha bygg. Da er total mengde nitrogen ut i lagertank for perioden M5 valgt. Uringjødselele brukt i forsøket Johansson (2000) foretok var uten noe form for behandling av urin. Det kan tenkes at næringsløsningen fra dette forsøket vil gi en planteproduksjonen noenlunde lik den man får ved bruk av kunstgjødsel da nærings sammensetningen er svært lik. Videre fordamper en liten andel av ammoniakken i ustabilisert urin. Slike utslipp kan bidra til uheldige konsekvenser, som sur nedbør som følge av ammoniakkutslipp til atmosfæren (Simha and Ganesapillai, 2017). Ved stabilisering vil man kunne anta at dette ikke vil bli et problem. Så langt dette forsøket kom i gjenvinning av nitrogen i urin kan det tenkes at potensialet er gjødsling av små arealer som parkanlegg, grønne tak og vegger. Gjenvinning av næringsstoffer i urin vil ikke være det som skal sikre verdens mattrygghet i framtiden, men det kan være løsningen på mange små og store problemer knyttet til håndtering av avløpsvann i urbane områder.

6 Konklusjon

Opgaven hadde som hovedmål etter endt nitrifikasjon, å ha produsert et produkt som var et godt alternativ til kunstgjødsel i urbant landbruk og parkanlegg basert på kortreiste råvarer. For at dette skulle være tilfelle måtte sluttproduktet være næringsrikt, lagringsstabil og luktfritt. Sluttproduktet skal ikke innebære helsemessig risiko ved håndtering, men det er ikke undersøkt i denne oppgaven. Videre skulle parametere som påvirket prosessen identifiseres og forslag til grenser settes. Sluttresultatene foreligger punktvis:

- Ved maksimal konsentrasjon ble det produsert $216 \pm 70 \text{ mg d}^{-1} \text{ NO}_3^- \text{-N}$ i MBBR og $78 \text{ mg d}^{-1} \text{ NO}_3^- \text{-N}$ i biofilter R2. Ved laveste konsentrasjon ble det produsert $32 \pm 13 \text{ mg d}^{-1} \text{ NO}_3^- \text{-N}$ i MBBR og $45 \pm 17 \text{ mg d}^{-1} \text{ NO}_3^-$ i biofilter R2.
- For dagene med høyeste produksjon ble et nitrogentap på $17 \pm 17 \%$ registret i MBBR og 35% for biofilter R2.
- Forsøket viste at bakteriene er følsomme ovenfor raske endringer i konsentrasjon og pH. Skal slike reaktorer være bærekraftige og hensiktsmessige er det viktig at de kan takle i enda større grad konsentrert avløpsvann. For å oppnå et slikt mål er en lang tilpasningsfase helt essensiell. Utviklingen av pH og oppløst oksygen er gode indikatorer for når systemet er klart for endring i konsentrasjon.
- Resultatene kan tyde på at nitrifikasjonen er relativt robust ovenfor NH_3 og motsatt svak for HNO_2 . Grenseverdien $1 \text{ mg L}^{-1} \text{ NH}_3\text{-N}$ virker noe lav. $0,22 \text{ mg L}^{-1} \text{ HNO}_2\text{-N}$ virker gjeldende. Undersøkelsene kan indikere at grensen for $\text{NH}_3\text{-N}$ er 100 mg L^{-1} ved forholdene gitt i dette forsøket. De nye grenseverdiene gir et nytt område for fullstendig nitrifikasjon vist i figur 6.1. Er disse grenseverdiene riktige kan en konsentrasjon på $2500 \text{ mg L}^{-1} \text{ NH}_4^+$ ved pH 8 behandles uten inhibering.
- Nitrifikasjon er en effektiv måte å fjerne sjenerende lukt.

Resultatene av dette studiet støtter opp under oksidering av urin med MBBR og biofilter som metoder egnet for å fremstille et flytende gjødselprodukt basert på avløp med urinsortering. Det trengs imidlertid flere undersøkelser for å optimalisere driftsparametere og kunne bruke metodene på mer konsentrerte løsninger og for å korte inn på tiden det tar å få en stabil prosess og et godt produkt.



Figur 6.1: Område for fullstendig nitrifikasjon gitt av grenseverdiene funnet i dette forsøket.

7 Videre arbeid

Ved slutten av forsøksperioden ble 50 % av TAN-konsentrasjoner på 785 mg-N L⁻¹ og 408 mg-N L⁻¹ konvertert til nitrat i henholdsvis MBBR og biofilter R2. Resterende 50 % forelå i hovedsak som NH₄⁺. Videre bør forsøk med høyere konsentrasjoner foretas. For full utnyttelse av potensialet som er i urinsortering er kjennskap til grensene for konsentrasjoner, temperatur og pH viktig. Som utgangspunkt kan figur 6.1 i del 6 benyttes. Å øke pH til 8 bør prøves i fremtidige forsøk. Det bør også gjøres forsøk for å enda klarere identifisere verdier hvor NH₃ virker inhiberende. Når grensene er identifisert kan man ta utgangspunkt i nye verdier for pH og konsentrasjon gitt av krysningspunktet grafene i figuren utgjør.

I denne undersøkelsen var det MBBR som ved slutten av forsøksperioden behandlet høyeste substratkonsentrasjon. Sammenligner man gjennomstrømning og nitrogenmengde behandlet per reaktorvolum var det biofilteret som trakk det lengste strået. For bedre forståelse av hvordan disse reaktorene virker og hvilke alternativ som er best bør videre arbeid foretas som nevnt over.

Forsøket ble gjort på reaktorer i laboratorieskala. Før videre forsøk foretas på reaktorer dimensjonert for bolig og videre i leilighetskomplekser/flere boenheter må konsentrasjonen ned slik at produktet blir håndterbart. Skulle dette ikke la seg gjøre kan det tenkes at slike løsninger kunne benyttes i tilknytning til vekstsesong. Da ville det i vinterhalvåret være erstattet av tradisjonelle løsninger. Arbeid utover forsøksperioden for dette prosjektet har vist lovende resultater med hensyn på økning i konsentrasjon. Dette bekreftes også av tidligere forskning på feltet.

På selve produktet bør det foretas undersøkelser på lagringsstabiliteten. Indikasjoner på avdamping ble registrert, men en konklusjon kunne ikke gjøres på bakgrunn av dette. Målinger av nitrogentap kan klargjøre dette. Det bør videre undersøkes i hvilken grad sluttprodukt etter oksidasjon trenger hygienisering for å redusere eventuell smitterisiko ved håndtering. Dette gjelder spesielt for større enheter som boligfelt og blokkbebyggelse. Aktuelle metoder kan være UV-behandling og membranfiltrering. Hvilken effekt oksidering har på fjerning av legemiddelrester og produkter til personlig pleie (PPCP) bør også undersøkes før metoden eventuelt får en større utbredelse.

Kilder

- ANTHONISEN, A. C., LOEHR, R. C., PRAKASAM, T. B. S. & SRINATH, E. G. 1976. Inhibition of Nitrification by Ammonia and Nitrous Acid. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 48, 835-852.
- BOCK, E. & WAGNER, M. 2013. Oxidation of Inorganic Nitrogen Compounds as an Energy Source. *In: ROSENBERG, E., DELONG, E. F., LORY, S., STACKEBRANDT, E. & THOMPSON, F. (eds.) The Prokaryotes: Prokaryotic Physiology and Biochemistry*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- BORNEMANN, G., WABER, K. & HAUSLAGE, J. 2018. The influence of nitrogen concentration and precipitation on fertilizer production from urine using a trickling filter. *Life Sciences in Space Research*, 18, 12-20.
- CLAROS, J., JIMÉNEZ, E., AGUADO, D., FERRER, J., SECO, A. & SERRALTA, J. 2013. Effect of pH and HNO₂ concentration on the activity of ammonia-oxidizing bacteria in a partial nitrification reactor. *Water Science and Technology*, 67, 2587-2594.
- EDING, E. H., KAMSTRA, A., VERRETH, J. A. J., HUISMAN, E. A. & KLAPWIJK, A. 2006. Design and operation of nitrifying trickling filters in recirculating aquaculture: A review. *Aquacultural Engineering*, 34, 234-260.
- EGLI, K., LANGER, C., SIEGRIST, H.-R., ZEHNDER, A. J. B., WAGNER, M. & VAN DER MEER, J. R. 2003. Community Analysis of Ammonia and Nitrite Oxidizers during Start-Up of Nitrification Reactors. *Applied and Environmental Microbiology*, 69, 3213.
- FENG, D., WU, Z. & XU, S. 2008. Nitrification of human urine for its stabilization and nutrient recycling. *Bioresource Technology*, 99, 6299-6304.
- GANESAPILLAI, M., SIMHA, P., GUPTA, K. & JAYAN, M. 2016. Nutrient Recovery and Recycling from Human Urine: A Circular Perspective on Sanitation and Food Security. *Procedia Engineering*, 148, 346-353.
- HUNIK, J. H., MEIJER, H. J. G. & TRAMPER, J. 1992. Kinetics of *Nitrosomonas europaea* at extreme substrate, product and salt concentrations. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 37, 802-807.
- HUNIK, J. H., MEIJER, H. J. G. & TRAMPER, J. 1993. Kinetics of *Nitrobacter agilis* at extreme substrate, product and salt concentrations. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 40, 442-448.
- JOHANSSON, M. 2000. Urine Separation - Closing The Nutrient Cycle *Final Report On The R&D Project - Source-Separated Human Urine - A Future Source of Fertilizer for Agriculture in the Stockholm Region.*: Stockholm: Stockholm Vatten, Stockholmshem & HSB National Federation.
- KOOPS, H.-P. & POMMERENING-RÖSER, A. 2001. Distribution and ecophysiology of the nitrifying bacteria emphasizing cultured species. *FEMS Microbiology Ecology*, 37, 1-9.
- LARSEN, T. L., UDERT, K. M. & LIENERT, J. 2013. *Source separation and decentralization for wastewater management*, London, IWA.
- LARSEN*, T. A., ALDER, A. C., EGGEN, R. I. L., MAURER, M. & LIENERT, J. 2009. Source Separation: Will We See a Paradigm Shift in Wastewater Handling? *Environmental Science & Technology*, 43, 6121-6125.
- LEKANG, O.-I. & KLEPPE, H. 2000. Efficiency of nitrification in trickling filters using different filter media. *Aquacultural Engineering*, 21, 181-199.
- MÆHLUM, T. 2000. Filtrering av avløpsvann i støtbelastede filtre. *Jordforsk rapport*. Ås.
- MAURER, M., PRONK, W. & LARSEN, T. A. 2006. Treatment processes for source-separated urine. *Water Research*, 40, 3151-3166.
- PHIPPS, R. H. & CORNFORTH, I. S. 1970. Factors effecting the toxicity of nitrite nitrogen to tomatoes. *Plant and Soil*, 33, 457-466.
- PURWONO, REZAGAMA, A., HIBBAAN, M. & ARIEF BUDIARDJO, M. 2017. Ammonia-Nitrogen (NH₃-N) and Ammonium-Nitrogen (NH₄⁺-N) Equilibrium on The Process of Removing Nitrogen By Using Tubular Plastic Media. *Journal of Materials and Environmental Sciences*, 8, 4915-4922.

- RUSTEN, B., EIKEBROKK, B., ULGENES, Y. & LYGREN, E. 2006. Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. *Aquacultural Engineering*, 34, 322-331.
- SENECAL, J. & VINNERÅS, B. 2017. *Urea stabilisation and concentration for urine-diverting dry toilets: Urine dehydration in ash.*
- SIMHA, P. & GANESAPILLAI, M. 2017. Ecological Sanitation and nutrient recovery from human urine: How far have we come? A review. *Sustainable Environment Research*, 27, 107-116.
- SIMHA, P., SENECAL, J., NORDIN, A., LALANDER, C. & VINNERÅS, B. 2018. *Alkaline dehydration of anion-exchanged human urine: Volume reduction, nutrient recovery and process optimisation.*
- SKJÅNES, K., ANDERSEN, U., HEIDORN, T. & BORGVANG, S. A. 2016. Design and construction of a photobioreactor for hydrogen production, including status in the field. *Journal of Applied Phycology*, 28, 2205-2223.
- SUN, F. Y., DONG, W. Y., SHAO, M. F., LI, J. & PENG, L. Y. 2012. Stabilization of source-separated urine by biological nitrification process: treatment performance and nitrite accumulation. *Water Science and Technology*, 66, 1491-1497.
- SUZUKI, I., DULAR, U. & KWOK, S. C. 1974. Ammonia or ammonium ion as substrate for oxidation by *Nitrosomonas europaea* cells and extracts. *Journal of bacteriology*, 120, 556-558.
- THE CADMUS GROUP 2009. *Nutrient Control Design Manual; State of Technology Review Report.*
- UDERT, K. M., FUX, C., MUNSTER, M., LARSEN, T. A., SIEGRIST, H. & GUJER, W. 2003. Nitrification and autotrophic denitrification of source-separated urine. *Water Science and Technology*, 48, 119-130.
- UDERT, K. M., LARSEN, T. A. & GUJER, W. 2005. Chemical Nitrite Oxidation in Acid Solutions as a Consequence of Microbial Ammonium Oxidation. *Environmental Science & Technology*, 39, 4066-4075.
- UDERT, K. M. & WÄCHTER, M. 2012. Complete nutrient recovery from source-separated urine by nitrification and distillation. *Water Research*, 46, 453-464.
- VAN LOOSDRECHT, M. C. M. & HEIJNEN, J. J. 1999. Model Based Design of a Novel Process for Nitrogen Removal from Concentrated Flows AU - Hellinga, C. *Mathematical and Computer Modelling of Dynamical Systems*, 5, 351-371.
- WARD, B. B. 2013. Nitrification☆. In: FATH, B. (ed.) *Encyclopedia of Ecology (Second Edition)*. Oxford: Elsevier.

Vedlegg

Vedlegg 1: Målte og utregnede verdier for reaktorene.

Vedlegg 2: Formlene brukt til beregning av reaktorvolum for en familie på fem.

Vedlegg 3: Formlene brukt for å regne hvor mange personer som må til for å produsere 105 kg nitrogen.

Vedlegg 1:

Tabell V1.1: Analyserte og beregnede verdier av prøver tatt fra MBBRs lagertank. Periodene er representert med fargekoder.

Dato	Målte verdier						Beregnete verdier									
	TAN influent (mg/L)	NH4 (mg/L)	NO2 (mg/L)	NO3 (mg/L)	Temp (°C)	pH	kb/kw	ka	TAN (mg/L)	NH4-N (mg/L)	NH3-N (mg/L)	NO2-N (mg/L)	HNO2-N (mg/L)	NO3-N (mg/L)	Tot-N effluent (mg/L)	N-tap (%)
21/1/19	348	87	0.0	300	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	68	68	0.03	0.00	0.000	69	137	61
24/1/19	348	135	0.0	513	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	105	105	0.05	0.00	0.000	118	223	36
28/1/19	349	69	0.0	250	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	54	54	0.02	0.00	0.000	57	112	68
29/1/19	484	208	0.0	747	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	162	162	0.07	0.00	0.000	172	334	31
30/1/19	484	219	0.0	773	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	171	171	0.07	0.00	0.000	178	349	28
31/1/19	484	224	0.0	818	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	175	175	0.08	0.00	0.000	188	363	25
4/2/19	484	244	0.0	860	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	190	190	0.08	0.00	0.000	198	388	20
5/2/19	484	253	0.0	897	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	197	197	0.08	0.00	0.000	206	404	17
6/2/19	484	257	0.8	904	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	201	200	0.09	0.25	0.002	208	409	16
7/2/19	484	252	0.6	873	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	197	197	0.08	0.18	0.001	201	398	18
8/2/19	484	216	0.5	727	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	169	168	0.07	0.16	0.001	167	336	31
14/2/19	974	94	0.0	726	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	73	73	0.03	0.00	0.000	167	240	75
15/2/19	974	112	0.0	474	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	87	87	0.04	0.00	0.000	109	196	80
19/2/19	974	212	0.0	791	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	165	165	0.07	0.00	0.000	182	347	64
22/2/19	484	248	2.4	877	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	194	193	0.08	0.73	0.004	202	396	18
28/2/19	484	186	0.0	1147	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	145	145	0.06	0.00	0.000	264	409	16
1/3/19	484	185	0.0	1169	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	144	144	0.06	0.00	0.000	268	412	15
7/3/19	484	244	2.7	1128	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	190	190	0.08	0.82	0.005	259	451	7
14/3/19	739	328	0.0	726	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	256	256	0.11	0.00	0.000	167	423	43
18/3/19	739	391	2.0	903	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	305	305	0.13	0.60	0.004	208	513	31
20/3/19	739	158	0.0	1387	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	123	123	0.05	0.00	0.000	319	442	40
25/3/19	785	360	0.0	1413	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	281	280	0.12	0.00	0.000	325	605	23
29/3/19	785	492	0.0	1704	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	384	384	0.17	0.00	0.000	392	776	1
1/4/19	774	522	3.0	1786	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	407	407	0.18	0.9	0.005	411	819	-6
Periode:	M1	M2	M3	M4	M5											

Tabell V1.2: Analyserte og beregnede verdier for prøver tatt fra biofilter R2 lagertank. Periodene er representert med fargekoder.

Dato	Målte verdier						Beregnete verdier									
	TAN influent (mg/L)	NH4 (mg/L)	NO2 (mg/L)	NO3 (mg/L)	Temp (°C)	pH	kb/kw	ka	TAN (mg/L)	NH4-N (mg/L)	NH3-N (mg/L)	NO2-N (mg/L)	HNO2-N (mg/L)	NO3-N (mg/L)	Tot-N effluent (mg/L)	N-tap (%)
29/3/19	280	160	319	212	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	125	125	0.05	96	0.58	49	270	4
1/4/19	280	91	5	593	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	71	71	0.03	2	0.01	136	209	25
3/4/19	272	133	2	596	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	104	104	0.04	1	0.00	137	241	14
5/4/19	408	138	3	528	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	108	108	0.05	1	0.01	121	230	15
8/4/19	544	172	6	615	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	134	134	0.06	2	0.01	141	277	32
10/4/19	816	201	14	847	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	157	157	0.07	4	0.03	195	356	35
Periode:	BF4	BF5	BF6	BF7	BF8	BF9										

Tabell V1.3: Analyserte og beregnede verdier for prøver tatt fra biofilterreaktor R2. Periodene er representert med fargekoder.

Dato	Målte verdier						Beregnete verdier									
	TAN influent (mg/L)	NH4 (mg/L)	NO2 (mg/L)	NO3 (mg/L)	Temp (°C)	pH	kb/kw	ka	TAN (mg/L)	NH4-N (mg/L)	NH3-N (mg/L)	NO2-N (mg/L)	HNO2-N (mg/L)	NO3-N (mg/L)	Tot-N effluent (mg/L)	N-tap (%)
15/2/19	490	350	6	45	15	9.2	3.69E+09	3.40E-04	390	273	117.35	19	0.00	10	403	18
18/2/19	490	235	50	60	15	9.1	3.69E+09	3.40E-04	246	184	62.71	15.1	0.00	14	275	44
19/2/19	490	414	6	5	15	9.1	3.69E+09	3.40E-04	433	323	110.31	19	0.00	1	436	11
20/2/19	490	168	207	62	15	9	3.69E+09	3.40E-04	166	131	35.53	62.1	0.00	14	243	50
22/2/19	490	84	107	216	15	8.8	3.69E+09	3.40E-04	77	65	11.20	32.1	0.00	50	158	68
25/2/19	490	80	105	121	15	8.1	3.69E+09	3.40E-04	64	62	2.12	31.6	0.00	28	124	75
28/2/19	490	71	188	195	15	6.5	3.69E+09	3.40E-04	55	55	0.05	56.5	0.17	45	157	68
4/3/19	490	77	250	191	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	60	60	0.03	74.9	0.46	44	179	63
6/3/19	490	85	271	171	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	66	66	0.03	81.3	0.50	39	187	62
10/3/19	490	84	259	228	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	66	66	0.03	77.6	0.47	53	196	60
18/3/19	272	106	138	438	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	83	83	0.04	41.5	0.25	101	225	17
20/3/19	272	118	83	451	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	92	92	0.04	24.9	0.15	104	221	19
22/3/19	275	119	21	637	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	93	93	0.04	63	0.04	147	246	11
29/3/19	225	95	3	702	15	6.2	3.69E+09	3.40E-04	74	74	0.03	0.9	0.01	161	236	-5
Periode	BF2	BF3	BF4	BF5												

Tabell V1.3: Analyserte og beregnede verdier for prøver tatt fra biofilterreaktor R1. Periodene er representert med fargekoder.

Dato	Målte verdier						Beregnete verdier									
	TAN influent (mg/L)	NH4 (mg/L)	NO2 (mg/L)	NO3 (mg/L)	Temp (°C)	pH	kb/kw	ka	TAN (mg/L)	NH4-N (mg/L)	NH3-N (mg/L)	NO2-N (mg/L)	HNO2-N (mg/L)	NO3-N (mg/L)	Tot-N effluent (mg/L)	N-tap (%)
29/1/19	490	182	231	21	19	7.6	2.71E+09	2.76E-04	144	142	2.29	69	0.02	5	218	55
30/1/19	490	117	322	37	19	6.8	2.77E+09	2.69E-04	91	91	0.19	97	0.20	9	196	60
31/1/19	490	34	135	81	19	5.4	2.69E+09	2.59E-04	26	26	0.00	41	1.87	19	87	82
4/2/19	490	48	164	148	19	5.5	2.65E+09	2.59E-04	37	37	0.00	49	2.11	34	123	75
5/2/19	490	37	162	84	20	5.6	2.55E+09	2.59E-04	29	29	0.00	49	1.73	19	98	80
6/2/19	490	59	163	206	19	5.6	2.69E+09	2.60E-04	46	46	0.01	49	1.48	47	144	71
11/2/19	490	70	326	132	20	5.5	2.55E+09	2.59E-04	54	54	0.01	98	3.99	30	186	62
12/2/19	490	67	283	112	19	5.4	2.65E+09	2.58E-04	52	52	0.01	85	4.21	26	167	66
Periode	BF1															

Vedlegg 2:

$$V_t = \frac{100}{K} \times I \times \frac{Q}{V}$$

V_t = Reaktorvolum som trengs for å behandle den daglige urinproduksjonen til en familie på fem [l]

I = daglig urinproduksjon til en familie på fem [l/d]

V_r = Reaktorvolumet laboratorieskala [l]

Q = Gjennomstrømning beregnet fra forsøk [l/d]

K = Høyst brukte konsentrasjon ved forsøket [%]

Eq. For MBBR ble det ved konsentrasjon 15% en gjennomstrømning på 0,7 l/d. Dette gir et reaktorvolum for en familie på fem som produserer 7,5 l/d urin:

$$V_t = \frac{100}{15} \times 7.5 \times \frac{2.5}{0.8} = 180$$

Vedlegg 3:

$$\beta = \frac{C}{H \times R}$$

B = Antall personer som må til for å produsere gitt mengde nitrogen [kg]

C = ønsket mengde nitrogen [kg]

H = urin produsert per person per år [l/år]

N-tot = Total mengde nitrogen [kg]

R = konsentrasjon N-tot i løsningen produsert for dette forsøket [kg/l]

Eq. Konsentrasjonen nitrogen i løsningen er $6,4 \times 10^{-4}$ kg/l. Når 1 person produserer 550 l urin per år, trengs det for å produsere 105 kg nitrogen på et år:

$$\beta = \frac{105}{550 \times 6,4 \times 10^{-4}} = 300$$



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway