EMISSIONS- OG ENERGIOPTIMERING AF DEAMMONIFIKATIONSPROCESSER

DANVA VUDP DELRAPPORT ARBEJDSPAKKE 3

BESTEMMELSE AF ANAMMOX-AKTIVITET I HOVEDSTRØMMEN

DATO: 20. december 2018

Projekt ID: 88.2016

VUDP, Emissions- og energioptimering af deammonifikationsprocesser i hoved- og sidestrøm

Udgiver:
DANVA

Udarbejdet af:
Aarhus Vand og EnviDan

Finansiering:
Vejledningen er finansieret af
VUDP, Vandsektorens Udviklings- og Demonstrationsprogram

Samarbejdspartnere:
Aarhus Vand A/S
EnviDan A/S
Aarhus Universitet
DHI A/S
VandCenterSyd A/S
BIOFOS A/S

Kategori (Spildevand, drikkevand eller klimatilpasning): Spildevand

TEKNISK RAPPORT ARBEJDSPAKKE 3

Bestemmelse af anammox-aktivitet i hovedstrømmen

Indholdsfortegnelse

1 Sammenfatning 3

2 English summary 4

3 Introduktion 5
3.1 Baggrund 5
3.2 Formål 8

4 Kortlægning af nuværende drift 9
4.1 Procesbeskrivelse – hovedproces på Marselisborg Renseanlæg 9
4.1.1 Anlægsbeskrivelse og procesoverblik 9
4.1.2 Bio-Denitro® proces i hovedstrømmen 10
4.1.3 Sidestrøms anammox anlæg – DEMON® 11
4.1.4 Sandfilteranlæg 11
4.2 Procesteknisk drift i projektperioden 12
4.2.1 Flow 12
4.2.2 Belastning 12
4.2.3 C/N forhold 14
4.2.4 Temperatur 15
4.2.5 Iltkoncentration i procestanke 16
4.2.6 Aerob slamalder 17

5 Projektresultater 18
5.1 Måle- og analyseprogram i fuldskala 18
5.2 Aktivitetsbestemmelse i laboratorieskala 18
5.3 Aktivitetsbestemmelse i fuldskala 20
5.4 DNA-sekvensanalyse 20
5.5 Kvælstof massebalance 22
5.6 Specifik N-belastning og specifik N-fjernelse 23
5.7 Energiforbrug 26
5.7.1 Fordeling af energiforbrug i hele anlægget 26
5.7.2 Energiforbrug til kvælstoffjernelse i procestanke 27
5.7.3 Specifikt energiforbrug til kvælstoffjernelse 30
5.8 Anbefaling til styringsprincipper 32
5.8.1 Styringsprincipper 32

6 Litteraturliste 36

1 Sammenfatning

I perioden fra 1.1.2016 til 31.12.2018 har Aarhus Vand, VandCenterSyd, Aarhus Universitet, DHI, EnviDan og BIOFOS med tilskud fra VUDP gennemført projektet: Emissions- og energioptimering af deammonifikationsprocesser i hoved-og sidestrøm. Afrapporteringen af projektet indeholder følgende delrapporter:

- Arbejdspakke 1: Aktivitetsbestemmelse i kvælstof pathways i laboratorieskala
- Arbejdspakke 2: Online styring af sidestrøms-anammox med fokus på reduktion af emissioner
- Arbejdspakke 3: Bestemmelse af anammox-aktivitet i hovedstrømmen

Nærværende rapport er afrapporteringen af Arbejdspakke 3.
Formålet med Arbejdspakke 3 var at bestemme andelen af omsat kvælstof via anammox eller nitritshunt i hovedstrømmen.

Test i laboratorie i 2016 udført af DHI viser, at anammox-aktiviteten falder, når procestemperaturen falder. Når temperaturen når 15 °C, falder anammox-aktiviteten til 4-8 %. Ligeledes hænger N-fjernelsen også sammen med mængden af anammoxbakterier, og undersøgelser med prøve fra hovedstrømmen viser, at anammoxbakterierne bidrager med <1% af N-omsætningen i hovedstrømmen.
Der blev også foretaget DNA analyser, som viste, at bakteriearterne i hovedstrømmen og DEMON anlægget var forskellige. Dette antyder, at anammox bakterierne overføres til hovedstrømmen i minimalt omfang.
I 2018 udførte Aarhus Universitet (AU) en fuldskala målekampagne for at undersøge mulighederne for en nitritshunt i hovedstrømmen på Marselisborg Renseanlæg. Målekampagnen blev udført med real-time sensorer, som målte O_2, NH_4^+, NO_2^- og NO_3^-. Målingerne viste, at der blev produceret NO_3^- hvilket viser at der foregår almindelig nitrifikation/denitrifikation i procestankene. Med de opsamlede data kan det dog ikke afvises, at der er en delvis nitritshunt i procestankene på Marselisborg Renseanlæg.
Det specifikke energiforbrug til kvælstoffjernelse i procestankene blev også beregnet med data fra 2014 og frem til efteråret 2018, og viste et fald i energiforbrug i 2016. Dette fald i energiforbrug kan bl.a. skyldes løbende styringsoptimering eller tilstedeværelse af en delvis nitritshunt. I 2018 har energiforbruget haft en lille stigende tendens, og grunden til dette kan være, at der i en periode har været en delvis nitritshunt i procestankene på Marselisborg Renseanlæg, men at driftsforstyrrelser har modarbejdet processen, og nitritshunten dermed ikke længere er tilstede.

I forhold til en styringsstrategi for fremmelse af nitritshunten anbefales et styringsprincip med lavt iltsetpunkt, kort slamalder, intermitterende drift med korte aerobe og anoxiske faser samt opretholdelse af en ammoniumkoncentration på >2-3 mg NH_4^+-N/l i væskefasen.

2 English summary

Between 1.1.2016 and 31.12.2018, Aarhus Vand, VandCenterSyd, Aarhus University, DHI, EnviDan and BIOFOS, with a grant from VUDP, has completed the project "Emission and energy optimization of deamonification processes in main and side stream". The report of the project contains the following sub-reports:

- Work Package 1: Activity determination in nitrogen pathways in laboratory scale
- Work Package 2: Online Management of Side Stream Anammox Focusing on Reduction of Emission
- Work Package 3: Determination of anammox activity in the main stream

This report is the report of Work Package 3.
The purpose of Work Package 3 was to determine the proportion of nitrogen converted through anammox or nitrite shunt in the mainstream.
Laboratory tests in 2016 performed by DHI showed that the anammox activity decreases when the process temperature drops. When the temperature reaches 15 °C the anammox activation drops to 4-8%. Likewise the N-removal is also associated with the amount of anammox bacteria and studies with mainstream samples show that anammox bacteria contribute <1% of the N conversion in the mainstream. DNA sequencing were also made which showed that the bacterial species in the mainstream and the DEMON plant were different. This suggests that the anammox bacteria transfer from the DEMON plant to the mainstream is insignificant.
In 2018 Aarhus University conducted a full-scale measurement campaign to investigate the possibilities for a nitrite shunt in the main stream at Marselisborg Waste Water Treatment Plant (WWTP). The measuring campaign was performed with real-time sensors, which measured O_2, NH_4^+, NO_2^- and NO_3^-. The measurements showed that NO_3^- was produced indicating that there is regular nitrification/denitrification in the process tanks. However, with the collected data, it cannot be denied that there is a partial nitrite shunt in the process tanks at Marselisborg WWTP.
The specific energy consumption for nitrogen removal in the process tanks was calculated using data from 2014 up to autumn 2018 and showed a decrease in energy consumption in 2016. This decrease in energy consumption can, among other things, be due to ongoing management optimization or presence of a partial nitrite shunt. In 2018 energy consumption has had a slight increase, and the reason for this could be that there has been a partial nitrite shunt in the process tanks earlier but operation instabilities have counteracted the process, and the nitrite shunt thus is no longer present.

In relation to an operation strategy for the promotion of nitrite shunt, a low oxygen set point control, short sludge age, alternating operation with short aerobic and anoxic phases, and ammonium concentration of more than 2-3 mg NH_4^+-N / L in the liquid phase are recommended.

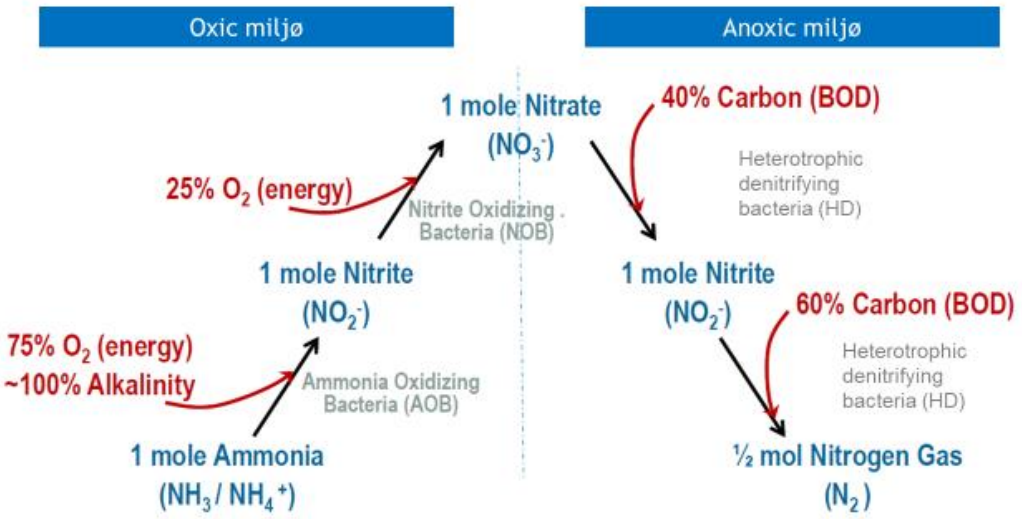
3 Introduktion

3.1 Baggrund

Danske forsyningsselskaber har i flere år haft stor fokus på energioptimering gennem en større energiproduktion og et lavere energiforbrug. I denne sammenhæng spiller kulstofhøsten i et primærtrin og efterfølgende anaerob udrådning af primærslammet en afgørende rolle. Et øget udtag af primærslam giver en ekstra metanproduktion og et reduceret energiforbrug til den biologiske rensning, hvilket muliggør en positiv netto elproduktion.

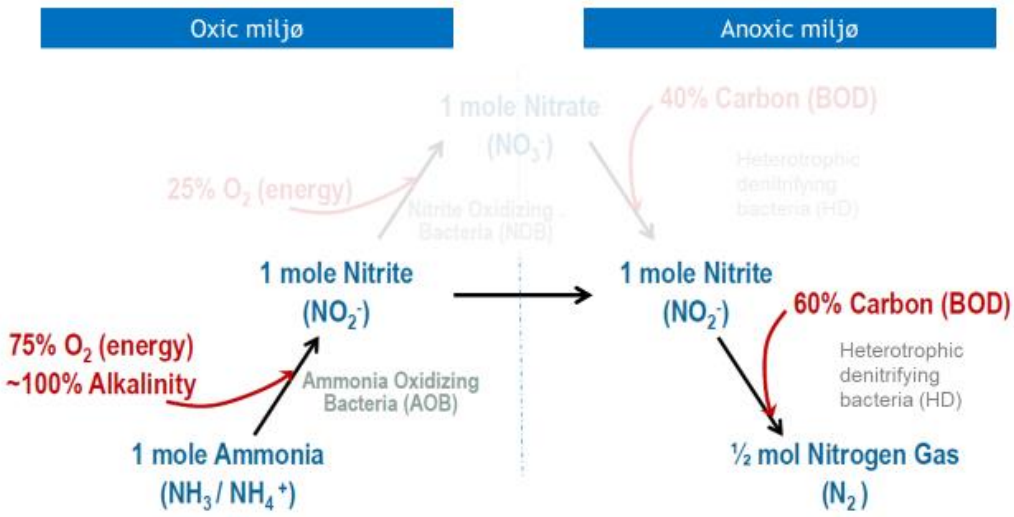
Det energiproducerende anlæg har øget branchens interesse for alternative metoder for kvælstoffjernelse. I Danmark er der nu på mange større renseanlæg med rådnetanke etableret rejektvandsrensning med ANAMMOX. Erfaringerne hermed er i de fleste tilfælde gode med velfungerende sidestrømsprocesser, hvor rensegrader for Total-N ligger på omkring 85 %. Enkelte danske anlæg har forsøgt at etablere ANAMMOX i hovedstrømmen med seed fra en sidestrøms ANAMMOX-proces og kontrolleret udtag af overskudsslam fra hovedanlæg via cykloner. Undersøgelser har vist, at en hovedstrøms ANAMMOX-proces kun står for en meget lille del af kvælstoffjernelsen, hvorfor der ikke er set nærmere på styringsprincipper for hovedstrøms ANAMMOX-processen.

Aktivt slamanlæg i Danmark bygger på traditionel kvælstoffjernelse med nitrifikation og denitrifikation, hvor ammonium (NH_4^+-N) først iltes til nitrit (NO_2^--N) og derefter til nitrat (NO_3^--N). Efterfølgende omsættes den producerede nitrat til frit kvælstof (N_2) uden ilt under forbrug af kulstof, jf. Figur 1.



Figur 1. Omsætning af ammonium gennem konventionel nitrifikation-denitrifikation med angivelse af involverede bakterier. Derudover vises behov for ilt, kulstof og alkalinitet. (Jimenez, J. 2014).

Af Figur 1 ses, at den traditionelle kvælstoffjernelse passerer nitrit på vej fra ammonium til frit kvælstof to gange. Ved styringsteknisk at favorisere de ammoniumoxiderende bakterier (AOB) og undertrykke de nitritoxiderende bakterier (NOB) kan nitrit omsættes direkte til frit kvælstof. Denne nitritation/denitritation (Nitritshunt) er vist på Figur 2.



Figur 2. Omsætning af ammonium gennem nitritshunt og involverede bakterier. Derudover vises behov for ilt, kulstof og alkalinitet. (Jimenez, J. 2014)

I forhold til nitrifikation-denitrifikation bliver nitrat omgået, hvilket fører til besparelser af ilt og kulstof. I nitritshunten (i forhold til N/DN) er oxidering af nitrit til nitrat og reducering af nitrat til nitrit ikke nødvendig. Herved kan teoretisk spares ca. 25 % af beluftningskapaciteten og 40 % af kulstofbehovet, hvilket er specielt interessant i forbindelse med kulstofhøst over primærtrinnet samt energibesparelse og kapacitetsfrigivelse i procestankene. Det skal bemærkes, at såfremt der er tilstrækkeligt COD til rådighed for denitrifikation eller denitritation er der ingen forskel i teoretisk netto iltforbrug til kvælstoffjernelsen. Nitritshunten muliggør dog kvælstoffjernelse ved et COD/Total-N forhold på omkring 3-5, hvorfor der således kan foretages en mere aggressiv kulstofhøst. Endelig kan der i processtyringen af en nitritshunt sammenlignet med en styring for traditionel kvælstoffjernelse ligge et potentiale for reduktion af overbeluftning.

I Tabel 1 er vist optimeringspotentialer i forhold til traditionel kvælstoffjernelse ved indførsel af rejektvandsbehandling med en sidestrøms ANAMMOX-proces og en rejektvandsbehandling med en sidestrøms ANAMMOX-proces og nitritshunt, der muliggør en kvælstoffjernelse ved et COD/Total-N-forhold på omkring 3-5. Der er taget udgangspunkt i et COD/Total-N forhold i tilløb renseanlæg på 12 og en rensegrad på 85 % for Total-N i rejektvandsbehandlingen. Yderligere er det antaget, at den traditionelle kvælstoffjernelse kan foregå ved et COD/Total-N forhold på godt 6.

Processer	COD reduktion biologisk trin [%]	COD/Total-N inkl. rejekt biologisk trin	Ekstra energi-produktion [%]	Belastningsred. procestanke [%]
N/DN	45	6,3		
N/DN, rejekt-vandsbehandling	52	6,3	~10	~15
N/DN, rejekt-vandsbehandling og nitritshunt	60-75	3,2-5,2	~20-35	~30-55

Tabel 1. Optimeringspotentiale ved indførsel af rejektvandsbehandling med ANAMMOX, rejektvandsbehandling med ANAMMOX og nitritshunt i hovedanlægget sammenlignet med traditionel kvælstoffjernelse uden rejektvandsbehandling.

Den ekstra energiproduktion er beregnet ud fra tilvækst i produceret biogas. En COD-reduktion på 60-75 % vil typisk svare til en SS-reduktion på 75-90 %, hvilket vurderes at være det maksimale udtag med traditionelle primærtanke og biosorption eller forfiltreringsteknologier med dosering af fældningskemi i form af metalsalte og polymer.

Ved indførsel af rejektvandsbehandling kan COD-reduktionen over primærtrinnet øges fra 45 til 52 % ved samme COD/Total-N forhold resulterende i 10 % ekstra energiproduktion og en belastningsreduktion til procesafsnittet på 15 %, der yderligere giver en besparelse i elforbrug. Indføres der en nitritshunt i hovedanlægget sammen med en rejektvandsbehandling, kan COD-reduktionen over primærtrinnet øges fra 45 til 60-75 %, hvilket giver omkring 20-35 % ekstra energiproduktion og en belastningsreduktion til procesafsnittet på 30-55 % samt en væsentlig besparelse i elforbrug.

Det er usandsynligt, at de teoretiske besparelser vil blive opnået i praksis, idet nitritshunten sandsynligvis vil foregå samtidigt med en simultan nitrifikation og denitrifikation for at imødekomme afløbskravværdier for kvælstof samtidigt med, at der på langt de fleste danske renseanlæg selv med et effektivt primærtrin vil være et COD/Total-N-forhold i processen på typisk 5-7. Ved dette COD/total-N forhold vil der med indførsel af en nitritshunt blot skulle benyttes ilt til direkte fjernelse af overskydende COD.

På Marselisborg Renseanlæg blev der i 2015 opstillet en hypotese vedr. forklaringer på, at et observeret reduceret elforbrug på ca. 20% i biotrinnet måske kunne tillægges enten anammox aktivitet og/eller nitrit-shunt aktivitet. Det reducerede elforbrug blev målt over en længere periode fra 2015 og det kunne ikke umiddelbart tilskrives reduceret belastning eller yderligere iværksatte energieffektiviseringstiltag.

Aktiviteterne i Arbejdspakke 3 er opstillet med henblik på at kunne afkræfte eller bekræfte denne hypotese.

Undersøgelserne er gennemført ved gennemførelse af kontrollerede laboratorieforsøg, analyser i fuldskala, hvor data fra anlæggets online sensorer er analyseret over en længere periode.

Endelig har Aarhus Universitet gennemført målekampagner i perioden fra maj 2018 til medio august, hvor der er gennemført specialundersøgelser i biotrinnet på Marselisborg Renseanlæg.

3.2 Formål

Formålet med Arbejdspakke 3 er, at bestemme de reelt opnåede omsætningsrater for anammox i hovedstrømmen således, at det kan dokumenteres hvor stor en andel af kvælstoffjernelsen, der kan tilskrives nitritation-denitritation (nitritshunt) eller partiel nitritation-anammox (deammonifiktaion).

Der foretages anammox aktivitetsbestemmelser i fuldskala, med de i Arbejdspakke 1 udviklede testmetoder på et af parternes renseanlæg. Analyseprogrammet forløber over en længere periode, således at vi kan undersøge anammox-aktivitetens afhængighed af spildevandstemperaturen under danske forhold.

Projektet formål var, at kortlægge sammenhængene mellem de enkelte renseanlægs nuværende drift, inkl. online monitorering, og den opnåede anammox-aktivitet undersøges.

Marselisborg Renseanlæg blev udvalgt som test site til kortlægning af kvælstoffjernelsen, herunder andelen der enten kan tilskrives nitritation-denitritation (nitritshunt) eller partiel nitritation-anammox (deammonifikation).

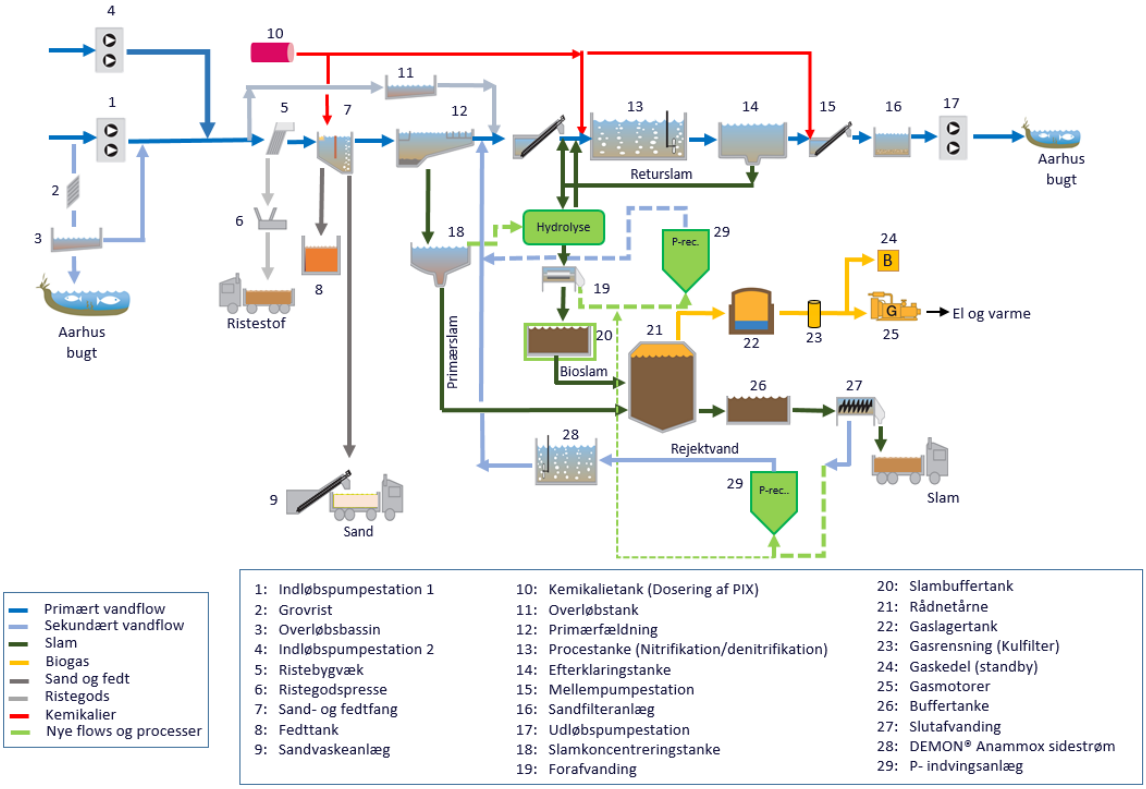
Afslutningsvis var det målet, at udarbejde anbefalinger til det mest optimale procesdesign og styring for at opnå den mest energi- og emissionseffektive kvælstoffjernelse. De opnåede resultater kan anvendes i fremtidig dimensionering og procesmodellering.

4 Kortlægning af nuværende drift

Indledningsvist er anlæggets procesdesign og nuværende driftsform beskrevet summarisk og dernæst er lagt vægt på at beskrive udviklingen i de nøgletal, som karakteriserer den procestekniske drift af anlæggets vandlinje, herunder sidestrømsprocesser i perioden fra 2014 til 2018.

Nærværende VUDP projekt blev opstartet 1.1.2016, men der er alligevel valgt at fokusere på hele perioden siden 2014, hvor anammox blev i driftssat.

4.1 Procesbeskrivelse – hovedproces på Marselisborg Renseanlæg



Figur 3. Procesdiagram for Marselisborg Renseanlæg.

4.1.1 Anlægsbeskrivelse og procesoverblik

Af Figur 3 ses procesdiagrammet for Marselisborg Renseanlæg, som er traditionelt 2-trinsanlæg bestående af et primærtrin og et sekundært biologisk trin med kvælstoffjernelse fra starten af 1990'erne. I 2008 blev det udbygget med sandfiltrering og i efteråret 2014 blev der etableret side-strøms anammox anlæg (DEMON®) for at øge anlægget kvælstoffjernelse kapacitet og for at energioptimere anlægget. I 2018 blev der ligeledes i driftssat et fosforgenindvindingsanlæg (struvitudfældning).

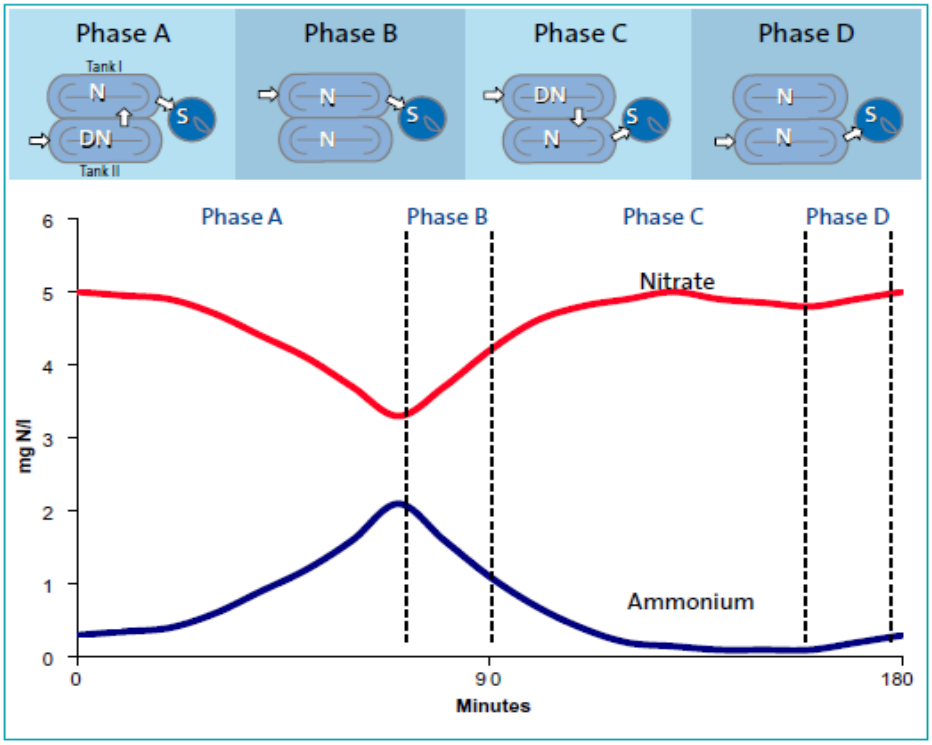
På anlægget findes der to indløbspumpestationer, hvorfra vandet ledes igennem mekaniske finriste (6 mm spaltevidde) og et beluftet sand- og fedtfang. Ristegodset køres til afbrænding, fedtet bruges i rådnetårnet til biogasproduktion, og det vaskede sand køres til Østhavnen, hvor det indbygges til opfyldning af havnebassinet.

Efter sand- og fedtfang er der primærfældning, hvor der doseres jernklorid som fældningsmiddel/flokkulant. Her udtages primærslam, som efter en koncentrering, ledes til rådnetårnene. Fra primærfældningen ledes vandet til de 4 procestanke hvor den biologiske fjernelse af kvælstof sker i et modificeret Bio-denitro® anlæg på i alt 16.800 m^3. Der er mulighed for dosering af jernklorid lige før procestankene. Procestankene styres med alternerende drift i to linjer således at der er 2 procestanke pr. linje. Efter procestankene ledes vandet til efterklaringerne, hvor slammet bundfælder. I dette trin recirkuleres en del af bioslammet tilbage til procestankene, mens den resterende del tages ud som overskudsslam.

Efter efterklaringstankene ledes vandet til sandfiltre, hvor den sidste rensning foregår, inden det rensede spildevand ledes ud i Aarhus Bugt. Det er mulighed for dosering af jernklorid til P-fjernelse i sandfiltrene. Det biologiske overskudsslam forafvandes og det ledes herefter til rådnetårnene sammen med primærslammet. I de mesofile rådnetårne produceres biogas, som i et gasmotoranlæg udnyttes til at prodicere el og varme. Efter omsætning i rådnetårnet slutafvandes slammet og køres bort til mellemlagring eller kompostering inden spredning på landbrugsjord. Rejektvandet fra forafvandingen og slutafvandingen ledes til struvitreaktorerne for at blive brugt til struvitproduktion. Rejektvandet fra struvitreaktorerne ledes til DEMON®-anlægget hvor der fjernes kvælstof med Anammox-proces. Det behandlede rejektvand samt overskudsslam fra DEMON-anlægget ledes tilbage til procestankene.

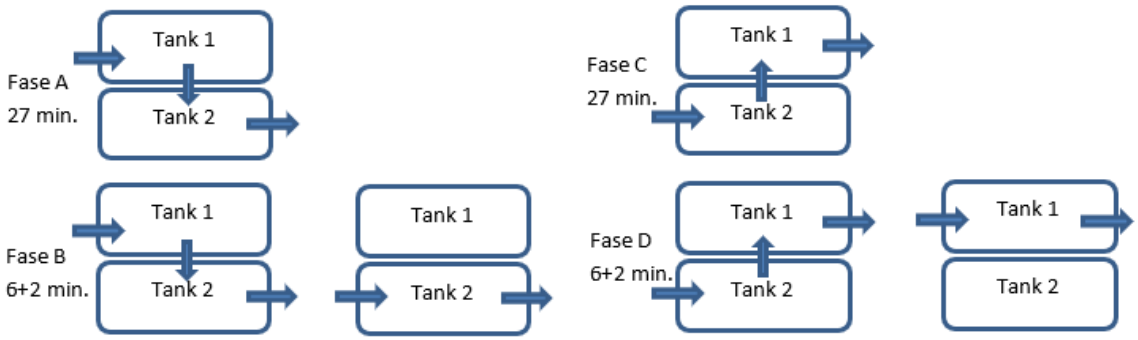
4.1.2 Bio-Denitro® proces i hovedstrømmen

På Marselisborg Renseanlæg benyttes bio-denitro proces til kvælstoffjernelse som vist i Figur 4. I fase A og C beluftes kun den ene tank i linjen således, at der kan foregå denitrifikation I den anden tank. I fase B og D beluftes begge tanke i linjen. I faserne med beluftning vil NH_4^+ niveauet falde, da NH_4^+ omdannes til NO_3^-. I faserne uden beluftning vil NO_3^- omdannes til frit kvælstof, N_2.



Figur 4. Princip i Bio-denitro. Processen består af 4 faser: A, B, C og D. De lange faser, A og C er beluftet i den tank, der fungerer som udløbstank og ikke beluftet i indløbstanken. De kortere faser, B og D, er beluftet i begge tanke. I disse faser er der indløb og udløb fra samme tank. (Krüger Veolia, 2009)

Bio-denitro processen på Marselisborg Renseanlæg er ændret styringsmæssigt således at længden af faserne er reduceret markant i forhold til traditionel bio-denitro proces. Af Figur 4 ses at længden af en hel cyklus med 4 faser almindeligvis er 180 min. På Marselisborg Renseanlæg er den samlede længde af 4 faser fastsat til 70 min. Fase A og C er sat til 27 min. mens fase B og D er sat til 8 min., hvor der skiftes afløb i de sidste 2 min. før faseskift. Faserne og tilløb/afløb er vist i Figur 5. Figuren viser, ét af to tanksæt på Marselisborg Renseanlæg.



Figur 5. Fase A, B, C og D i procestankene på Marselisborg Renseanlæg. Pilene illustrerer hvornår der er tilløb og afløb i tank 1 eller 2. Figuren afspejler 1 af 2 tanksæt.

4.1.3 Sidestrøms anammox anlæg – DEMON®

På Marselisborg Renseanlæg er der i 2014 implementeret kvælstoffjernelse med ANNAMOX bakterier i sidestrømmen. DEMON® anlægget udgøres af to nedgravede tanke på hver 140 m^3, en master- og en slave-tank. Der er recirkulering imellem de to tanke, så det er en rimelig antagelse, at der er samme driftsbetingelser i begge tanke. Rejektvandet fra tankene ledes tilbage til hovedstrømmen og ind i procestankene.
Ved traditionel biologisk kvælstoffjernelse benyttes nitrificerende og denitrificerende bakterier, som fjerner kvælstof ved omsætning af organisk stof. Denne proces er meget energikrævende sammenlignet med kvælstoffjernelse med ANAMMOX bakterier. Brugen af ANAMMOX bakterier gør det muligt at omsætte NO_2^- og NH_4^+ til frit N_2 under anoxiske forhold uden brug af ilt og organisk stof. Det reducerede behov for organisk stof til kvælstoffjernelse har flere fordele. Disse fordele består i øget kvælstoffjernelseskapacitet på renseanlægget, da der kan høstes mere organiske stof i primærtrinnet, som dermed ikke belaster procestankene. En afledt, positiv konsekvens af dette er reduceret energiforbrug til kvælstoffjernelse i procestankene. Derudover øges energiproduktionen også, da der er større gaspotentiale i primærslam end i bioslam. Ulemperne ved denne form for kvælstoffjernelse er, at omsætningsprocessen er meget langsom, og at ANAMMOX bakterierne vokser meget langsomt ved de lave temperaturer, som det danske spildevand har.
Derfor drives DEMON® på anlægget på Marselisborg Renseanlæg ved en temperatur på 28-34 °C afhængig af årstiden.

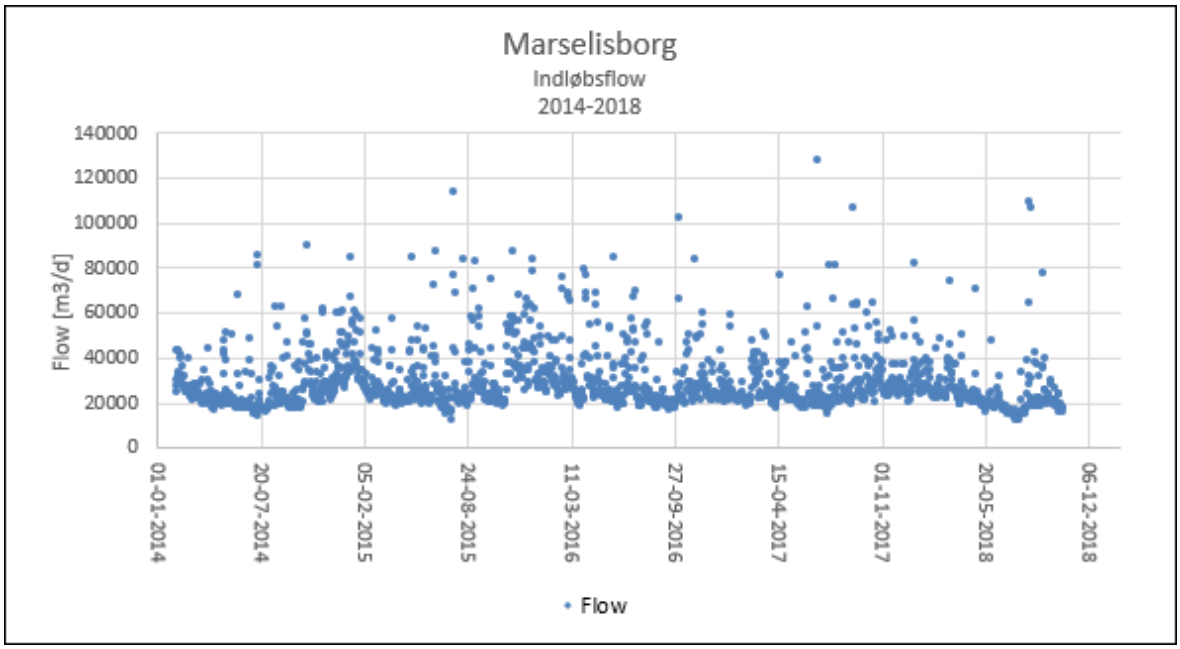
4.1.4 Sandfilteranlæg

Efter biotrinnet ledes det biologisk rensede vand til et traditionelt ét-medie sandfilteranlæg, hvor der fjernes suspenderet stof og fosfor, idet der doseres jernklorid før sandfilteret.

Idet der på Marselisborg Renseanlæg ikke er krav til ammonium i udløbet, drives anlægget med højt ammonium indhold i afløbet fra biotrinnet og erfaringsmæssigt reduceres det 1-2 mg/l ammonium-N over sandfilteranlægget inden udledning.

4.2 Procesteknisk drift i projektperioden

4.2.1 Flow

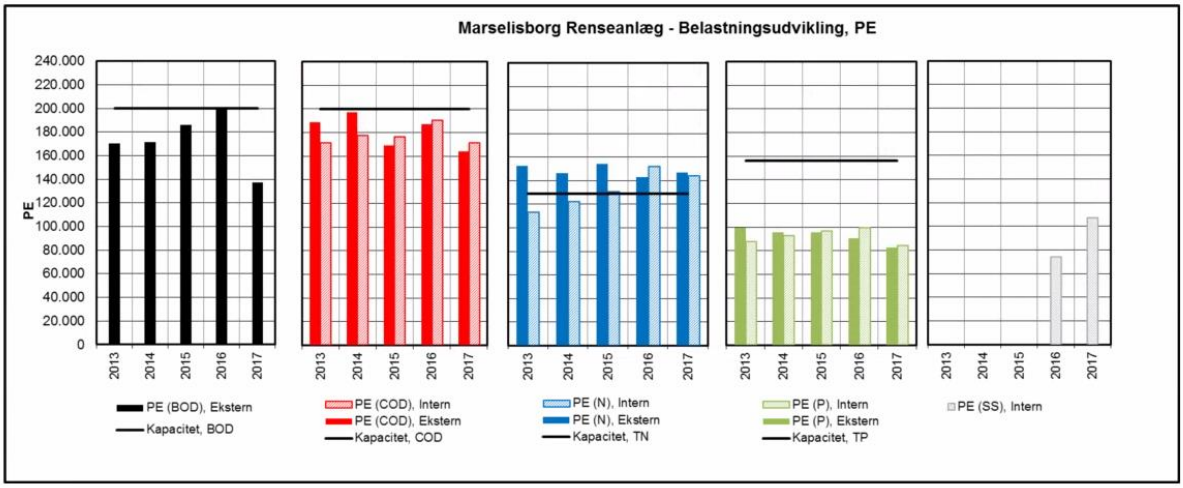


Figur 6. Indløbsflow i perioden fra d. 1/1-14 til d. 17/10-18.

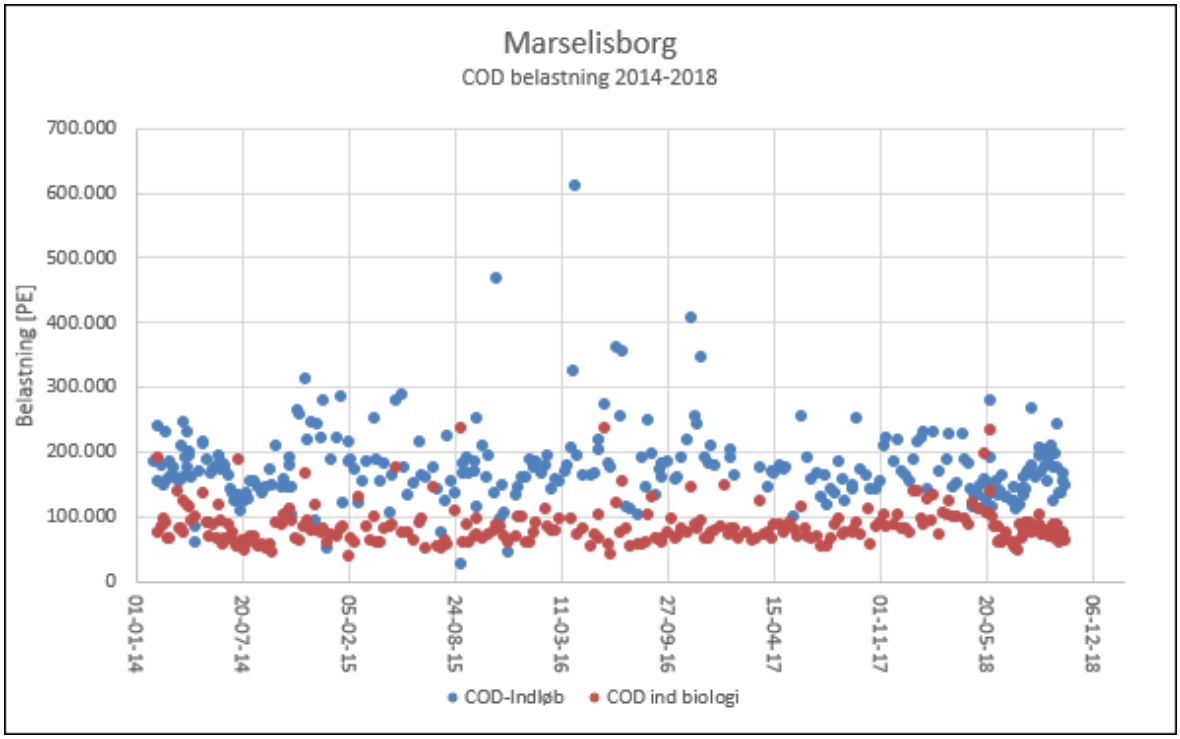
Af Figur 6 ses indløbsflowet på Marselisborg Renseanlæg i perioden fra d. 1/1-14 til d. 17/10-18. Niveauet for typisk tørvejrsflow ligger på ~25.000 m^3/d, men kan på regnvejrsdage overstige 60.000-120.000 m^3/d.

4.2.2 Belastning

Anlæggets historiske tilløbsbelastning opgjort som PE- belastning opgjort som 60%-fraktil og baseret på 120 g COD/pe·d, 60 g BI5/pe·d, 12 g N/pe·d, 2,74 g P/pe·d og 85 g SS/pe·d er for perioden 2014-2017 vises på Figur 7. Den store ændring i BI5 belastning fra 2016 til 2017 tilskrives skift fra ét eksternt analyse firma til et andet. Som det ses af belastningen fra de andre komponenter (COD, TN og TP) er der ikke andet, der antyder at belastningen af anlægget skulle være ændret markant.



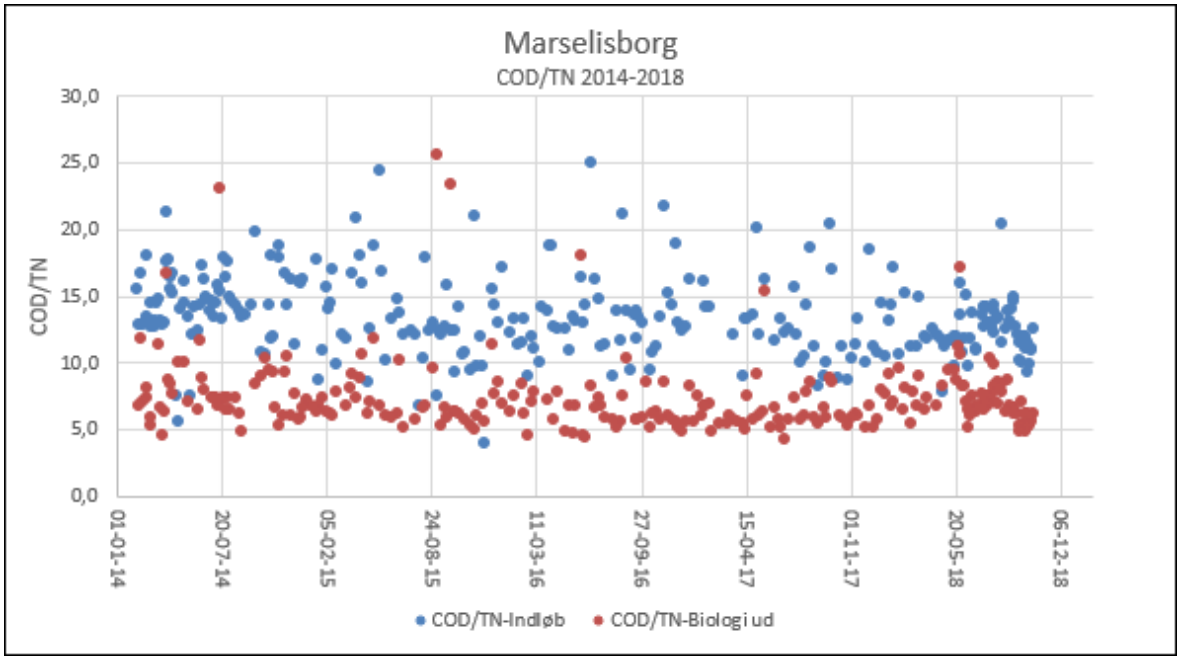
Figur 7. Marselisborg Renseanlæg – historisk indløbsbelastning, 60%-fraktiler.



Figur 8. COD-belastningen for Marselisborg Renseanlæg. Beregningerne er baseret på analyser af flowproportionale døgnprøver for hhv. indløb (blå) og tilløb til procestankene (rød).

Af Figur 8 ses COD belastningen for Marselisborg Renseanlæg i perioden 1/1-14 til 17/10-18. Gennemsnitsbelastningen i perioden er ~176.400 PE for indløbet og ~85.000 PE for tilløb til procestankene. Dette giver en gennemsnitlig fjernelsesgrad af COD over primærtrinnet på 48%

4.2.3 C/N forhold

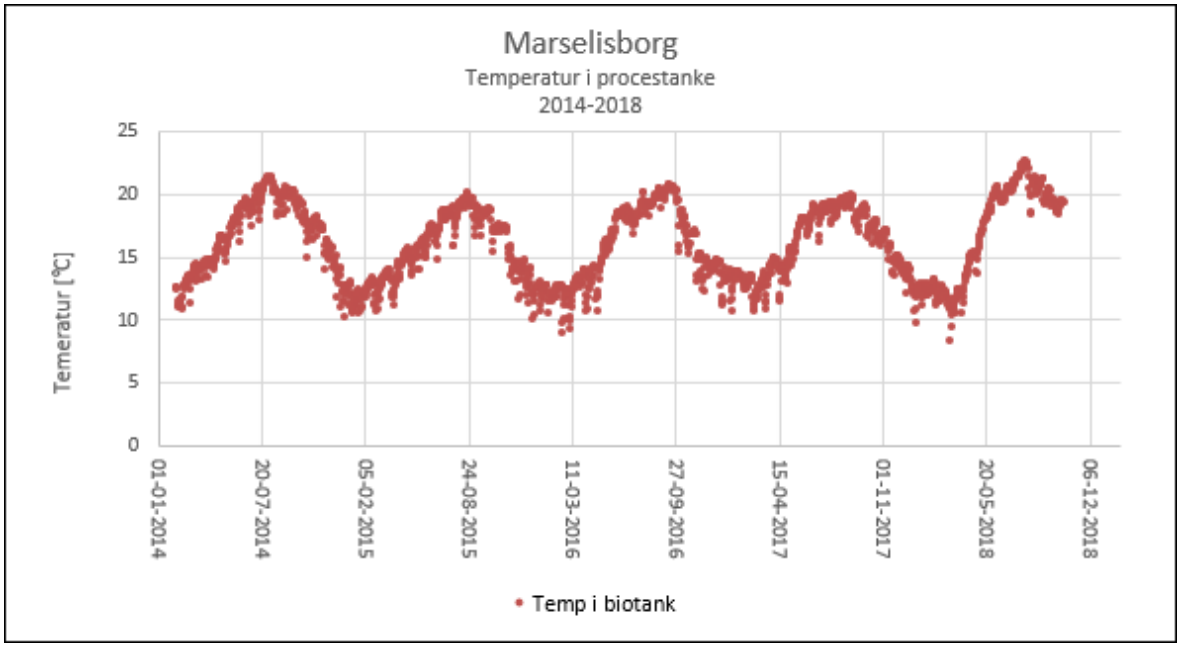


Figur 9. COD/TN-forhold i indløbet (blå) og tilløbet til procestankene (rød). Beregningerne er baseret på analyser af flowproportionale døgnprøver.

Af Figur 9 ses COD/TN-forholdet i perioden fra d. 1/1-14 til d. 17/10-18. For indløbet ligger gennemsnittet i perioden på 13,5 og for tilløbet til procestankene ligger gennemsnittet på 7,4.

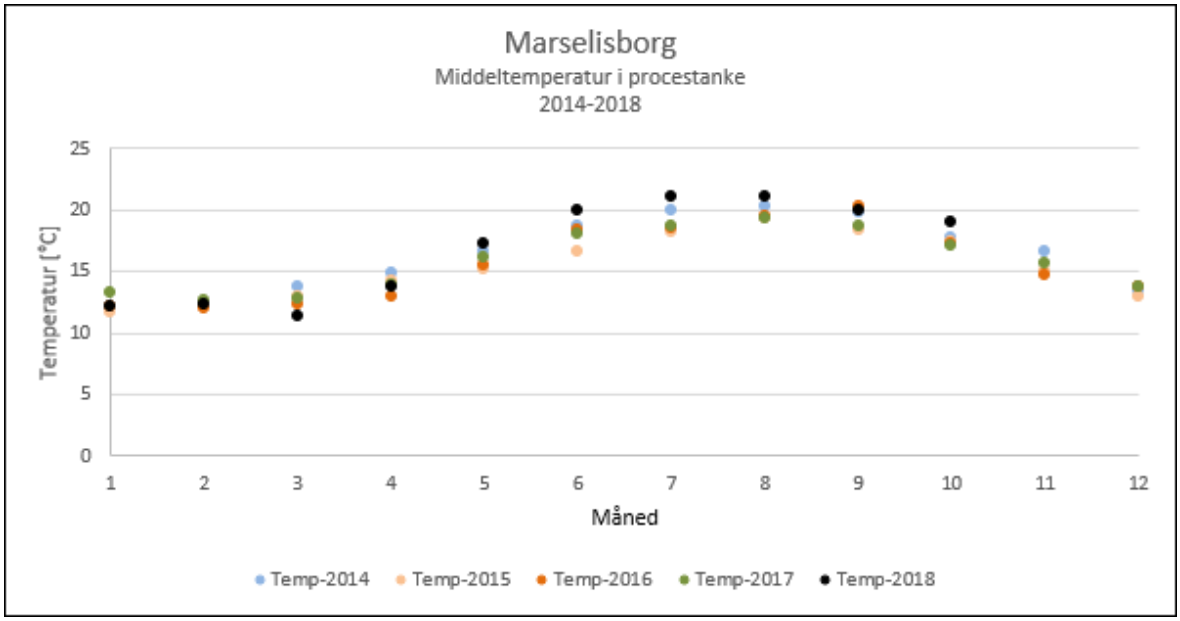
Det fremgår også af kurven, at i længere perioder i 2016-17 har COD/N-forholdet i tilløbet til biologien ligget på 5-6 (dog er der fortsat udliggere hvor det stiger over 7-8), mens det i 2018 har ligget nærmere de 7-8, hvilket har skyldtes en ustabil drift af primærtrinnet forårsaget af en del driftsproblemer i 1. halvår af 2018.

4.2.4 Temperatur



Figur 10. Temperatur i procestankene.

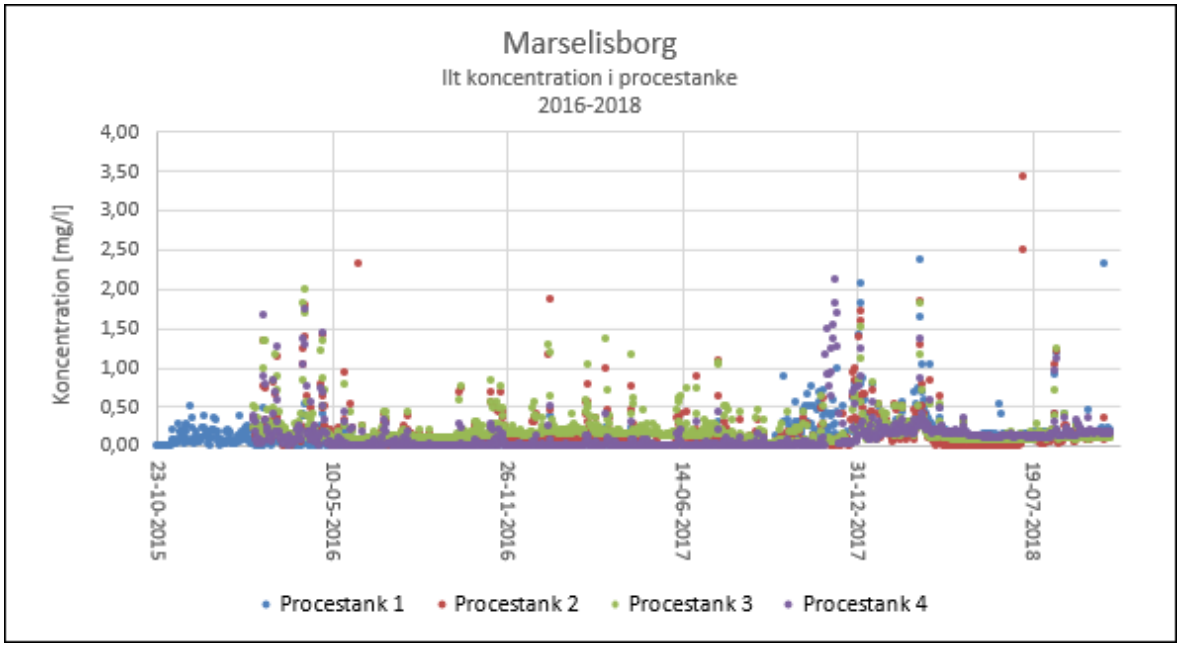
Af Figur 10 ses temperaturen i procestankene i perioden fra d. 1/1-14 til d. 17/10-18. Temperaturen varierer fra ~10 °C om vinteren til ~21 °C om sommeren. Sommeren 2018 har været atypisk med højere temperatur (23 °C) og et lavere indløbsflow end andre år.



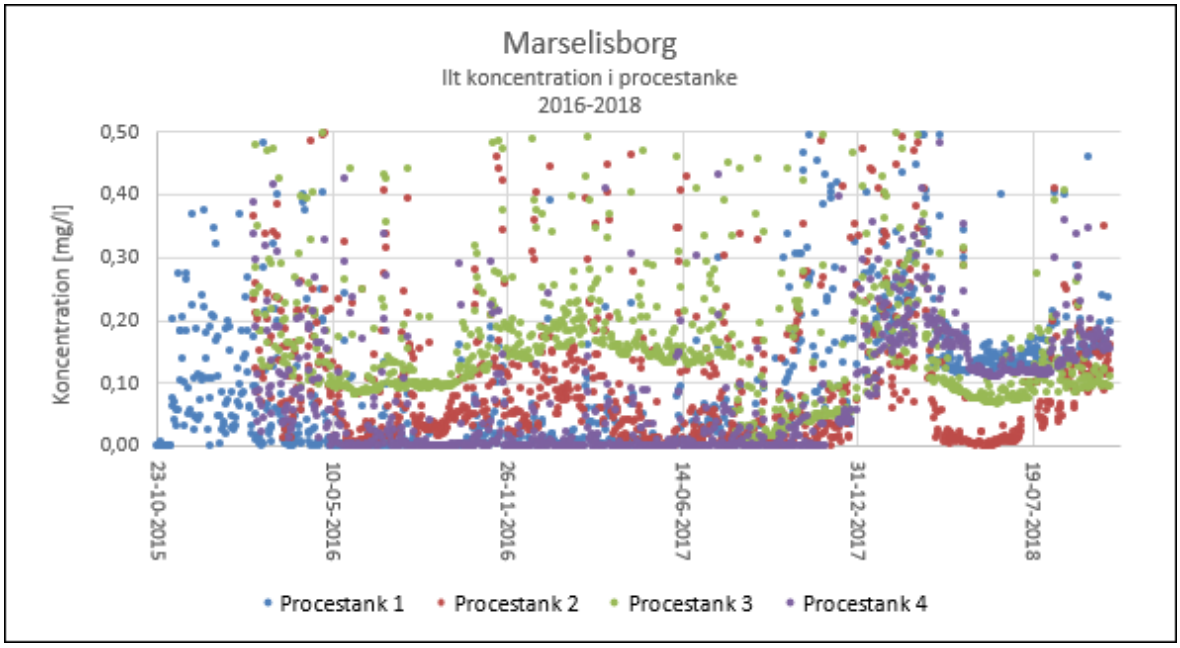
Figur 11. Temperatur i procestankene illustreret som månedsmiddel fra 2014 til 2018.

Af Figur 11 ses temperaturens årstidsvariationen. Værdierne er beregnet ud fra en onlinemåler placeret i tilløbet til procestankene. Værdierne er månedsmiddelværdier.

4.2.5 Iltkoncentration i procestanke



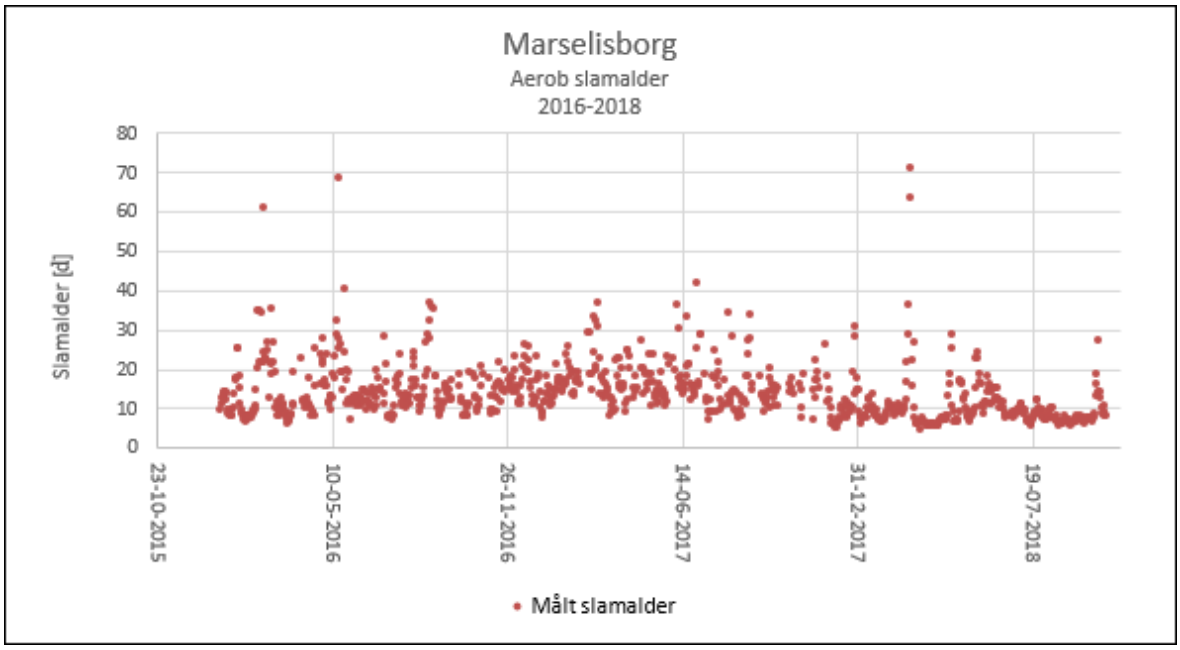
Figur 12. Iltkoncentration i procestanke 1-4 i perioden 1/1-16 til 17/10-18. Iltkoncentrationen er <0,5 mg/l det meste af tiden med enkelte værdier >1 mg/l.



Figur 13. Iltkoncentration i procestanke 1-4 i perioden 1/1-16 til 17/10-18, ligesom på Figur 12, men i lavere range, så tendenser tydeliggøres.

Af Figur 12 og Figur 13 ses at iltkoncentrationen i procestanke 1-4 generelt er <1 mg/l med enkelte dage hvor iltkoncentrationen >1 mg/l. Det ses også at der ved årsskiftet 2017-2018 sker en pludselig stigning i iltkoncentration i procestank 1 og 4.

4.2.6 Aerob slamalder



Figur 14. Den målte aerobe slamalder i perioden fra d. 1/1-2016 til d. 17/10-2018. Slamalderen er i gennemsnit ~14 døgn for hele perioden. I 2018 falder slamalderen til et gennemsnit på ~10 døgn.

Den aerobe slamalder har I det meste af perioden fra d. 1/1-16 til d. 31/12-17 ligget jævnt fordelt mellem 10 og 20 døgn. Ved årsskiftet 2017-2018 falder slamalderen en smule og bliver mere stabil omkring 10 døgn. Dette ses af Figur 14.

5 Projektresultater

5.1 Måle- og analyseprogram i fuldskala

I projektperioden (2016-2018) er der gennemført et normalt måleprogram for både de eksterne ind- og udløbsanalyser (akkrediteret analyser foretaget af EUROFINS). Et normalt måleprogram består af 12 indløbsprøver og 24 udløbsprøver på et år, hvor der analyseres for COD, BI5, NH_4^+, NO_3^-, TN, TP og SS. Derudover er foretaget interne analyser, som både har været baseret på online målere, sensorer samt prøveudtagninger og analyser. I hovedtræk har disse bestået af følgende:

- Online målinger (flow, tryk, slamniveau og temperatur)
- Online procesanalyser (O_2, NH_4^+, NO_3^- og SS)
- Prøveudtagninger og analyser i indløb, tilløb til biologi og udløb fra sandfilter (COD, TN, TP, SS)
- Energiforbrugsmålinger på delprocesser (opgørelse på komponent og/eller procesafsnitsniveau).

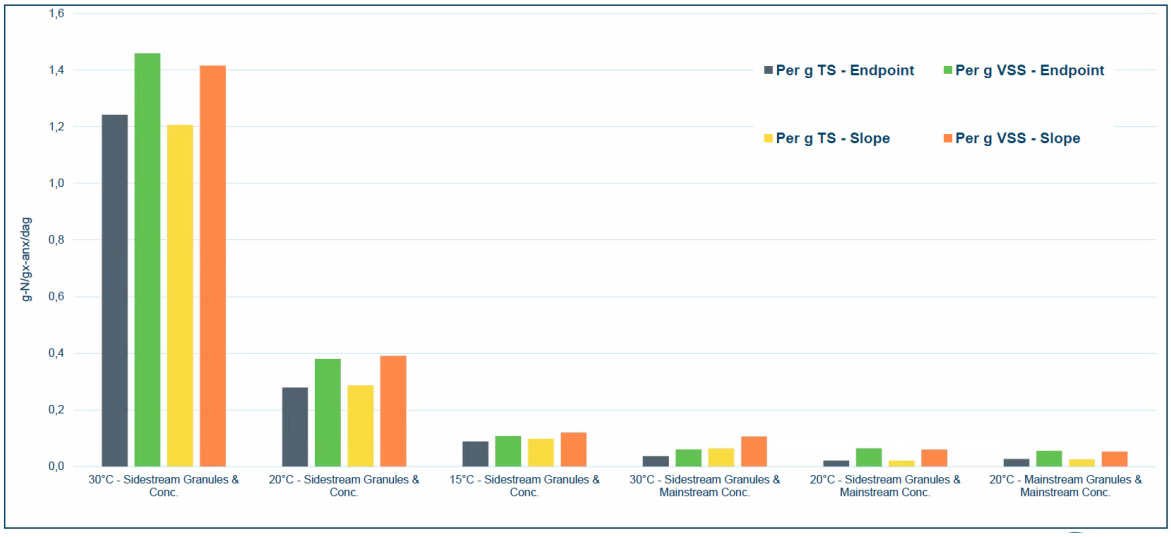
5.2 Aktivitetsbestemmelse i laboratorieskala

DHI har i 2016 gennemført laboratorieanalyser af anammox aktivitet i hoved- og sidestrøm på Marselisborg Renseanlæg. Resultaterne er afrapporteret særskilt i "Test of Specific Anammox Activity in the Main- and Side stream at Marselisborg WWTP" (Andersen, Mikkel H., 2016). Konklusionen på delundersøgelsen er summarisk beskrevet nedenfor.

Eksperimenterne viser, hvordan anammox aktiviteten falder med faldende temperatur og med faldende substratkoncentrationer. Ved 30 °C og substratkoncentration som i sidestrømmen fjerner anammoxbakterierne 1,3 g N2-N/g VSS/dag. Når temperaturen sænkes til 20 °C, falder anammox aktiviteten til næsten 27% af 30 °C-anammox aktiviteten eller 0,33 g N2-N/g VSS/dag. Når temperaturen sænkes endnu længere ned til 15 °C, som ligger omkring den gennemsnitlige årlige temperatur i hovedstrømmen på Marselisborg Renseanlæg, er den specifikke anammox aktivitet faldet til kun 4-8%. Endvidere blev det observeret, at sænkning af substratkoncentrationen ved 30 °C fra sidestrømskoncentrationen til den 10 gange lavere koncentration i hovedstrømmen blev observeret, at den specifikke anammoxaktivitet blev reduceret til ca. 6% i forhold til den specifikke anammox aktivitet med sidestrømskoncentrationer.

Endelig blev et forsøg med granulat anammox slam fra hovedstrømmen og med substratkoncentrationerne som i hovedstrømmen udført. Dette viste næsten ingen anammox aktivitet, og dette er især sandt, når den 100 gange mindre koncentration af anammox bakterier granulat tages i betragtning.

Ved anvendelse af ovennævnte specifikke anammox-aktiviteter og den samlede koncentration af anammox granulerne i både sidestrømmen og i hovedstrømmen kan den samlede daglige kvælstofkonverteringshastighed bekræftes for sidestrømmen og anslås at være ubetydelig. Resultaterne er sammenstillet i Figur 15.



Figur 15. Den specifikke anammox aktivitet pr. suspenderet stof (SS) og flygtigt suspenderet stof (VSS) af alle forsøg. Begge resultater fra endpoint og lineære regressionsanalyser er vist. (Andersen, Mikkel H., 2016)

Anvendes de opnåede omsætningshastigheder på hovedstrømmen i Marselisborg Renseanlæg kan bidraget til N-fjernelsen fra anammox bakterier beregnes. Dette ses i Tabel 2.

Den generelle kvælstofomsætningshastighed i det samlede procestankvolumen på Marselisborg Renseanlæg blev beregnet baseret på antallet af anammox granuler og deres størrelse. Det gennemsnitlige procentvise indhold af anammox granuler af det totale SS-volumen er ca. 0,12%. Afhængigt af SS-indholdet i procestankene kan den anslåede anammoxaktivitet fratrækkes. I nedenstående beregning blev den specifikke anammoxaktivitet ved 20 °C og den generelle substratkoncentration anvendt (0,03 g-N /g_{ax}/dag).

Som det fremgår af beregningerne i Tabel 2, bidrager effekten af de anammox granuler, der synligt er til stede i tankene, meget lidt til den samlede kvælstofomsætning på Marselisborg Renseanlæg. Der omsættes dagligt ~1250 kg N/d, og i forhold til dette svarer anammox-aktiviteten til 0,14-0,26 % af kvælstoffjernelsen.

Tabel 2. Beregning af kvælstofomsætningshastigheden i procestankene på Marselisborg Renseanlæg. Baseret på det gennemsnitlige procentvise indhold af anammox granuler i SS i hovedstrømmen beregnes omsætningsrater for volumen og belastning for anammox aktivitet ved en temperatur på 20 °C. (Andersen, Mikkel H., 2016)

Main Process - Marselisborg WWTP				
Tank volumen	16000 m^3			
Activity based on SAA analyses				
SS (g_x/L)	3,5	4,5	5,5	6,5
Average Anammox content (% af SS)	0,115%	0,115%	0,115%	0,115%
SS-Anammox (g_{ax}/L)	0,0040	0,0052	0,0063	0,0075
kg-N/m^3/day	0,00011	0,00014	0,00017	0,00020
kg-N/kg_x/day	0,000031	0,000031	0,000031	0,000031
Calculated Load (kg-N/day)	1,74	2,24	2,74	3,24

5.3 Aktivitetsbestemmelse i fuldskala

Aarhus Universitet udførte i juli og august 2018 en målekampagne på Marselisborg Renseanlæg med det formål at bestemme tilstedeværelsen af nitritshunt i hovedstrømmen. Undersøgelsen blev udført ved at lave in situ tidsseriemålinger af O_2, NO_2^-, NO_3^-, og NH_4^+.
Målingerne blev udført 3 steder i procestanke 1 og 2: A) i kanten af beluftningsfeltet i tank 1, B) i beluftningsfeltet i tank 2 og C) udenfor beluftningsfeltet i tank 2. Under beluftningen afspejlede NH_4^+ oxidationen sig tilnærmelsesvis i NO_3^- produktionen, hvorimod der ikke var nogen NO_2^- akkumulering. Der er således intet betydeligt bidrag til N-fjernelsen fra en nitritshunt i beluftningstankene på Marselisborg Renseanlæg. Hvis der var en nitritshunt skulle NO_2^- ophobes eller denitrificeres direkte ved simultan nitrifikation-denitrifikation. Den eneste undtagelse blev observeret i 3-4 m dybde, i område A tæt på beluftningsfeltet. Her blev NH_4^+ oxidationen kun delvis afspejlet i NO_3^- produktionen. O_2 koncentrationen under beluftning var meget lav hvorfor en simultan nitrifikation-denitrifikation ikke kan udelukkes, og dermed heller ikke tilstedeværelse af en nitritshunt, om end det samlede bidrag til massebalancen stadig vil være ubetydelig.

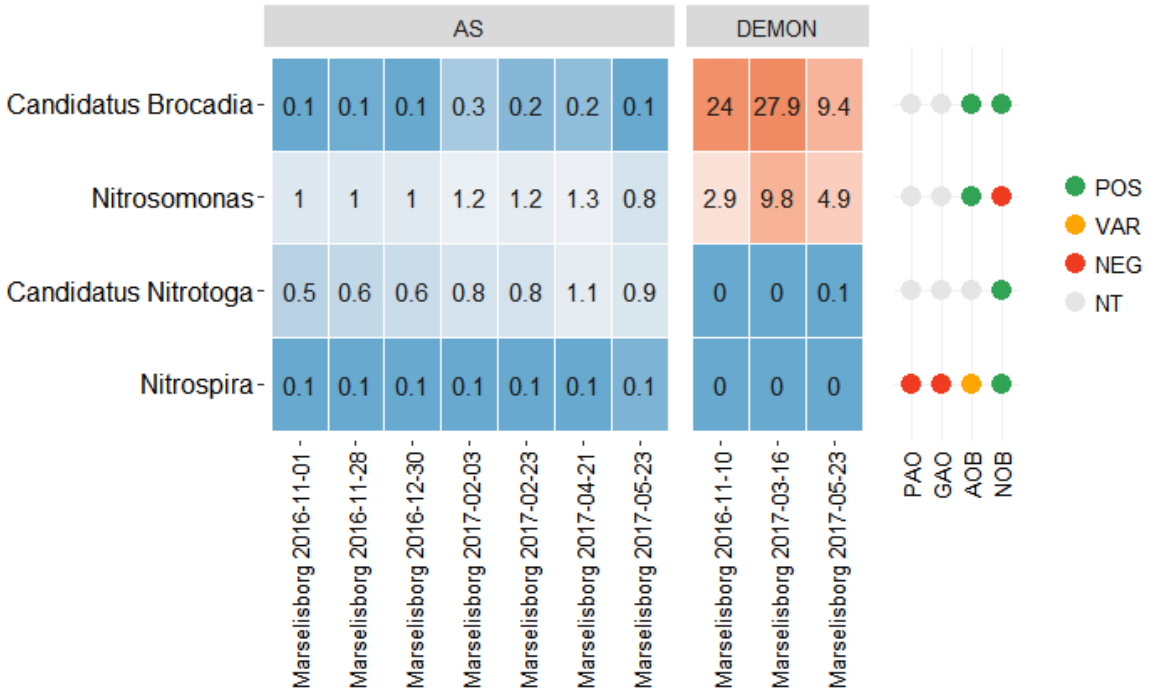
Yderligere detaljer og dataanalyse om målekampagnen findes i afrapporteringen af Arbejdspakke 1

5.4 DNA-sekvensanalyse

I forbindelse med at teste om en nitrit-shunt eller anammox proces findes i hovedstrømmen på Marselisborg Renseanlæg, er der blevet taget prøver til DNA-sekventering. I de fleste danske anlæg anvendes der nitrifikation-denitrifikation, hvor både nitrit – og ammonium oxiderende bakterier (NOB, AOB) indgår. For at have både en nitrit-shunt og en anammox proces i hovedstrømmen kræver det, at der er en relativ høj hyppighed af AOB'er, der er i stand til at oxidere ammonium til nitrit. Nitrit vil så enten kunne indgå i denitritation i form af nitrit-shunt eller en anammox proces. Begge processer kræver yderligere, at der er en lav hyppighed af NOB'er. De mest kendte AOB i renseanlæg tilhører slægten Nitrosomonas, og i nogle tilfælde slægterne Nitrosospira og Nitrosococcus. Anammox bakterier i danske renseanlæg er normalt Candidatus Brocadia. De mest kendte NOB er slægterne Nitrobacter, Nitrospira og Candidatus Nitrotoga, hvoraf Nitrobacter sjældent ses i danske renseanlæg.

Det fremgår af Figur 16, at Nitrosomonas er den primære AOB i både procesanlægget og i DEMON tanken. Yderligere er Candidatus Brocadia i høj hyppighed i DEMON tanken og NOB'er er i lav hyppighed, hvilket er ønskeligt for en optimal deammonifikation. Interessant er Candidatus Brocadia i lav hyppighed i aktivt slam i hovedstrømmen. Dette indikerer derfor, at der ikke er tale om en betydende anammox proces i hovedstrømmen.

Blandt NOB'er i Marselisborg ses både Ca. Nitrotoga og Nitrospira. Den generelle tendens for danske anlæg er, at der er en højere hyppighed af NOB'er end AOB'er. Det interessante ved Marselisborg Renseanlæg er, at den totale hyppighed af NOB'er (Nitrospira og Ca. Nitrotoga) er lavere end AOB'er (Nitrosomonas). Disse data kunne derfor indikere, at der er mulighed for et nitrit-shunt i anlægget.



Figur 16. Oversigt over nitrifikanter i DEMON og aktivt slam (AS). Candidatus Brocadia er en anammox bakterie, Nitrosomonas er en Ammonium Oxiderende Bakterie (AOB), Candidatus Nitrotoga og Nitrospira er Nitrit Oxiderende Bakterier (NOB). Signaturforklaring: Fosfor Akkumulerende Organisme (PAO), Glykogen Akkumulerende Organisme (GAO). POS, VAR, NEG og NT betyder hhv. positiv, variabel, negativ og ikke undersøgt.

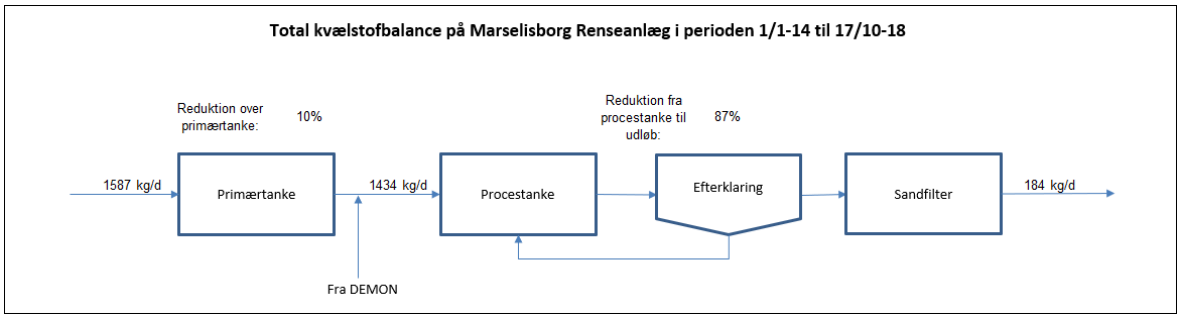
I forbindelse med projektet blev det antaget, at en eventuelt nitrit-shunt eller deammonifikation, kunne ske som følge af immigration af bakterier fra DEMON® reaktoren idet overløb fra cyklon og afløb fra DEMON® tanken kommer tilbage i processtanken. Det er derfor undersøgt hvilke arter, her beskrevet som OTU'er (Operational Taxonomic Units), der er tilstede i DEMON og procestanken Figur 17.

	AS							DEMON		
	Marselisborg 2016-11-01	Marselisborg 2016-11-28	Marselisborg 2016-12-30	Marselisborg 2017-02-03	Marselisborg 2017-02-23	Marselisborg 2017-04-21	Marselisborg 2017-05-23	Marselisborg 2016-11-10	Marselisborg 2017-03-16	Marselisborg 2017-05-23
OTU_2; Candidatus Brocadia	0	0	0	0.2	0.1	0.1	0	14.6	12.6	5.5
OTU_44; Candidatus Brocadia	0	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0	9.5	15.2	3.9
OTU_19; Nitrosomonas	0	0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.8	5.8	3.1
OTU_79; Nitrosomonas	0	0	0	0	0.1	0.2	0.1	0.1	3.8	1.5
OTU_184; Nitrosomonas	0.5	0.5	0.5	0.5	0.6	0.5	0.3	0	0	0
OTU_91; Nitrosomonas	0.1	0	0	0	0	0	0	2	0.2	0.2
OTU_222; Nitrosomonas	0.1	0.2	0.2	0.2	0.1	0.2	0.1	0	0	0
OTU_168; Nitrosomonas	0.2	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0	0	0
OTU_212; Nitrosomonas	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1	0	0	0

Figur 17. Oversigt over AOB-arter Nitrosomonas og anammox-arter af Candidatus Brocadia.

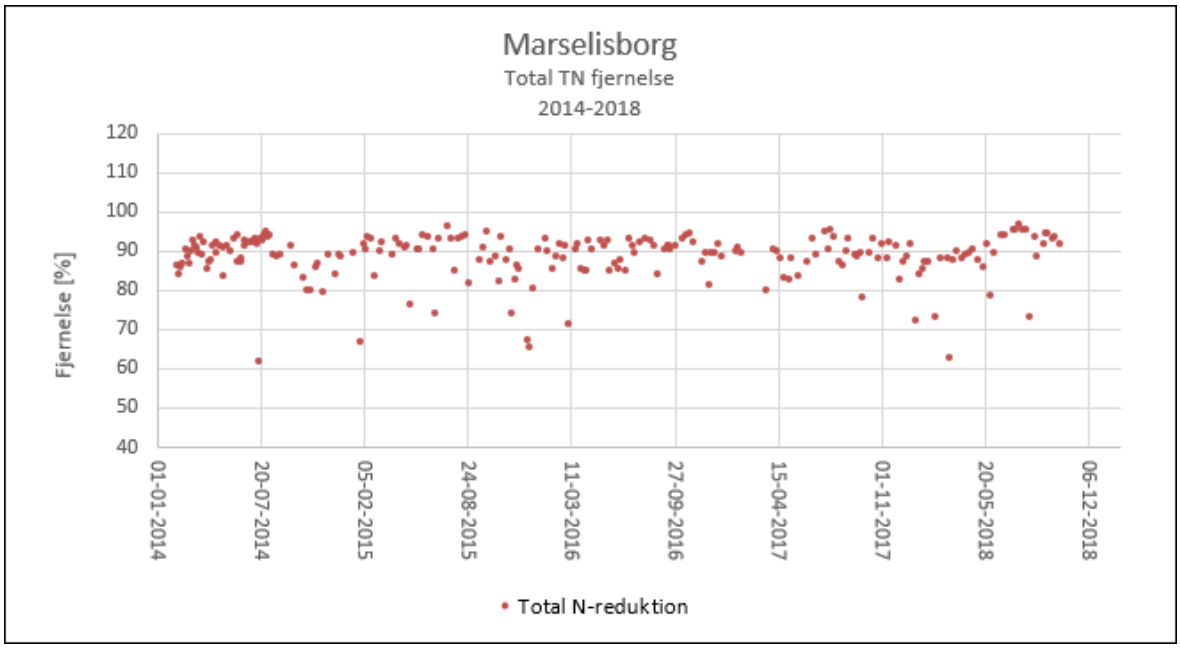
Det fremgår af Figur 17 at der er to forskellige arter af anammox i DEMON reaktoren (Candidatus Brocadia, OTU_2 og OTU_44). De findes begge i processtanken, men i lav hyppighed. Blandt AOB'er er Nitrosomonas OTU_19, OTU_79 og OTU_91 alle hyppige i DEMON-tanken, men generelt er de ikke i høj i processtanken. I stedet er en anden OTU (OTU_184) dominerende og den findes ikke i DEMON-tanken. Dette tyder på at et eventuelt nitrit-shunt ikke skyldes kontant podning med AOB'er, men arter som kun lever i det aktive slam. Deres hyppighed må skyldes andre driftsforhold i anlægget.

5.5 Kvælstof massebalance



Figur 18. Kvælstofmassebalance på Marselisborg Renseanlæg i perioden 1/1-14 til 17/10-18. Tallene er middelværdier over hele perioden. Den totale kvælstofreduktion for perioden er 88%. Den interne rejektvandstrøm fra DEMON-anlægget tilføres før prøveudtagningen mellem primærtankene og procestankene, og N-bidraget er dermed inkluderet i prøvetagningen.

Figur 18 viser en simpel kvælstofmassebalance for Marselisborg Renseanlæg i perioden 1/1-14 til 17/10-18. Massebalancen viser, at der fjernes 10% kvælstof over primærtankene og 87% kvælstof over DEMON, procestanke, efterklaringer og sandfilter. Dette giver en total fjernelse over anlægget på 88%.



Figur 19. Total TN-reduktion for Marselisborg Renseanlæg i perioden 1/1-14 til 17/10-18. Middel reduktionen er 88%.

Af Figur 19 ses den totale fjernelse af kvælstof på Marselisborg Renseanlæg i perioden 1/1-14 til 17/10-18. Middelværdien for perioden er 88%. På kurven ses, at der er enkelte dage hvor reduktionen ligger under 80%. En forklaring på den lave reduktion disse dage kan være pga. regnvejr. Hvis der ses bort fra disse dage ligger reduktionen generelt omkring 90% fjernelse.

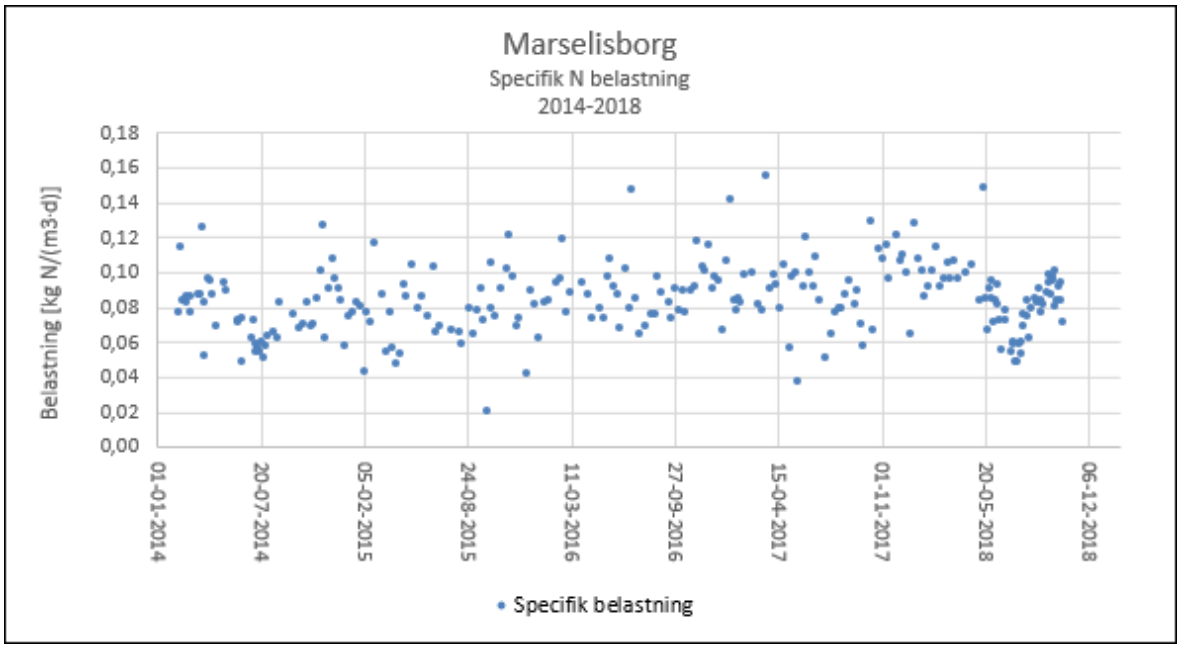
5.6 Specifik N-belastning og specifik N-fjernelse

Den specifikke belastning (engelsk: Nitrogen Loading Rate, NLR) og den specifikke fjernelse (engelsk: Nitrogen Removal Rate, NRR) siger noget om hvor stor kvælstofbelastningen er til procestankene pr. m^3 procesvolumen og hvor stor en mængde kvælstof der fjernes pr. m^3 procesvolumen.

Den specifikke N-belastning og den specifikke N-fjernelse er beregnet således:

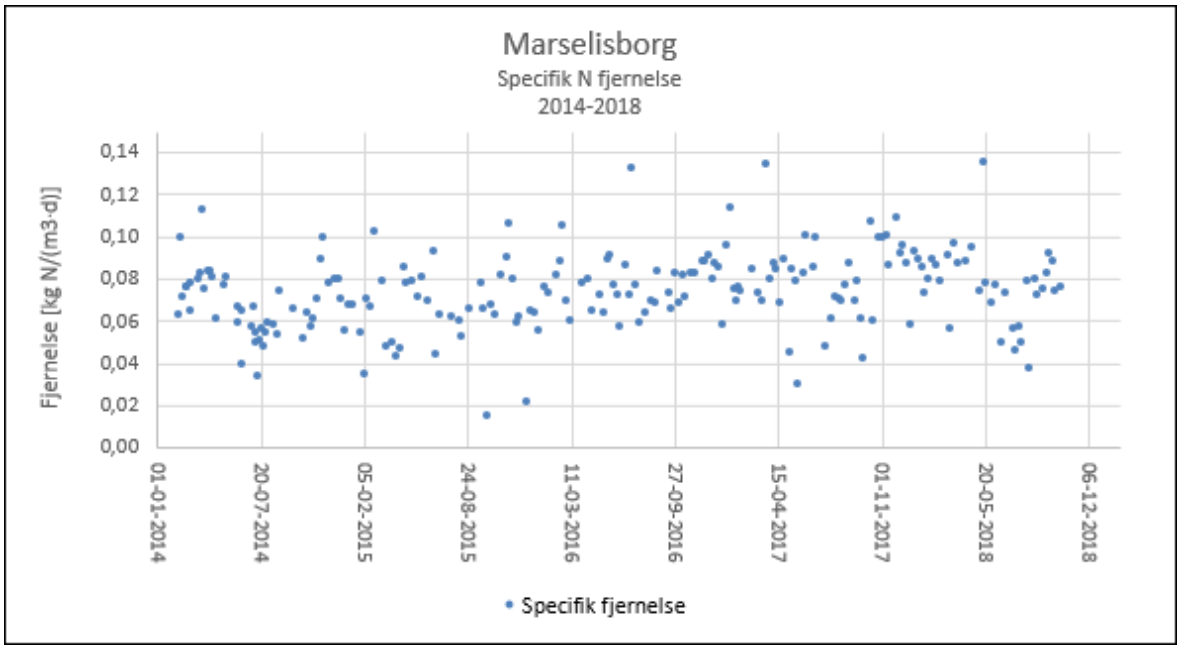
$$Specifik\ fjernelse\ \left[\frac{kg\ N}{m^3 \cdot d}\right] = \frac{N\ fjernet\ \left[\frac{kg\ N}{d}\right]}{proces\ volumen\ [m^3]}$$

$$Specifik\ belastning\ \left[\frac{kg\ N}{m^3 \cdot d}\right] = \frac{N\ til\ proces\ \left[\frac{kg\ N}{d}\right]}{proces\ volumen\ [m^3]}$$



Figur 20. Specifik N-belastning til procestanke. Beregningerne er lavet ud fra flow-proportionale døgnanalyser i tilløb til procestankene og udløb fra sandfiltre.

Af Figur 20 ses den specifikke N-belastning til procestankene. Der ses en lille tendens til at den specifikke belastning er steget i perioden. I 2014 var middelbelastningen 0,08 kg N/m3·d mens den i 2018 er steget til 0,09 kg N/m3·d.



Figur 21. Specifik N-fjernelse i procestanke, DEMON-anlæg og sandfilter. Beregningerne er lavet ud fra flowproportionale døgnanalyser i tilløb til procestankene og udløb fra sandfiltre.

Af Figur 21 ses den specifikke N-fjernelse i procestankene, DEMON-anlægget og sandfilteret. Der ses en lille tendens til at den specifikke fjernelse er steget i perioden. I 2014 var middelfjernelsen 0,071 kg N/m3·d mens den i 2018 er steget til 0,079 kg N/m3·d.

Dette kan sammenholdes med de fra litteraturen rapporterede laboratoriedata for nitritation-anammox reaktorer "(L) SBR proces" (se Figur 22), hvor der angivet 0,09-0,12 kg N/m3·d.

Configuration	Influent TN (mg N/L)	Operation conditions: COD/N ratio	T (°C)	DO (mg O_2/L)	HRT (h)	NLR (kg N/m^3•d)	NRR (kg N/m^3•d)	Ref.
8.5 L UASB*	46 (A)	1.03	27–30	<0.2	4.6	0.47	0.4	Ma et al. (2011)
3.6 L RBC	66 (S)	w/o	25	1.2	1.92	0.86	0.44	De Clippeleir et al. (2011)
	31 (S)			1.2–1.4	0.96	0.84	0.38	
2.5–3.7 L RBC	55–60 (S)	0–2	29–15	1.1–3.1	1~2	0.5–1.5#	0.55	De Clippeleir et al. (2013)
	55–60 (S)	0.5–2	15	2.9–4	~1	1–3#	0.47	
5 L SBR	70 (S)	w/o	12	N/A	12	0.14#	0.12#	Hu et al. (2013)
28 L SBR	51 (S)	0.95	30	0.2–0.3	5.8	0.24	N/A	Malamis et al. (2013)
					15.1	0.1	0.09	
2.7 L SBR	61 (S)	w/o	10	1.2	5.5	0.27	0.09	Lotti et al. (2014a)
10 L MBBR	50 (S)	w/o	20	<0.8	24~120	N/A	0.04^	Gilbert et al. (2014)
4 L MBBR	50 (D)	2.1	22	0.4–1.0	19.7	0.08	0.04	Kouba et al. (2016)
200 L MBBR	42 (A)	2.38	25	0.49	16#	0.07#	0.025	Malovanyy et al. (2015b)
200 L IFAS	35–50 (A)	1.1–1.8	25#	0.7–1.5	N/A	0.08#	0.055	Malovanyy et al. (2015a)
12 L MBBR	21 (A)	3.29	20–30	0.18	9	0.061	0.047	Laureni et al. (2016)
			15		14	0.040	0.03	
4 m^3 plug-flow granular	26.8 (A)	2.32	19	0–2	1.4~1.9	0.39#	0.18	Lotti et al. (2015)
4 L MBR	101 (S)	0.8	34–23	0.8–0.3	12	0.32	0.19	Dai et al. (2015)
2.5 L UMABR	70 (S)	0.57	25	<0.6	16	0.10	0.08	Li et al. (2016b)

Note: DO, dissolved oxygen; TN, total nitrogen; T, temperature; NLR, nitrogen loading rate; NRR, nitrogen removal rate; w/o, without COD in the influent; N/A, not available; UASB, upflow anaerobic sludge blanket; RBC, rotating biological contactor; SBR, sequencing batch reactor; MBR, membrane bioreactor; IFAS, integrated fixed-film activated sludge; MBBR, moving bed biofilm reactor; UMABR, upflow membrane-aerated biofilm reactor; "A", "S" and "D" represent "actual", "synthetic wastewaters" and "diluted centrate from dewatering", respectively; "*" indicates two-stage reactor; "#" indicates estimated number based on the given information; "^" indicates ammonium conversion rate.

Figur 22. Tabellen er kopieret fra artiklen "Status, Challenges and Perspectives on Mainstream Nitration-Anammox for Waste Water Treatment" skrevet af Li et al, 2018.
I tabellen er angivet forskellige nøgletal fra laboratorieskalaforsøg med nitritation og Anammox processer i hovedstrømmen. For forsøgene er angivet TN indløbskoncentration, COD/N forhold, temperatur, koncentration af opløst ilt, opholdstid (HRT), specifik belastning (NLR) og specifik fjernelse (NRR).

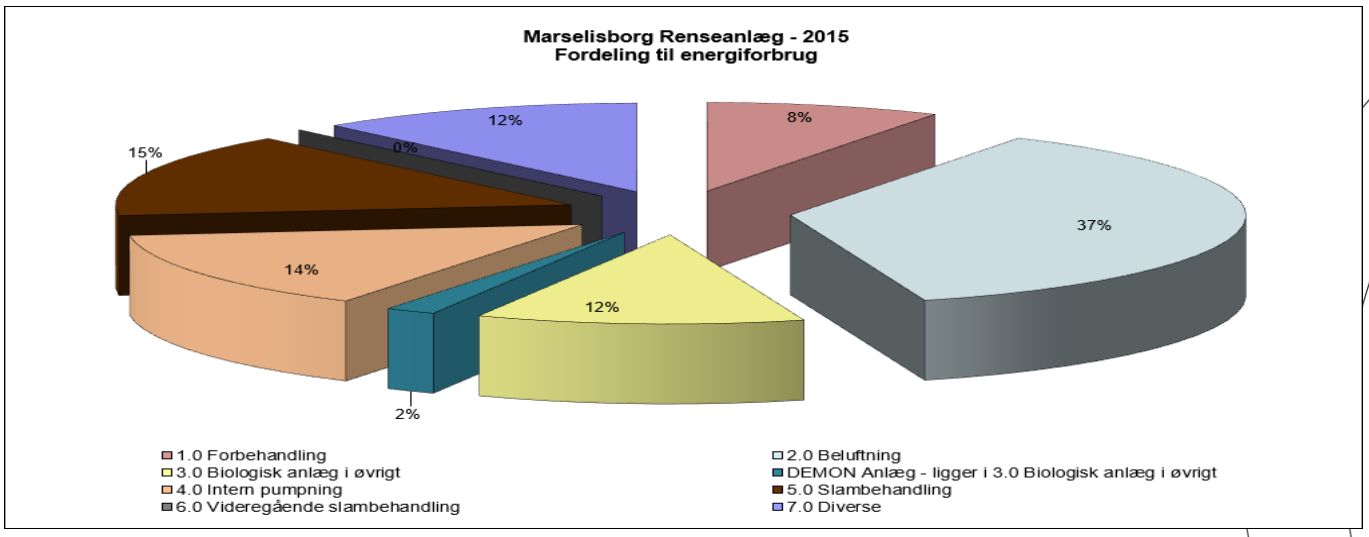
Af Figur 22 ses en tabel fra "Status, Challenges and Perspectives on Mainstream Nitration-Anammox for Waste Water Treatment" af (Li et al., 2018). Tabellen angiver, at forskellige forsøg med nitritation-anammox i hovedstrømmen i laboratorieskala er udført. Procesvolumener varierer mellem 2,5 L-4 m^3. Hvis der sammenlignes med Tabel 3, hvor tilsvarende nøgletal for Marselisborg Renseanlæg er opstillet ses det, at COD/N forholdet i de tidligere udførte forsøg generelt er meget lave på 0,57-3,29 hvor dette forhold på Marselisborg ligger på 6,5-8,1. Temperaturerne i forsøgene er højere end procestemperaturen på Marselisborg Renseanlæg, og iltkoncentrationerne i forsøgene er også højere end på Marselisborg Renseanlæg.

Tabel 3. Nøgletal for Marselisborg Renseanlæg 2014-2016. TN indløbskoncentrationen er 52-69 mg/l, COD/N forholdet er 6,5-8,1, temperaturen er 11-21 °C, koncentrationen af opløst ilt er 0,12-0,24 mg/l, den specifikke belastning er 0,08-0,09 kg N/m^3·d og den specifikke fjernelse er 0,08-0,10 kg N/m^3·d.

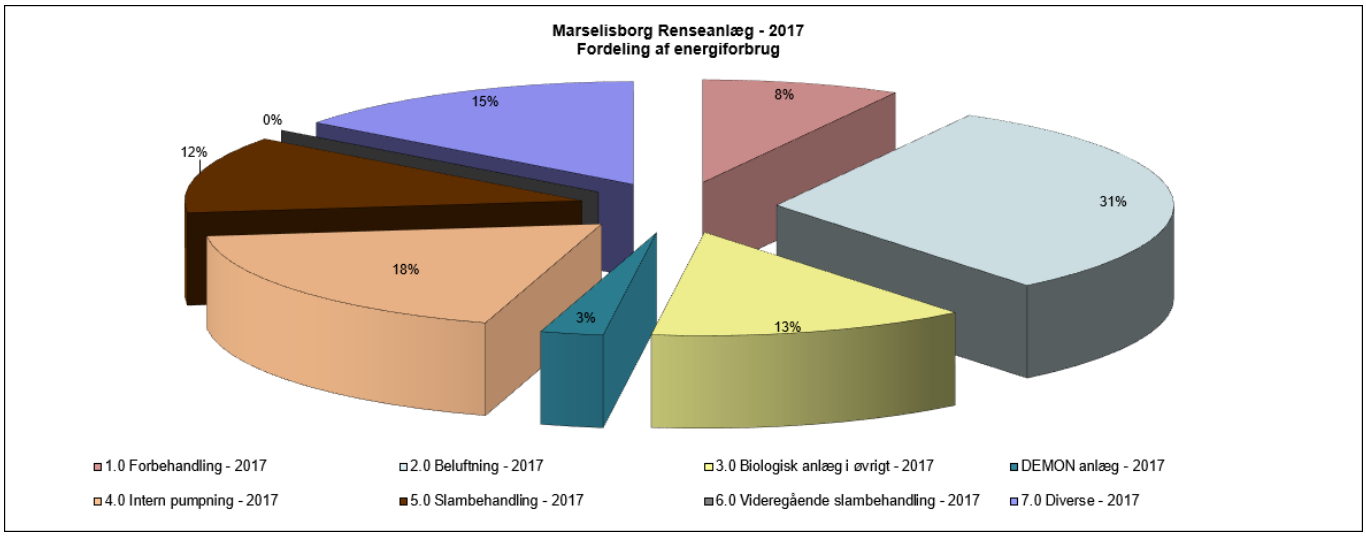
Nøgletal for Marselisborg Renseanlæg 2014-2018						
År	**TN indløbskon-centration [mg/l]**	**COD/TN-for-hold i tilløb til procestanke**	**Tempera-tur max-min [°C]**	**Opløst ilt i procestanke [mg/l]**	**Nitrogen Load-ing Rate (NLR) [kg TN/(m3·d)]**	**Nitrogen Reduc-tion Rate (NRR) [kg TN/(m3·d)]**
2014	55	8,1	12-20	-	0,08	0,08
2015	52	7,7	12-19	-	0,08	0,08
2016	64	6,8	12-20	0,14	0,09	0,10
2017	62	6,5	13-19	0,12	0,09	0,08
2018	69	7,6	11-21	0,24	0,09	0,09

5.7 Energiforbrug

5.7.1 Fordeling af energiforbrug i hele anlægget



Figur 23. Fordeling af energiforbrug til processerne på Marselisborg Renseanlæg for året 2015. Totalt elforbrug i 2015 var 3.521.734 kWh.

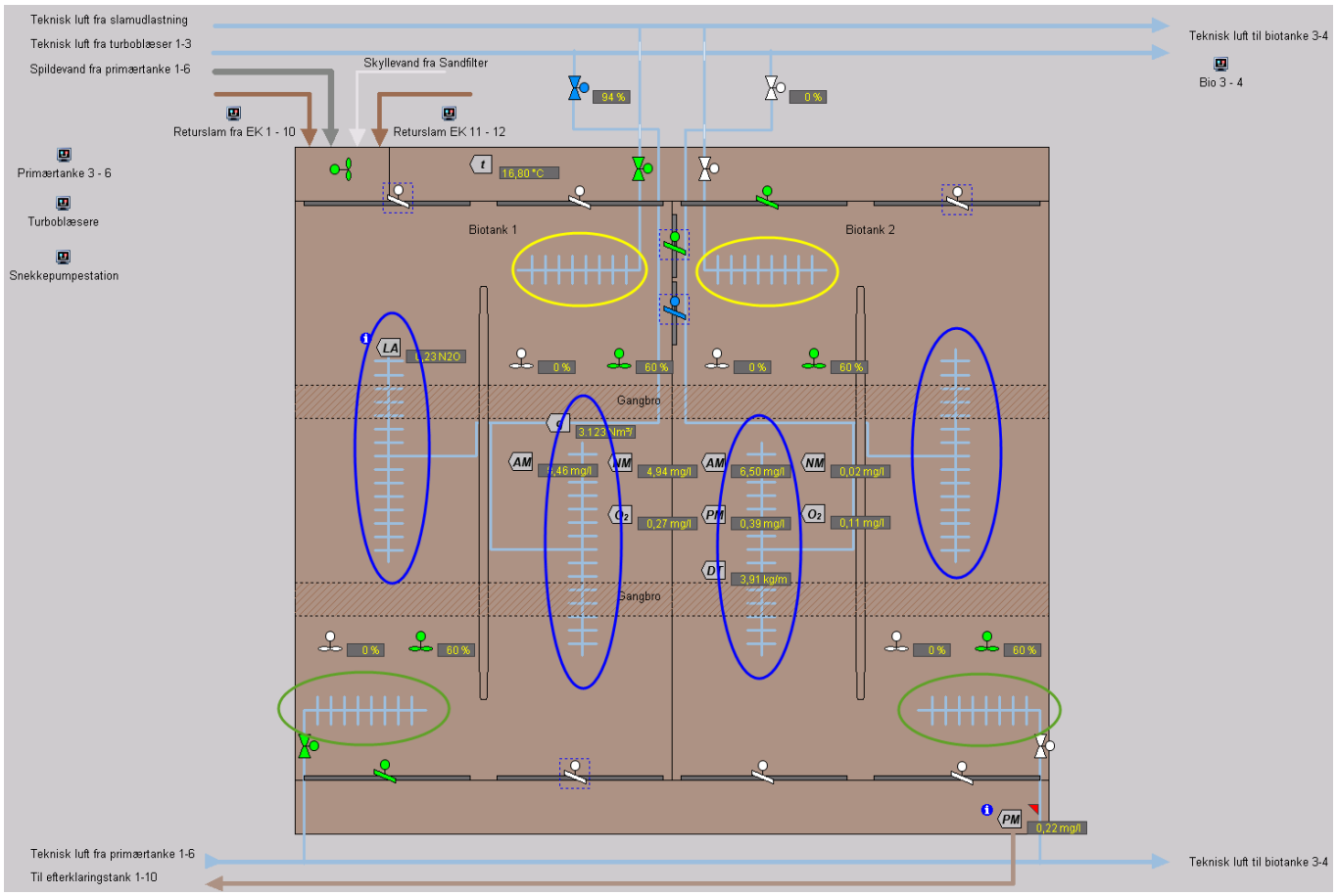


Figur 24. Fordeling af energiforbrug til processerne på Marselisborg Renseanlæg for året 2017. Totalt elforbrug i 2017 var 3.167.575 kWh.

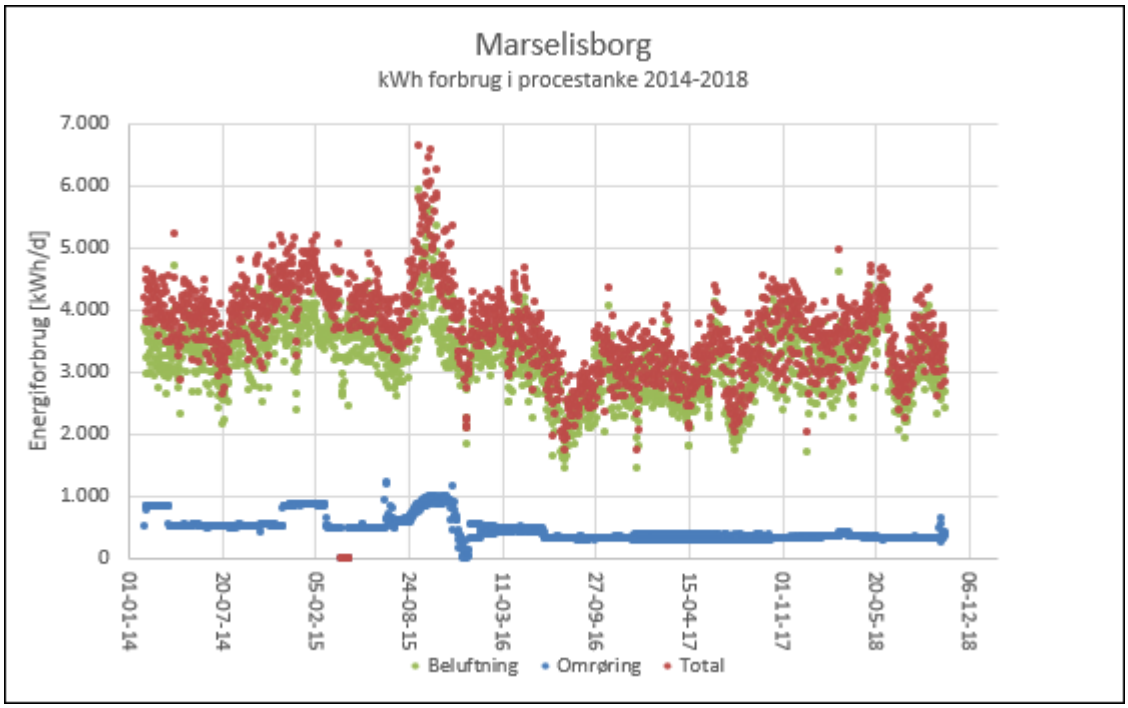
I 2015 var energiforbruget 3.521.734 kWh for hele Marselisborg Renseanlæg mens energiforbruget i 2017 var 3.167.575 kWh. Dette svarer til en reduktion på 10% på 2 år. I 2015 udgjorde beluftning 37% af det samlede energiforbrug mens den andel i 2017 var faldet til 31%. Andelen af energiforbrug til slambehandling faldt fra 15% til 12% fra 2015 til 2017.

5.7.2 Energiforbrug til kvælstoffjernelse i procestanke

I procestankene på Marselisborg Renseanlæg går energiforbruget til beluftning og omrøring. Beluftningen i et tanksæt består af 3 felter. Felterne kan ses i Figur 25. Feltet med gul markering blæser luft ind fra udsugning fra slamhallen, feltet med blå markering blæser luft ind fra turbokompressoren og feltet med grøn markering blæser luft ind fra udsugningen fra primærtankene. Langt den største del af den tilførte luft kommer fra turbokompressoren, men da der ikke er luftflowmålere på de mindre beluftningsfelter, har det ikke været muligt at afgøre præcis, hvor stor andel beluftning der kommer fra hvilke felter.

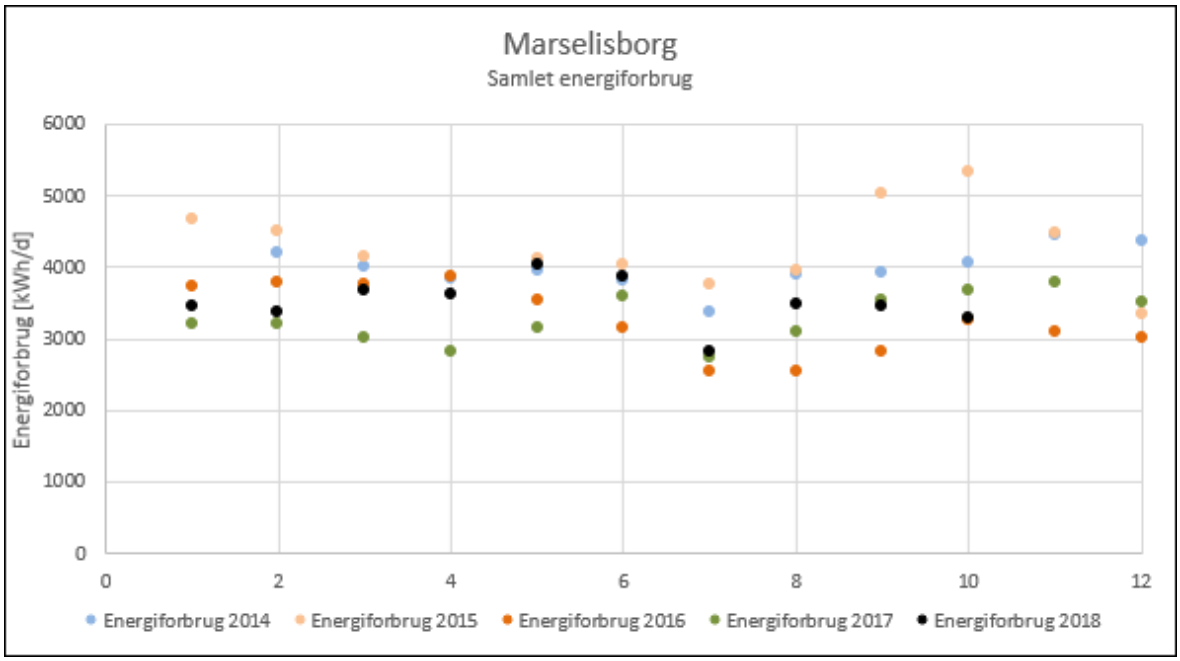


Figur 25. Placering af diffusorer i procestanke. Diffusorerne markeret med gult blæser luft fra udsugningen fra slamhallen, diffusorerne markeret med blå blæser atmosfærisk luft fra turbokompressoren og diffusorerne markeret med grønt blæser beskidt luft fra udsugningen over primærtankene ud i procestankene.



Figur 26. Energiforbrug udtrykt i kWh/d. Den grønne kurve viser alene energiforbruget til beluftning. Den blå kurve viser energiforbruget til omrøring. Den røde kurve angiver total forbrugt energi i procestankene. I 2016 ses der et mindre fald i energiforbrug.

Af Figur 26 ses energiforbruget fra procestankene i perioden 01-01-2014 til 17-10-2018. Af den blå kurve ses det, at energiforbruget til omrøring er blevet mindre og mere stabilt i 2016. Dette skyldes ændret styring af omrøringen, hvor hver anden omrører blev slukket. Dvs. hvor der før var 4 omrører i drift i hver tank, er der nu kun 2 omrører i drift i hver tank.
Den grønne og den røde kurve viser, at der var et fald i energiforbruget til beluftning omkring 1/7-16 til d. 1/6-17. Dette kan være et udtryk for, at der i den periode har været forhold, der har favoriseret nogle bakterier (se i øvrigt afsnit 5.4), der har haft mindre behov for ilt til fjernelse af kvælstof og organisk stof.



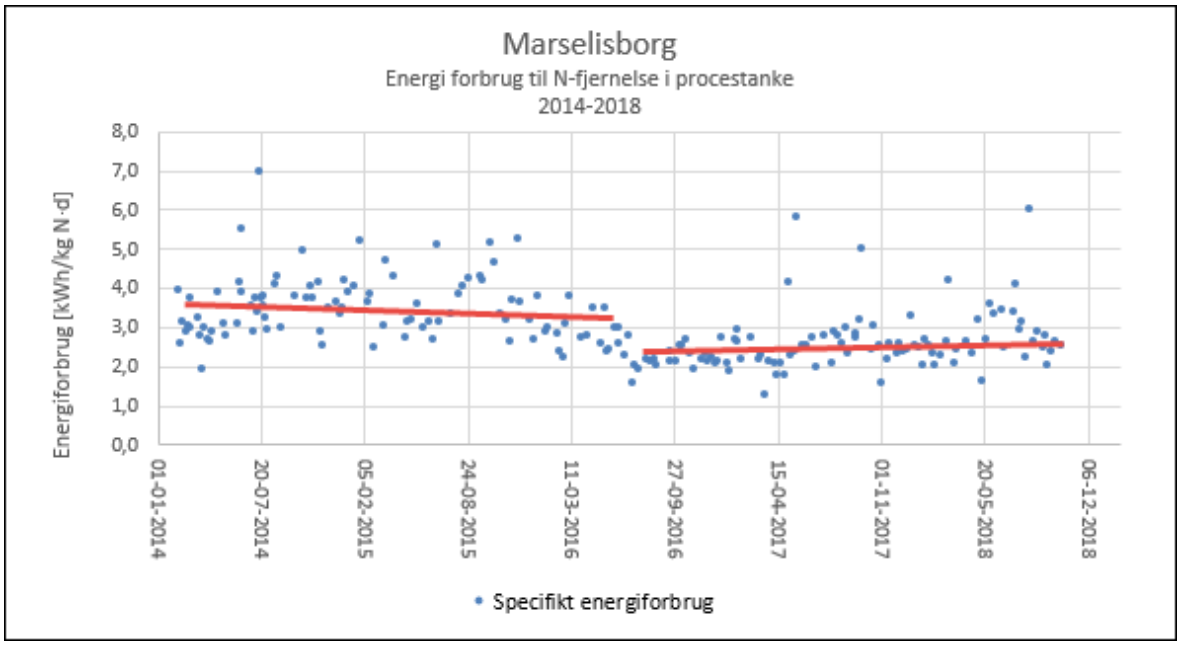
Figur 27. Årsfordeling af energiforbrug på Marselisborg Renseanlæg udtrykt som månedsmiddel af døgnforbruget kWh/d.

Figur 27 er opstillet for at undersøge om der er en sæsonafhængighed i energiforbruget i procestankene. Der kan svagt anes en tendens til, at det samlede energiforbrug er højere i vintermånederne sammenlignet med sommermånederne. Det ses af 2016/2017-tallene at energiforbruget er faldende i den sidste halvdel af 2016 og stigende i den sidste halvdel af 2017.

Der ses også en klar tendens til faldende energiforbrug fra 2014-2015 til 2016-17. I 2018 har der været ret ustabile driftsforhold frem til september 2018, hvorfor energiforbruget i 2018 har været atypisk. Sidestrøms deammonifikationsanlægget (DEMON®) blev sat i drift i november 2014 og var indkørt i april/juni 2015. Denne kunne således se ud til at energiforbruget er reduceret en del som følge at sidestrømsprocessen og de afledte forbedringer i hovedprocessen (simultan denitrifikation og/eller nitritation). Dette er forsøgt eftervist i sommeren 2018, hvor procesbetingelserne i midlertidigt ikke var til stede (se i øvrigt afsnit 5.3)

5.7.3 Specifikt energiforbrug til kvælstoffjernelse

I hovedstrømmen fjernes ~10 % kvælstof i primærtrinnet og ~78 % fjernes i den biologiske proces, DEMON-anlægget og sandfilteret. Af det kvælstof der fjernes mellem primærtrinnet og udløbet udgør fjernelsen i sandfilteret 2-4 % under antagelse af, at der fjernes 1-2 mg N/l. Da langt hovedparten af kvælstoffet fjernes i procestankene benyttes opgørelsen af energiforbruget i procestankene, som omfatter beluftning og omrøring, til beregning af det specifikke energiforbrug.

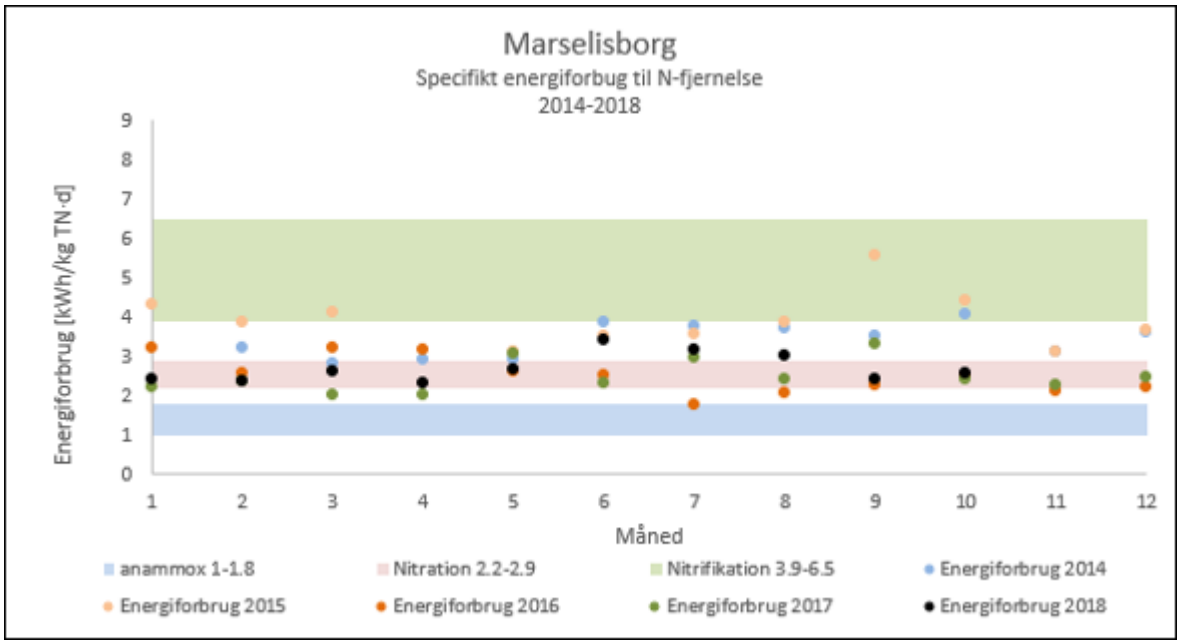


Figur 28. Specifikt energiforbrug til kvælstoffjernelse. I 2014 og 2015 ses en svagt faldende tendens i det specifikke energiforbrug indtil der sker et pludseligt fald i midten af 2016. I det følgende års tid er det specifikke energiforbrug stabilt indtil det i midten af 2017 får en svagt stigende tendens.

Af Figur 28 ses det specifikke energiforbrug til kvælstoffjernelse i perioden fra d. 1/1-2014 til d 17/10-2018. Der ses stor spredning hen over perioden of især i 2014 og 2015. Fra midten af 2016 (markeret med rød streg) falder energiforbruget med ~30%.

Der fremgår, at der er sket et fald fra ca. 3,41 kWh/ kg N fjernet i perioden fra 2014 til 2,48 kWh/ kg N fjernet i 2017, hvilket svarer til en reduktion på 27%. Teoretisk kan ca. 10% af dette fald relateres til DEMON anlægget, når det reducerede behov for energi tages i betragtning. Denne beregning er lavet på baggrund af tal fra 2017, hvor der blev fjernet 349 tons N i procestankene og 57 tons N i DEMON anlægget.

I 2018 er det specifikke energiforbrug steget igen til 2,70 kWh/ kg N fjernet, hvilket svarer til en reduktion på 21%. Dette tillægges dog en meget ustabil drift i forår/sommeren 2018.



Figur 29. Månedsmiddelværdier af specifikt energiforbrug til kvælstoffjernelse. Det typiske specifikke energiforbrug til kvælstoffjernelse via nitrifikation/denitrifikation er 3,9-6,5 kWh/kg TN fjernet, for nitritation (f.eks. nitritshunt) ligger niveauet på 2,2-2,9 kWh/kg TN fjernet og for kvælstoffjernelse med Anammox ligger niveauet på 1,0-1,8 kWh/kg TN fjernet.

For at undersøge om energiforbruget er sæsonbetinget beregnes månedsmiddelværdier og sættes op som i Figur 29. Af figuren ses ikke entydigt at energiforbruget er sæsonbetinget. Der er lagt 3 bånd ind som ifølge (Jimenez, J., 2014) angiver det typiske energiforbrug for renseanlæg til kvælstoffjernelse. Det har dog ikke været muligt at bestemme præcis hvad der indgår i beregninger af typisk, specifikt energiforbrug, og derfor skal tallene ses som vejledende og er ikke direkte sammenlignelige.

5.8 Anbefaling til styringsprincipper

5.8.1 Styringsprincipper

I forhold til implementering af nitritshunten i hovedstrømmen på renseanlæg er der styringsteknisk oplagte udfordringer som f.eks. lave temperaturer, lave ammoniumkoncentrationer og høje COD-koncentrationer samt varierende COD/Total-N forhold i tilløbet til procestankene. Endelig er der parametre som anlægsudformning (recirkuleringsanlæg, plug-flowanlæg, biodenitroanlæg osv.), type af beluftningsudstyr (bundbeluftning eller overfladebeluftning) samt omrøring, som alle kan komplicere udformningen af generiske styringsalgoritmer. Uanset variationer i renseanlægstype og mekanisk udstyr gælder dog samme styringsprincipper som uddybes i nedenstående.

Betragtes Figur 1 ses, at nøglen til at skifte fra traditionel N-DN til nitritshunten er, at undertrykke aktiviteten af NOB, så nitrit ikke oxideres videre til nitrat. Den heterotrofe biomasse kan bruge nitrit direkte til denitritation og vil på grund af højere vækstrater sammenlignet med autotrofe bakterier altid være dominerende. Aktiviteten af heterotrof biomasse er derfor ikke begrænsende for nitritshunten.

Udvaskningen af NOB kan fremtvinges ved betragtning af:

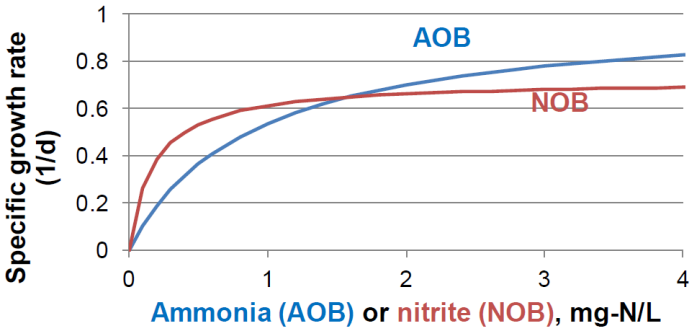
- Slamalderstyring
- Skift mellem anoxisk og aerob fase (Transient anoxia)
- Substrataffiniteter gældende for AOB (NH_4^+-N) og NOB (NO_2^--N)

- Iltaffinitet gældende for AOB og NOB

Slamalderstyring
Ved kun lige netop at opretholde den nødvendige aerobe slamalder for AOB kan NOB fjernes fra slammet over tid.

Skift mellem anoxisk og aerob fase
Flere studier har vist at NOB har en tilvænningsperiode (lag-fase), når NOB går fra et anoxisk miljø til et aerobt miljø på grund af et enzymatisk lag (Kornaros and Dokianakis, 2010). Omvendt vil man også kunne argumentere for, at lag-fasen skyldes en lav NO_2-N-koncentration i starten af den aerobe periode. (Ge et al., 2014) har dokumenteret en succesfuld strategi for NOB-udvaskning ved alternerende anoxisk og aerob drift i en step-feedproces.

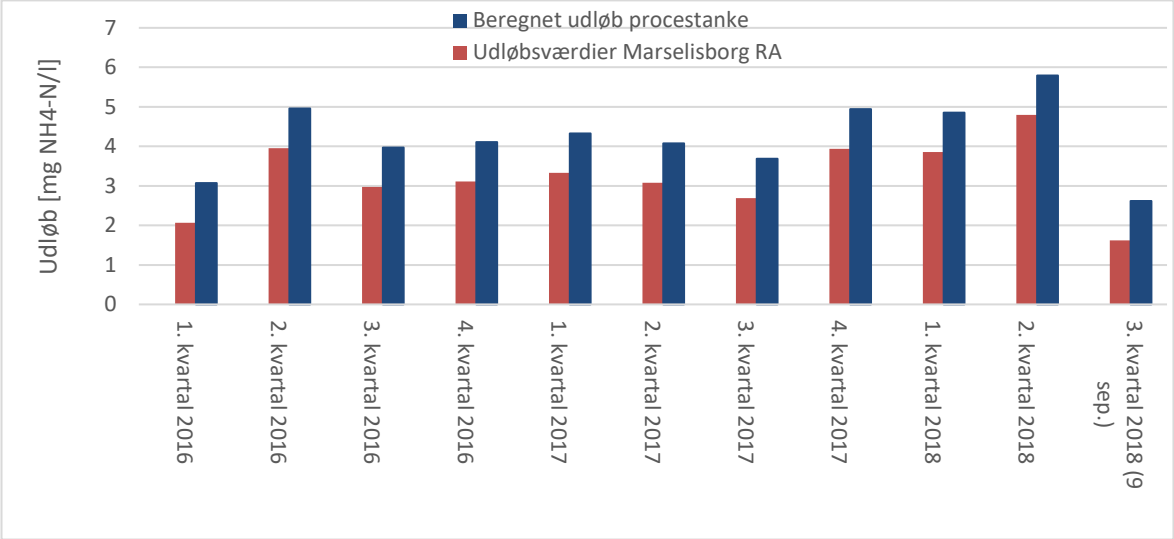
Substrataffinitet (NH_4^+-N og NO_2^--N)
Både AOB og NOB, har høje substrataffiniteter dvs. lave halvmætningskonstanter, jf. Figur 30



Figur 30. Specifik vækstrate for AOB og NOB som en funktion af ammonium- eller nitritkoncentration. (Jose Jimenez, 2014).

Af Figur 30 fremgår, at AOB har en højere vækstrate end NOB ved ammoniumkoncentrationer højere end knap 2 mg NH_4^+-N/l uanset om NOB vokser maksimalt (nitritkoncentrationer højere end 1 mg NO_2-N/l). [Wett et al., 2012] har dokumenteret en højere NOB-udvaskning på Strass WWTP ved drift med en ammoniumkoncentration i udløbsvandet på 2,5 mg NH_4^+-N/l fra procestankene i forhold til en udløbskoncentration på 1,5 mg NH_4^+-N/l i en driftssituation med højere belastning, lavere temperatur og kortere slamalder.

På Figur 31 ses udløbskoncentrationen af ammonium fra Marselisborg Renseanlæg samt beregnet udløbskoncentration fra procestankene, hvor det er antaget, at sandfiltrene fjerner 1 mg NH_4^+-N/l.



Figur 31. Udløbskoncentration af ammonium fra Marselisborg RA samt beregnet udløbskoncentration fra procestanke.

Ved betragtning af Figur 31 ses, at der i hele perioden fra 2016 hvor der er observeret et markant fald i energiforbrug til kvælstoffjernelsen stort set har været en koncentration af ammonium over 3 mg/l, hvilket netop er med til at favorisere væksten af AOB frem for NOB ud fra en substratbetragtning. Dette er bekræftet via DNA-sekvensanalyse, jf. afsnit 5.4.

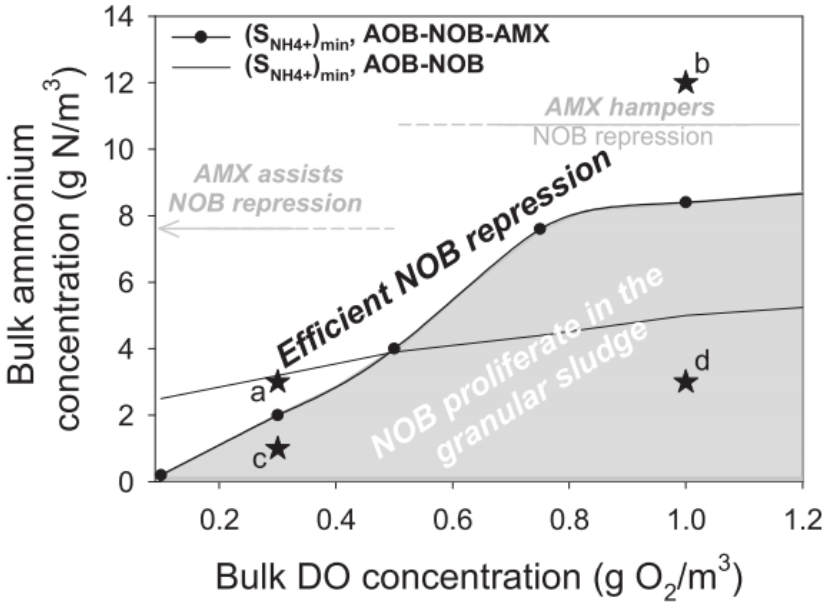
Iltaffinitet

Ikke kun substratkoncentrationer (ammonium og nitrit) har betydning for væksten af AOB og NOB, men også iltkoncentrationen. AOB og NOB konkurrerer om ilt. Derfor er det relevant at betragte iltaffiniteten gældende for AOB og NOB. Jo højere iltaffiniteten er, desto mindre iltkoncentration kræver bakterierne for at vokse maksimalt.

Bestemmelse af halvmætningskonstanten for ilt afhænger blandt andet af flokstørrelsen på bakterierne, bakteriekoncentrationen, omrøringen og diffusionen ind i bakterieflokkene, hvorfor denne kan være svært at bestemme. I litteraturen er halvmætningskonstanten for AOB både angivet til at være lavere og højere end halvmætningskonstanten for NOB. (Blackburne et al.,2008) har fundet halvmætningskonstanten for AOB og NOB til henholdsvis 0,03 og 0,43 mg O_2/l og (Wett et al., 2012) har fundet halvmætningskonstanten for AOB og NOB til henholdsvis 0,37 og 0,16 mg O_2/l. Generelt er den mest dominerende NOB i renseanlæg Nitrospira. Nitrospira er en k-strateg, hvilket betyder, at den har en lav halvmætningskonstant. Nitrobakter er en anden dominerende NOB, der findes i renseanlæg og denne er en r-strateg, hvilket betyder, at den har en høj halvmætningskonstant. Dominansen af type NOB i renseanlæg kan være årsag til de modstridende litteraturstudier, hvad angår halvmætningskonstanten for ilt.

Der kan argumenteres for, at NOB-udvaskningen bedst kan ske ved et lavt ilt setpunkt, idet den heterotrofe biomasse herved bedst kan konkurrere om NO_2^--N, hvis der samtidigt er nok COD.

Figur 32 viser resultater fra et modelleringsstudie fra det Tekniske Universitet Delft, der undersøgte effekten mellem ammonium- og iltkoncentration i forhold til NOB-undertrykkelsen ved 10ºC.



Figur 32. Resultat af en modelleringsstudie, der viser forholdet mellem ammonium og ilt koncentration til NOB undertrykkelse. Figuren er taget fra (Pérez et al., 2014).

Af Figur 32 ses, at en effektiv NOB-undertrykkelse er mulig, hvis iltkoncentrationen er lav (DO ≤ 0.4 mg O_2/l) og ammoniumkoncentrationen i vandfasen er over ca. 3 mg NH_4^+-N/l, idet AOB vokser hurtigere end NOB i et miljø med høje ammoniumkoncentrationer og lave iltkoncentrationer. Koblet med en kort slamalder fører denne strategi over tid til en reduktion af NOB i slammet.

I forhold til en styringsstrategi for fremmelse af nitritshunten kan således anbefales følgende styringsprincipper:

- Lavt iltsetpunkt.
- Kort slamalder.
- Intermitterende drift med korte aerobe og anoxiske faser.
- Opretholdelse af en ammoniumkoncentration på over 2-3 mg NH_4^+-N/l i væskefasen.

6 Litteraturliste

1. **Jimenez, Jose [Jose Jimenez]**, (2014): "Short-Cut Nitrogen Removal: A State of the Art Review", Brown and Caldwell, http://cwwuc.org/pdf/Short-Cut%20Nitrogen_Jimenez_Final.pdf

2. **[Wett et al., 2012]: Wett, B.; Podmirseg, S. M.; Hell, M.; Nyhuis, G.; Bott, C.; Murthy, S.**, (2012) "Expanding DEMON Sidestream Deammonification Technology Towards Mainstream Application. Proceedings of the International Water Association Conference on Autotrophic Nitrogen Removal"; Milan Italy June 26-29.

3. **[Kornaros and Dokianakis, 2010]: Kornaros, M.; Dokianakis, S.**, (2010) "Partial Nitrification/Denitrification Can Be Attributed to the Slow Response of Nitrite Oxidizing Bacteria to Periodic Anoxic Disturbances". Environ. Sci. Technol.; 44, 7245-7253.

4. **[Ge et al., 2014]: Ge, S.; Peng, Y.; Qiu, S.; Zhu, A.; Ren, N.**, (2014) "Complete Nitrogen Removal from Municipal Wastewater via Partial Nitrification by Appropriately Alternating Anoxic/Aerobic Conditions in a Continuous Plug-Flow Step Feed Process". WaterRes.; 68, 740-749.

5. **[Blackburne et al.,2008]: Blackburne, R.; Yuan, Z.; Keller, J.**, (2008) "Partial Nitrification to Nitrite Using Low Dissolved Oxygen Concentration as the Main Selection Factor". Biodegradation, 19 (2), 303-312.

6. **J. Pérez, T. Lotti, R. Kleerebezem, C. Picioreanu, M.C.M. van Loosdrecht**, (2014) "Outcompeting nitrite-oxidizing bacteria in single-stage nitrogen removal in sewage treatment plants: A model-based study". Water Research 66 (2014) 208-218.

7. **Andersen, Mikkel H.** (2016): "Test of Specific Anammox Activity in the Main- and Sidestream at Marselisborg WWTP", *DHI 2016*

8. **Xiaojin Li, Stephanie Klaus, Charles Bott, Zhen He**, (July 2018), "Status, Challenges, and Perspectives of Mainstream Nitritation–Anammox for Wastewater Treatment"

9. **Krüger Veolia** (2009): "Bio-denitro® Bio-denipho®", http://technomaps.veoliawatertechnologies.com/krugeras/ressources/documents/2/2868,Bio-denitro_web.pdf