



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

ARES

Aktiv Reduktion af Emissioner fra Spildevandsanlæg MUDP-projekt

MUDP Rapport

Oktober 2024

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Morten Rebsdorf, Aarhus Vand

Line Dybdahl Poulsen, Aarhus Vand

Anders Fredenslund, DTU

Charlotte Scheutz, DTU

Marianne Thomsen, KU

Dines Thornberg, BIOFOS

Michael Eriksson, BIOFOS

Artur Mielczarek, BIOFOS

Anna Katrine Vangsgaard, Envidan

Jeanette Agertved Madsen, Envidan

Niels Malmose Askjær, Vandcenter syd

Per Henrik Nielsen, Vandcenter syd

Rikke Hansen, Vandcenter syd

Alma Skjold Knudsen, Vandcenter syd

Nina Almind-Jørgensen, Vandcenter syd

ISBN: 978-87-7038-657-9

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram

Projektet, som er beskrevet i denne rapport, er støttet af Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram (MUDP) under Miljøministeriet, der støtter udvikling, test og demonstration af miljøteknologi.

MUDP investerer i udvikling af fremtidens miljøteknologi til gavn for klima og miljø i Danmark og globalt, samtidig med at dansk vækst og beskæftigelse styrkes. Programmet understøtter dels den bredere miljødagsorden, herunder rent vand, ren luft og sikker kemi, men understøtter også regeringens målsætninger inden for klima, biodiversitet og cirkulær økonomi.

Det er MUDP's bestyrelse, som beslutter, hvilke projekter der skal modtage tilskud. Bestyrelsen betjenes af MUDP-sekretariatet i Miljøstyrelsen.

MUDP-sekretariatet i Miljøstyrelsen
Tolderlundsvej 5, 5000 Odense | Tlf. +45 72 54 40 00

Mail: ecoinnovation@mst.dk
[MUDP's hjemmeside](#)

Denne slutrapport er godkendt af MUDP, men det er alene rapportens forfatter/projektlederen, som er ansvarlige for indholdet. Rapporten må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord	8
Sammenfatning og konklusion	9
Summary and conclusion	12
1. Baggrund og formål	15
1.1 Referenceliste	15
2. Indledning	16
3. Teori	18
3.1 Lattergas (N ₂ O)	18
3.2 Metan (CH ₄)	18
3.3 CO ₂ regnskaber og scope 1,2 og 3	19
3.4 Livcyklusanalyser	20
3.5 Omverdensanalyse	22
3.6 Referenceliste	22
4. Reduktion af metan emissioner og øget biogasudbytte	24
4.1 Baggrund	24
4.2 Formål	24
4.3 Metode/forsøgsbeskrivelse	24
4.3.1 Slamlagertank	24
4.3.2 Forbedret biogasudbytte	27
4.4 Resultater	28
4.5 Konklusion og perspektivering	29
4.6 Referenceliste	29
5. Måling af metan og lattergas på renselanlæg	30
5.1 Baggrund	30
5.2 Formål	30
5.3 Metode/forsøgsbeskrivelse	30
5.3.1 Screening af anlæg for emissionskilder	30
5.3.2 Sporgasmåling af CH ₄ - og N ₂ O-emission	32
5.3.3 Øvrige målemetoder	32
5.4 Resultater	33
5.4.1 Målte emissionsrater	33
5.4.2 Reduktion af CH ₄ -emission – Ejby Mølle Renselanlæg	35
5.4.3 Sammenligning af N ₂ O-emission fra procestanke målt med sporgasmetode og væskefasemålinger	36
5.5 Konklusion	37
5.6 Referenceliste	38
6. Måling af metan og lattergas i kloaksystem	39
6.1 Baggrund	39

6.2	Formål	39
6.3	Metode/forsøgsbeskrivelse	39
6.3.1	Lokaliteter og målekampaner.	39
6.3.2	Sporgasmåling af CH ₄ og N ₂ O emission fra knudepunkter	40
6.3.3	Screening af CH ₄ i udvalgte dele af kloaksystem	41
6.4	Resultater	42
6.4.1	Målte emissionsrater fra knudepunkter	42
6.4.2	Screening af CH ₄ og estimat af total CH ₄ emission fra kloaknet	44
6.5	Konklusion	46
6.6	Referenceliste	46
7.	Integreret N₂O emissionsreduktion fra hoved- og sidestrøms-processer	48
7.1	Baggrund	48
7.2	Formål	48
7.3	Metode/forsøgsbeskrivelse	49
7.4	Styring af N ₂ O emissioner fra Egå Renseanlæg	49
7.4.1	Styrings opsætning	51
7.4.2	Samlet styring	52
7.4.3	Sammenligning af N ₂ O emissionsberegninger og målinger i væskefase med gasfase.	52
7.4.4	Målekampagne	54
7.4.5	Resultater	54
7.4.6	Delkonklusion	58
7.4.7	Driftserfaringer med lattergas sensorer	59
7.5	Pilotanlæg	59
7.5.1	Baggrund	59
7.5.2	Formål	59
7.5.3	Metode/forsøgsbeskrivelse	60
7.5.4	Resultater	61
7.5.5	Screening af lattergasdannelse på Viby Renseanlæg	64
7.5.6	Delkonklusion	65
7.6	Lattergas emission fra sidestrøms deammonifikations-proces	65
7.6.1	Baggrund	65
7.6.2	Formål	65
7.6.3	Metode/Forsøgsbeskrivelse	66
7.6.4	Resultater	66
7.6.5	Delkonklusion	66
7.7	Konklusion	66
7.8	Referenceliste	67
8.	Måling af nitrit	68
8.1	Baggrund	68
8.2	Formål	68
8.3	Metode/forsøgsbeskrivelse	68
8.4	Resultater	69
8.4.1	Nitritanalysator vs. Ammoniumanalysator	69
8.4.2	Nitritanalysator vs. Nitrat/Nitrit-sonde	70
8.4.3	Analyse af kvælstofomsætning	71
8.4.4	Nitritmåler som lattergasindikator	72
8.5	Konklusioner	72
8.6	Referenceliste	73
9.	Livscyklus- og økonomiske vurderinger	74
9.1	Baggrund	74

9.2	Formål	74
9.3	Metodebeskrivelse	74
9.3.1	Livscyklusanalyse	74
9.3.2	GHG opgørelsesmetode	75
9.3.3	IPCC-metoden	77
9.4	Resultater	80
9.4.1	Klimaeffekt og skyggepris for implementering af EloVac®	80
9.4.2	Klimaeffekt og skyggepris for implementering af procesoptimering til reduktion af lattergasemission	81
9.5	Konsekvensberegninger – IPCC	81
9.6	LCA baserede scenarieberegninger af proces og total CO ₂ fodaftryk	82
9.7	Konklusion	84
9.8	Referenceliste	85
10.	Kommercialisering og forretningsgørelse	87
10.1	Baggrund	87
10.2	Formål	87
10.3	Metode/forsøgsbeskrivelse	87
10.4	Analyse og overblik af markedspotentiale(r)	87
10.5	Omverdensanalyse, (miljømæssige og økonomiske effektivitetsindikatorer)	88
10.5.1	Politiske - og Lovgivningsmæssige faktorer	88
10.5.2	Økonomiske faktorer	89
10.5.3	Markedet for lattergas	90
10.5.4	Markedet for metan	92
10.5.5	Sociale faktorer	93
10.5.6	Teknologiske faktorer	93
10.5.7	Miljømæssige faktorer	94
10.6	Kommercialisering af resultater	95
10.7	Rapportering på individuelle og kombinerede forretningsmodeller	95
10.7.1	Individuelt	95
10.7.2	Spildevandsforsyning (eksempel med Aarhus Vand)	95
10.7.3	Rådgiverne	96
10.7.4	Teknologiudbydere og vidensinstitutioner	97
10.7.5	Joint Venture	97
10.8	Konklusion	97
10.9	Referencer	98
11.	Formidling	101
12.	Konklusion	102
13.	Perspektivering	104
13.1	Referenceliste	105
Bilag 1.Arbejdspakke 1		106
Bilag 1.1	LCA CO ₂ aftryk for slamlagertank	106
Bilag 1.2	Poster af Maria Farago	107
Bilag 1.3	Udgifter for slamlager samt Elovac-P	108
Bilag 1.4	Tegning slamlagertank	109
Bilag 2.Arbejdspakke 2 og 3		110
Bilag 2.1	Teknisk notat - Måling af metan- og lattergasemissioner fra renseanlæg (Vedhæftet)	110

Bilag 2.2	Teknisk notat - Måling af metan- og lattergasemissioner fra udvalgte lokaliteter i Vandcenter Syds kloaksystem i Odense og omegn (Vedhæftet)	110
Bilag 3.Arbejdspakke 4		111
Bilag 3.1	CAPEX og OPEX ved indkøb og drift af lattergassensorer	111
Bilag 3.2	Flowchart over Egå Renseanlægs procestanke	111
Bilag 3.3	Fabrikater på sensorer i procestankene på Egå Renseanlæg	112
Bilag 3.4	Styring for procestank 1, 3, 4	113
Bilag 3.5	Flowchart af Pilotanlæg	117
Bilag 3.6	Belastningsstyringen af Pilotanlæg	118
Bilag 3.7	Flowchart af procestankene på Viby Renseanlæg	119
Bilag 3.8	Flowchart af DEMON [®] -tanken på Egå Renseanlæg	119
Bilag 3.9	Flow og pH i DEMON [®] -tanken	120
Bilag 4.Arbejdspakke 5		121
Bilag 4.1	EZ1301 – Nitrit analyser	121
Bilag 4.2	Vand anlægget	122
Bilag 5.Arbejdspakke 6		123
Bilag 5.1	Emissioner, ressource og energi input og Output	123

Forord

Udviklingsprojektet **Aktiv Reduktion af Emissioner fra Spildevandsanlæg (ARES)** har bidraget med øget viden om potentialer og udfordringer for reduktion af drivhusgasserne metan og lartergaser i afløbssystemer og fra renseanlæg. Projektet er støttet af Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram (MUDP) under Miljøministeriet fra 2020.

Vandcenter Syd har været projektejer og de øvrige partnere har været Aarhus Vand, BIOFOS, Danmarks Tekniske Universitet, København Universitet (i ansøgningen Aarhus Universitet) og Envidan.

Projektet havde kick-off i januar 2021, men grundet Covid-19 er projektet blevet forlænget undervejs med nærværende endelige afrapportering i marts 2024.

Rapporten er skrevet til modtagere med et godt kendskab til spildevandsrensning, miljøeffekter af udledning af drivhusgasser samt livscyklusvurderinger.

En stor del af udviklingsarbejdet er foregået på de deltagende forsyningsselskaber renseanlæg. En helt særlig tak skal derfor gå til den store indsats som medarbejdere i forsyningerne har lagt i forbindelse med at udføre de mange forsøg.

Sammenfatning og konklusion

Baggrunden for Aktiv Reduktion af Emissioner fra Spildevandsanlæg (ARES) projektet er at belyse tiltag der kan implementeres på danske renseanlæg for emissionsreduktioner, herunder sælge og rådgive i løsninger til at mindske fodaftrykket fra spildevandshåndtering i og uden for Danmark. I Danmark vedtog regeringen en klimalov tilbage i 2020 med en målsætning om reduktion af CO₂-ækv-emissionen med 70% i 2030 sammenlignet med 1990.

I den efterfølgende "Klimaplan for en grøn affaldssektor og cirkulær økonomi" fra 2020 blev der vedtaget at foretage en Parismodel for vandsektoren. På basis af data meldt ind til den første runde af Parismodellen blev der opstillet en fælles vision for en CO₂-neutral dansk vandsektor i 2030.

Tiltag udført i nærværende projekt er gennemgået i forhold til Parismodellen, og resultater sammenlignet med IPCC's opgjorte emissionsfaktorer.

Der er i projektet udført målinger af metan (CH₄) og lattergas (N₂O) emission fra 4 danske renseanlæg med fokus primært på Egå og Ejby Mølle renseanlæg. Målinger er udført med forskellige målemetoder hvor bl.a. total metan og lattergasmålinger på anlæggene er udført med sporgasdispersionsmetode.

Slamlager uden gasopsamling er i tidligere undersøgelser (fx Energistyrelsen, 2021) peget på, som en væsentlig emissionskilde for CH₄ fra renseanlæg. Med dette projekt er det demonstreret, at etablering af gasopsamling og udnyttelse på slamlager kan reducere CH₄-emissionen – og dermed den direkte drivhusgasemission fra renseanlæg væsentligt.

Måling af den totale CH₄-emission før og efter etablering af et nyt slamlager på Ejby Mølle Renseanlæg viser en betydelig reduktion (10,6 kg CH₄/time) som følge af denne ændring. Denne reduktion bekræftes af, at emissionen fra det nedlagte slamlager var ca. 12 kg CH₄/time i gennemsnit, og screening med "CH₄-sniffer" tyder på, at emissionen fra det nye slamlager er minimal. Ud fra målingerne er reduktionen af CH₄-emission beregnet til 45% som følge af etableringen af nyt slamlager (56% fraregnet gasmotors bidrag).

I projektet er der udført konsekvensberegninger for ændrede emissionsfaktorer i de nationale opgørelser ved implementering af lukket slamlagertank med vakuum system. Implementering af 50% af den danske spildevandsmængde, vil medføre en 6% reduktion af den samlede drivhusgasemission fra den danske spildevandssektor. Derudover er der beregnet en skyggepris for den opnåede emissionsfaktor reduktion opnået ved implementering af lukket slamlager samt vakuum hvor emissionen udnyttes til ekstra energiproduktion i gasmotorer. Sammenlignes IPCC faktoren på 6,9% af den producerede biogas med den målte værdi på 3,1% af den producerede biogas på Ejby Mølle renseanlæg, fås en skyggepris på 110-222 DKK/ton CO₂-ækv. Hvilket er noget under en afgift på 750 DKK/ton CO₂-ækv, som er omtalt til at være en kommende afgift. Det giver et økonomisk incitament for implementering yderligere på de danske renseanlæg.

Emission af N₂O er fundet væsentligt mere varierende sammenlignet med CH₄, hvor N₂O-emissionen ikke har været målbar i nogle af målekampagnerne udført i projektet. Dette er i tråd med egne og andres tidligere undersøgelser af N₂O-emission fra renseanlæg samt data fra væskemålinger af N₂O på de deltagende anlæg. Kvantificering af de til tider lave emissionsrater stiller høje krav til præcision af måleudstyr. Etablering af N₂O-emissionsfaktorer med brug af fx sporgasmålinger vil kræve et relativt stort antal målinger. Disse målinger bør udføres over fx et kalenderår, da emissionen varierer over året.

En del danske renseanlæg anvender kontinuerte målinger af N_2O -koncentration i væskefasen i tanke til biologisk N-fjernelse (med Unisense sensorer). Med en beregningsmodel anvendes disse koncentrationer i væskefasen sammen med øvrige parametre (beluftet areal, luftgennemstrømning, temperatur mv) i beregninger af N_2O -emissionen til luften. Disse målinger har den fordel, at de er kontinuerte. Erfaringer viser, at den beregnede emissionsrate er følsom over for fx placering af sensoren mv. og målte emissionsrater med sporgasdispersionsmetoden (herefter kaldet sporgasmetode) var væsentligt forskellige fra væskefasebaserede emissionsrater i dette projekt. For at kvalificere de væskebaserede beregnede N_2O emissionsrater kan det være relevant at kalibrere disse beregningsmodeller for de enkelte anlæg med brug af målemetoder, der måler den direkte emission til luften.

Der er i ARES projektet udviklet en sporgasmetode til kvantificering af CH_4 - og N_2O -emission fra hot spots i kloaksystemer. Den totale emission fra 15 undersøgte hot spots var hhv. 46 g CH_4 /time og 1,1 g N_2O /time (gennemsnit af 9 målekampagner).

Emissionsrater for CH_4 og N_2O varierede væsentligt mellem de forskellige knudepunkter, samt mellem målekampagner. For 5 af de 15 undersøgte knudepunkter, var koncentrationen af CH_4 og N_2O konsekvent lig baggrunds niveau eller meget tæt på, og emissionen var derfor nær nul. Ved ingen målepunkterne var emissionen målbar i alle 9 målekampagner. Ved fremtidige lignende undersøgelser vurderes det derfor nødvendigt, at der udføres et relativt stort antal målinger.

Der understreges, at de 15 knudepunkter, hvor der blev udført sporgasmålinger, kun udgør en meget lille del, af det samlede antal knudepunkter, hvor der potentielt, kan ske udledning (i alt 43.525). For at undersøge emission fra andre områder, blev der udført screening af metankoncentration i dele af VCS' kloaknet indeholdende et større antal knudepunkter (191), og der blev udarbejdet en empirisk model til at beregne CH_4 -emission fra de målte CH_4 -koncentrationer ved knudepunkterne. Den gennemsnitlige CH_4 -emission fra i alt 191 undersøgte knudepunkter var 0,22 g CH_4 /time. Under antagelse af, at de undersøgte knudepunkter er repræsentative for hele VCS' kloaksystem, blev den totale CH_4 -emission fra kloaksystemet beregnet til 9,6 kg CH_4 /time svarende til 2.350 ton CO_2 -ækv./år, hvilket er sammenligneligt med CH_4 -emissionen fra Ejby Mølle Renseanlæg efter etablering af nyt slamlager (13,1 kg CH_4 /time).

På baggrund af tidligere udførte forsøg med styringstiltag, blev der udviklet og implementeret styringer, der via ammonium-, nitrat- og ilt-målinger kan styre emissionen af lattergas på renseanlægget Egå. Det er dog tvetydige resultater, der fremkommer, når der foretages sammenligninger af emissionen på hhv. døgn, sæson og årsbasis. Når der alene ses på den årligt samlede omsatte mængde total-N og den årligt dannede mængde lattergas, ses der en reduktion i størrelsesordenen 10 % i emissionsfaktor fra 2022 til 2023. Omvendt ses der en lille stigning, på ca. 10 %, når døgnmiddelværdierne af emissionsfaktorer sammenlignes fra 2022 til 2023. Sidst men ikke mindst er foretaget en sammenligning for forsommeren 2022 og 2023. Her ses der en markant stigning i emissionsfaktor af N_2O fra 2022 til 2023, men dog ikke mere end at det på årsbasis udjævnes. Det synes tydeligt, at der i forsommeren 2023 omsættes for meget kvælstof til lattergas, det vil sige, at der i særdeleshed skal sikres, at den første proces-tank (T4) primært får reduceret omsætningen af ammonium, hvilket vil kræve en styringsmæssig ændring.

Pilotskalatest med kulstofdosering indikerer, at en større lattergasomsætning kan opnås ved at dosere kulstof under nitrat frie forhold, men at der ud fra dette studie ser ud til at være en maksimal dosering og så falder virkningsgraden af doseringen. Det er blevet observeret, at en højere kulstofdosering giver en højere denitrifikationsrate, men at det også bevirker en højere lattergasdannelse. Ud fra forsøgene i pilotskala var det ikke muligt at teste lattergasdannelsens sammenhæng med ammoniumbelastningen, da en stabil belastningsstyring ikke kunne opnås.

Det blev i dette studie fundet at deammonifikations-anlægget på Egå Renseanlæg i gennemsnit omdanner 1,4% af den tilførte ammoniummængde til lattergas. Dog er der en betydelig usikkerhed relateret til dette tal.

Screening af lattergasemission på Viby Renseanlæg har vist at denitrifikationen kan ses som værende opdelt i forskellige faser, hvor hver fase beskriver reduktion fra et stof til et andet. Derudover er det observeret at en højere kulstofdosering giver en større nitratomsætning, men at den større omsætning af nitrat også resulterer i en højere lattergasdannelse.

Det er i denne rapport forsøgt at anvende nitrit som indikator for forekommende lattergasdannelse, som ville kunne anvendes som styringsparametre til forudsigelse af lattergaskoncentrationer målt i væskefase. Men der har i projektet været udfordringer med anvendt nitritanalysator, specielt på leverance af anvendte kemikalier samt deres holdbarhed. Hvilket har gjort at meget få dataserier har kunne udføres i projektp perioden, til at dokumentere en sammenhæng mellem nitrit og lattergas til forvarslingsstrategi.

Som del af arbejdet i ARES er der blevet udarbejdet en markedsanalyse med reference i de afprøvede tiltag i ARES projektet. Markedsanalysen resulterer i at der er et stort potentiale og interesse ved forsyningerne til at minimere drivhusgasserne CO₂, CH₄ og N₂O. For at få rullet styringskoncepter og tekniske implementeringer generelt ud på de danske renseanlæg, kræver det en politisk og lovgivningsmæssig handling, ved at skabe et økonomisk incitament. Ved at fremme samarbejde mellem regeringer, industri og samfund, kan sektoren ikke kun opnå reduktioner af drivhusgasemissioner, men også øge ressourceeffektivitetsmål, ved at udnytte emissioner som lokale ressourcer.

Til sidst i rapporten er en perspektivering udarbejdet der omtaler de udfordringer som projektgruppen har erfaret ved udførelsen af ARES. Her pointeres bl.a. måleusikkerhed på lattergas samt behovet for kontinuerlige fluxmålinger af emissioner som lattergas og metan. Det er svært at mindske en emission man ikke kan kvantificere. Derudover er der en stor dynamisk variation i hovedsageligt lattergasemissionen afhængigt af bl.a. belastning, temperatur og slamforhold.

En læring der også er erfaret i ARES projektet er at en generel styring til forbedring af lattergas i aktivslam, ikke kan generaliseres. Der er forhold der er forskellige og betydelige i forhold til lattergasproduktionen på forskellige renseanlæg i Danmark. Der kan være behov for forskellige tiltag afhængigt af årstiden. Disse mulige tiltag udvikles der kraftigt på, men der mangler stadig en forståelse som er bredere for de danske renseanlæg.

Summary and conclusion

The background for the Active Reduction of Emissions from Wastewater treatment Plants (ARES) project is to shed light on actions that can be implemented at Danish treatment plants for emission reductions, including selling and advising on solutions to reduce the footprint of wastewater management in and outside Denmark. In Denmark, the government back in 2020 agreed on climate goals, to achieve a reduction in CO₂ by 70% in 2030 compared to 1990. In the subsequent "Climate plan for a green waste sector and circular economy" from 2020, it was decided to implement a Paris model for the water sector. Based on data reported for the first round of the Paris model, a joint vision for a CO₂-neutral Danish water sector in 2030 was drawn up.

Actions carried out in the present project have been reviewed in relation to the Paris model, and results compared with the IPCC's emission factors.

In the project, measurements of CH₄ and N₂O emissions from 4 Danish sewage treatment plants were carried out, focusing primarily on Egå and Ejby Mølle sewage treatment plants. Measurements are carried out with different measurement methods, where i.a. total methane and nitrous oxide measurements at the facilities are carried out with the trace gas dispersion method.

Sludge storage tank without gas collection has been identified in previous studies (Energi styrelsen 2021) as a significant emission source for CH₄ from treatment plants. With this project, it has been demonstrated that the establishment of a closed gas collection and utilization in sludge storage can significantly reduce CH₄ emissions - and thus reduce the direct greenhouse gas emissions from treatment plants.

Measurement of the total CH₄ emission before and after the establishment of a new closed sludge storage facility at Ejby Mølle WWTP (Wastewater treatment plant) shows a significant reduction (10.6 kg CH₄/hour). This reduction is confirmed by the fact that the emission from the closed sludge storage was approx. 12 kg CH₄/hour on average, and screening with a "CH₄ sniffer" indicates that the emission from the new sludge storage is minimal. Based on the measurements, the reduction of CH₄ emissions is calculated to be 45% with the new closed sludge storage system (56% excluding the contribution of the gas engine).

In the project, consequence calculations have been carried out for changed emission factors in the national inventories, when implementing a closed sludge storage tank with a vacuum system. Implementation on 50% of the Danish wastewater volume will result in a 6% reduction of the total GHG emission from the Danish wastewater sector. In addition, a shadow carbon price has been calculated for the achieved emission factor reduction obtained by implementing closed sludge storage and vacuum where the emission is used for extra energy production in gas engines. If the IPCC factor of 6.9% of the produced biogas is compared with the measured value of 3.1% of the produced biogas at the Ejby Mølle treatment plant, a shadow carbon price of DKK 110-222/ton CO₂-ækv. is obtained. Which is somewhat below a tax of DKK 750/ton CO₂-ækv., which is referred to as a future possible tax. This provides a financial incentive for further implementation at the Danish treatment plants.

Emission of N₂O has been found to be significantly more variable compared to CH₄, where the N₂O emission has not been possible to measure in some of the measurement campaigns carried out in the project. This is in line with our own and others' previous studies of N₂O emissions from treatment plants as well as data from liquid measurements of N₂O at the participating plants. Quantification of the sometimes low emission rates, places high demands on the precision of measuring equipment. Establishing N₂O emission factors using e.g. trace gas

measurements will require a relatively large number of measurements. These measurements should be carried out over, for example, a calendar year, as the emission varies over the year.

A number of Danish treatment plants use continuous measurements of N₂O concentration in the liquid phase in tanks for biological N removal (Unisense sensors). With a calculation model, these concentrations in the liquid phase are used together with other parameters (aerated area, air flow, temperature, etc.) in calculations of the N₂O emission to the air. These measurements have the advantage that they are continuous. Experience shows that the calculated emission rate is sensitive to, for example, the location of the sensor. Where emission rates measured with the tracer gas method were significantly different from liquid phase-based emission rates in this project. In order to qualify the liquid-based calculated N₂O emission rates, it may be relevant to calibrate these calculation models for the individual plants using measurement methods that measure the direct emission to the air.

A trace gas method has been developed in the ARES project for quantifying CH₄ and N₂O emissions from hot spots in the sewage systems. The total emission from 15 investigated hot spots was respectively 46 g CH₄/hour and 1.1 g N₂O/hour (average of 9 measurement campaigns).

Emission rates for CH₄ and N₂O varied significantly between the different hot spots, as well as between measurement campaigns. For 5 of the 15 hot spots examined, the concentration of CH₄ and N₂O was consistently equal to the background level or very close, and the emission was therefore close to zero. At none of the measurement points was the emission measurable in all 9 measurement campaigns. In future similar studies, it is therefore necessary to carry out a relatively large number of measurements.

It is emphasized that the 15 hot spots where trace gas measurements were carried out, only make up a very small part of the total number of hot spots where emissions can potentially occur (a total of 43,525). To investigate emission from other areas, screening of methane concentration was carried out in parts of the VCS sewer network containing a larger number of nodes (191) and an empirical model was developed to calculate CH₄ emission based on the measured CH₄ concentrations at the nodes. The average CH₄ emission from a total of 191 examined nodes was 0.22 g CH₄/h. Assuming that the examined hot spots are representative of the entire VCS sewage system, the total CH₄ emission from the sewage system was calculated to be 9.6 kg CH₄/hour corresponding to 2,350 ton of CO₂ equivalent/year. Which is comparable to the CH₄ emission from Ejby Mølle WWTP after the establishment of a new sludge storage (13.1 kg CH₄/hour).

Based on previously carried out trials with process control, optimized process controls were developed and implemented at Egå WWTP to reduce the nitrous oxide emission from the activated sludge process. The optimized process control is based on ammonium, nitrate and oxygen sensors. However, when the results are compared, there are ambiguous results of the emission of resp. day, season and annual basis. When looking only at the total annual volume of total N and the annually formed amount of nitrous oxide, a reduction of the order of 10% in emission factor is seen from 2022 to 2023. Contradictory, a small increase of approx. 10% when the daily mean values of emission factors are compared from 2022 to 2023. Last but not least, a comparison has been made for the early summer of 2022 and 2023. Here, a significant increase in the emission factor of N₂O from 2022 to 2023 is seen, but not more than that on annual basis is equalised. It seems clear that in early summer 2023 too much nitrogen will be converted to nitrous oxide, which means that it must be ensured in particular that the first process tank (T4) primarily reduces the turnover of ammonium, which will require a management change.

Pilot-scale tests with nitrous oxide dosing indicate that a greater nitrous oxide metabolism can be achieved by dosing carbon under nitrate-free conditions, but from this study it appears to be a maximum dosage and then the effectiveness of the dosage decreases. It has been observed that a higher carbon dosage, gives a higher denitrification rate, but that it also causes a higher nitrous oxide formation. Based on the pilot-scale experiments, it was not possible to test the correlation between nitrous oxide formation and the ammonium load, as a stable load control could not be achieved.

In this study, it was found that the deammonification plant at the Egå WWTP converts on average 1.4% of the added ammonium quantity into nitrous oxide. However, there is considerable uncertainty related to this number.

Screening of nitrous oxide emissions at Viby WWTP has shown that denitrification can be seen as being divided into different phases, where each phase describes reduction from one substance to another. In addition, it has been observed that a higher carbon dosage results in a greater nitrate conversion, but that the greater conversion of nitrate also results in a higher nitrous oxide formation.

In this report, an attempt has been made to use nitrite as an indicator for the occurrence of nitrous oxide formation, which could be used as control parameters for predicting nitrous oxide concentrations measured in the liquid phase. But there have been challenges in the project with the nitrite analyzer used, especially regarding the delivery of the chemicals used and their expiring date. Which has caused that very few data series have been carried out during the project period, to document a connection between nitrites and nitrous oxide for a warning strategy.

As part of the work in ARES, a market analysis has been prepared with reference to the tested actions in the ARES project. The market analysis results in being a great potential and interest in the supplies, to minimize the greenhouse gases CO₂, CH₄ and N₂O. In order to implement process control strategies and technical implementations at the Danish sewage treatment plants, a requirement of political and legislative action is needed, by creating an economic incentive. By promoting cooperation between governments, industry and society, the sector can not only achieve reductions in greenhouse gas emissions but also increase resource efficiency targets, by utilizing emissions as local resources.

At the end of the report, a perspective is written that mentions the challenges that the project group has experienced when carrying out ARES. Here are pointed out, among other things measurement uncertainty of nitrous oxide and the need for continuous flux measurements of emissions such as nitrous oxide and methane. It is difficult to reduce an emission that you cannot quantify. In addition, there is a large dynamic variation in mainly the nitrous oxide emission, depending on e.g. load, temperature and sludge conditions.

A lesson that has also been learned in the ARES project, is that a general process control strategy for improving nitrous oxide in activated sludge, cannot be generalized for all Danish WWTPs. There are conditions that are different and significant, in relation to nitrous oxide production at different treatment plants in Denmark. Different process control strategies may be needed depending on the time of year. These possible process control strategies are being vigorously developed, but a broader understanding is still lacking.

1. Baggrund og formål

Udledning af drivhusgasser er på den globale dagsorden og den seneste opgørelse i IPCC's Klimarapport viser, at CO₂-ækv-emissionen stadig er stigende, og at en temperaturstigning på 1,5 °C kræver intensiveret indsats (IPCC, 2023). I Danmark vedtog regeringen en klimalov tilbage i 2020 med en målsætning om reduktion af CO₂-ækv-emissionen med 70% i 2030 sammenlignet med 1990.

I den efterfølgende "Klimaplan for en grøn affaldssektor og cirkulær økonomi" fra 2020 blev der vedtaget at foretage en Parismodel for vandsektoren. På basis af data meldt ind til den første runde af Parismodellen blev der opstillet en fælles vision for en CO₂-neutral dansk vandsektor i 2030 (Miljøstyrelsen, 2021). Baggrunden for **Aktiv Reduktion af Emissioner fra Spildevandsanlæg (ARES)** projektet er et ønske om at tilvejebringe vigtig ny viden på et underbelyst område, som vil understøtte myndighedernes bestræbelse på at opnå Danmarks og vandsektorens klimamål. Den danske vandbranche er med dette projekt bedre rustet til at foretage emissionsreduktioner, herunder sælge og rådgive i løsninger, der kan medvirke til den grønne omstilling også uden for Danmarks grænser.

Med dette ARES-projektet ønsker vi at bidrage med ny viden til den presserende udfordring, som vi alle står over for: Udledning af drivhusgasser og de deraf afledte klimaforandringer. Formålet med projektet har været at tilvejebringe ny viden om dannelse og emission af drivhusgasserne metan (CH₄) og lattergas (N₂O) i kloaksystemer og på renseanlæg. Projektet har haft nedenstående tre hovedformål:

1. Udvikle og demonstrere overdækket slamlager med indbygget gasopsamling i fuld-skala
2. Anvende avancerede måleteknologier til identificering og kvantificering af de vigtigste emissionskilder på renseanlæg og i kloaksystem
3. Udvikle styringsstrategier og renseteknologi til nedbringelse af N₂O-emissioner fra de biologiske processer på renseanlæg
4. Udføre Livscyklus- samt økonomisk vurdering af de testede tekniske principper

Det har været projektets formål at eftervise, om der ved relativt beskedne investeringer kan skabes betydelige forbedringer med hensyn til urbane emissioner. Med implementering af konkrete tiltag er emissionerne kvantificeret, søgt minimeret og samtidig er undersøgt nyttiggørelse af CH₄-emissionerne til produktion af grøn strøm. Effekterne af de opnåede resultater er derfor både vurderet ud fra et livscyklusperspektiv og der er foretaget estimater af økonomiske omkostninger (CO₂ skyggepriser) for de konkrete tiltag.

Alle partnere i projektet har i årene forud for ARES projektet ledet og deltaget i flere udviklingsprojekter omkring måling og reduktion af drivhusgasudledning fra renseanlæg. Projektet har således i høj grad bygget videre på disse erfaringer. Resultaterne fra projektet er afgørende for et omkostningseffektivt procesdesign ved de forestående renseanlægssudbygninger som partnerne står overfor f.eks. et nyt renseanlæg i København, samt nye ressourceanlæg i både Aarhus (Aarhus ReWater) og Odense. Partnerne har bidraget med nøgleviden samt nøgleteknologi til at løse problemstillingerne og udarbejde brugbare værktøjer.

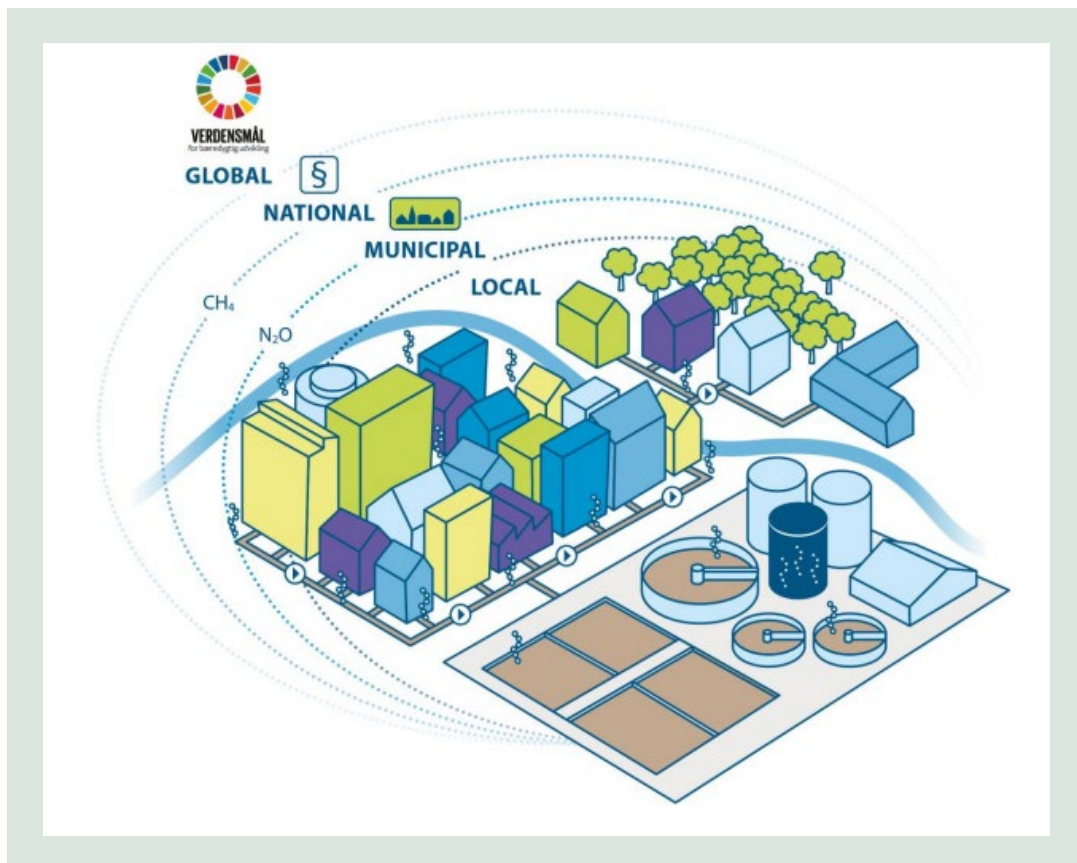
1.1 Referenceliste

IPCC 2023, [AR6 Synthesis Report: Climate Change 2023](#).

Miljøstyrelsen 2021, [Rapportering af "Parismodel" for vandsektoren i Danmark](#).

2. Indledning

Siden opstart af ARES projektet i 2021 har fokus på emissioner af drivhusgasser og de afledte klimaforandringer været stigende. Samspejlet mellem ARES og de globale emissioner af drivhusgasser er illustreret i nedenstående figur, hvor arbejdsplanerne i projektet ligeledes fremgår.



FIGUR 1. Illustration af ARES projektet med angivelse af arbejdsplaner.

Projektet har været opdelt i nedenstående seks arbejdsplaner (Work Packages, WP):

- WP 0: Projektadministration og formidling (fremgår ikke af figuren)
- WP 1: Reduktion af biogasemissioner fra slamlager og ekstraktion af biogas med vakuum
- WP 2: Måling af metan- og lattergasemissioner fra renselanlæg
- WP 3: Måling af metan- og lattergasemissioner fra kloaksystem
- WP 4: Reduktion af lattergasemissioner fra renselanlæg
- WP 5: Måling af nitrit på renselanlæg til dybere forståelse af lattergasdannelse
- WP 6: Vurdering af resultater og effekter (fremgår ikke af figuren)

WP 1 er gennemført på Ejby Mølle Renselanlæg i Odense. Det konkrete tiltag omfatter både reduktion af metanemission, samt øget udbytte af biogasproduktionen gennem udvikling, opførsel og ibrugtagning af ny overdækket slamlagertank og nyt vakuumsystem med flashtank. I WP 2 er gennemført målinger af baseline emissioner af lattergas og metan fra fire renselanlæg hos de deltagende forsyninger. I WP 3 er der for første gang målt på emissioner af metan og lattergas fra et kloaksystem i Danmark. Dette i oplandet til Ejby Mølle Renselanlæg i Odense.

WP 4 omfatter test af styringer af lattergasemissioner fra Egå Renseanlæg ved Aarhus Vand. I WP5 er foretaget en undersøgelse af dynamikken mellem nitritkoncentrationen og N₂O koncentrationer samt emissioner fra Renseanlæg Avedøre (BIOFOS).

Som det fremgår, er der udført innovation på flere TRL-niveauer i de forskellige arbejdsplaner herunder pilotforsøg, men i langt overvejende grad fuldskala demonstrationer. Resultaterne af de gennemførte forsøg præsenteres på et overordnet niveau i nærværende rapport kapitel 4 til 8, mens der er i bilag er vedlagt en række tekniske delrapporter. I kapitel 3 findes et kort teori-afsnit omkring lattergas, metan, CO₂ regnskaber og scope 1, 2, og 3 samt livscyklusvurderinger.

Den sidste arbejdsplan WP 6 har haft til formål at sammenstille og vurdere de opnåede resultater. Miljøeffekterne af de konkrete tiltag er vurderet gennem anvendelse af livscyklusvurderinger og der er i tillæg foretaget overordnede økonomiske konsekvensvurderinger, hvilket er præsenteret i kapitel 9.

Partnerne har haft et stort fokus på formidlingsaktiviteter, og resultater fra projektet er løbende blevet præsenteret bredt på både nationale og internationale konferencer. Der pågår udarbejdelse af en række videnskabelige artikler samt enkelte artikler til danske tidsskrifter. Formidlingsaktiviteterne uddybes i kapitel 10.

I kapitel 11 er foretaget en vurdering af potentialet for kommercialisering og forretningsgørelse af de i ARES projektet opnåede resultater. Indledningsvist er foretaget en analyse af markedspotentiale for projektpartnere med særligt fokus indenfor reduktion af klimagasser i Danmark, Europa og USA. Der er fokus på vurdering af forretningsgørelse af et styringskoncept for lattergas, da dette var et specifikt mål for ARES projektet. En PESTEL analyse dækker vurdering af eksterne faktorer, der kan påvirke anvendelse af metan og lattergas som ressourcer, CO₂ regnskaber og LCA-vurderinger.

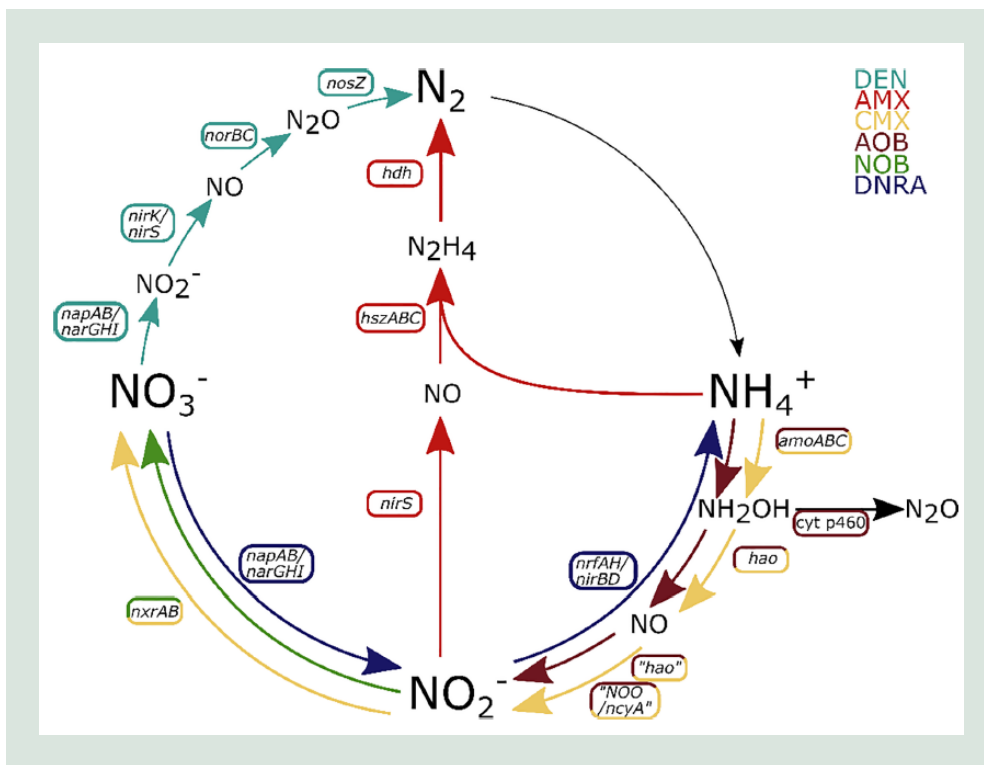
Endelig afsluttes rapporten med en konklusion i kapitel 12, hvor partnernes udbytte præsenteres samt en perspektivering i kapitel 13 med fokus på barrierer, forretningspotentialer og kommende udviklingsområder.

3. Teori

3.1 Lattergas (N₂O)

For de fleste renselanlæg i Danmark er der stillet myndighedskrav til overholdelse af total kvælstof og ammonium inden udledning til recipienten. For at kunne opfylde disse udledningskrav udnyttes, at bakterier i det aktive slam kan omdanne den tilledte ammonium til frit kvælstof (N₂). Dette sker under aerobe forhold i procestankene, hvor ammonium oxiderende bakterier (AOB) oxiderer ammonium til nitrit, nitrit oxiderende bakterier (NOB) oxiderer nitrit til nitrat. Under anoxiske forhold og med tilstedeværelsen af kulstof i procestankene, vil de heterotrofe denitrifikanter reducere nitrat til frit kvælstof. En anden kendt reaktionsvej for omdannelse af ammonium er ved at udnytte sammenspillet mellem AOB'er og anammoxbakterier til at fjerne ammonium fra varmt rejektvand. AOB'erne vil oxidere en andel af ammonium til nitrit. Herefter bliver den producerede nitrit og resterende ammonium omdannet til frit kvælstof (N₂) af anammoxbakterierne.

Som illustreret i FIGUR 2 indgår lattergas i kvælstof-cyklussen, som et mellemprodukt i flere procesveje og dermed også i omsætningen af kvælstof på renselanlæg. Tidligere studier har vist, at de primære reaktionsveje, der bidrager til lattergasdannelse er nitrifikanternes nitrifikation (AOB+NOB), nitrifikanternes denitrifikation samt den heterotrofe denitrifikation. De heterotrofe denitrifikanter kan både producere og reducere lattergas.



FIGUR 2. Overblik over kvælstofcyklus. Denitrifikationen fra nitrat til frit kvælstof (turkis), ammonium oxidation (AOB) (brun), nitrit oxidation (grøn), anammox (rød) (Valk et al., 2022).

3.2 Metan (CH₄)

På renselanlæg sker produktionen af metan primært i forbindelse med anaerob udrådning af slam til biogasproduktion. Omdannelsen består af en række på hinanden følgende processer varetaget af forskellige mikroorganismer, som alle arbejder under iltfrie forhold og sørger for at

det biologisk nedbrydelige organisk kulstof (COD) omdannes til biogas. Biogas er en blanding af CH₄, CO₂ og en smule H₂S, hvor CH₄ svarer til ~60-70% af sammensætning.

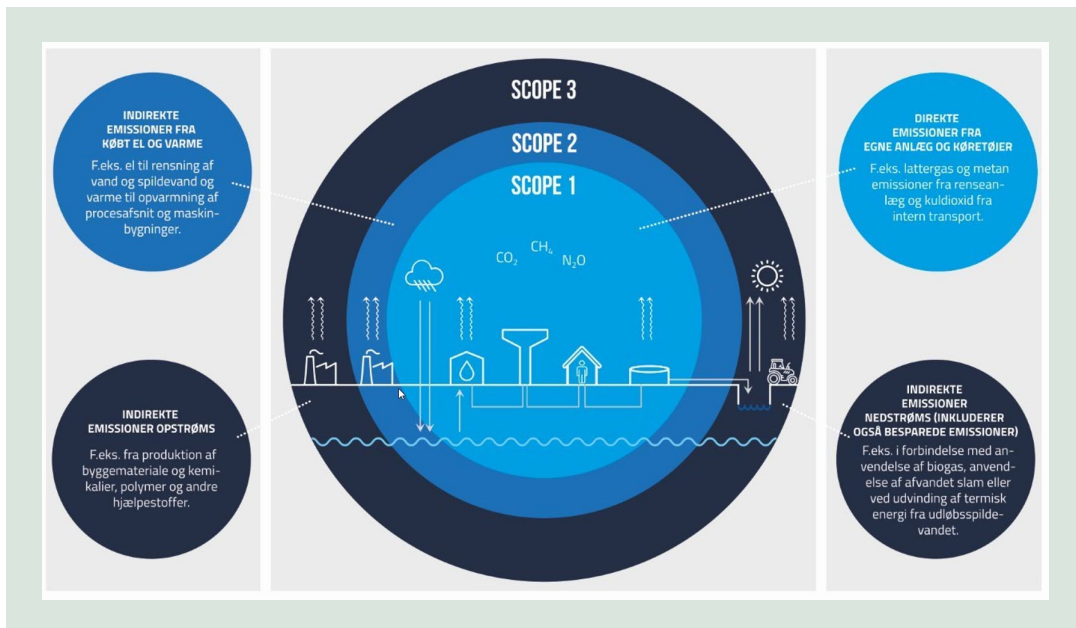
På grund af det høje indhold af organisk kulstof, som spildevand indeholder, forekommer dannelsen af CH₄, på grund af anaerob nedbrydning, også på steder hvor det ikke er tilsigtet. I kloaksystemer, der transporterer urensset spildevand fra husholdninger, kan der i visse dele af rørsystemet være forhold, som gør at der bliver produceret CH₄. Det meste af den CH₄, der produceres her, stripes og emitteres til atmosfæren på grund af turbulente strømninger i kloakledningerne, hvilket medfører direkte emissioner på disse lokationer.

I selve renselanlæggene er den primære kilde til metandannelse den anaerobe slamhåndteringsproces. Biogassen, der produceres under anaerob udrådning, bruges derefter oftest til at producere elektricitet og varme på en gasmotor, hvorfra der også kan forekomme et betydeligt metantab. Der kan endvidere forekomme gaslækager direkte fra rådnetanken og overtryksventiler. Endelig ses åbne slamlagre med opbevaring af udrådnet slam som en stor punktkilde til metantab. I disse slamlagre er der fortsat organisk materiale, som kan omsættes til metan efter opholdet i rådnetanken.

I 2022 blev "Bekendtgørelse om bæredygtighed og besparelse af drivhusgasemissioner for biomassebrændsler og flydende biobrændsler til energiformål, m.v.", også kaldet bæredygtighedsbekendtgørelsen opdateret (Klima-, Energi- og Forsyningsministeriet, 2022). Dette har medført at virksomheder, der producerer, opgraderer, renser eller anvender biogas skal have udført en årlig anlægsgennemgang, og at der skal udarbejdes et egenkontrolprogram for anlægget med en række punkter, som skal gennemgås af personalet løbende for at sikre at lækage opdages og udbedres hurtigst muligt.

3.3 CO₂ regnskaber og scope 1,2 og 3

CO₂ regnskaber opgøres ifølge den internationale standard GHG Protocol i 3 (4) scopes. Disse scopes omfatter direkte udledninger fra en virksomheds produktion (scope 1), CO₂ emissioner relateret til produktion af den energi, virksomheden køber f.eks. el og fjernvarme (scope 2) samt emissioner relateret til leverandørkæden og emissioner forbundet med anvendelse og bortskaffelse af produkter (scope 3). Endelig er der det sidste scope, som kaldes scope 4, eller emissioner uden for scope, som er undgåede emissioner, eller CO₂ lagring og fangst. I FIGUR 3 illustreres definitioner af scope 1, 2 og 3 med udgangspunkt i vandsektoren.



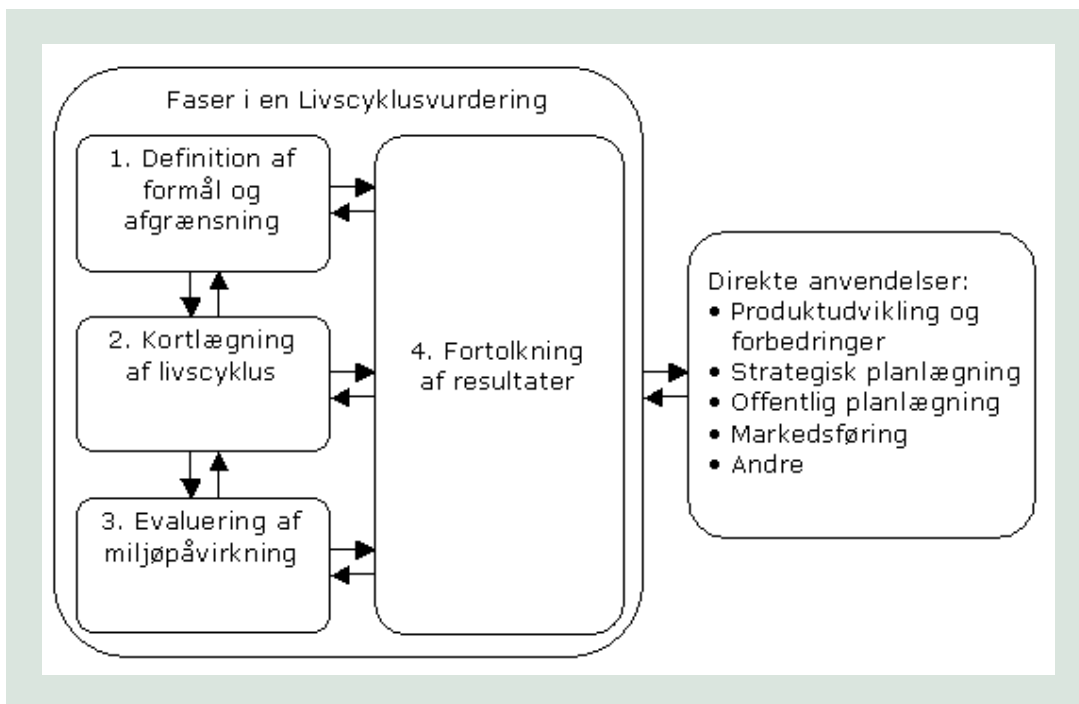
FIGUR 3. Definitionen på scope 1, 2 og 3 med udgangspunkt i vandsektoren (figur udarbejdet af Envidan på baggrund af Greenhouse Gas Protocol standards (Madsen og Andersen, 2022; DEPA, 2021, 2023; GHG Protocol, 2024).

ARES projektet har haft særlig fokus på de to typisk største bidragsydere til scope 1 emissioner, nemlig direkte emissioner af lattergas og metan.

3.4 Livcyklusanalyser

Livscyklusvurdering (på engelsk Life Cycle Assessment og i resten af rapporten forkortet LCA) er i nærværende projekt blevet anvendt til at sammenligne ændringer i CO₂ fodaftryk ved implementering af ARES teknologi på fire forskellige typer af repræsentative renseanlæg i Danmark.

LCA er en metode til at vurdere, hvilke potentielle miljøpåvirkninger og ressourceforbrug der er knyttet til et produkt eller en service. En livscyklusvurdering består af fire faser som illustreret i FIGUR 4.



FIGUR 4. Faser i en LCA (kilde: www.lcafood.dk).

Fase 1. Formål og afgrænsning

I dette projekt er livscyklusanalyse (LCA) anvendt for at vurdere potentialet for at reducere N₂O og CH₄ emissioner på danske renseanlæg ved implementering af ARES-teknologi. En sammenlignende LCA er udarbejdet før og efter implementeringen af ARES-teknologi på repræsentative danske renseanlæg. Da danske renseanlæg befinder sig i en transitionsfase, hvor målet er både at levere rensning af spildevand som en serviceydelse og samtidigt at genvinde ressourcer i spildevandet til brug i produktion af energi (biogas) samt andre biobaserede produkter, benævnes systemet et biobaseret produkt- og serviceydelsessystem (BPSS). Den funktionelle enhed er behandlingen af en kubikmeter spildevand.

Denne LCA fokuserer udelukkende på spildevandssektorens mål om reduktion af klimagasser, hvilket har ledt til en specifik fokusering på impact-kategorien Global Opvarmning, målt i CO₂-ækvivalenter.

Formålet med LCA'en er at evaluere ARES-teknologiernes potentiale for at reducere emissioner af metan og lattergas fra danske renseanlæg. Til dette formål er der udarbejdet en bidragsanalyse, som i store træk følger den GHG-protokol, der er beskrevet i afsnit 9.3.2.

Fase 2. Kortlægning af livscyklus

I nærværende projekt har vi anvendt et eksisterende datasæt udarbejdet i forbindelse med udredningsrapporten "Analyse af potentialer for ressourceudnyttelse i vand- og spildevandsforsyningen" publiceret af Naturstyrelsen i 2015 (Thomsen et al., 2015). Baggrundsdata for det danske energisystem er opdateret som beskrevet i Thomsen et al. (2024) ligesom N₂O og CH₄ emissionsfaktorer er blevet opdateret iht. Nielsen et al. (2023) og målinger i nærværende projekt (kapitel 4-8 og afsnit 9.4.1 og 9.4.2)

Fase 3. Vurdering af miljøpåvirkninger

I denne fase er normal praksis at kvantificere alle relevante miljøpåvirkningskategorier som fx toksicitet, eutrofiering og global opvarmning. Nærværende opdrag har dog udelukkende fokus på global opvarmning, hvorfor vi udelukkende kvantificerer bidrag fra delprocesser på renseanlæggene til det totale klimafodaftryk, såvel som netto-fodaftrykket, iht. fire scopes.

Fase 4. Fortolkning af resultater

Analyse af resultater, samt identificering af de processer eller aktiviteter, der bidrager mest til de samlede miljøpåvirkninger; i nærværende projekt de aktiviteter og processer som bidrager mest til det totale hhv. netto CO₂ fodaftryk. Fortolkning af resultater indeholder ligeledes anbefalinger til forbedringer, baseret på LCAen. Det kan omfatte yderligere tiltag som teknologiske opgraderinger, optimering af processer, eller ændringer i driftspraksis for at reducere miljøpåvirkningerne.

3.5 Omverdensanalyse

I kapitel 11 er der anvendt en omverdensanalyse for at evaluere de eksterne faktorer, der potentielt kan påvirke emission, reduktion og udnyttelse af metan og lattergas inden for spildevandssektoren.

Til dette formål benytter vi PESTEL-analysen, en omfattende metode, der systematisk undersøger de politiske (P), økonomiske (E), sociale (S), teknologiske (T), miljømæssige (E) og lovgivningsmæssige faktorer (L), som kunne have indflydelse på drivhusgassernes fremtidige værdi, muligheder og trusler set ud fra perspektivet hos aktørerne i spildevandssektoren.

3.6 Referenceliste

DEPA, 2023. [Anbefalinger til revision af vejledning til Parismodel.](#)

DEPA, 2021. 'Paris model' reporting for the water sector in Denmark. [Guidelines for a climate- and energy-neutral water sector \(mst.dk\)](#)

Greenhouse Gas Protocol, 2024, [GHG Protocol Standards and Guidance Update Process.](#)

Klima-, Energi- og Forsyningsministeriet (2022). [BEK nr 1535 af 16/12/2022 Bekendtgørelse om bæredygtighed og besparelse af drivhusgasemissioner for biomassebrændsler og flydende biobrændsler til energiformål.](#)

Madsen J.A., Andersen J.K., 2022. Klimaemissioner i spildevandssektoren – hvad er status og hvor er vi på vej hen? Spildevandsteknisk Tidsskrift nr. 1, 28-31.

Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Nielsen, M., Gyldenkerne, S., Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., Hjelgaard, K., Fauser, P., Bruun, H.G., Levin, L., Callisen, L.W., Andersen, T.A., Johannsen, V.K., Nord-Larsen, T., Vesterdal, L., Stupak, I., Scott-Bentsen, N., Rasmussen, E., Petersen, S.B., Baunbæk, L., & Hansen, M.G. 2023. Denmark's National Inventory Report 2023. Emission Inventories 1990-2021 - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 933 pp. [Scientific Report No. 541](#) (accessed 15 November 2023).

Thomsen, M., With Ottosen, T & Nyrup Drejer, L 2015, Analyse af potentialer for ressourceudnyttelse i vand- og spildevandsforsyningen. Miljøministeriet, Naturstyrelsen. ISBN: 978-87-7091-954-8.

Thomsen, M., Bairaktari, A., Poulsen, L.D., Larsen, S., Rebsdorf, M., Carreno, N.U., Fredenslund, Vangsgaard, A.M., 2024. Transforming Danish Wastewater Treatment into Resource Recovery Platforms: An Analysis of ARES Technologies' Environmental and Market Impacts

Valk, L, Peces, M., Singleton, C., Laursen, M., Andersen, M., Mielczarek, A., Nielsen, P. 2022 "Exploring the microbial influence on seasonal nitrous oxide concentration in a full-scale

wastewater treatment plant using metagenome" Water Research 219
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118563>

4. Reduktion af metan emissioner og øget biogasudbytte

4.1 Baggrund

Med øget fokus på emissioner fra biogasanlæg, hermed også biogasanlæg på renseanlæg er der fra 2023 blevet sat nye regler for reduktion af metan emissioner fra biogasanlæg. I de nye krav er der fokus på at identificere punktkilder til metan emissioner. (Klima-, Energi- og Forsyningsministeriet (2022))

Den gamle slamlagertank på Ejby Mølle Renseanlæg i Odense, var en kendt punktkilde til metan emission, vurderet til den største kilde til metan emission på hele renseanlægget. Den gamle slamlagertank er et åbent system med ventilation til atmosfæren.

4.2 Formål

Implementering af ny lukket slamlagertank med gasopsamling tilkøbet det eksisterende biogassystem, har til formål at reducere metan emissionen samt nyttiggøre den metan som før blev ventileret til atmosfæren.

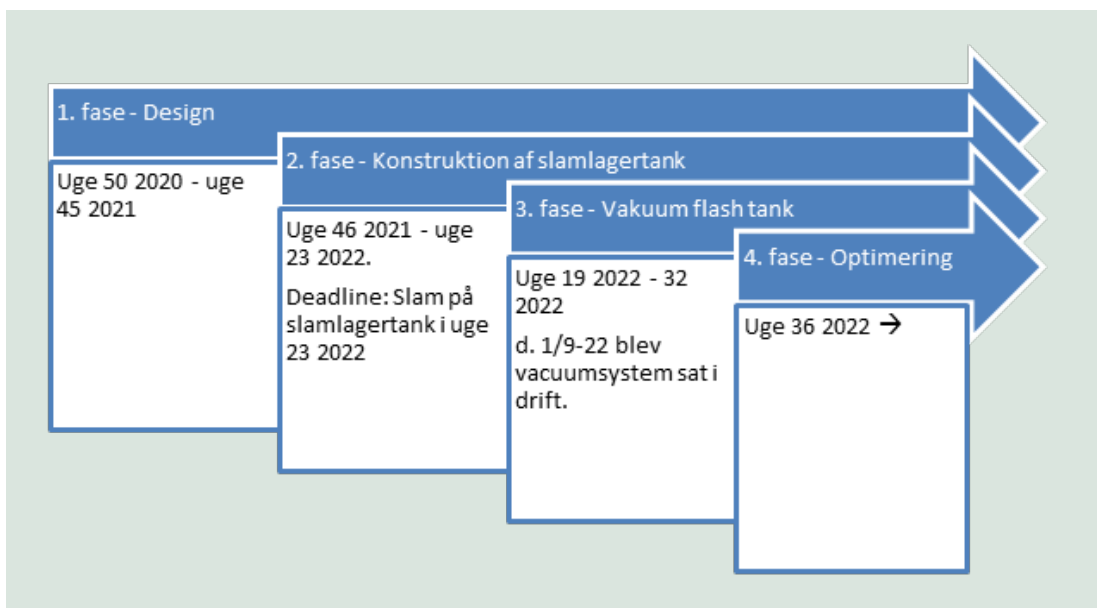
For at øge den samlede biogasudnyttelse, er der yderligere implementeret et vakuumsystem der gør det muligt at udnytte den opløste biogas. En teknologi der igen gør det muligt at udnytte en emission til en nyttig ressource.

4.3 Metode/forsøgsbeskrivelse

Her beskrives det, hvordan VandCenter Syd (VCS) har designet og implementeret en ny slamlagertank med avanceret opsamling af biogas baseret på vakuumsystemet, EloVac[®]-P. Arbejdspakken har omfattet udviklingen af et design til den fysiske slamlagertank med biogasopsamlingsenhed i lagertanken, samt udvikling af et design til ny avanceret teknologi, dvs. et innovativt vakuumsystem (flash tank), der øger produktionen af biogas fra udrådnet slam.

4.3.1 Slamlagertank

Designet til den nye slamlagertank blev fremvist på et designmøde d. 14. december 2021 via teams (pga. Covid-19) til alle projektdeltagere i ARES projektet. Der har ikke været yderligere involvering i designfasen af interessenter grundet Covid-19. Tidsplanen over design samt bygfasen er illustreret i FIGUR 5.

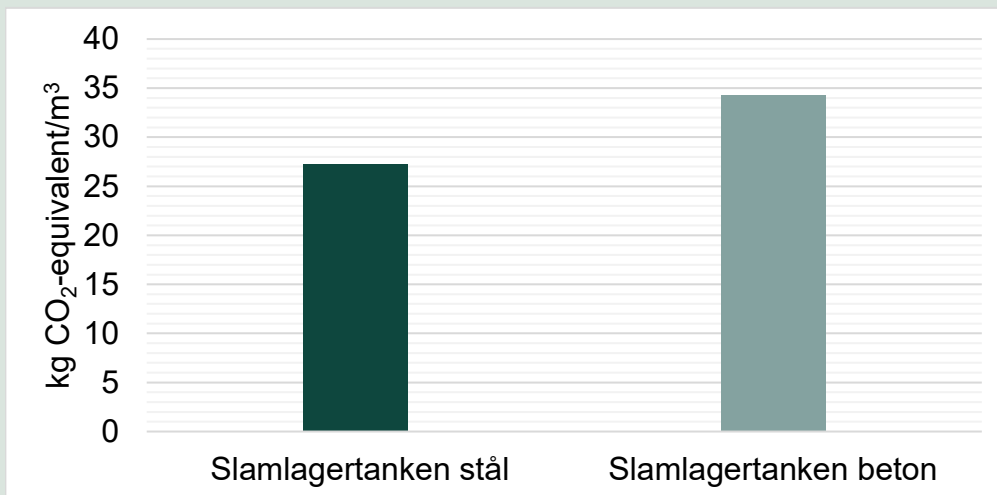


FIGUR 5. Tidsplan for arbejdsplan 1.

I designfasen blev der gennemført en livcyklusanalyse på opførelsen af slamlagertanken med fokus på materialevalg. Analysen blev foretaget med en forventet levetid på 50 år. Materialernes genanvendelsesmuligheder viste at materialevalg har afgørende betydning for det endelige CO₂-aftryk for de to løsninger. Analysen har resulteret i, at slamlagertanken er blevet opført i stål, da det har et klimaaftryk som resulterer i en besparelse på 7 kg CO₂-ækv pr. m³ opbevaret slam, kontra beton som vist i FIGUR 6. Se data for den udførte livscyklus analyse i Bilag 1.1 også præsenteret i posteren Bilag 1.2 og TABEL 1.

TABEL 1. Klimaaftryk for de to tankløsninger over en 50-årig periode.

	Slamlagertank stål [CO ₂ -ækv/m ³]	Slamlagertank beton [CO ₂ -ækv/m ³]
Materiale forbrug	85,76	32,18
Transport	0,98	2,03
Bortskaffelse/genanvendelse	-59,43	0,09
Net	27,31	34,30



FIGUR 6. Sammenligning af klimaaftrykket pr. opbevaret m³ slam for de to tankløsninger.

Slamlagertanken blev taget i drift juni 2022 og den gamle slamlagertank blev tømt for sand/slam og rengjort. Den nye slamlagertank er modsat den gamle et lukket system, som er tilkoblet det eksisterende biogassystem for øget gasopsamling. Det lukkede slamlagersystem giver en øget biogasproduktion målt i de eksisterende gasmotorer samt en mindsket metan emission. Grundet sammenhængen mellem tryk og gassers opløselighed i væske, beskrevet som Henrys lov, ville den opløste metan frigives til atmosfæren ved trykfaldet ud af slamlagertanken. For øget metanudnyttelse testes et vakuumsystem beskrevet i næste afsnit. Se tegning til den færdige slamlagertank i Bilag 1.4.



FIGUR 7. Den opførte lukkede slamlagertank.

4.3.2 Forbedret biogasudbytte

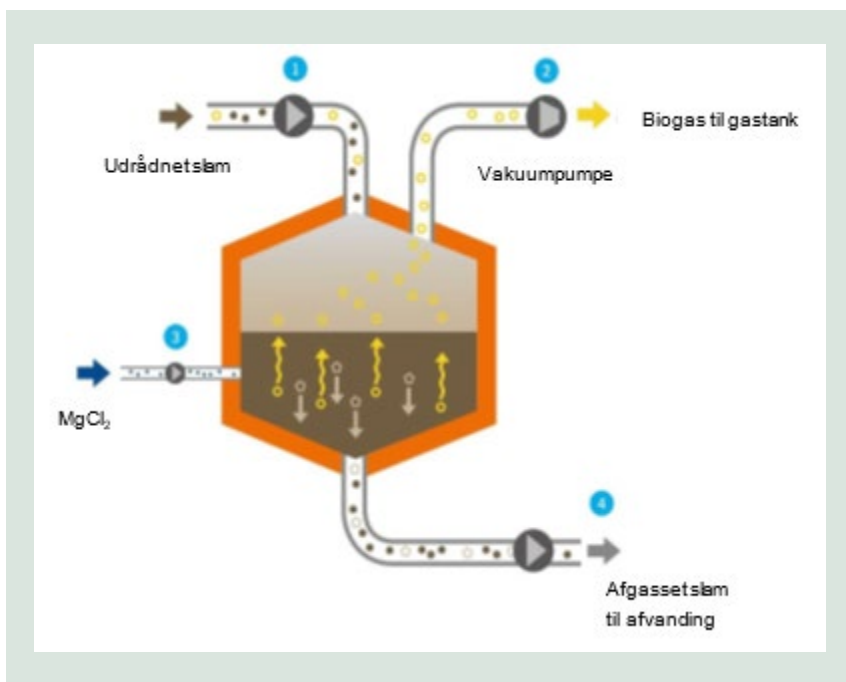
Et nyt vakuumsystem til forbedret biogasudnyttelse er blevet implementeret for at sikre en yderligere ekstraktion af biogas fra det udrådne slam. Det er en kendt udfordring, at der under normale forhold altid er en ikke uvæsentlig mængde biogas opløst i slammet, når det forlader rådnetanksystemer pga. overtryk i tankene. Med nærværende tiltag søges det aktivt at få denne opløste gasmængde nyttiggjort, så det ikke frigives som utilsigtet emission.

Det valgte vakuumsystem er ELIQUO Technologie's EloVac[®]-P som vist i FIGUR 8. EloVac[®]-P, er integrerbart i eksisterende slamhåndteringskonfigurationer. Foruden at kunne vakuum afgasse slammet, er systemet udviklet med en mulighed for at opnå kontrolleret fosforudfældning i form af $\text{NH}_4\text{MgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ også kendt som struvit. Systemet er dimensioneret til et flow på 40 m³/h, hvilket svarer til 100% af slammet på Ejby Mølle renseanlæg. Derfor er designet gået fra oprindeligt at være en containerløsning til en løsning som er installeret i en ny tilbygning, EloVac-bygningen. Samtidigt har VCS opført en ny kemikalietank med magnesiumklorid til fosforudfældning. Vakuumsystemet er forbundet med den nye slamlagertank og derigennem eksisterende gasrørsystem. Det gør at den ekstra udvundne metangas kan ledes til gastanken og udnyttes i gasmotorerne.



FIGUR 8. 3D-tegning af EloVac[®]-P anlæg med tilslutningspunkter.

Principtegning ses i FIGUR 9. Slammet, der skal behandles, tilføres kontinuerligt til vakuumreaktortanken via ①, her dannes absolut tryk på ca. 200 hPa, hvorved slammet afgasses. Gasen, som både forekommer i små bobler og i opløst form, trækkes herved ud af væsken og overføres til gassystemet via ②. Det afgassede slam fjernes via ④ fra vakuumreaktortanken. Efter behov kan magnesiumklorid doseres direkte i reaktoren ③. Derved udfældes orthofosfat, hvilket medvirker til at forhindre ukontrolleret struvit-udfældning i rørledningerne nedstrøms reaktoren. Derudover kan der samtidig opnås en eventuelt forbedret afvanding.



FIGUR 9. Principskitse af vakuumkanter.

4.4 Resultater

Vakuumsystemet er sat i drift pr. 1. september 2022 og havde over de første tre måneder en opetid på 72%, hvilket siden er steget til 97% i juni 2023. I samme periode er den samlede gennemsnitlige gasproduktion gået fra 20 m³/h til 27 m³/h fra slamlager og EloVac®-P. Derved er biogasproduktionen steget med 4% siden anlægget blev taget i brug, emissioner som ellers ville være blevet frigivet til atmosfæren. Der pågår løbende optimeringer, hvilket fremgår af TABEL 2.

TABEL 2. Resultater fra de første ni måneder. Tallene er gennemsnitsværdier for den angivne periode.

	1/9-22 til 30/11-22	1/1-23 til 31/5-23	1/6-23 til 30/6-23
Ejby Mølle slambehandling totalt	380 m ³ /d.	435 m ³ /d.	419 m ³ /d.
Opholdstid i slamlageret	ca. 1 døgn.	-	-
Slammængder til Slamlagerertank	16 m ³ /h	18 m ³ /h	17,5 m ³ /h
Max. capacity EloVac®:	40 m ³ /h	40 m ³ /h	40 m ³ /h
Gasproduktion totalt	475 Nm ³ /h	500 Nm ³ /h	663 Nm ³ /h
Gas fra slamlager og Elo-Vac®	ca. 20 Nm ³ /h.	ca. 23,6 Nm ³ /h.	ca. 26,6 Nm ³ /h.
Energiforbrug til EloVac®	ca. 5 kWh/h	-	-
Energiproduktion totalt Slamlager samt EloVac®	ca. 100 kWh/h	-	-
Oppetid ift. driftstid	EloVac® blev sat i drift 1/9 2022 Oppetid fra opstart 72% Drift med opstartsvanskeligheder, gennemsnitlig 1 h/d	-	97% (opstart 0,5 h/d)
Udgifter til vedligeholdelse af slamlagerertank	Ingenting til dd.	-	Ingen til dd.

	1/9-22 til 30/11-22	1/1-23 til 31/5-23	1/6-23 til 30/6-23
Ejby Mølle slambehandling totalt	380 m ³ /d.	435 m ³ /d.	419 m ³ /d.
Opholdstid i slamlageret	ca. 1 døgn.	-	-
Slammængder til Slamlagertank	16 m ³ /h	18 m ³ /h	17,5 m ³ /h
Udgifter til vedligeholdelse af EloVac®	EloVac® er stadig i indkøring og optimering. Undersøges når anlæg er i reel drift	-	Sliddele til pumper og vedligeholdelse.
Opsamlet biogas ved ny lukket slamlagertank	Undersøges senere – se ovenfor for gasproduktion i slamlagertank og EloVac®.	-	-

4.5 Konklusion og perspektivering

Investeringen til slamlager samt EloVac®-P er anlægsbestemt, ydermere kendes drifts- og vedligeholdelsesudgifterne ikke endnu, da anlægget kun har kørt få år af dens vurderede levetid. Til dags dato har der kun været udgifter til vedligeholdelse af pumper og andre almindelige sliddele. Det nye slamlager samt EloVac®-P på Ejby Mølle renseanlæg har alt i alt kostet 22.800.000 kr. inklusiv ny slamledning, kemikalietank, internt tidsforbrug, risikovurdering osv. I Bilag 1.3 ses oplistet de største entreprenørudgifter, som udgør 15.300.000 kr. Det er en relativ stor investering, hvor business casen vil forbedres markant med indførelse af en CO₂-afgift, se Afsnit 9.4.1.

I afsnit 5.4.2 er det konkluderet at implementeringen af ny lukket slamlagertank samt EloVac®-P giver en opnået metanreduktion på 45%, fraregnet emissionen fra gasmotorerne er reduktionen hele 56% af metan emissionen målt på hele Ejby Mølle renseanlæg.

Udover øget gasproduktion og mindsket metan emission, er der observeret en positiv effekt på slamafvandingen af det udrådnede slam på Ejby Mølle. Implementeringen af EloVac®-P har givet en øget tørstofprocent på 1-2%, resulterende i en økonomisk besparelse på 300-600.000 kr. årligt i forbindelse med slutdisponering af slam, for Ejby Mølle renseanlæg. Den øgede forbedring af slamafvandingen mindsker tilbagebetalingstiden markant.

Under driften af EloVac®-P har vi observeret at vakuum af slammet har påvirket alkaliniteten. Det kan være et opmærksomhedspunkt på anlæg, hvor man efter vakuumsystemet har processer som er pH følsomme.

4.6 Referenceliste

Klima-, Energi- og Forsyningsministeriet (2022). [BEK nr 1535 af 16/12/2022 Bekendtgørelse om bæredygtighed og besparelse af drivhusgasemissioner for biomassebrændsler og flydende biobrændsler til energiformål.](#)

5. Måling af metan og lattergas på renseanlæg

5.1 Baggrund

Direkte emissioner af metan (CH₄) og lattergas (N₂O) udgør ofte en væsentlig del af renseanlægs klimaaftryk. CH₄-emission ses typisk fra slambehandling inkl. biogasproduktion, mens N₂O-emission typisk ses fra anlæg til biologisk N-fjernelse.

I projektet er der udført måling af emission af CH₄ og N₂O fra i alt fire renseanlæg. To af anlæggene (Ejby Mølle og Egå renseanlæg) var udpeget i ansøgningsfasen i projektet. Der blev i projektets indledende fase udpeget yderligere to anlæg til indledende målinger (BIOFOS Avedøre renseanlæg og Marselisborg Renseanlæg). De indledende målinger blev udført i tilfælde af, at der blev set behov for at måle på flere anlæg i projektet.

5.2 Formål

Formålet med denne arbejdsopgave har været at bruge forskellige målemetoder til at kvantificere og kortlægge emissioner fra deltagende renseanlæg, samt at dokumentere reduktion af CH₄-emission som følge af nyt slamlager på Ejby Mølle Renseanlæg.

5.3 Metode/forsøgsbeskrivelse

Der er i projektet anvendt en række målemetoder, der beskrives nedenfor. Disse metoder kan være kvantitative (fx måling af emissionsrate fra en proces eller et helt anlæg), eller mere kvalitative såsom kortlægning ("screening") af emissionskilder, og kan være relevante af forskellige årsager – herunder dokumentation af et anlægs direkte udledninger samt udførelse af egenkontrol for at mindske lækage fra gasbærende komponenter mv.

Her beskrives de anvendte metoder overordnet, mens der henvises til de i projektet udførte tekniske notater for flere detaljer.

5.3.1 Screening af anlæg for emissionskilder

Der er i projektet anvendt to screeningsmetoder til at identificere emissionskilder: (1) anvendelse af DTU's mobile analyseplatform til måling af CH₄ og N₂O i luften på kørbare dele af anlæggene samt (2) brug af håndholdt "sniffer", der kan måle CH₄-koncentration tæt ved kilden, og derved identificere lækager.

DTU's mobile analyseplatform er en varebil, hvori der er monteret følsomt analyseudstyr til bestemmelse af koncentrationer af forskellige gasser i atmosfæren. Analyseudstyret måler relativt ofte (ca. 1 måling/sekund), og ved samtidig registrering af position med GPS-udstyr, kan der relativt hurtigt kortlægges, hvor på anlægget, der er forøgede koncentrationer af en gas, hvilket er tegn på emission.


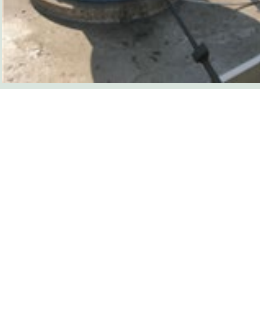
Den "mobile screeningsmetode" er egnet til vurdering af, hvilke områder der hovedsageligt er emission fra på det enkelte anlæg. I eksemplet vist i FIGUR 10, ses der især forøget CH₄-koncentration nær anlæggets slambehandling og biogasproduktion. Dette tyder på, at denne del af anlægget er den største kilde til CH₄-emission, hvilket i øvrigt er typisk for renseanlæg.



FIGUR 10. Screening af CH₄ på rensesanlæg med mobil analyseplatform. Højden af den røde kurve er proportional med målte CH₄-koncentrationer over baggrunds niveau.

Anlæggene i projektet er desuden gennemgået med håndholdt CH₄-måleudstyr ("sniffer"), der er velegnet til at vurdere, om der er lækage fra samlinger, ventiler, rørføring mv. Sådanne undersøgelser kan udføres med relativt billigt måleudstyr, som kan integreres i et anlægs egenkontrol. I projektet er identificerede kilder dokumenteret med angivelse af lækage, foto samt målt koncentration (TABEL 3).

TABEL 3. Eksempel på dokumentation af anlægsgennemgang med "sniffer".

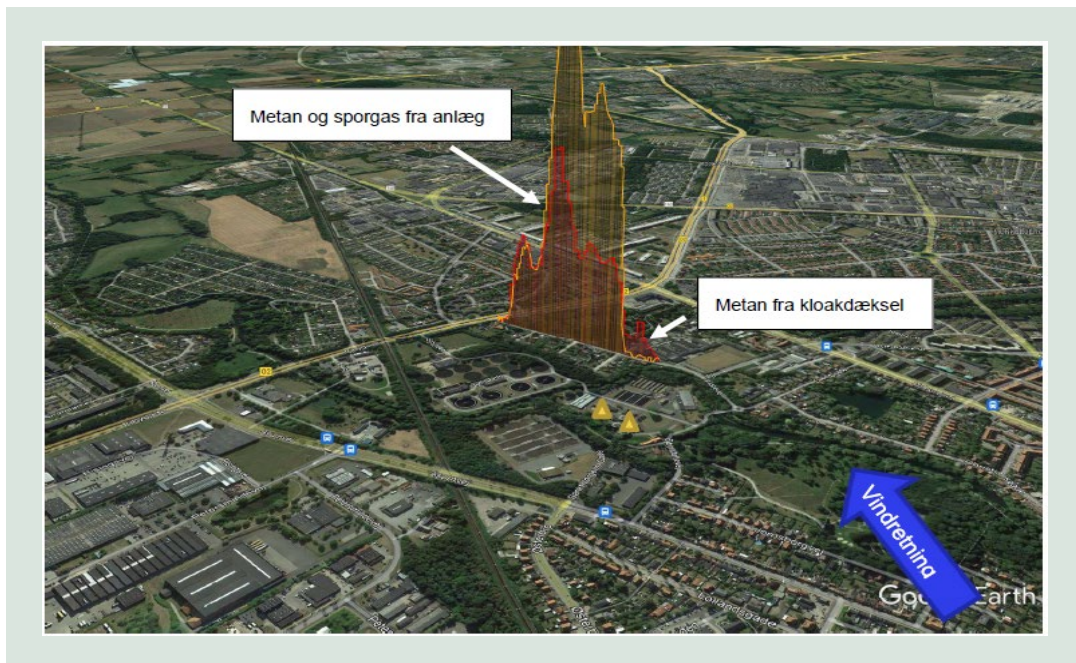
1	Top af rådnetank 1, ventil mærket "RT01SN01".		90 ppm CH ₄
2	Top af rådnetank 1, ventil mærket "RT01SN02".		100 ppm CH ₄
3	Top af rådnetank 1, akselgennemføring, omrører.		8 ppm CH ₄

5.3.2 Sporgasmåling af CH₄- og N₂O-emission

Måling af anlæggenes totale CH₄- og N₂O-emission er gjort med brug af den dynamiske sporgasdispersionsmetode (Mønster et al., 2015, 2014; Scheutz et al., 2011). Metoden har bl.a. været anvendt til dokumentation af effekten af biocovers til reduktion af CH₄-emission fra deponier, CH₄-emission fra biogasanlæg, CH₄- og N₂O-emission fra komposteringsanlæg og CH₄- og N₂O-emission fra renseanlæg.

Princippet i målemetoden er at frigive en sporgas (her acetylen - C₂H₂) med en kendt konstant rate fra emissionskilden. Samtidigt med frigivelsen af sporgas måles koncentrationen af den gas, der skal kvantificeres (fx CH₄) og sporgas nedvinds anlægget i afstande på typisk flere hundrede meter med brug af analytisk udstyr installeret i en bil (eksempel vist i FIGUR 11). Forholdet mellem målte koncentrationer af CH₄ og C₂H₂ over baggrundsniveau, samt kendt frigivelsesrate af sporgas anvendes til bestemmelse af CH₄-emissionen.

Metoden inkl. analytisk udstyr er beskrevet mere udførligt i Mønster et al., 2014 og Yoshida et al., 2014, og en validering af metoden samt undersøgelse af måleusikkerhed er beskrevet i Fredenslund et al., 2019.



FIGUR 11. Sporgasmåling af CH₄-emission fra renseanlæg. Højden af den røde kurve er proportional med målte koncentrationer af CH₄ over baggrundsniveau (ca. 2,0 ppm) nedvinds anlægget, mens højden af den gule kurve er proportional med koncentrationer af sporgas. Gule trekantede markerer, hvor der blev frigivet sporgas.

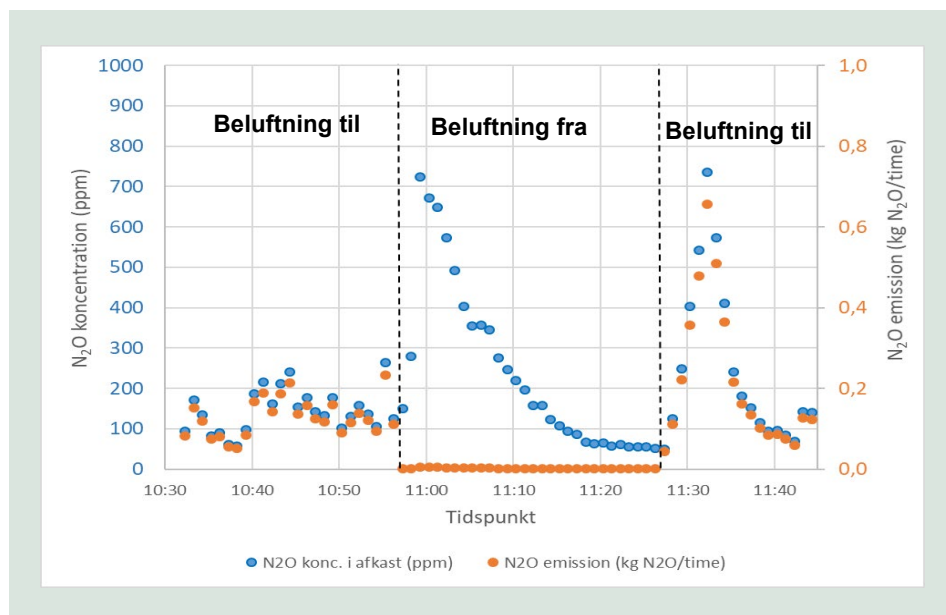
Ud over at måle anlæggenes totale CH₄- og N₂O-emission, er tilsvarende sporgasmålinger anvendt til måling af enkeltkilder til emission – herunder N₂O-emission fra beluftningsbassiner, N₂O-emission fra deammonifikationsanlæg og CH₄-emission fra forklaringskammer.

5.3.3 Øvrige målemetoder

For nogle rørførte punktkilder var det muligt at anvende mere simple målemetoder til bestemmelse af emission. Dette var tilfældet for fx procesventilation og emission fra motoranlæg.

For ventilationsafkast, er der anvendt elektronisk flowmåler til bestemmelse af gasflow kombineret med gasanalyser til bestemmelse af koncentrationen af CH₄/N₂O i gasstrømmen. For

disse målinger er hhv. gasflow og koncentration bestemt over en periode på typisk ca. 10 minutter, hvor flow og koncentration var konstante. Et eksempel på dette er måling af CH₄ emission fra gammelt slamlager på Ejby Mølle Renseanlæg, hvor luftflow (bestemt af ventilationsmotor) var konstant, ligesom koncentrationen af CH₄. Ved en anden kilde – N₂O i procesventilation fra deammonifikationsanlæg på Egå Renseanlæg – blev der målt over længere perioder (ca. 1-2 timer). Dette skyldes observeret væsentlig korttidsvariation i koncentration, samt at beluften var periodevis.



FIGUR 12. Eksempel på målt N₂O-koncentration og beregnet emissionsrate fra procesventilation fra deammonifikationsanlæg.

FIGUR 12 viser målte N₂O-koncentrationer fra en af målingerne af N₂O fra procesventilation fra deammonifikationsanlæg. Der ses, at koncentrationen af N₂O varierer mellem ca. 50 og 740 ppm inden for den relative korte måleperiode. Perioden omfatter både tidspunkter, hvor beluftning var tændt (indtil kl. 10:58, samt efter kl. 11:27) samt en periode, hvor beluften var slukket (mellem kl. 10:58 og 11:27). I perioden, hvor beluftning var slukket, var emissionen nær nul pga. meget lavt luftflow.

5.4 Resultater

I dette afsnit beskrives hovedresultater af arbejdsplan 2. For flere detaljer – inkl. kortlægning af emissionskilder for de fire anlæg henvises til bilag 2.1.

5.4.1 Målte emissionsrater

På Ejby Mølle Renseanlæg er der målt emission af CH₄ og N₂O fra hele anlægget ("totalemission") samt fra forskellige enkeltkilder. I TABEL 4 er listet CH₄-emissionsrater målt hhv. før og efter etablering af nyt slamlager, der er anvendt som dokumentation af CH₄-reduktion for anlægget som følge af etablering af nyt slamlager (se afsnit 5.4.2). Den totale CH₄-emission inden etablering af nyt slamlager blev målt til gennemsnitligt 23,7 kg CH₄/time, hvilket svarede til et metantab (% af CH₄-produktion) på 8,0%. Efter nyt slamlager, var den gennemsnitlige CH₄-emission reduceret til 13,1 kg CH₄/time svarende til en reduktion på 10,6 kg CH₄/time. Metantabet efter etablering af nyt slamlager var 5,6%.

CH₄-emissionen fra det gamle slamlager blev målt til 12,9 kg CH₄/time. Denne emissionskilde er fjernet ved etablering af nyt slamlager, og emissionen svarer ca. til reduktionen i den gennemsnitlige, totale CH₄-emission på 10,6 kg CH₄/time. Screening af det nye slamlager viste

ikke tegn på emission, så CH₄-emissionen fra oplag af slam vurderes at være minimal efter etablering af det nye slamlager.

Øvrige væsentlige kilder til CH₄-emission på Ejby Mølle Renseanlæg var forklaringstank, gasmotor samt til dels slamafvanding. Emissionen fra forklaringstanken er teknisk vanskelig at måle, da det kræver særlige vindforhold for, at målingen er upåvirket af emission fra andre dele af anlægget. Dette har medført, at der kun har kunnet gennemføres én kvantificering af emission fra forklaringstanken efter ibrugtagning af nyt slamlager, og ingen før dette (CH₄ fra gammelt slamlager påvirkede måling). Emissionen fra forklaringstanken er målt til 9,2 kg CH₄/time, og vurderes derfor relevant ifm. eventuelle fremtidige initiativer for at nedbringe CH₄-emissionen fra Ejby Mølle Renseanlæg.

TABEL 4. Målte emissionsrater af CH₄ og N₂O fra hele anlæg samt enkeltkilder på de delta-gende anlæg.

Anlæg	Emissionskilde	Gas	Målt emission, gennemsnit (min-max) (kg/time)	Standardfejl på middelværdien (kg/time)	Metantab	Antal målinger
Ejby Mølle Renseanlæg	Hele anlægget før nyt slamlager	CH ₄	23,7 (15,2-28,2)	2,3	8,0%	5
	Hele anlægget efter nyt slamlager	CH ₄	13,1 (6,8-20,0)	2,4	5,6%	5
	Afkast, gml. slamlager	CH ₄	12,9 (8,5-17,3)	2,2	-	4
	Afkast, slamafvanding	CH ₄	1,8 (0,7-2,9)	1,1	-	2
	Gasmotor	CH ₄	4,7 (3,3-7,4)	0,3	-	9
	Forklaringstank	CH ₄	9,2	-	-	1
	Hele anlægget	N ₂ O	4,3 (0,7-7,9)	3,6	-	2
	Deammonifikationsanlæg	N ₂ O	1,2	0,7	-	3
Egå Renseanlæg	Hele anlægget	CH ₄	5,7 (3,8-6,5)	1,0	7,6%	3
	Gasmotor	CH ₄	0,8 (0,7-0,8)	0,04	-	3
	Beluftningstanke	N ₂ O	0,8 (0,4-1,3)	0,5	-	2
	Deammonifikationsanlæg	N ₂ O	0,07 (0,03-0,1)	0,03	-	3
Marselisborg Renseanlæg	Hele anlægget	CH ₄	10,2	-	6,4%	1
	Gasmotor	CH ₄	1,4	-	-	1
	Deammonifikationsanlæg	N ₂ O	0,03	-	-	1
Biofos Renseanlæg Avedøre	Hele anlægget	CH ₄	22,6	-	8,4%	1

Den totale N₂O-emission fra Ejby Mølle Renseanlæg blev målt til gennemsnitligt 4,3 kg N₂O/time. Denne emission er, som der også er set ved andre anlæg, meget dynamisk. Laveste, målte emissionsrate var 0,7 kg N₂O/time (målt 25-5-2022), mens den højeste var 7,9 kg N₂O/time (målt 4-7-2022). Der har desuden været udført målinger (herunder i vintermåneder), hvor emissionen var nær nul, og ikke målbar. Den gennemsnitlige emission listet i TABEL 4 er derfor kun repræsentativ for perioder, hvor emissionen var målbar og repræsenterer ikke den gennemsnitlige emission fra anlægget inkl. lav-emission perioder. Der er konstateret N₂O-emission fra beluftningstanke og deammonifikationsanlæg, men ikke fra andre dele af anlægget. En mere retvisende emissionsfaktor (lavere statistisk usikkerhed) vurderes at kræve et større antal målinger – nok minimum 10 målinger fordelt over et kalenderår. Dette vurderes at gælde for renseanlæg generelt baseret på erfaringer fra dette og tidligere projekter.

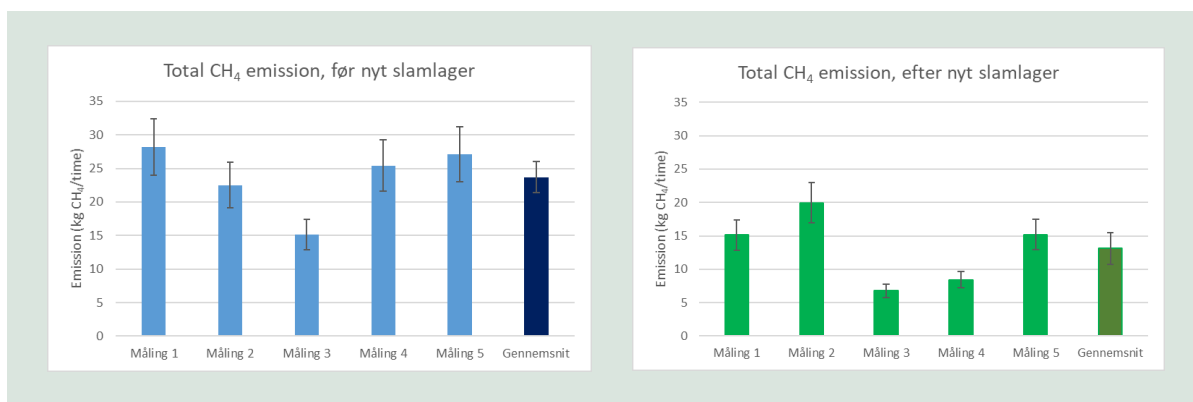
Den totale CH₄-emission fra Egå renseanlæg er målt til gennemsnitligt 5,7 kg CH₄/time, hvilket svarede til metantab på 6,3%. Vurderet fra screeninger er afkast på siden af rådnetanken en væsentlig kilde til CH₄-emission. Der har ikke kunnet måles emission fra denne kilde af måletekniske årsager. En anden væsentlig kilde vurderes at være gaslageret, hvor der blev konstateret CH₄ i udluftningen.

Lattergasemission fra beluftningstanke på Egå renseanlæg er målt til gennemsnitligt 0,8 kg N₂O/time. Ved den ene af de to målinger er der dog justeret på processen i beluftningstanken med henblik på at skabe forhold, der muliggjorde kvantificering (forøget N₂O emission). Denne måling er derfor ikke repræsentativ for normale driftsforhold for anlægget. Ligesom for Ejby Mølle renseanlæg, var der desuden perioder, hvor emissionen var meget lav og ikke kvantificerbar.

For Marselisborg Renseanlæg og BIOFOS renseanlæg Avedøre blev der i dette projekt udført en målekampagne omfattende total CH₄- og N₂O-emission samt screening mv. For begge anlæg var den totale emission af N₂O lav, og ikke målbar i disse indledende målekampaner. For Marselisborg kunne N₂O emission fra deammonifikationsanlæg kvantificeres med sporgas metoden til 0,03 kg N₂O/time. Den totale CH₄-emission fra de to anlæg var 10,2 og 22,6 kg CH₄/time for hhv. Marselisborg Renseanlæg og BIOFOS Renseanlæg Avedøre. For at få et mere repræsentativt mål for emissionerne, bør der udføres flere målinger.

5.4.2 Reduktion af CH₄-emission – Ejby Mølle Renseanlæg

Reduktion af CH₄-emission fra Ejby Mølle Renseanlæg, som følge af etablering af nyt slamlager (Arbejdsplan 1) er vurderet med brug af gentagne målinger af total CH₄-emission fra anlægget før og efter etablering. Da der erfaringsmæssigt er nogen variation i CH₄-emissionen fra renseanlæg, er gentagne målinger udført for at mindske den statistiske usikkerhed i forhold til bestemmelse af den opnåede reduktion.



FIGUR 13. Total CH₄-emission målt før (venstre) og efter (højre) etablering af nyt slamlager på Ejby Mølle Renseanlæg. Den gennemsnitlige emission er angivet længst til højre i de to figurer.

Den opnåede reduktion i CH₄-emission baseret på målinger er beregnet som:

$$Reduktion (\%) = \frac{E_{før} - E_{efter}}{E_{før}}$$

Hvor E_{før} er den gennemsnitlige, totale CH₄-emission (kg CH₄/time) før etablering af nyt slamlager og E_{efter} er den tilsvarende, gennemsnitlige emission efter. Da CH₄-emissionen fra gasmotor opgøres separat fra øvrige processer fra renseanlæg i den nationale indrapportering af drivhusgasemissioner, er der udført tilsvarende beregning, hvor motorbidraget er fratrukket.

TABEL 5. Metanemission før og efter nyt slamlager og beregnet reduktion.

	Metanemission, før (kg CH ₄ /time)	Metanemission, efter (kg CH ₄ /time)	Reduktion
Hele anlægget	23,7 ± 2,3	13,1 ± 2,4	45%
Hele anlægget fraregnet emis- sion fra gasmotor	19,0 ± 2,4	8,3 ± 2,5	56%

Den opnåede reduktion i CH₄-emission baseret på målinger er beregnet til 45%. Fraregnes gasmotorens bidrag, er reduktionen 56%. Reduktionen svarer omtrentlig til emissionen målt for den emissionskilde, der er elimineret (procesventilation fra gammelt slamlager – 12,9 ± 2,2 kg CH₄/time) eller, hvad gasproduktionen fra det nye slamlager inkl. EloVac[®] måles til (20,0-26,6 m³ CH₄/time).

5.4.3 Sammenligning af N₂O-emission fra procestanke målt med sporgasmetode og væskefasemålinger

I ARES projektet er der, som beskrevet ovenfor, udført sporgasmålinger af deltagende anlægs N₂O-emission. I dette afsnit sammenlignes målte N₂O-emissionsrater med emissioner beregnet ud fra N₂O-væskefasemålinger. Væskefasemålinger anvendes til at monitorere N₂O-koncentrationen i væskefasen i procestanke, og giver mulighed for at justere driften af procestanke med henblik på at mindske N₂O-emissionen. Med brug af forskellige parametre inkl. luftflow, temperatur, kLa, tankdimensioner mm., kan N₂O-væskefasemålinger anvendes til beregning af en N₂O-emissionsrate (kg N₂O/time) til luften.

Der ses nogen forskel mellem N₂O-emissionsrater målt med hhv. sporgasmålinger og væskefasemålinger (TABEL 6). Af de fem målekampanjer, var tre emissionsrater målt med sporgasmetoden højere end samtidige væskefasemålinger, mens to var lavere. Særligt for Egå Renseanlæg var der stor forskel på samtidige sporgasmålinger og væskefasemålinger, mens døgnmiddel for væskefasemålingerne (0,8-1,3 kg N₂O/time), mod forventning, lå tættere på emissionsrater fra sporgasmålinger (0,4-1,3 kg N₂O/time).

Generelt var forskellen større end forventet, og kan skyldes en række faktorer. Blandt disse er den ret høje korttidsvariation i N₂O-emission, usikkerhed på inputparametre i emissionsmodellen for væskemåling (luftflow, kLa mm.), måleusikkerhed og negativ drift for sensorer til måling af N₂O-koncentration i væskefasen.

Der er i projektet ikke fastlagt, hvilke af disse faktorer, der er væsentligste årsager til forskellene, og antallet af observationer (5) er lavt i forhold til at udlede generelle tendenser. Det vurderes relevant at undersøge problematikken nærmere – inkl. videreudvikling af bestemmelse af N₂O-emission baseret på væskefasemåling, hvor yderligere samtidige målinger med andre metoder udføres.

TABEL 6. N₂O-emission bestemt med hhv. sporgasmåling og væskefasemåling. For væskefasemåling angives både emissionsrate for samme tidsrum som sporgasmåling (ca. ½-1 time), samt middelværdi for døgnet.

Anlæg	Dato	N ₂ O-emission, sporgasmåling (kg N ₂ O/time)	N ₂ O-emission, væskefasemåling - samtidig (kg N ₂ O/time)	N ₂ O-emission, væskefasemåling - døgnmiddel (kg N ₂ O/time)
Ejby Mølle Renseanlæg	4/2-2022	2,3	0,3	1,1
Ejby Mølle Renseanlæg	25/5-2022	7,9	9,7	3,0
Ejby Mølle Renseanlæg	4/7-2022	0,7	2,0	1,9
Egå Renseanlæg	27-1-2022	1,3	0,01	0,8
Egå Renseanlæg	5/7-2022	0,4	0,01	1,3

5.5 Konklusion

Måling af den totale CH₄-emission før og efter etablering af et nyt slamlager på Ejby Mølle Renseanlæg viser en betydelig reduktion (10,6 kg CH₄/time) som følge af denne ændring. Denne reduktion bekræftes af, at emissionen fra det nedlagte slamlager var ca. 12 kg CH₄/time i gennemsnit, og screening med "CH₄-sniffer" tyder på, at emissionen fra det nye slamlager er minimal. Ud fra målingerne er reduktionen af CH₄-emission beregnet til 45% som følge af etableringen af nyt slamlager (56% fra regnet gasmotors bidrag).

Slamlager uden gasopsamling er i tidligere undersøgelser (fx Energistyrelsen, 2021) peget på, som en væsentlig emissionskilde for CH₄ fra renselanlæg. Med dette projekt er det demonstreret, at etablering af gasopsamling og udnyttelse på slamlager kan reducere CH₄-emissionen – og dermed den direkte drivhusgasemission fra renselanlæg væsentligt.

Emission af N₂O er fundet væsentligt mere varierende sammenlignet med CH₄, hvor N₂O-emissionen ikke har været målbar i nogle af målekampagnerne udført i projektet. Dette er i tråd med egne og andres tidligere undersøgelser af N₂O-emission fra renselanlæg samt data fra væskemålinger af N₂O på de deltagende anlæg. Kvantificering af de til tider lave emissionsrater stiller høje krav til præcision af måleudstyr. Etablering af N₂O-emissionsfaktorer med brug af fx sporgasmålinger vil kræve et relativt stort antal målinger. Disse målinger bør udføres over fx et kalenderår, da emissionen varierer over året.

En del danske renselanlæg anvender kontinuerte målinger af N₂O-koncentration i væskefasen i tanke til biologisk N-fjernelse (Unisense sensorer). Med en beregningsmodel anvendes disse koncentrationer i væskefasen sammen med øvrige parametre (beluftet areal, luftgennemstrømning, temperatur mv) i beregninger af N₂O-emissionen til luften. Disse målinger har den fordel, at de er kontinuerte. Erfaringer viser, at den beregnede emissionsrate er følsom over for fx placering af sensoren mv. (Unisense, 2020), og målte emissionsrater med sporgasmotoden var væsentligt forskellige fra væskefasebaserede emissionsrater i dette projekt. For at kvalificere de væskebaserede beregnede N₂O emissionsrater kan det være relevant at kalibrere disse beregningsmodeller for de enkelte anlæg med brug af målemetoder, der måler den direkte emission til luften. For at validere kontinuerte væskefasemålinger kræves en dybdegående undersøgelse af anlæggets specifikke parametre der indgår i beregningen af emissionen. De faktorer der anvendes, er betydelige forskellige fra de forskellige anlæg. Og udfordrende at måle.

5.6 Referenceliste

Energistyrelsen, 2021. [Målrettet indsats for at mindske metantab fra danske biogasanlæg](#). Rapport udført af Rambøll m.fl. for Energistyrelsen.

Fredenslund, A.M., Rees-White, T.C., Beaven, R.P., Delre, A., Finlayson, A., Helmore, J., Allen, G., Scheutz, C., 2019. [Validation and error assessment of the mobile tracer gas dispersion method for measurement of fugitive emissions from area sources](#). Waste Manag. 83, 68–78.

Mønster, J., Samuelsson, J., Kjeldsen, P., Scheutz, C., 2015. Quantification of methane emissions from 15 [Danish landfills using the mobile tracer dispersion method](#). Waste Manag. 35, 177–186.

Mønster, J.G., Samuelsson, J., Kjeldsen, P., Rella, C.W., Scheutz, C., 2014. [Quantifying methane emission from fugitive sources by combining tracer release and downwind measurements - A sensitivity analysis based on multiple field surveys](#). Waste Manag. 34, 1416–1428.

Scheutz, C., Samuelsson, J., Fredenslund, A.M., Kjeldsen, P., 2011. [Quantification of multiple methane emission sources at landfills using a double tracer technique](#). Waste Manag. 31, 1009–1017.

Unisense, 2020. [Influence of positioning of N2O Waterwater Sensors: A case study from Kralingseveer WWTP, the Netherlands](#).

Yoshida, H., Mønster, J., Scheutz, C. 2014. [Plant integrated measurement of methane and nitrous gas from a municipal wastewater treatment plant](#). Water Research, 61, 108-118.

6. Måling af metan og lattergas i kloaksystem

6.1 Baggrund

Kloaknet udgør en potentiel kilde til direkte emissioner af metan (CH_4) og lattergas (N_2O). Kvantificering af disse emissioner med brug af målinger vanskeliggøres af, at kloaknet er komplekse, og omfatter et meget stort antal potentielle emissionspunkter

Udenlandske undersøgelser har vist, at der kan dannes CH_4 og N_2O i kloaksystemet. Hovedparten af de relativt få studier, der findes, har undersøgt CH_4 - og N_2O -produktion fra kloaksedimenter i laboratorieforsøg, og kun ganske få har foretaget in-situ målinger af CH_4 og N_2O i selve kloaksystemet, og emissioner til luft er udelukkende estimeret ved brug af modeller. Det er usikkert om udenlandske data kan overføres til danske forhold, og om produktionsrater fundet i laboratorieforsøg er repræsentative for de faktiske forhold i kloakker.

I projektet er der udviklet og anvendt en målemetode til bestemmelse af CH_4 - og N_2O -emission fra kloaknettet i Odense og omegn. Denne undersøgelse er den første af sin art i Danmark.

6.2 Formål

Formålet med arbejdspakken har været at udvikle og implementere en målemetode til bestemmelse af CH_4 - og N_2O -emission fra knudepunkter i kloaknettet i Odense og omegn. I projektet er der anvendt en sporgasmetode til dette formål til gentagne målinger af emission fra udvalgte knudepunkter. Disse sporgasmålinger er suppleret med CH_4 -screeninger i to områder af Odense for at estimere en samlet CH_4 emission fra kloaknettet.

Nedenfor beskrives målemetoder og resultater overordnet, mens der henvises til bilag 2.2 for arbejdspakken for flere detaljer.

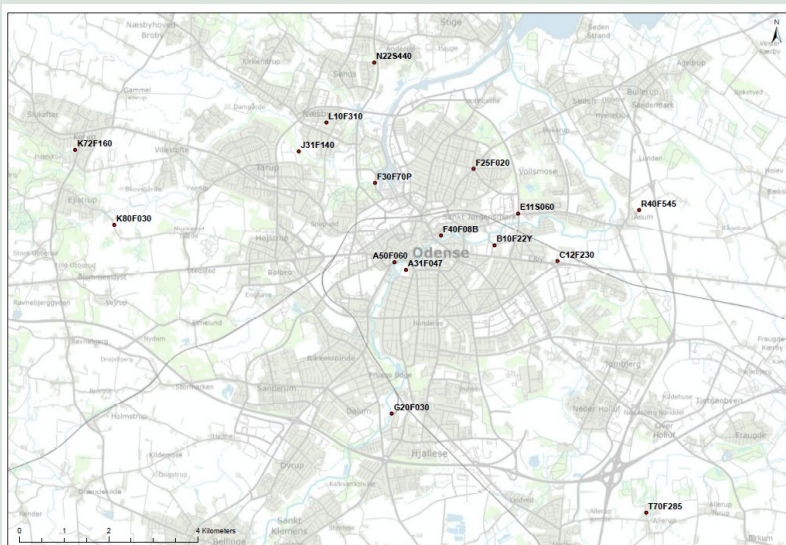
6.3 Metode/forsøgsbeskrivelse

6.3.1 Lokalteter og målekampagner.

Udenlandske studier har vist, at der kan måles betydelig CH_4 -emission fra kloaksystemers "kontaktpunkter" med atmosfæren såsom pumpestationer, knudepunkter hvor kloakledninger mødes, og indløb til renseanlæg (Liu et al., 2015).

Vandcenter Syd har som del af denne arbejdspakke udvalgt en række lokaliteter i kloaksystemet i Odense og omegn, hvor der var mistanke om emission af CH_4 og evt. N_2O . Lokaliteterne var udvalgt, så flere forskellige typer knudepunkter var omfattet af måleprogrammet – herunder dele af kloaknettet med hhv. separat og kombineret kloakering.

FIGUR 14 viser den geografiske placering af de udvalgte lokaliteter. Lokaliteterne har omfattet dele af kloaksystemet i midtbyen af Odense, villakvarterer, samt erhvervsområder samt områder uden for Odense by. En af de udvalgte lokaliteter var beliggende i Nordfyn uden for kortets område.



FIGUR 14. Geografisk placering af lokaliteter.

Der har i projektet været udført målinger af CH₄- og N₂O-emission fra i alt 15 lokaliteter. Emissionen fra hver lokalitet er målt 9 gange i forskellige målekampanjer i perioden september, 2021 til maj, 2023 (TABEL 7), hvormed der er udført målinger i forskellige årstider med forskellige temperaturer og nedbørsforhold.

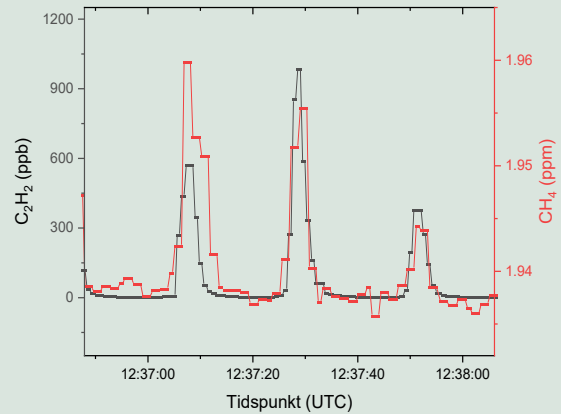
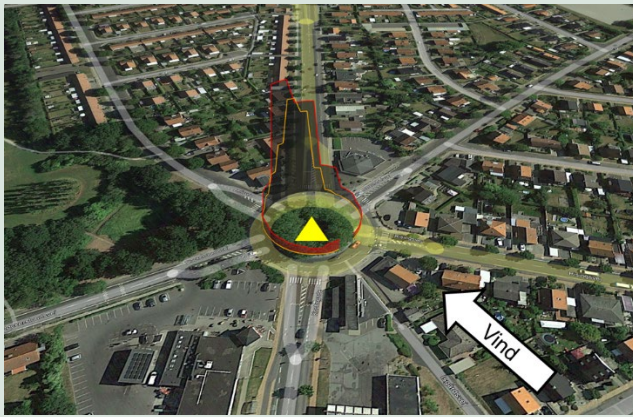
TABEL 7. Datoer og vejrforhold for de forskellige målekampanjer.

Målekampanje	Dato, start	Dato, slut	Lufttemperatur, gnsn., °C	Nedbør, 12h, gnsn. (mm)
1	10-09-2021	03-12-2021	7,6	1,3
2	08-06-2022	25-06-2022	19,3	0,4
3	01-07-2022	04-07-2022	18,9	0,0
4	09-08-2022	19-08-2022	22,2	1,7
5	13-09-2022	15-09-2022	15,5	2,7
6	25-10-2022	28-10-2022	13,1	0,1
7	24-1-2023	1-2-2023	2,0	0,3
8	24-3-2023	25-3-2023	9,2	2,7
9	9-5-2023	10-5-2023	14,9	0,0
Alle	10-09-2021	10-5-2023	13,6	1,0

6.3.2 Sporgasmåling af CH₄ og N₂O emission fra knudepunkter

Måling af CH₄- og N₂O-emission er gjort med brug af den dynamiske sporgasdispersionsmetode ("sporgasmåling") (Mønster et al., 2015, 2014; Scheutz et al., 2011). Princippet er, som beskrevet i afsnit 5.3.2 baseret på kontinuert frigivelse af en sporgas (her acetylen – C₂H₂) kombineret med nedvinds målinger af atmosfæriske koncentrationer af CH₄, N₂O og sporgas.

Metoden, der er velegnet til bestemmelse af gas emission fra større anlæg på flere hektar, er her anvendt i en "nedskaleret" form, hvor emissionsområdet er meget mindre – ofte et mandehul ifm. kloaksystemet med et areal på under 1 m². Denne type anvendelse af målemetoden svarede i udførelse til kvantificering af CH₄-emission fra perkolatbrønde på deponier, der er beskrevet i Fredenslund et al., 2010.



FIGUR 15. Eksempel på sporgasmåling – målte koncentrationer af CH₄ og sporgas nedvinds lokalitet. Luffoto til venstre viser, hvor målingen er foretaget. Den gule trekant angiver, hvor der er frigivet sporgas. Højden af den røde kurve er proportional med CH₄ koncentrationen over baggrundsniveau, mens den gule kurve er proportional med koncentrationen af sporgas. Grafen til højre viser målte koncentrationer af CH₄ (rød) og sporgas (sort) for tre transekter.

Mens der frigives sporgas med en kendt, konstant frigivelsesrate, måles koncentrationen af CH₄ og sporgas nedvinds emissionsområdet. I eksemplet vist i FIGUR 15 er nedvindsfanen krydset 13 gange (= 13 "transekter"), hvormed den målte emissionsrate er et gennemsnit af 13 enkeltmålinger. Baggrundskoncentrationer af hhv. CH₄ og sporgas er målt opvinds emissionsområdet.

For N₂O, har det i projektet været nødvendigt at anvende en alternativ metode til kvantificering. Under indledende test af målemetode blev det klart, at N₂O-emissionen var betydeligt lavere end CH₄-emissionen, men dog over 0 i nogle tilfælde. For at kvantificere N₂O-emissionen, blev forholdet mellem koncentrationer over baggrundsniveau af CH₄ (ofte flere hundrede ppm) og N₂O (typisk under 1 ppm), samt målt emissionsrate for CH₄ anvendt til beregning af N₂O-emissionen under antagelse af proportionalitet mellem koncentrationer af de to gasser med emissionsrater:

$$\frac{Q_{N_2O}}{Q_{CH_4}} = \frac{C_{N_2O}}{C_{CH_4}} \cdot \frac{MV_{N_2O}}{MV_{CH_4}} \leftrightarrow Q_{N_2O} = \frac{C_{N_2O}}{C_{CH_4}} \cdot \frac{MV_{N_2O}}{MV_{CH_4}} \cdot Q_{CH_4}$$

Hvor Q angiver emissionen af hhv. CH₄ og N₂O i enheden g/time, C angiver koncentrationen i kilden fratrukket målt baggrundskoncentration (ppm) og MV er molvægten af de to gasser (g/mol). I det tekniske notat for arbejds pakken er der angivet et beregningseksempel med brug af ovenstående udtryk.

6.3.3 Screening af CH₄ i udvalgte dele af kloaksystem

De 15 knudepunkter, hvor der blev udført sporgasmålinger af emissionsrater af CH₄ og N₂O, blev blandt andet valgt ud fra, at der var mistanke om emission fra disse lokaliteter. Dette betyder, at disse knudepunkter sandsynligvis ikke er repræsentative for samtlige af de tusinde knudepunkter, kloaknettet i Odense og omegn omfatter.

For at undersøge emissionen fra kloaknettet generelt, blev der derfor udvalgt to områder af kloaknettet (FIGUR 16), hvor samtlige knudepunkter blev screenet for koncentration af CH₄. Valget af, at der blev screenet for CH₄, og ikke N₂O skyldtes tilgængeligt måleudstyr. Der blev anvendt en håndholdt CH₄-detektor ("sniffer": Huber Laser One, QED Environmental Systems), hvor der blev målt i få cm afstand til de forskellige knudepunkter, og koncentrationen af CH₄ blev noteret.

De to valgte områder var henholdsvis et villakvarter ("F25/F27": 125 knudepunkter) og et landsbykvarter ("R40": 66 knudepunkter). I alt blev der udført tre screening målekampanjer.



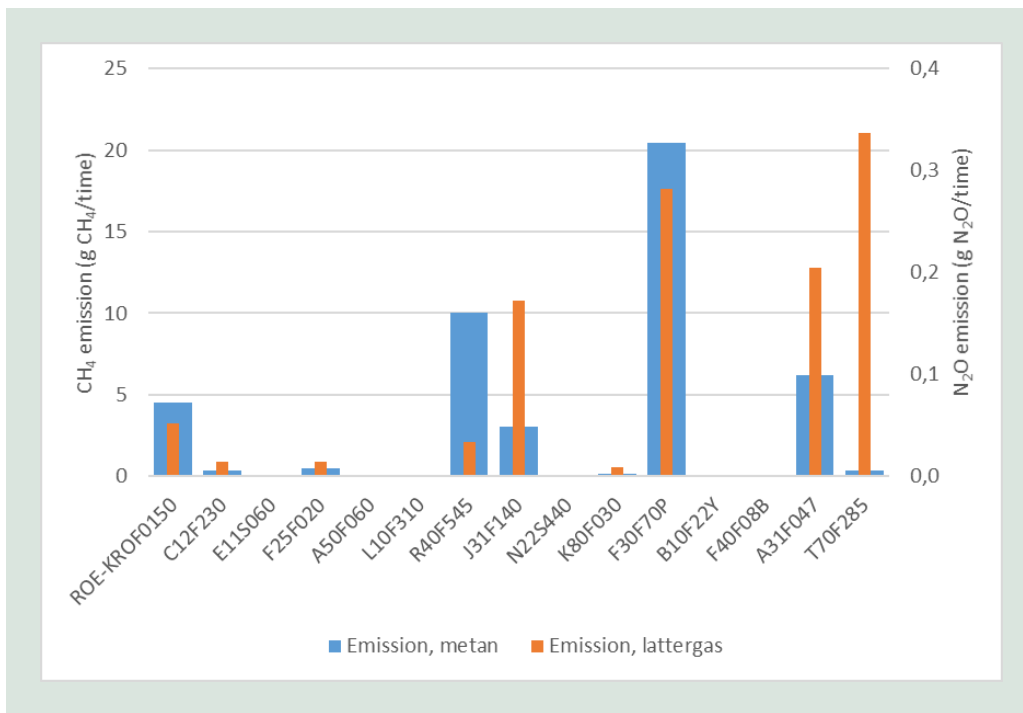
FIGUR 16. Villakvarter (F25/F27) og landsbykvarter (R40), hvor der blev udført screening af CH₄ ved knudepunkter.

6.4 Resultater

I dette afsnit beskrives målte emissioner fra de udvalgte knudepunkter, samt resultatet af ekstrapolering af måleresultaterne for CH₄ til hele kloaknettet i Odense og omegn.

6.4.1 Målte emissionsrater fra knudepunkter

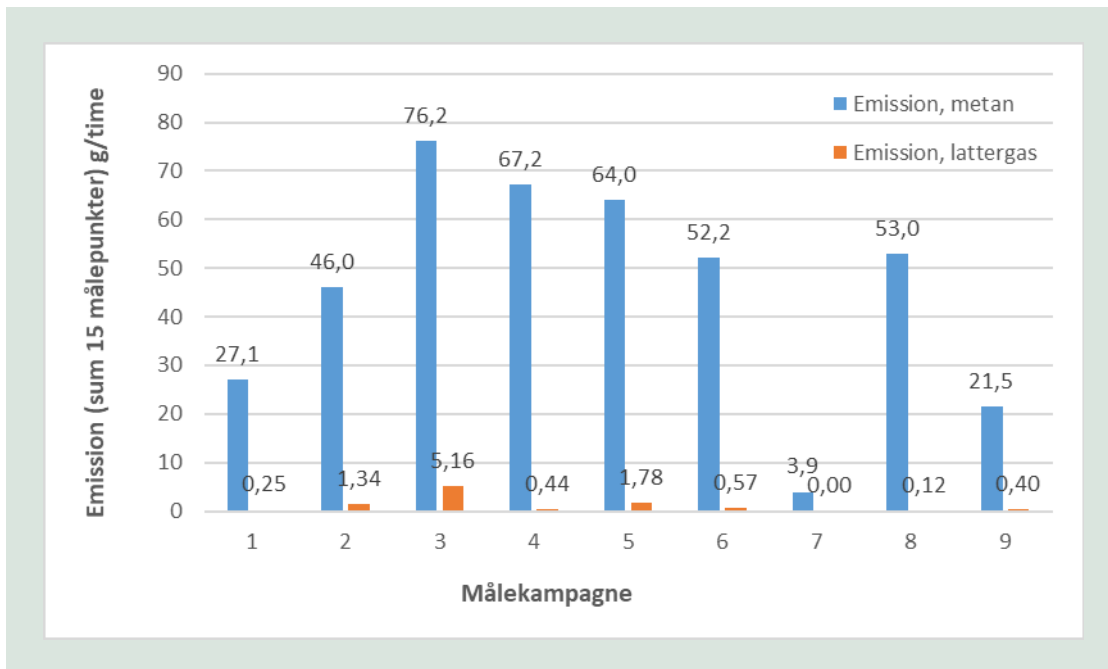
Den gennemsnitlige emissionsrate for de 15 knudepunkter varierede mellem hhv. 0 og 20,5 g CH₄/time og 0 og 0,34 g N₂O/time (FIGUR 17). Dette er relativt lave emissionsrater, hvilket har krævet anvendelse af følsomt måleudstyr, der kan kvantificere små koncentrationsforskelle (ppb niveau). For fem af knudepunkterne var der ikke målbar emission af CH₄ eller N₂O i nogle af de 9 målekampanjer. Ved ingen af de 15 knudepunkter var emissionen målbar i alle 9 kampanjer.



FIGUR 17. Gennemsnitlige emissionsrater (CH₄ og N₂O) målt 15 knudepunkter i Odense by og omegn.

Forholdet mellem gennemsnitlige emissionsrater af hhv. CH₄ og N₂O varierede. Eksempelvis var de gennemsnitlige emissionsrater for knudepunktet R40F545 10,0 g CH₄/time og 0,03 g N₂O/time – altså en langt højere CH₄-emission end N₂O-emission. For knudepunktet T70F285 var de gennemsnitlige emissionsrater hhv. 0,33 g CH₄/time og 0,34 g N₂O/time – altså ret ens emissionsrater på massebasis. Sidstnævnte eksempel omfatter en måling, hvor den højeste N₂O-emissionsrate blev observeret (3,0 g N₂O/time).

Den gennemsnitlige totale emission (sum af 15 knudepunkter), blev målt til hhv. 46 g CH₄/time og 1,1 g N₂O/time. Omregnet til CO₂-ækvivalent, svarer emissionen til ca. 14 ton CO₂-ækv./år. Summen af emissionsraterne skal dog ses i lyset af, at der er flere tusinde potentielle emissionskilder i VCS' kloaknet.



FIGUR 18. Gennemsnitlige totale emissionsrater (CH₄ og N₂O) for de 15 knudepunkter.

Der ses nogen variation i målte emissionsrater, kampagnerne imellem. Den totale CH₄-emission varierede mellem 3,9 og 76 g CH₄/time, mens N₂O-gasemissionen varierede mellem 0 og 5,2 g N₂O time. Den laveste emission blev målt i målekampagne #7 (24. januar, 2023 – 1. februar, 2023). Kampagnen, hvor der målt højest emission (#3), var udført 1. juli, 2022 til 4. juli, 2022. Der er ikke set en tydelig sammenhæng mellem nedbør og emission.

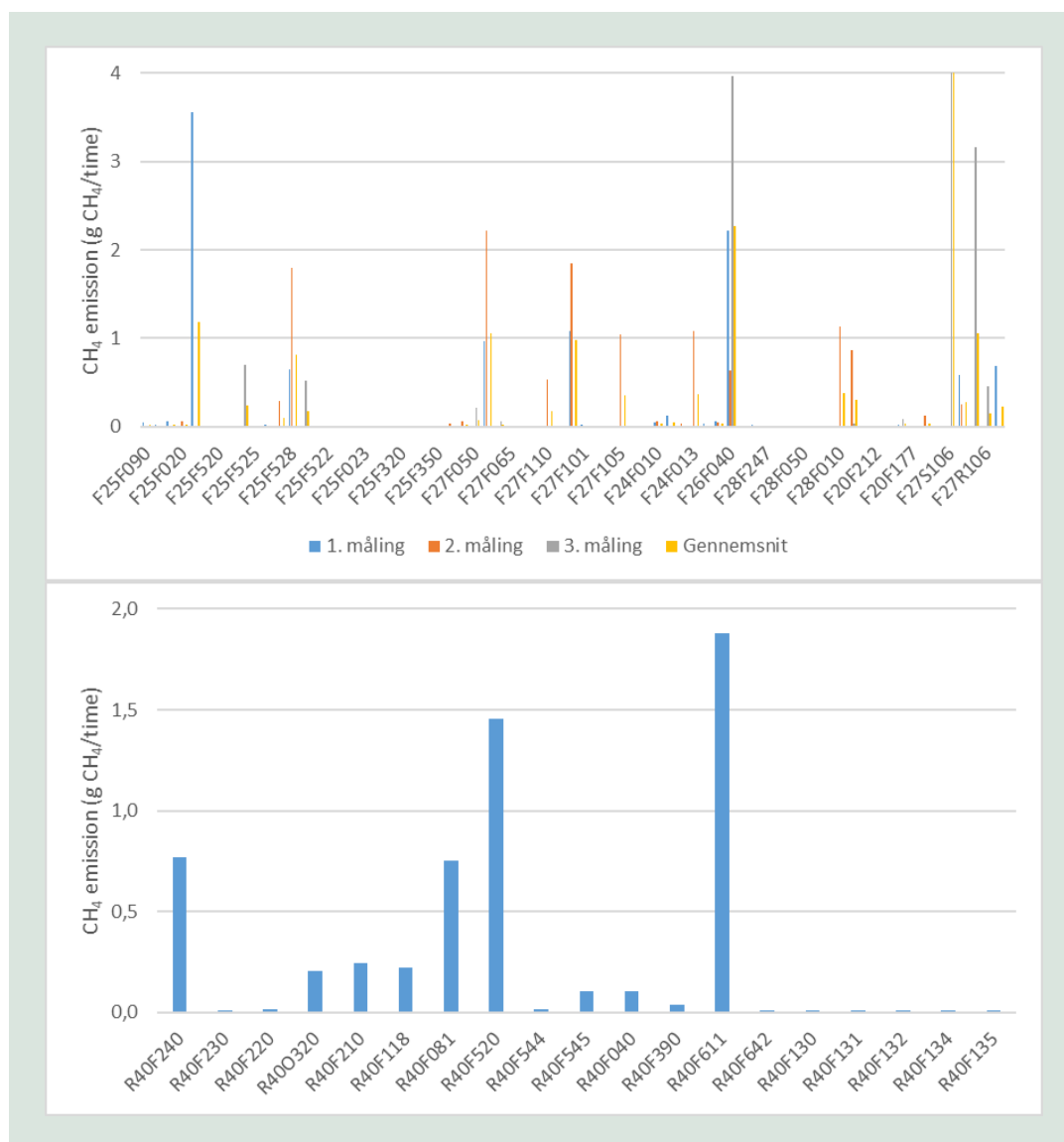
6.4.2 Screening af CH₄ og estimat af total CH₄ emission fra kloaknet

Data fra sporgasmålinger af CH₄-emissioner blev anvendt til at etablere en empirisk model, hvor CH₄-emissionen beregnes fra en målt CH₄-koncentration. Den empiriske model blev etableret ud fra 29 datapunkter. Der blev observeret en moderat statistisk signifikant lineær sammenhæng mellem CH₄-emissionsrate og CH₄-koncentration.

Følgende sammenhæng mellem CH₄ koncentration og CH₄ emission blev beregnet med lineær regression:

$$E = \frac{C - 2,3}{12,56}$$

Hvor E er CH₄-emissionen (g CH₄/time) og C er CH₄-koncentration målt ved kilden (ppm CH₄). Der understreges, at bestemmelse af emissionsrater med en empirisk model, hvor eneste input er CH₄-koncentration er væsentlig mere usikker end måling med sporgasmetoden. Metoden blev valgt, da CH₄-screeninger muliggjorde måling af et væsentligt større antal knudepunkter.



FIGUR 19. Emissionsrater beregnet med empirisk model ud fra screeningsresultater for området F25/F27 (øverst) og området R40 (nederst). Der vises kun knudepunkter, hvor der blev målt CH₄-koncentration over baggrunds niveau (2,3 ppm) mindst en gang.

FIGUR 19 viser beregnede emissionsrater for knudepunkter, hvor der blev målt CH₄-koncentration over baggrunds niveau i de to undersøgte områder. Generelt ses der en stor spredning i emissionsrater mellem de forskellige knudepunkter, samt ved samme knudepunkt, hvor der har været gentaget måling. I kun et af de undersøgte knudepunkter blev der målt en CH₄-koncentration over baggrunds niveau i alle tre målekampanjer.

Beregnete emissionsrater varierede mellem 0,01 og 61 g CH₄/time. Den højeste emissionsrate (61 g CH₄/time) blev målt på et knudepunkt (F27S106), hvor der i to øvrige målinger i for samme knudepunkt blev målt hhv. 0,01 og 0,00 g CH₄/time. Årsagen til forskellen mellem emissionsrater for dette enkelte knudepunkt er ukendt. Den gennemsnitlige totale emissionsrate medregnet "0-målinger" for området F25/F27 var 0,24 g CH₄/time (gennemsnit af tre målekampanjer, 125 knudepunkter). Udelades den højest målte emission, ændres gennemsnittet væsentligt til 0,08 g CH₄/time. Den gennemsnitlige totale emissionsrate for området R40 (én målekampagne, 66 knudepunkter) var 0,09 g CH₄/time. Gennemsnitlig emission for alle knudepunkter var 0,22 g CH₄/time.

I VCS' kloaksystem er der i alt 43.525 knudepunkter. Under antagelse af, at de to undersøgte områder er repræsentative for hele kloaksystemet, kan den totale emission beregnes til $(43.525 \cdot 0,22 \text{ g CH}_4/\text{time}) = 9.575 \text{ g CH}_4/\text{time}$, svarende til 230 kg CH₄/dag. Omregnet til CO₂ ækvivalenter med brug af omregningsfaktor på 28 kg CO₂-ækv./kg CH₄ kan den årlige CH₄-emission fra kloaksystemet beregnes til 2.350 ton CO₂-ækv./år. Den beregnede emissionsrate fra alle 43.525 knudepunkter (9,6 kg CH₄/time) er sammenlignelig med den målte totale CH₄-emission fra Ejby Mølle Renseanlæg efter etablering af nyt slamlager (13,1 kg CH₄/time).

6.5 Konklusion

Der er i denne arbejdsmappe udviklet en sporgasmetode til kvantificering af CH₄- og N₂O-emission fra hot spots i kloaksystemer. Den totale emission fra 15 undersøgte hot spots var hhv. 46 g CH₄/time og 1,1 g N₂O/time (gennemsnit af 9 målekampanjer).

Emissionsrater for CH₄ og N₂O varierede væsentligt mellem de forskellige knudepunkter, samt mellem målekampanjer. For 5 af de 15 undersøgte knudepunkter, var koncentrationen af CH₄ og N₂O konsekvent lig baggrundsniveau eller meget tæt på, og emissionen var derfor nær nul. Ved ingen af målepunkterne var emissionen målbar i alle 9 målekampanjer. Ved fremtidige lignende undersøgelser vurderes det derfor nødvendigt, at der udføres et relativt stort antal målinger.

Den totale emission (sum af 15 målepunkter) blev fundet til at variere, hvor laveste emissionsrate af både CH₄ og N₂O blev målt i januar/februar, mens højeste emission blev målt i juli. En mulig forklaring kan være højere temperaturer, der fremmer den biologiske omsætning i kloaksystemet. Der blev, mod forventning ikke observeret en tydelig sammenhæng mellem nedbørsmængder under målekampanjerne og emissionsrater. Det kan dog være, at yderligere undersøgelser – fx måling på lokaliteter over en længere periode kan afdække evt. sammenhæng.

Der understreges, at de 15 knudepunkter, hvor der blev udført sporgasmålinger, kun udgør en meget lille del, af det samlede antal knudepunkter, hvor der potentielt, kan ske udledning (i alt 43.525). For at undersøge emission fra andre områder, blev der udført screening af metankoncentration i dele af VCS' kloaknet indeholdende et større antal knudepunkter (191), og der blev udarbejdet en empirisk model til at beregne CH₄-emission fra de målte CH₄-koncentrationer ved knudepunkterne. Den gennemsnitlige CH₄-emission fra i alt 191 undersøgte knudepunkter var 0,22 g CH₄/time. Under antagelse af, at de undersøgte knudepunkter er repræsentative for hele VCS' kloaksystem, blev den totale CH₄-emission fra kloaksystemet beregnet til 9,6 kg CH₄/time svarende til 2.350 ton CO₂-ækv./år, hvilket er sammenligneligt med CH₄-emissionen fra Ejby Mølle Renseanlæg efter etablering af nyt slamlager (13,1 kg CH₄/time). Det vil være komplekst og relativt kostbart at implementere en betydelig reduktion af emissionsudslippet. Øget forståelse af hvilke designparametre der har negativ og positiv indflydelse på dannelsen af uønskede emissioner skal undersøges mere og ved længere måleserier.

6.6 Referenceliste

Fredenslund, A.M., Scheutz, C., Kjeldsen, P., 2010. [Tracer method to measure landfill gas emissions from leachate collection systems](#). Waste Manag. 30, 2146–2152.

Liu, Y., Ni, B.J., Sharma, K.R., Yuan, Z., 2015. [Methane emission from sewers](#). Sci. Total Environ. 524–525, 40–51.

Mønster, J., Samuelsson, J., Kjeldsen, P., Scheutz, C., 2015. [Quantification of methane emissions from 15 Danish landfills using the mobile tracer dispersion method](#). Waste Manag. 35, 177–186.

Mønster, J.G., Samuelsson, J., Kjeldsen, P., Rella, C.W., Scheutz, C., 2014. [Quantifying methane emission from fugitive sources by combining tracer release and downwind measurements - A sensitivity analysis based on multiple field surveys](#). Waste Manag. 34, 1416–1428.

Scheutz, C., Samuelsson, J., Fredenslund, A.M., Kjeldsen, P., 2011. [Quantification of multiple methane emission sources at landfills using a double tracer technique](#). Waste Manag. 31, 1009–1017.

7. Integreret N₂O emissionsreduktion fra hoved- og sidestrømsprocesser

7.1 Baggrund

Forståelsen for dannelse og emission af lattergas i spildevandsprocesser er af kompleks natur, hvorfor undersøgelserne i dette projekt skal understøtte en bedre forståelse herfor samt danne grundlag for udarbejdelse af styringer der kan reducere lattergasemissionen fra spildevandsprocesser.

De deltagende parter i dette projekt har alle deltaget i udviklingsprojekter ift. lattergas. Aarhus Vand har f.eks. tidligere deltaget i et MUDP-projekt for at undersøge lattergasdannelse fra rensaanlæg. I dette projekt blev hovedstrømmen og deammonifikations-anlægget på Marselisborg Renseanlæg undersøgt for lattergasdannelse. Forsøg fra den biologiske proces på Marselisborg Renseanlæg indikerede at glykoldosering som ekstern kulstofkilde kunne reducere lattergaskoncentrationen i væskefasen under denitrifikationen, og dermed reducere lattergasemissionen fra procestanken.

Forsøg på deammonifikations-anlægget gav ikke entydige resultater grundet ustabil sensor-drift, men det indikerede at brugen af en lattergasstyring kan minimere lattergasdannelsen fra ca. 3,3 g N₂O-N dannet / kg NH₄⁺-N omsat til ca. 0,5 g N₂O-N dannet / kg NH₄⁺-N omsat. Den overordnede konklusion på MUDP projektet fra 2020, på tværs af fem danske rensaanlæg var, at lattergasemissionsfaktor blev beregnet til 0,84 % N₂O-N/T-N indløb, svarende til 0,0084 kg N₂O-N/kg T-N indløb. Dette resultat er behæftet med en betydelig spredning, hvilket indikerer en stor variation fra anlæg til anlæg (MUDP, 2020).

7.2 Formål

Formålet har været at undersøge dannelse og emission af lattergas i forskellige rensningsprocesser for spildevand, herunder opdelt på punktform:

1. Verificering af N₂O emissionsmålinger i vandfasen med off-gas målinger i headspace i pilotskala, herunder sammenligning af emission fra aktive slamprocesser med granuleret slam.
2. Pilotskala test med begrænsning af N₂O fra sidestrømsanlæg (anammox processer) ved introduktion af luftstrøm fra et overdækket sidestrømsanlæg i en hovedstrømsproces – biologisk omsætning.
Ikke udført grundet uforholdsmæssigt store udgifter ift. tilførsel af ventilationsluft. I stedet blev der udført forsøg med direkte tilsætning af lattergas.
3. Pilotskala test af granuleret slam proces med fokus på evnen til at omsætte N₂O fra hoved og sidestrømsproces.
Ikke udført grundet øget fokus og udfordringer med fuldskalaforsøg på Egå, medførte stort ressourceforbrug, hvorfor denne delopgave blev opprioriteret, samt grundet problemer med at drive pilotanlægget.

4. Fuldskala verifikation af målinger af N_2O i vandfasen med headspace målinger i traditionelt aktiv slam anlæg konfiguration med intermitterende kvælstoffjernelse.
5. Fuldskala test ved introduktion af N_2O fra sidestrøm proces i hovedstrømsproces, med fokus på udpegning af repræsentative målesteder og verifikation af vandfase målinger med off-gas målinger i headspace (KLa-værdier, mv.).
6. Udvikling af måle- og styringskoncept baseret på online målere (nitrit-, ammonium- og N_2O -målere) til reduktion af N_2O i hoved- og sidestrømsanlæg.
7. Kommercialisering og forretningsgørelse.

7.3 Metode/forsøgsbeskrivelse

I og med, at der er udført forsøg på pilotanlæg, fuldskala på Egå RA samt deammonifikationsanlægget på Egå RA, henvises der til de enkelte underafsnit for forklaring af de anvendte metoder samt forsøgsbeskrivelser.

7.4 Styring af N_2O emissioner fra Egå Renseanlæg

Egå Renseanlæg har en kapacitet på 120.000 PE_{COD} , og er pt. belastet med ca. 86.000 PE_N samt 90.000 PE_{COD} . Det drives som et plug-flow anlæg med simultan nitrifikation/denitrifikation (SND) og biologisk fosforfjernelse, og har gennem tiden opnået et relativt lavt energiforbrug til omsætning af organisk stof, kvælstof og fosfor, ved en fornuftig sensor-bestykning samt stort fokus på energioptimering. De fire procestanke har hver et volumen på 5.000 m^3 , se Bilag 3.2.

Det har tidligere været god design praksis at plug-flow anlæg typisk har haft en omsætningsfordeling hvor den største part omsættes i den første tank, lidt mindre i den efterfølgende og så mulighed for denitrifikation i den sidste tank. Bestykning af belufts-felter på anlægget viser denne praksis. Se Bilag 3.2.

I denne arbejdsopgave skulle der udvikles nye styringer, med henblik på at minimere anlæggets lattergas emission. Procestank 4, som er den første procestank, var naturligt et fokuspunkt, ift. at få balanceret tilstrækkelig omsætning af ammonium, men balanceret således, at der dels kunne fastholdes SND, og dels at der blev omsat nok ammonium til at den sidste procestank (PT1), i hovedparten af tiden alene kunne agere som denitrifikation afsnit.

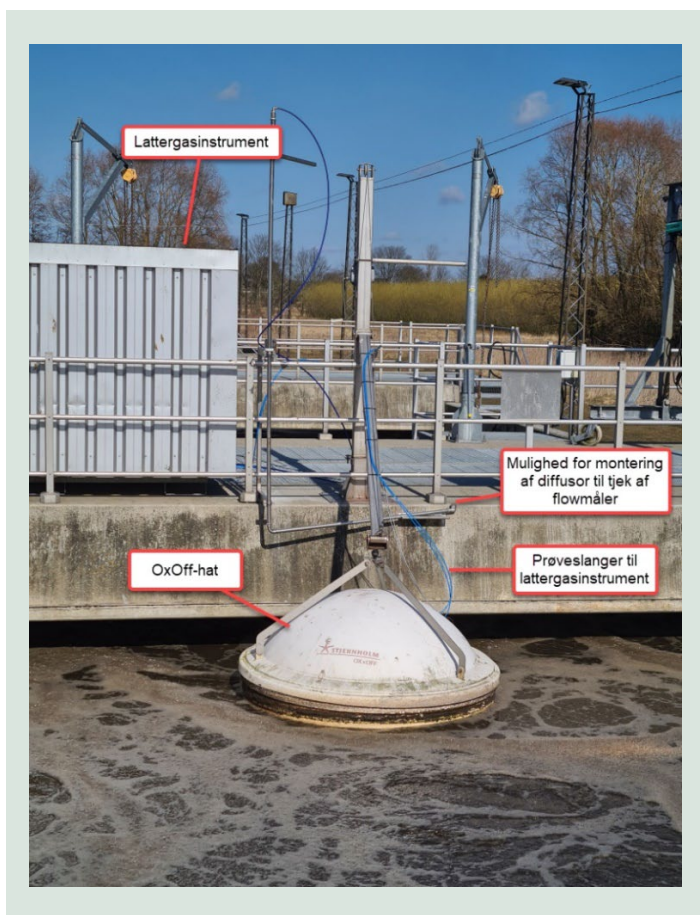
Iltsetpunktet i tankene blev før forsøgsperioden sat efter at skulle opnå en andel af ammoniums fjernelse ud fra den samlede ammoniums-belastning til processtankene 1-3 og proces-tank 4 blev styret ud fra nitrat. Sensor bestykningen kan ses i TABEL 8 og fabrikat på de enkelte målere kan ses i Bilag 3.3.

TABEL 8 viser hvilke typer af sensorer der er monteret på Egå Renseanlæg, Pilotanlægget og i deammonifikations-tanken på Egå Renseanlæg.

TABEL 8. Sensoroverblik for Egå Renseanlæg, Egås deammonifikations-tank og Marselisborg Pilotanlæg.

	Sensor									
	Q	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	SS	T	O ₂	pH	NO ₂ ⁻ -N	N ₂ O-N	Lednings- evne.
Egå										
Indløb	X						X			X
Procestank 1		X	X	X	X	X			X	
Procestank 2		X	X		X	X			X	
Procestank 3		X	X		X	X		X	X	
Procestank 4		X	X	X	X	X		X	X	
Deammonifikations-tank										
Indløb	X									
Tank		X	X		X	X	X	X	X	
Pilotanlæg										
Indløb	X									
Procestank A	X	X	X		X	X	X		X	
Procestank B	X	X	X	X	X	X	X		X	X

Gældende for dette afsnit er, at koncentration, mængde eller anden størrelse af komponenterne ammonium, nitrat, nitrit og lattergas nævnes, er værdien baseret på henholdsvis NH₄⁺-N, NO₃⁻-N, NO₂⁻-N og N₂O-N.



FIGUR 20. Forsøgsopstilling for OxOff-hatten på Egå Renseanlæg.

7.4.1 Styrings opsætning

Der er udarbejdet fire styringer for hver af processtankene 1-4. Styringerne er hhv. ammonium-, nitrat-, ilt- og autostyring. Princippet i styringerne er, at en PID-regulator justerer luftflowet i tanken på baggrund af den målte procesværdi og det ønskede setpunkt (SP). Den procesværdi, der justeres på baggrund af, afhænger af hvilken styring der er valgt.

For ammoniumstyring justeres luftflowet i processtankene ud fra ammoniumsensoren, for nitratstyring justeres luftflowet i processtanken ud fra nitratsensoren og for iltstyring justeres luftflowet i processtanken ud fra iltensoren. Det vil sige, at der altid beregnes tre luftflow.

Autostyringen vælger ad to omgange ud fra de tre beregnede luftflow.

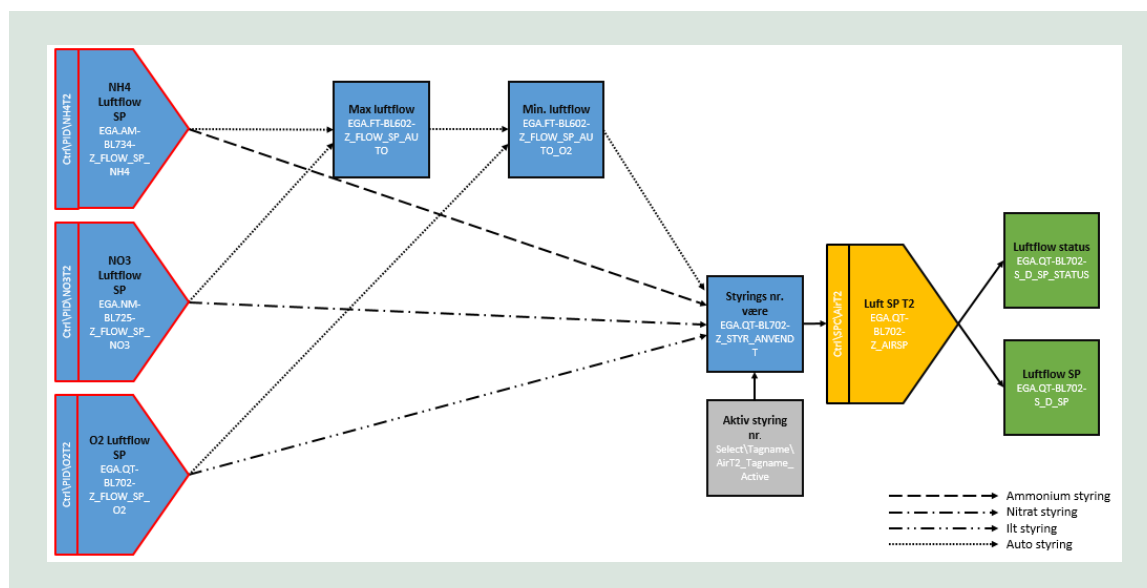
Der vælges et af de to beregnede luftflow fra hhv. ammonium- og nitratstyringen. Her vælges det største beregnede luftflow. Gældende for ammoniumstyring er et større luftflow, hvis ammoniumkoncentrationen i tanken er større end SP. Når ammoniumkoncentrationen er lavere end SP vil det beregnede luftflow være mindre. For nitratstyringen vil det beregnede luftflow falde, hvis nitratkoncentrationen i tanken er større end SP, og det beregnede luftflow vil stige hvis nitratkoncentrationen er mindre end SP.

Der vælges mellem luftflowet (beskrevet ovenfor) og det beregnede luftflow fra iltstyringen. Her vælges det mindste luftflow. Dette gøres for at sikre, at der ikke blæses u hensigtsmæssigt meget luft i en tank, og det kan betragtes som en overvågning. Det kan f.eks. ske hvis både

ammonium- og nitratkoncentrationerne er mindre end deres SP, og der samtidig er så lidt ammonium i tanken, at det ikke er muligt at opnå det ønskede nitrat SP. I Bilag 3.4 er der redegjort for styringerne i højere detaljeringsniveau.

7.4.2 Samlet styring

Den samlede styring vælger mellem ammonium-, nitrat-, ilt-, eller autostyring. Fælles for alle styringerne tidligere beskrevet er, at de har et luftflow som output, uanset hvilket stof koncentration de ønsker at styre efter. Autostyring vælger først mellem det beregnede luftflow fra ammonium og nitrat styring, den styring der skal bruge mest luft, bliver bestemmende. Efterfølgende testes den bestemmende styring mode luftflowet fra iltstyring og den styring der beder om mindst ilt bliver bestemmende, se FIGUR 21.

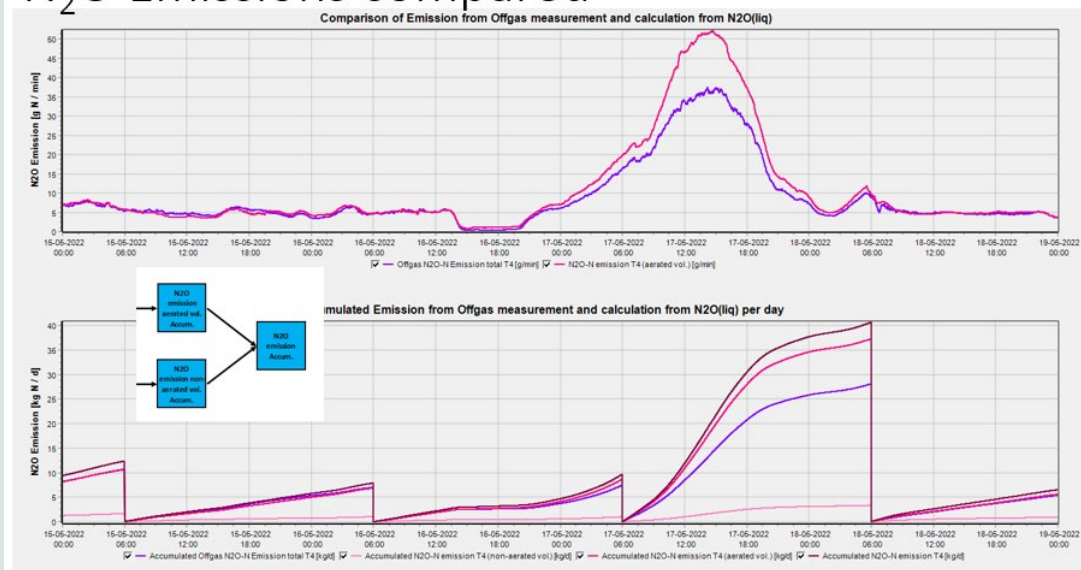


FIGUR 21. Overblik over samlet styring for procestank 2. Der kan vælges ammonium-, nitrat-, ilt- eller autostyring. Den gule boks er den endelige styring der sender et setpunkt tilbage til PLC'en.

7.4.3 Sammenligning af N₂O emissionsberegninger og målinger i væskefase med gasfase.

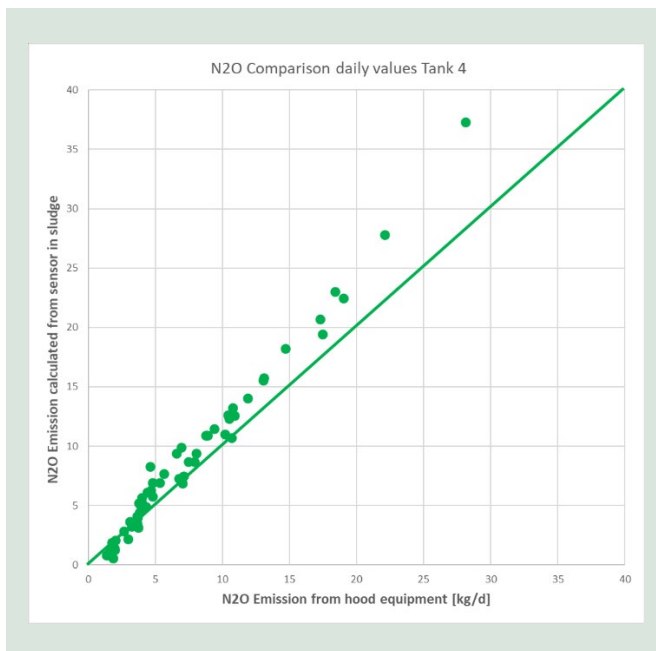
Sammenligning af væske- og gasfasemålinger er foretaget, i FIGUR 22 ses et eksempel herpå fra Egå renseanlæg. Det ses at forskellen mellem de to målemetoder forstørres når koncentrationen af lattergas øges.

N₂O Emissions compared



FIGUR 22. Sammenligning af væskefasemålinger med gasfasemålinger. Øverste figur viser målingsforløbet i tidlig sammenhæng, hvor den nederste figur viser den akkumulerede mængde lattergas pr. døgn.

I FIGUR 23 er målinger afbildet mod hinanden, fordelt på emissionsmængden, der mere overskueligt viser, at forskellen mellem de to målemetoder forstørres når koncentrationen af lattergas øges.



FIGUR 23. Beregnet emission af lattergas fra væskefasemåling afbildet mod målt emission af lattergas i gasfase.

Sammenligning af de to målemetoder kan opsummeres i følgende hovedpunkter:

Offgasflow kræver megen kalibrering af udstyr, flowmåler og gas-analysator, samt behov for en så stabil gas-koncentration som muligt.

Det er væsentligt at forholde sig til det beluftede areal, og således udregne det bedst muligt.

Beregning af lattergasemission på basis af væskefasemålinger overestimerer, i Egås tilfælde, de målte emissioner af lattergas i gasfasen jo større emissionen er.

7.4.4 Målekampagne

Effekten af de forskellige styringer blev undersøgt i perioden februar 2022 – dec. 2023. Et overblik over de forskellige styringer, der er blevet undersøgt i måleperioden, kan ses i TABEL 9.

TABEL 9. Overblik over styringer undersøgt i måleperioden på Egå Renseanlæg.

Periode	Overordnet styring
1/2 2022	Baseline: Anlægget driftes som normalt: Nitrat-styring i procestank 4 og ammonium-styring i de resterende procestanke. Ammoniumstyringen i procestank 1 er optimeret således, at ammonium SP reduceres, når processen tillader det.
10/2-2/3 2022	Ammonium/nitratstyring uden ilt-overvågning blev implementeret i procestank 3-1. Nitratstyring i procestank 4.
3/3-7/3 2022	Ammonium/nitratstyring med ilt-overvågning implementeres i procestank 4-1. Sættes tilbage i nitratstyring i tank 4.
15/3-2022	Ammonium/nitratstyring med ilt-overvågning implementeres i procestank 3-1. Nitratstyring i procestank 4.
16-26/6 2022	Ammonium/nitratstyring med maksimalt tilladt lattergasemission i procestank 4 blev implementeret

7.4.5 Resultater

Styringerne, vist i TABEL 9, blev successivt iværksat. Den efterfølgende sammenligning på styringseffekt imellem de iværksatte styringer, har desværre ikke medført en entydig konklusion der tilsiger, at en styring er bedre end en anden. Årsagen hertil skyldes dels flertydige resultater, dels at Egå renseanlæg, ikke har en reference linje, hvor en direkte sammenligning på en styringseffekt kan foretages, samt at årstidsvariation på emission af lattergas vil kunne overstyre en måske målbar styringseffekt.

Det blev derfor nødvendigt at se resultaterne i et større tidsperspektiv, med den indbyggede risiko, at der introduceres nye variable der kan sløre billedet. I det efterfølgende afsnit vil der blive redegjort for observerede forskelle, samt de væsentligste usikkerheder.

I TABEL 10 og TABEL 11 er hovedtal for hhv. 2022 og 2023 vist. I TABEL 10 ses det, at der er omsat 6 % mere Total-N i 2023 end 2022. Det ses desuden, at den årlige lattergasemission, kg/år, er faldet med 7%. Omregnet til % N₂O/total-N ind og % N₂O/total-N omsat, ses en reduktion fra 2022 til 2023 på hhv. 18 og 14 %. Til sammenligning er det væsentligt at se på de sidste to kolonner i TABEL 10. Her vises årsmiddelværdier for 2022 og 2023 af beregnede døgnemissioner af N₂O, og her er resultatet modsat rettet. Her ses en stigning på hhv. 8 og 7 % for % N₂O/total-N ind hhv. % N₂O/total-N omsat.

TABEL 10. Årsfordelte hovedresultater for belastning af total-N samt emissioner af N₂O.

Periode	Total-N ind	Total-N omsat	N ₂ O emission	N ₂ O emission (årssum)		N ₂ O emission (årsmiddel af døgnværdier)	
[År]	[kg/år]	[kg/år]	[kg/år]	[% N ₂ O /total-N ind]	[% N ₂ O /total-N omsat]	[% N ₂ O /total-N ind]	[% N ₂ O /total-N omsat]
2022	378.000	353.000	3.949	1,0	1,1	1,2	1,3
2023	417.000	376.000	3.702	0,89	0,98	1,3	1,4
Ændring [%]	9	6	-7	-18	-14	8	7

Resultaterne er tvetydige, hvorfor der i TABEL 11 er anført en oversigt af væsentlige hovedtal for de 2 år, som denne sammenligning omhandler. Det ses af TABEL 11, at der i Aarhus Kommune er faldet 38 % mere nedbør i 2023 end 2022. En del af Egå Renseanlægs opland er separat kloakeret, hvilket kan have en betydning for, at der på tilløbsmængderne alene ses en stigning i tilløbet på 29 % når de to år sammenlignes. En sammenligning af årsmiddelværdier total-N for hhv. ind- og udløb viser en reduktion i tilløbskoncentration på 31% samt en stigning i udløbskoncentration på 13%. Der ses derimod en stigning i årsmiddel, beregnet i kg/d, af total-N ind, samt en stigning på 38% af udledt total-N, igen som kg/d.

Det vurderes derfor, at det meget ændrede nedbørs-/tilløbs-mønster kan have stor indflydelse på de beskrevne resultater, som følge af de deraf ændrede koncentrationsprofiler samt tilhørende reduktion af opholdstid i procestankene. En erkendelse at år ikke kan sammenlignes. Det ses at for 2022 er emissionsfaktoren i intervallet 1,0-1,3 afhængigt af usikkerheden på datasæt anvendt (års sum vs. Årsmiddel af døgnværdier). For 2023 er emissionsfaktoren i intervallet 0,89-1,3, igen afhængigt af usikkerhed på datasæt anvendt (års sum vs. Årsmiddel af døgnværdier).

Det er tidligere beskrevet, at nitrifikations-raten er af betydelig signifikans ift. dannelse og efterfølgende emission af lattergas, hvorfor en reduceret koncentration af ammonium i tilløbet, vil kunne medvirke til en lavere emission af N₂O.

TABEL 11. Nøgletal for Egå Renseanlæg.

Periode	Nedbør Aarhus Kommune	Tilløb (årssum)	Total-N ind (årsmiddel)	Total-N ud (årsmiddel)	Total-N ind (årsmiddel)	Total-N ud (årsmiddel)
[År]	[mm/år]	[m ³ /år]	[mg/l]	[mg/l]	[kg/d]	[kg/d]
2022	645	6.261.000	62	4,0	1.041	69
2023	1.036	8.865.000	47	4,6	1.142	113
Ændring [%]	38	29	-31	13	9	38

I det efterfølgende afsnit ses der på emissionen af lattergas fra de forskellige procestanke, samt forskelligheden på emissionsprofilen for forsommeren 2022 og 2023.

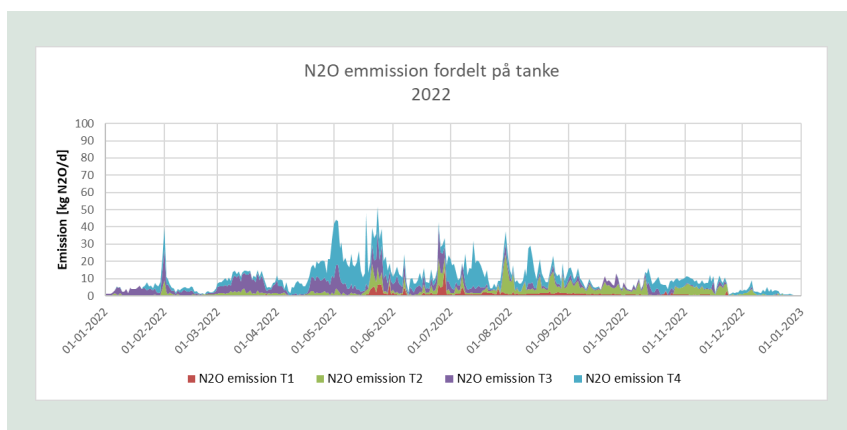
På FIGUR 24 og FIGUR 25 vises beregnede døgnemissioner af N₂O (kg/d) fra de fire procestanke for hhv. 2022 og 2023. Den første procestank er T4, derefter følger T3, T2 og T1. Der ses en tydelig forskel i emissionsprofil for de to år.

Det er i særdeleshed tydeligt, at procestank 4 (T4) i 2023 har en markant højere emission end de andre tanke i 2023. Det skal hertil bemærkes, at der i forsommeren 2023, var meget lidt nedbør, se FIGUR 26 og FIGUR 27 til sammenligning. De tilhørende tilløbskoncentrationer af kvælstof var, trods forskelligt nedbørsmønster for forsommeren 2023 ift. 2022 på samme niveau, hhv. 68 og 67 mg total-N/l i perioden 1/5-1/7. Det vil sige at der ikke koncentrationsmæssigt kan identificeres en gennemsnitlig forskel på total- N. For ammonium ses der en lille forskel; 21 mod 19 mg/l for hhv. 2023 og 2022.

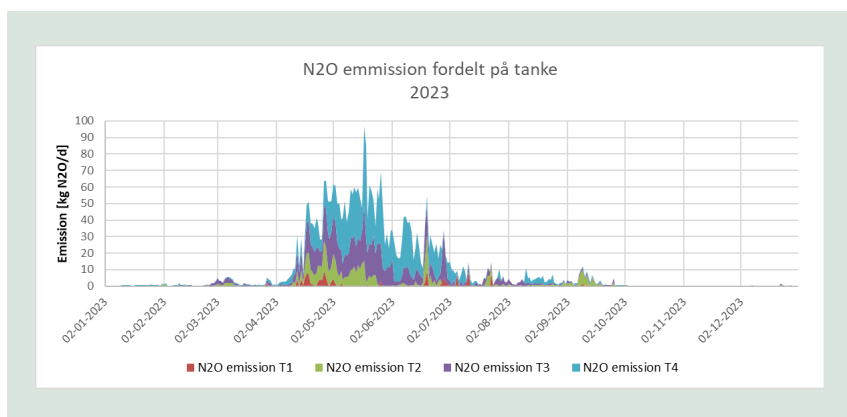
Sidst men ikke mindst er procestemperaturen i T4; 17 mod 16 °C, samt en SS konc. på hhv. 3,9 mod 3,6 mg/l for hhv. 2023 mod 2022. Det vil sige, at der i den undersøgte periode haves

en lidt højere ammonium koncentration, en lidt højere procestemperatur samt en lidt højere SS konc. Beregnet som belastning for T4 ligger begge perioder på ca. 1 g NH₄-N/time/kg SS, men den tilhørende emission er så forskellig som 10,7 mod 3,5 g N₂O/min for hhv. 2023 og 2022.

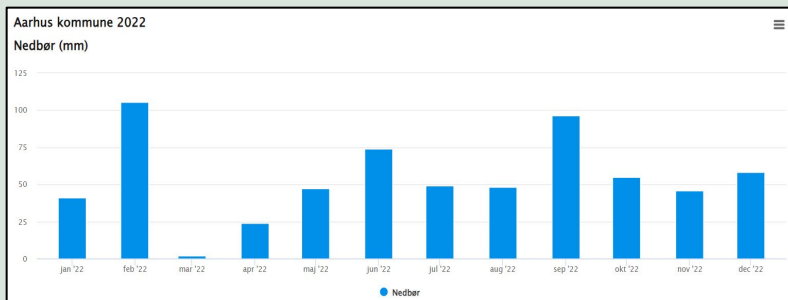
Opsummerende kan det konkluderes, at det synes at være marginaler der aktiverer en så markant ændring i emission af N₂O, men omvendt er der mere tilgængelig biomasse der kan nitrificere ved lidt højere temperatur, i de to sammenlignede perioder, hvorved der muligvis, i højere grad i 2023 perioden end i 2022 perioden, sker en ophobning af hydroxylamin, der udskilles som N₂O. Et andet scenarie er, at der samtidigt under simultan nitrifikation/denitrifikation også sker en udskillelse af N₂O sfa. ufuldstændig denitrifikation.



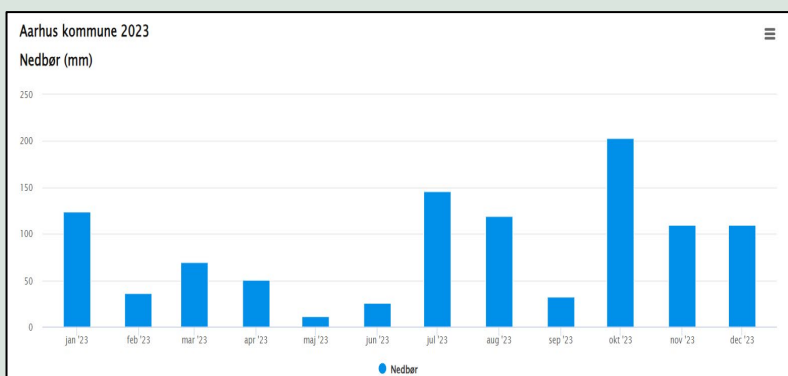
FIGUR 24. N₂O emission Egå RA i 2022.



FIGUR 25. N₂O emission Egå RA i 2023.

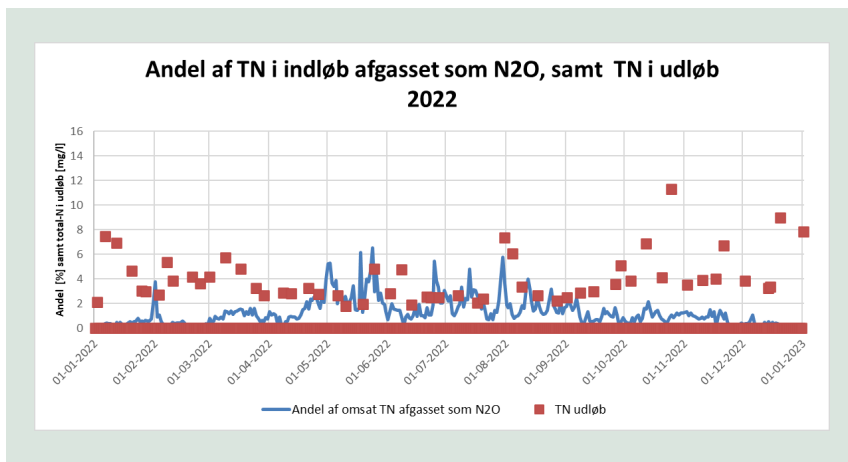


FIGUR 26. Nedbørsfordeling pr. måned for Aarhus Kommune 2022; Kilde DMI.

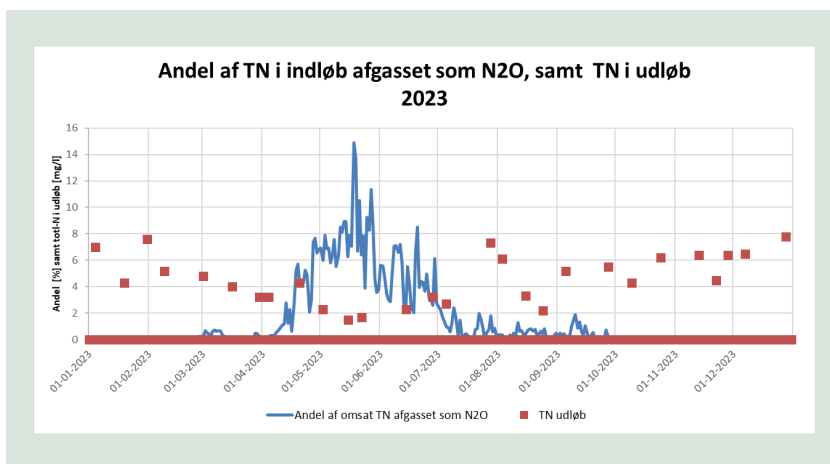


FIGUR 27. Nedbørsfordeling pr. måned for Aarhus Kommune 2023; Kilde DMI.

På FIGUR 28 og FIGUR 29 er der foretaget en sammenstilling af andel af total-N der afgasses som N_2O , afbildet med tilhørende total-N i udløb. FIGUR 29 kunne indikere, at der er en sammenhæng mellem høj emission af N_2O og lav udløbskoncentration af total-N, hvilket kan understøtte indikationen af, at der sker en højere omsætning i sommerperioden i 2023 ift. 2022. Det ser ud til at der i 2023 mod 2022, i perioderne på begge sider af sommeren, ses en lavere emission af N_2O , omvendt er der en markant højere emission af lattergas om sommeren i 2023 mod 2022.



FIGUR 28. Andel af total-N i indløb afgasset som N₂O samt total-N i udløb, Egå RA 2022.



FIGUR 29. Andel af total-N i indløb afgasset som N₂O samt total-N i udløb, Egå RA 2022.

Det anbefales derfor at arbejde videre med styringerne, specielt med henblik på at sikre en lavere omsætning af ammonium i T4 i sommerperioden. Det vil kunne have den konsekvens, at Egå RA, vil få en større udledning af kvælstof i vandfasen, men forhåbentlig tilsvarende kunne reducere emissionen af N₂O.

7.4.6 Delkonklusion

Det har været svært at kunne konkludere entydigt på effekten af de iværksatte styringer på Egå RA. Ved at sammenligne de to forsommerperioder for 2022 og 2023, ses der en markant stigning i emissionen fra 2022 til 2023. På årsbasis er det svært at konkludere at de iværksatte styringer har minimeret emissionen af N₂O, det skal hertil siges, at 2022 og 2023 er svære at sammenligne, grundet meget forskellige nedbørsregimer. Det er dog tydeligt, at der vil være et behov for at få fastlagt, hvorledes hvert renseanlæg bedst muligt sikrer, både at have en lav emission af lattergas og samtidigt sikre at overholde udledningstilladelsen. Det vil medføre et øget fokus på at sikre et nyt balancepunkt mellem det kvælstof der emitteres som N₂O i gasfasen og det kvælstof der udledes i væskefasen.

Lignende forsøg ville muligvis have været mere optimalt på et anlæg med en styring, hvor nitrifikation og denitrifikation er mere opdelt. Egå RA anvender simultan nitrifikation og denitrifikation, det gør at dannelse og fjernelse af lattergas kan ske simultant. Avancerede isotopanalyser kan dokumentere hvilke reaktioner der er dominerende for at undersøge hvilke reaktioner der er dominerende for lattergasdannelsen.

7.4.7 Driftserfaringer med lattergas sensorer

Igennem alle udførte forsøg er der anvendt Unisense Environments lattergas sensorer, af Clark typen. Følgende afsnit vil berøre tre aspekter af brugen af lattergassensorer: driftsudfordringer, datakvalitet og driftsøkonomi.

En generel udfordring ved lattergas sensorerne er, at det er svært at efterprøve deres nøjagtighed under drift. En hurtig bestemmelse af lattergaskoncentrationen i en spildevandsprøve har ikke været mulig i Aarhus Vands interne laboratorium. Dermed har driftspersonalet ikke opbygget en fornemmelse af lattergas sensorernes nøjagtighed under forskellige driftsbetingelser, som er tilfældet ved andre sensorer på renseanlægget. Igennem driften af fire sensorer i 2022 og 2023 har den enkelte sensor i gennemsnit været ud af drift ca. 4% af tiden. Aarhus Vand har ikke haft redundante sensorhoved og sensorbodies hvorfor perioderne hvor sensorerne var ude af drift ofte var mellem en uge til tre uger. Lagerføring af redundant udstyr besværliggøres af sensorhovedernes levetid på 6 måneder, om de er i drift eller ej. Derfor bør der arbejdes med metoder til at håndtere længere perioder uden sensorer.

I en screening af lattergaskoncentrationen på Viby Renseanlæg, er sensorplaceringens betydning i tanken blevet testet. Screeningen viste at den målte lattergaskoncentration var uafhængig af sensorplacering. Den største forskel på den målte lattergaskoncentration blev fundet, da den ene sensor sad i et beluftet felt og den anden sensor målte i et ikke beluftet felt. Her var forskellen dog stadig lille, max. ca. 0,075 mg/l. Hvorfor, sensorplaceringen ikke vurderes som en kritisk parameter for lattergasmålinger i vel omrørte procestanke.

Data fra 2022 og 2023 fra fire lattergassensor placeret i de fire procestanke på Egå Renseanlæg blev brugt til at undersøge offsettet på lattergassensorerne. Offsettet blev bestemt på baggrund af en subjektiv vurdering af et plot af sensorernes forløb. Derfor er følgende resultater behæftet med en betydelig usikkerhed. Ud fra vurderingen blev der observeret et offset på +/- 0,02 mg/l eller mindre i ca. 60% af driftstiden i gennemsnit for den enkelte sensor og et offset på mere end +/-0,02 mg/l i ca. 30% af tiden, den resterende tid var sensorernes offset ikke muligt at bestemme ellers var de ude af drift. Derudover blev der i 20% af tiden vurderet at sensorernes offset driver (skal forstås således, at der er en hældning i offsettet). Disse usikkerheder kunne sandsynligvis minimeres ved øget vedligehold og kalibrering, men bør tages i betragtning i forhold til sensorernes brug.

Et estimeret CAPEX for fire lattergassensorer er ca. 200.000 kr. og et tilhørende estimeret OPEX er ca. 156.000 kr. anno 2023, se Bilag 3. Beregningerne er baseret på sensorhoved udskiftning hver 6. måned og kalibrering hver 2. måned. Baseret på driftserfaringer og de vurderinger der er lavet på data, bør der arbejdes videre med lattergassensorerne hvor der medtages øget fokus på vedligehold og kalibrering for at opbygge en fornemmelse af sensorernes respons på diverse situationer hos driftspersonalet.

7.5 Pilotanlæg

7.5.1 Baggrund

Dette afsnit omhandler forsøg udført på Aarhus Vands Pilotanlæg. Pilotanlægget er placeret på Marselisborg Renseanlæg og fødes af afløbsvand fra renseanlæggets primærtanke. Pilotanlægget består af to biotanke i serie, procestank A (PTA) og procestank B (PTB), begge tanke har et volumen på 800L hver, svarende til et forhold på 1:10.000 sammenlignet med Marselisborg Renseanlæggets biotanke. Udover de to biotanke indeholder Pilotanlægget også en efterklaringstank hvorfra slam returneres tilbage til PTA, se Bilag 3.5 for flowchart af anlægget. Pilotanlægget er bestykket med diverse sensorer, se TABEL 8, og mulighed for kulstofdosering i PTB.

7.5.2 Formål

Formålet med forsøgene præsenteret i dette afsnit, er at undersøge dynamikken af lattergaskdannelse under denitrifikationsfasen.

Afsnittet præsenterer resultater angående lattergasdannelse under batch og kontinuerede betingelser, for procestankenes drift både med og uden beluftning. Følgende afsnit undersøger arbejdsplankens formål 2:

Pilotskala test med begrænsning af N₂O fra sidestrømsanlæg (anammox processer) ved introduktion af luftstrøm fra et overdækket sidestrømsanlæg i en hovedstrømsproces – biologisk omsætning.

7.5.3 Metode/forsøgsbeskrivelse

Sensor bestykningen beskrevet i TABEL 8 er gældende for alle de udførte forsøg.

Nitrifikation – batchtest:

For at teste lattergas-dannelse under nitrifikation, blev en batchtest udført. Under forsøget blev PTB tilført eksternt kulstof og høj beluftning. Efter ca. 2 timer blev beluftningen standset. Ilt, lattergas, ammonium og nitrat blev målt i PTB et halvt døgn før beluftningen startede og et halvt døgn efter beluftningen stoppede. Forsøget blev udført fra d. 16-01-2023 til d. 17-01-2023.

Denitrifikation – batchtest:

I dette forsøg blev det undersøgt hvorledes øget kulstoffodsering, ville påvirke denitrifikationshastigheden og N₂O dannelsen. For at teste dette blev PTB driftet under anoxiske betingelser. For at teste eksternt kulstofs betydning for denitrifikationen, blev forsøget gentaget ved fire forskellige doseringsmængder 80 ml/h, 150 ml/h, 200 ml/h og 250 ml/h. Den benyttede kulstofkilde var Dencerin (DAKA, 2023).

Forsøget med en dosering på 250 ml/t eksternt kulstof blev gentaget hvor redoxpotentiale og nitritkoncentrationen i reaktoren blev målt som yderligere parameter. Alle forsøgsgentagelser blev lavet på hver sin dag i perioden fra d. 17-01-2023 til d. 01-03-2023. Imellem hvert forsøg blev anlægget driftet under kontinuerede betingelser.

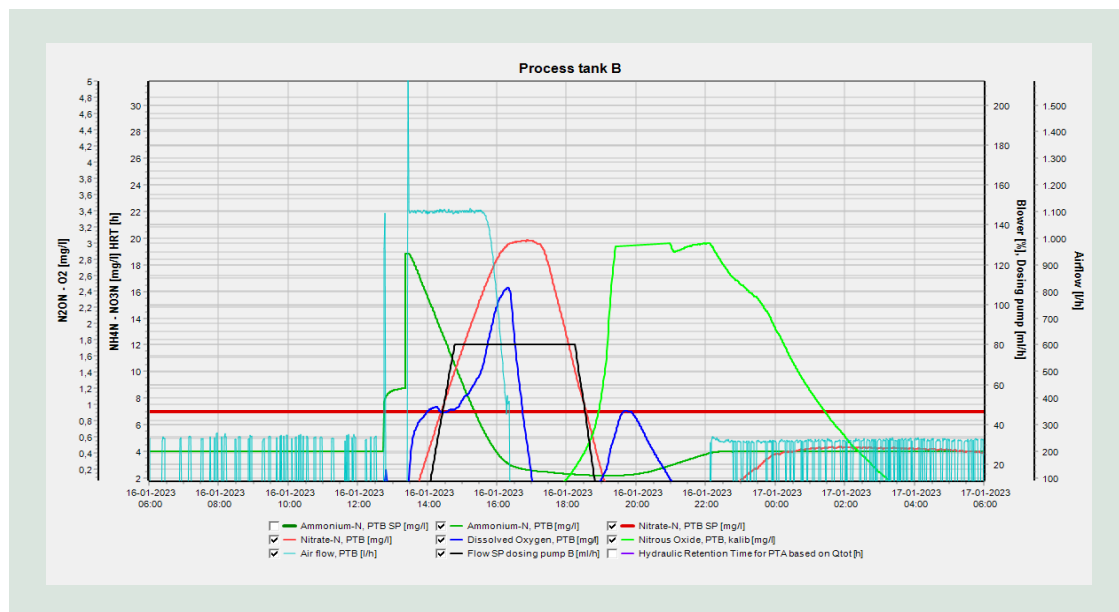
Lattergas reduktion – batchtest:

Dette eksperiment havde til formål at undersøge kulstoffodserings betydning for omsætningen af lattergas. For at undersøge dette blev lattergas introduceret i systemet fra en flaske, når nitraten i tanken var blevet denitrificeret. Når lattergaskoncentrationen i væsken blev tilstrækkelig høj, blev den eksterne kulstoffodsering doseret. Såfremt alt lattergassen var omsat, blev forsøget gentaget i samme batch. Forsøget blev gentaget ved fem forskellige kulstoffodseringsmængder: 0 ml/h, 80 ml/h, 150 ml/h, 200 ml/h og 250 ml/h af Dencerin (DAKA). Alle gentagelser blev lavet på hver sin dag i perioden fra d. 02-02-2023 til d. 14-02-2023. Imellem hvert forsøg blev anlægget driftet under kontinuerede betingelser.

Lattergas dannelse – kontinuerettest:

I dette eksperiment blev lattergasudledningen under kontinueret drift undersøgt. Indløbsflowet blev bestemt ud fra et ønske om at holde en konstant ammoniumbelastning. Dette blev opnået ved at variere flowet ind på Pilotanlægget ud fra ammoniummålingen i indløbet på Marselisborg Renseanlæg. I modsætning til batchtestene blev dette forsøg evalueret ud fra lattergaskoncentration i PTA. Under forsøget blev reaktoren driftet som et plug-flow anlæg, hvor beluftningen blev styret til at holde en konstant ammoniumkoncentration.

7.5.4 Resultater



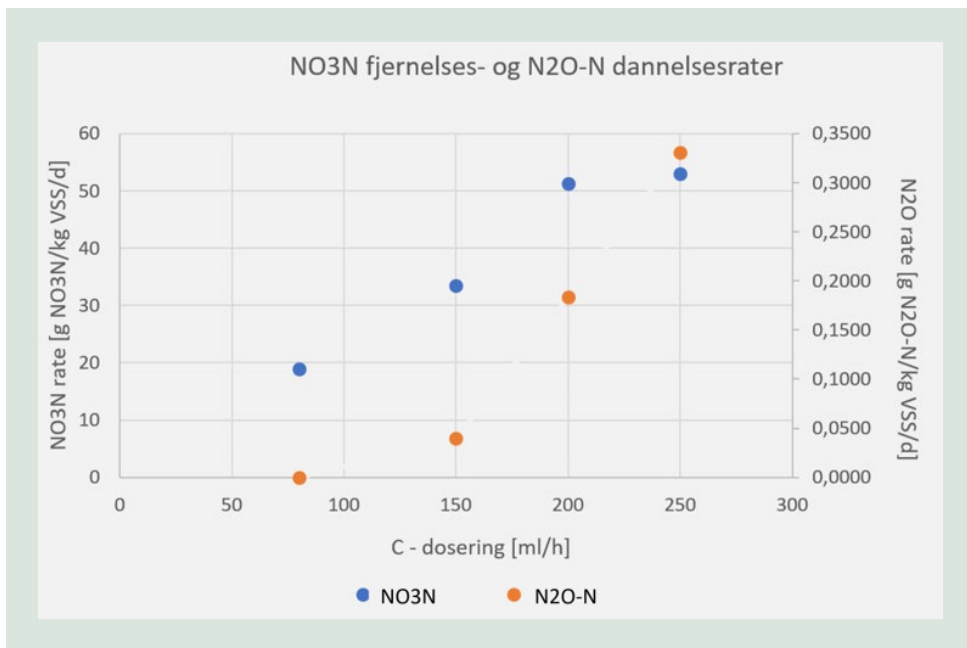
FIGUR 30. Nitrifikationstest for PTB. Ammoniumkoncentration [mg/l] (tynd mørkegrøn), nitrat setpunkt [mg/l] (fed rød), nitratkoncentration [mg/l] (rød), opløst ilt [mg/l] (blå), lattergaskoncentration i væskefasen [mg/l] (lysegrøn), luftflow [l/h] (lyseblå), setpunkt kulstofdosering [ml/h] (sort).

Nitrifikation – batchtest:

Det fremgår af FIGUR 30, at der er ingen nævneværdig lattergaskoncentration i væskefasen under den aerobe del. Om dette skyldes at ingen lattergas bliver dannet eller at den dannede lattergas stripes fra vandet, kan ikke konkluderes ud fra dette forsøg. Under hele forsøget har der været tilført eksternt kulstof. Da beluftningen stoppede og nitratkoncentrationen var på sit maksimale niveau, blev kulstofdoseringen øget til det maksimalt mulige for at nedbringe nitraten. Det var nødvendigt, da en høj nitratkoncentration i Pilotanlæggets efterklaringstank kan resultere i slamflugt. Det er værd at bemærke, at når nitratkoncentrationen falder stiger lattergas- og iltkoncentrationen i væskefasen. At lattergaskoncentrationen stiger indikerer at omsætningshastigheden for lattergas er lavere end for nitrat. Det er interessant at iltmåleren måler en stigning af ilt på trods af blæserne er slukket. Den målte ilt er med al sandsynlighed et udtryk for målingen af et andet stof. Et tidligere studie har vist at iltensorerer kan interferere med NO (Klaus et al., 2017). Den målte iltkoncentration kunne dermed være NO.

Denitrifikation – batch test:

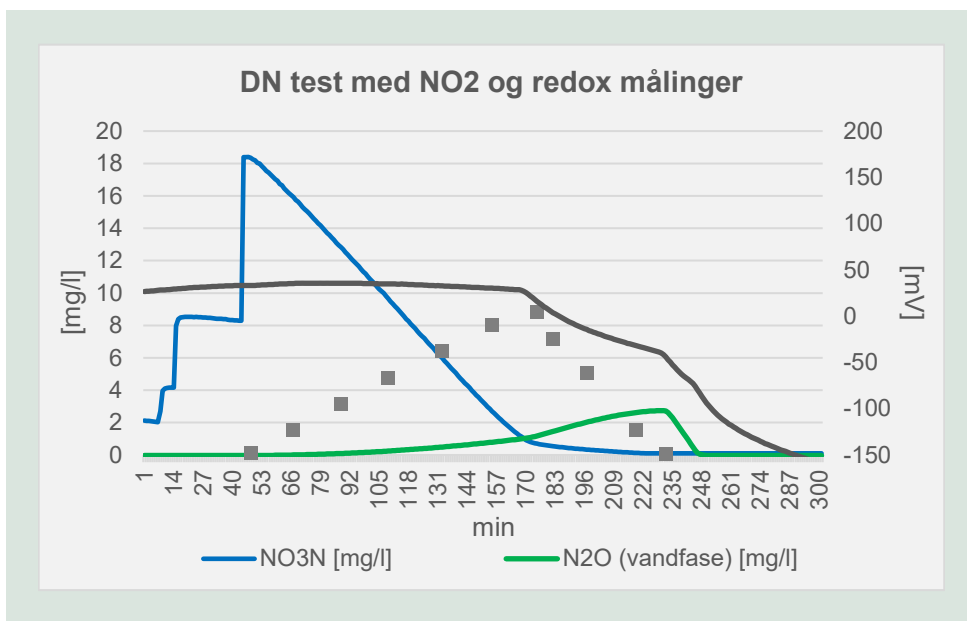
I dette forsøg er det undersøgt, hvorledes en øget kulstofdosering påvirker N_2O dannelsen. FIGUR 31 viser nitratfjernelsesraterne og lattergaskannelsesraterne ved forskellige kulstoffoseringer. FIGUR 31 indikerer at en større kulstoffosering giver en hurtigere denitrifikation/nitratomsætningshastighed. Dette sker dog på bekostning af en højere lattergasfrigivelse til væskefasen. Dette er i tråd med at der i denitrifikationen kan blive dannet lattergas, som følge af en ufuldkommen reduktion af lattergas til frit kvælstof, se FIGUR 1.



FIGUR 31. Sammenhæng mellem nitratomsætningshastighed og lattergasdannelse. Nitratfjernelsesrate [g NO₃N/kg VSS/d] (blå), lattergasdannelsesrate [g N₂ON/kg VSS/d] (grøn).

Denitrifikation – batch test- max test:

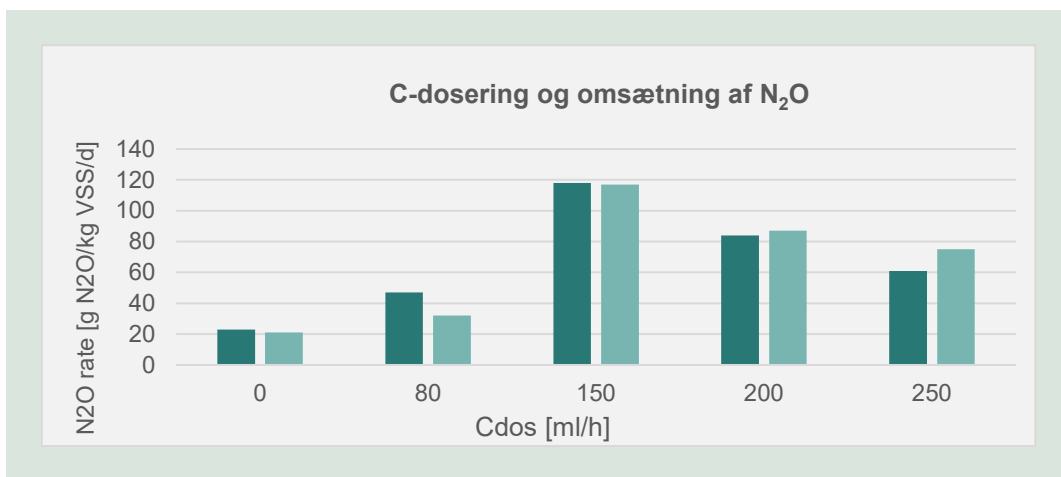
Resultaterne for gentagelsen af denitrifikationsforsøget ved maksimal kulstofdosering med supplerende nitritanalyser og redox-måling kan ses i FIGUR 32. Det indikeres at nitrat, nitrit og lattergas ophobes under denitrifikation. Ud fra resultaterne indikeres det, at nitrats reduktion til nitrit er hurtigere end den resterende denitrifikation, og dermed opstår der en ophobning af nitrit i tanken. Denne tendens ses også for reduktionen af nitrit til lattergas, da reduktionen af nitrit er hurtigere end reduktionen af lattergas, ses en ophobning af lattergas i tanken. Dette er i tråd med at denitrifikationen foregår i en række reaktioner og at lattergas ophobning kan opstå som følge af hetrotrofe denitrifiserende bakterier, som ikke når at transformere lattergasen vha. lattergas oxid reductase til frit kvælstof (Kampschreur et al, 2009). Overgangen fra en fase til den næste ses tydeligt på redox-målingen, hvor hældningen på grafen ændrer sig markant, når en ny fase påbegyndes. En mulig faktor for denne faseopdeling er den benyttede kulstofkilde. I forsøget er der anvendt Dencerin fra DAKA, som er af animalsk oprindelse. Hvorfor, det ville være relevant at undersøge om samme dynamik og faseopdeling ville ses ved brugen af andre mere let omsættelige kulstofkilder, såsom acetat. Tidligere fuldskala undersøgelser på Marselisborg Renseanlæg har vist en reduceret lattergasdannelse ved brugen af glykol som ekstern kulstofkilde. Hvorfor, det forventes at typen af kulstof der benyttes, har en markant effekt på lattergasdannelsen. Hu et al. har vist at lattergasdannelsen under denitrifikationen er markant forskellig alt efter om acetat eller ethanol benyttes som ekstern kulstofkilde (Hu et al., 2018). Dette underbygger hypotesen om en forskellig dynamik ved brugen af en anden kulstofkilde end Dencerin, hvilket også beskrives af Alessio et al., 2023. Dermed, kan valget af kulstofkilde være af afgørende karakter i forhold til lattergasdannelsen og emission, hvorfor denne sammenhæng bør undersøges nærmere i det videre arbejde.



FIGUR 32. Nitratomsætning og lattergasdannelse som funktion af tiden [min] for PTB. Nitratkoncentration [mg/l] (blå), lattergas koncentration i væskefasen [mg/l] (grøn), nitrit koncentration [mg/l] (grå), redox [mV] (sort).

Lattergas reduktion – batch test:

I følgende forsøg blev kulstofdoserings betydning for omsætningen af lattergas undersøgt. FIGUR 33 viser omsætningen af lattergas ved forskellige kulstofkoncentrationer. Dette forsøg havde til formål at teste arbejdsplanens formål nummer 2, det var ikke praktisk muligt at introducere off-gas fra sidestrøms processen grundet praktisk og økonomiske årsager. Derfor er forsøget blevet udført med eksternt tilført lattergas med en kendt koncentration fra en gasflaske.



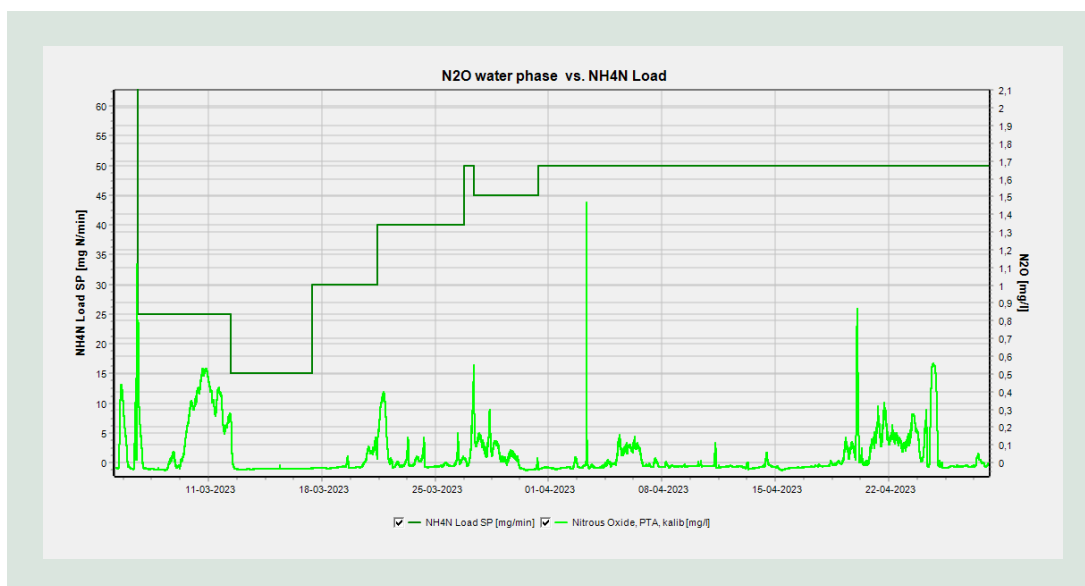
FIGUR 33. Lattergasomsætningsraten og kulstofdosering for PTB. Lattergasrate [g N₂O/kg VSS/d] som funktion af kulstofdosering [ml/h], 0 [ml/h], 80 [ml/h], 150 [ml/h], 200 [ml/h], 250 [ml/h]. Forsøget er lavet som duplikater, hvor første forsøg (mørkeblå) og andet forsøg (lyseblå).

Ud fra FIGUR 33 ses en indikation af, at en øget kulstofdosering vil øge lattergasomsætningen til en vis grænse. Der ses en faldende lattergasomsætning ved højere doseringer end 150 ml/h. Årsagen til dette fald er ikke videre undersøgt i dette projekt. En mulig årsag kunne være at en af de forskellige komponenter i Dencerin kunne have en inhiberende effekt på slammet i

høje koncentrationer fx er der ifølge produktbladet 4-7% aske og 1-2,5% svovl (Daka, 2023). Dette kunne forklare hvorfor omsætningshastigheden af lattergas falder ved 200-250 [ml/h] kulstofdosing. Ud fra de fundne resultater kan det ses at biologisk slam kan omsætte lattergas tilført fra en gasfase og at processen kan kontrolleres ud fra kulstofmængden. Hvorfor, det må forventes at tilførsel af off-gas fra en sidestrøms proces, som eksempelvis en deammonifikations-proces, til den biologiske hovedstrømsproces, vil reducere lattergasudledningen.

Lattergas dannelse – kontinuert test:

I dette forsøg testes lattergasudviklingen under kontinuert drift af Pilotanlægget. FIGUR 34 viser ammoniumbelastnings setpunktet og lattergaskoncentrationen i væskefasen i PTA.



FIGUR 34. Lattergasfrigivelse under ammoniumbelastningstest ved kontinuerlig drift på PTA, jan- maj 2023. Ammoniumbelastning setpunkt [mg/min] (mørkegrøn), lattergas koncentration i væskefasen [mg/L] (lysegrøn).

Hypotesen forud for forsøget var, at en øget ammoniumbelastning ville resultere i en øget lattergaskoncentration i væskefasen. Baseret på resultaterne præsenteret i FIGUR 34, kan denne hypotese ikke bekræftes. Under forsøget har det været svært at opnå en stabil drift af anlægget, da flowet har varieret meget kraftigt for at opretholde en konstant ammoniumbelastning, se Bilag 3.6. Dette medførte at anlægget konstant var ude af balance, og derfor blev data fra forsøget heller ikke brugbare til at analysere effekten af forskellige ammoniumbelastninger. Derfor vil et nyt forsøgsdesign skulle udformes for at hypotesen om kontinuert drift vil kunne undersøges.

7.5.5 Screening af lattergaskoncentration på Viby Renseanlæg

Følgende afsnit omhandler screeningsforsøg angående lattergaskoncentrationer i væskefasen på Viby Renseanlæg. Viby Renseanlæg er et recirkulerings anlæg med præ-denitrifikation og mulighed for yderligere post-denitrifikation med kulstofdosing ved lavt flow, se Bilag 3.7 for flowchart af processtankene på Viby Renseanlæg. Ligesom på Pilotanlægget benytter Viby Renseanlæg Dencerin som ekstern kulstofkilde.

I perioden september 2022 til maj 2023 er der gennemført screening af lattergas i vandfasen i processtankene på Viby Renseanlæg. Formålet har været at få et overblik over lattergasdannelsen i biotankene. To mobile lattergassensorer blev brugt til at måle lattergaskoncentrationen i de forskellige processtanke.

Screeningen viste, en ikke nævneværdig lattergasudvikling i anlæggets aerobe zoner, koncentrationer mellem 0 mg/l og 0,1 mg/l opløst lattergas. Screeningen tyder på at udviklingen af lattergas på Viby Renseanlæg er forbundet med efter-denitrifikationen, hvor koncentrationen i vandfasen er mellem 0 mg/l og 2,5 mg/l opløst lattergas. Ud fra forsøget ses der en sammenhæng mellem høje lattergaskoncentrationer og doseret kulstof. Dette understøtter de resultater der er fundet ved forsøgene på Pilotanlægget at kulstoffodsering har en betydelig indvirkning på lattergasdannelsen under denitrifikationen.

7.5.6 Delkonklusion

Der er udført fire forsøg, der omhandler lattergasdannelse og omsætning under forskellige procesbetingelser. Forsøgene er blevet udført på Aarhus Vands Pilotanlæg, der er en faktor 1:10.000 i forhold til Marselisborg Renseanlæg.

Ud fra de fundne resultater er det blevet tydeligt, at reaktionshastighederne under denitrifikationen er forskellige alt efter hvilket reduktionstrin i denitrifikationen der er tale om og hvilke procesbetingelser der ellers ses i tanken. Denitrifikationen kan ses som værende opdelt i forskellige faser, hvor hver fase beskriver reduktion fra et stof til et andet.

Resultater viser at en højere kulstoffodsering øger nitratomsætning, men at denne øgede omsætning af nitrat også resulterer i en højere lattergasdannelse. Under betingelser uden nitrat er det fundet at lattergasomsætningen er større jo mere kulstof, der er tilgængeligt til en vis grænse, hvorefter det tyder på at mere kulstof giver en mindre lattergasfjernelse.

Det var ikke praktisk muligt at teste lattergasdannelsens sammenhæng med ammoniumbelastningen, da en stabil belastningsstyring ikke kunne opnås, derfor vil videre arbejde fokusere på at optimere på belastningsstyringen for at kunne teste denne sammenhæng. Kvælstofbelastningens betydning for lattergasdannelsen under kontinuerede betingelser blev forsøgt undersøgt, men det viste sig ikke at være praktisk muligt. Hvorfor, yderligere undersøgelser er nødvendige for at teste denne sammenhæng.

7.6 Lattergas emission fra sidestrøms deammonifikationsproces

7.6.1 Baggrund

På Egå Renseanlæg anvendes en deammonifikations-proces til at reducere ammonium belastningen i rejeckt vandet fra afvandingen af udrådnet slam. Deammonifikations-processen udnytter granulære flokke af anammox bakterier og ammonium oxiderende bakterier, der reducerer ammonium til frit kvælstof, se FIGUR 2. Gennem omdannelsen kan lattergas blive dannet som et uønsket biprodukt. Deammonifikations-processen er bestykket med sensorer som beskrevet i TABEL 8.

Dette afsnit omhandler målinger af lattergasemissionen i off-gassen fra deammonifikationsprocessen på Egå Renseanlæg. Se Bilag 3.8 for oversigt af anlæg.

7.6.2 Formål

Formålet med undersøgelserne var at kortlægge, hvor meget lattergas emission, der kan forventes fra en deammonifikations-proces ved stabile betingelser i overensstemmelse med formål 2:

Pilotskala test med begrænsning af N₂O fra sidestrømsanlæg (anammox processer) ved introduktion af luftstrøm fra et overdækket sidestrømsanlæg i en hovedstrømsproces – biologisk omsætning.

Da tidligere resultater har vist, at det er muligt at fjerne lattergas fra en gasfase, der eksempelvis kunne komme fra en deammonifikations-proces. Dette afsnit undersøgte hvor meget lattergasemission der er forventeligt fra en deammonifikations-proces og dermed også hvilket reduktionspotentiale der er ved at omlægge off-gassen til brug i beluftning af biotankene.

7.6.3 Metode/Forsøgsbeskrivelse

Den totale lattergasemission i off-gassen fra deammonifikations-tanken blev målt med en ombygget OxxOff "hat" (Stjernholm A/S), der var monteret på toppen af deammonifikations-tanken. OxxOff udstyret var monteret i perioden fra d. 21. juni 2022 til d. 28. september 2022. Måleperioden fra d. 8. august 2022 til d. 15. september 2022 blev accepteret, som en periode med normal og stabil drift. Derfor vil alle fremtidige resultater i denne sektion være udregnet ud fra data målt i perioden fra denne periode. Perioden blev valgt på baggrund af at pH-værdierne var i overensstemmelse med hvad der ville være forventet ud fra den gældende styring. Derudover var der i denne periode kun få korte driftsstop på tilførslen af rejektvand ind i deammonifikations-tanken. En grafisk afbildning af pH og flowet ind i deammonifikations-tanken kan ses i Bilag 3.9.

De præsenterede data i denne sektion bygger på målte værdier der er logget hvert minut. Dog er estimatet af ammoniumbelastningen ind i deammonifikations-tanken estimeret ud fra en kontinuert måling af flow ganget med en ammoniumkoncentration, der måles på Aarhus Vands interne laboratorie ca. en gang hver måned. Derfor er ammoniumbelastningen ind i deammonifikations-tanken behæftet med en betydelig usikkerhed. I måleperioden er ammoniumkoncentrationen blevet målt d. 6. juli og d. 17. august og den nyeste måling af ammonium koncentrationen vil altid være den gældende i estimatet af ammoniumbelastningen ind i deammonifikations-tanken.

7.6.4 Resultater

Den gennemsnitlige daglige udledning af lattergas blev målt til 1,9 kg(N₂O-N)/d, svarende til 889 kg CO₂-ækv om dagen antaget en faktor på 298 fra lattergas til CO₂-ækv. Hvis den gennemsnitlige udledning normaliseres i forhold til ammoniumbelastningen ind i deammonifikations-tanken opnås en gennemsnitlig udledning på 0,014 kg(N₂O-N)/ kg(NH₄⁺-N). Dermed kan det forventes at 1,4% af den tilførte ammoniummængde vil forlade deammonifikations-processen som lattergas. Det skal noteres at i 2023 var den gennemsnitlige ammoniumfjernelses grad i deammonifikations-tanken 82%.

Emissionsfaktoren på 1,4% kg lattergas per kg ammonium er behæftet med en betydelig usikkerhed. Den største usikkerhed fremkommer fra estimatet af ammoniumbelastningen ind i deammonifikations-tanken, da den bygger på få laboratorie analyser af ammonium koncentration. Hvorfor, der i den periode hvor emissionsfaktoren er bestemt kun forefindes to ammoniumanalyser, derfor er lattergasemission nærmest vægtet ud fra flowet og ikke ammoniumbelastningen.

7.6.5 Delkonklusion

Det er fundet at deammonifikations-tanken på Egå Renseanlæg i gennemsnit omdanner 1,4% af den tilførte ammoniummængde til lattergas. Dog er der en betydelig usikkerhed relateret til dette tal.

7.7 Konklusion

Det har været svært at kunne konkludere entydigt på effekten af de iværksatte styringer på Egå RA. Ved at sammenligne de to forsømsperioder for 2022 og 2023, ses der en markant stigning i emissionen fra 2022 til 2023. På årsbasis er det svært at konkludere at de iværksatte styringer har minimeret emissionen af N₂O, det skal hertil siges, at 2022 og 2023 er svære at sammenligne, grundet meget forskellige nedbørsregimer. Det er dog tydeligt, at der vil være et behov for at få fastlagt, hvorledes hvert renseanlæg bedst muligt sikrer, både at have en lav emission af lattergas og samtidigt sikre at overholde udledningstilladelsen. Det vil medføre et

øget fokus på at sikre et nyt balancepunkt mellem det kvælstof der emitteres som N₂O i gasfasen og det kvælstof der udledes i væskefasen.

De mekanistiske studier på pilotanlægget har vist, at omsætningsraten af lattergas kan øges ved kulstoffodsering under nitratfrie forhold, om end der er konstateret en maksimal dosering, hvorefter virkningsgraden reduceres. Der er desuden fundet sammenhæng at der ved høj kulstoffodsering opnås høj denitrifikationsrate, der medfører en højere lattergasdannelse.

Forsøg med optimering af deammonifikations-anlægget har vist at emissionsfaktoren under optimal drift kom ned på et niveau, hvor 1,4% af den tilførte ammoniummængde blev omdannet til lattergas

7.8 Referenceliste

Alessio, F., Dockx, L., van Damme, S., Wynants, F., Kirke, V., van Laer, K., Roels, J., Delgado, R., 2023, "Glycerol used for denitrification in full-scale wastewater treatment plants: nitrous oxide emissions, sludge acclimatization, and other insights". Water Science & Technology Vol 88 No 3, 645 doi: 10.2166/wst.2023.240

Daka Dencerin Produktblad 2023, [Rensningsanlæg - Daka ecoMotion DK](#)

Hu, X., Zhang, J., Hou, H., 2018, "The Effects of Different External Carbon Sources on Nitrous Oxide Emissions during Denitrification in Biological Nutrient Removal Processes" IOP Conf. Series: Materials Science and Engineering 301 doi:10.1088/1757-899X/301/1/012111

Kampschreur, M.J., Temmink, H., Kleerebezem, R., Jetten, M.S.M., van Loosdrecht, M.C.M., 2009. Nitrous oxide emission during wastewater treatment. Water Res. 43 (17), 4093–4103. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.03.001>.

Klaus, S., Sadowski, M., Jimenez, J., Wett, B., Chandran, K., Murthy, S., Bott, C., 2017, "Nitric Oxide Production Interferes with Aqueous Dissolved Oxygen Sensors" Environmental engineering science Vol 34, No 9, 2017
DOI: 10.1089/ees.2016.0634

MUDP 2020 Lattergaspulje/ Dataopsamling på måling og reduktion af lattergas; Anna Katrine Vangsgaard og Jeanette Agertved Madsen, EnviDan; Dec..

8. Måling af nitrit

8.1 Baggrund

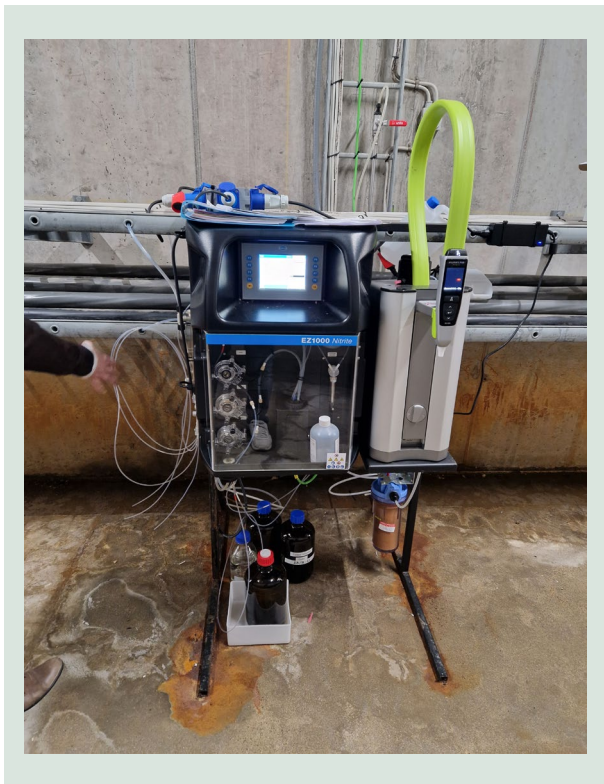
Nitrit (NO_2) er en del af kvælstofkredsløbet som sker i den biologiske proces på renselanlæg, når bakterier omsætter kvælstofholdige molekyler (se teori afsnit i kapitel 3). Applikationen af dedikeret måler/analysator til måling af nitrit, er ikke bredt anvendt på de danske renselanlæg. Fra operationel/drift synspunkt, kan måling af nitrit virke som en overflødig øvelse, når man allerede bruger nitratmåler (eller "combi" måler $\text{NO}_3 + \text{NO}_2$) til overvågning af rensesprocessen i forvejen. Dog kan måling af nitrit fungere som en vigtig brik i puslespillet til at forstå hvordan lattergasdannelsen sker. Mange tidligere lattergasundersøgelser har påpeget at dannelse af nitrit kan være et forstadie og en vigtig indikator af potentielt lattergas dannelse. (Boiocchi, 2016; Chen et al., 2018)

8.2 Formål

Tilføjelsen af nitritmåling til de allerede opsamlede data skal bidrage til en forbedret forståelse af dynamikken i dannelse og nedbrydning af N_2O . Hvis øget forståelse for dannelse og omsætning af lattergas opnås, forventes denne viden indbygget i drift og regulering af anlægget, så emissionerne begrænses.

8.3 Metode/forsøgsbeskrivelse

I projektet er den anvendte metode til at analysere for nitrit i spildevandet, en nitritanalysator EZ1301 fra HACH. Analysatoren får spildevandet fra Luftningstank 3.1 (som er også udstyret med NH_4 , NO_3 , N_2O og O_2 sensorer) via en Filtrax-enhed som filtrerer spildevandet igennem membraner. Herefter bliver vandet ført ca. 25 m langs luftningstankene, ned i ingeniørgangen mellem Luftningstank 3 og 4, for at blive analyseret i EZ1301.



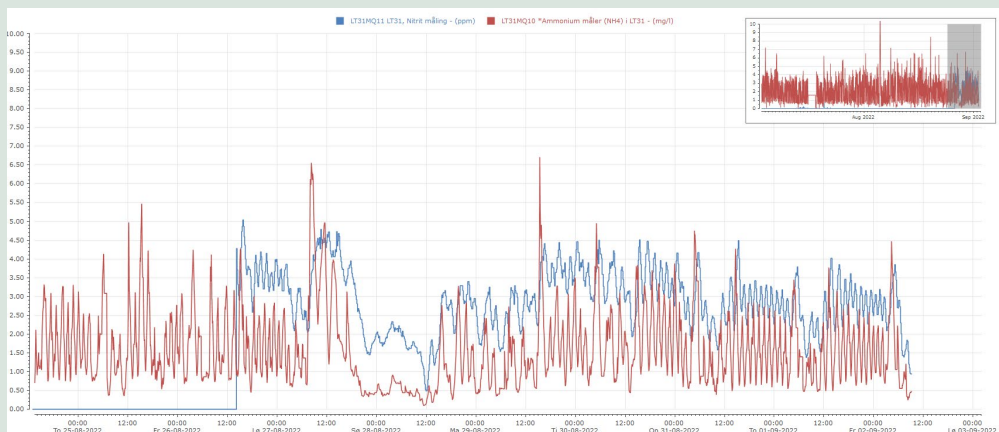
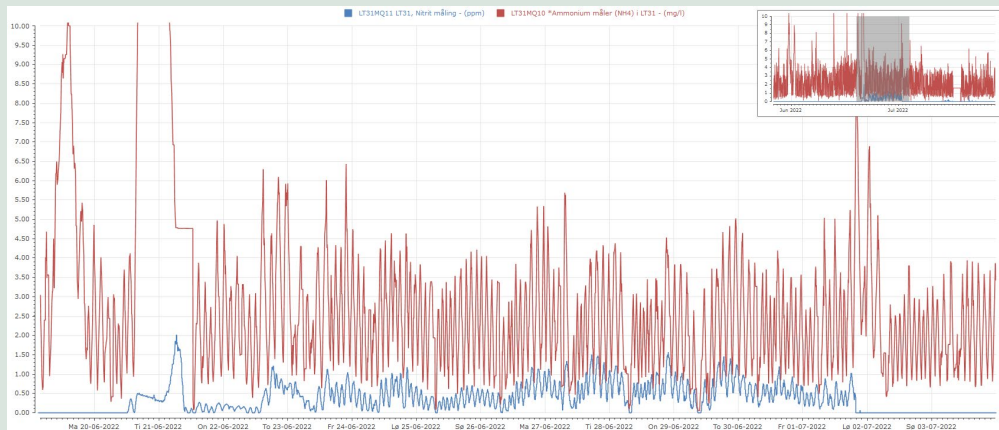
FIGUR 35. EZ1301 installationen på Renseanlæg Avedøre og vandbehandlingsanlæg Purelab Flex 5 fra Krüger AquaCare.

Under projektforløbet har det desværre ikke været muligt for leverandøren at levere færdigblandet eller delvist færdigblandet forbrugskemi til analysatoren. Dette har medført at vi selv har indkøbt de forskellige produkter specificeret i Tekniske Data (Bilag 4.1; Bilag 4.2) og selv har lavet standard, kalibreringsopløsning og farveopløsning. Reagenserne har desværre en meget kort holdbarhed, på maks. 4 uger når farvereagensen er blandet. Derfor har vi valgt at bruge analysatoren i kampagner og ikke som kontinuert måleudstyr, hvilket ellers oprindeligt var planlagt.

8.4 Resultater

8.4.1 Nitritanalysator vs. Ammoniumanalysator

Den samme filtrerede spildevandsstrøm har været analyseret for nitrit- og ammonium- koncentrationer i anlæggets online analysatorer. FIGUR 36 viser resultaterne af begge målinger i to forskellige kampagner.



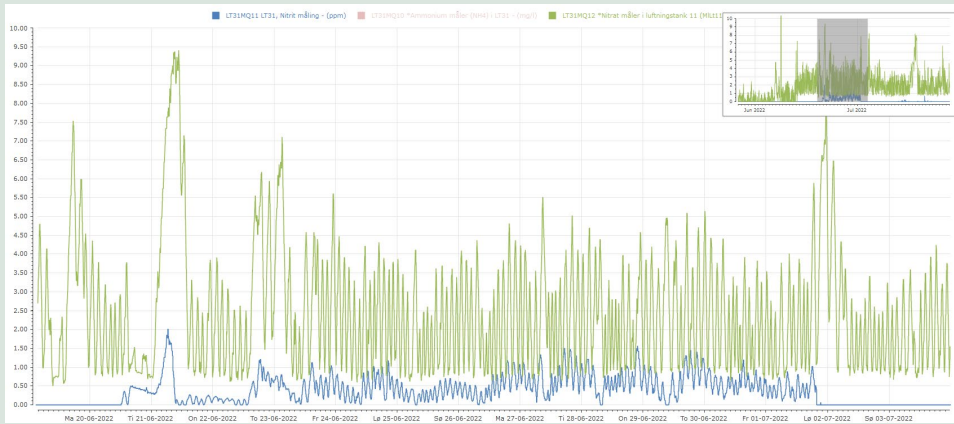
FIGUR 36. Koncentrationer af ammonium (rød) og nitrit (blå) i spildevand fra LT3.1 i kampagne A (øverst) og B (nederst).

FIGUR 36A viser varierende nitrit koncentrationer (blå) i LT3.1 i en af målekampanjer. De målte værdier mellem 0-1.5 mg/L svarer til ca. 20% af ammoniumkoncentrationerne (rød), hvilket er sammenligneligt med tidligere rapporterede undersøgelser.

FIGUR 36B præsenterer en kampagne, hvor nitritkoncentrationerne var højere end ammonium. Det anses som en målefejl forbundet med forkert reagensblanding, fordi i alle andre kampanjer var nitritniveauer betydeligt lavere.

8.4.2 Nitritanalysator vs. Nitrat/Nitrit-sonde

Linje 3.1 på Renseanlæg Avedøre er udstyret med et Nitratax sonde som detekterer både nitrit og nitrat samtidig. FIGUR 37 viser resultaterne fra begge målemetoder, nemlig fra Nitratax og nitritanalysator EZ1301 i kampagneperioden 20. juni til 3. juli 2022.

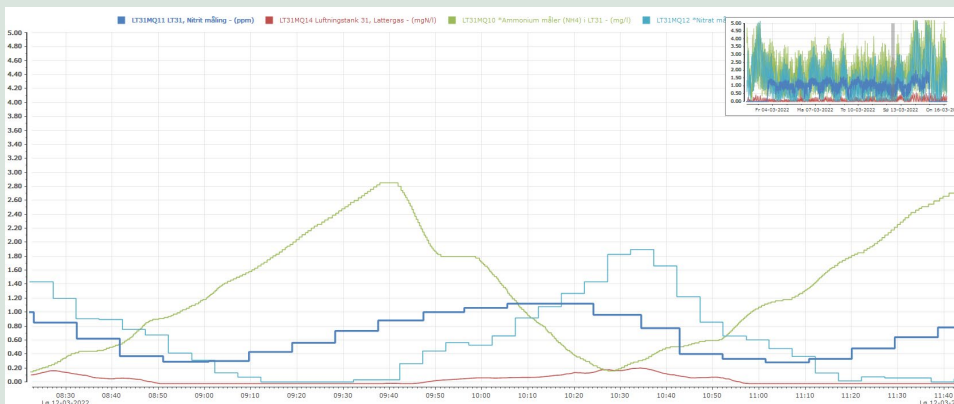


FIGUR 37. Nitrit og nitrat koncentrationer i LT3.1.

Resultaterne fra begge målemetoder viser god korrelation/sammenhæng og begge målere reagerer meget synkront på varierende koncentrationer i spildevandet. Detekterede nitritkoncentrationer (fra nitritanalysator EZ1301) er relativt lavere end det detekteret af Nitratix "kombi"-måler, som indikerer at tilstedeværelse af nitrit er meget kortvarig og den bliver meget hurtigt biologisk transformeret til nitrat.

8.4.3 Analyse af kvælstofomsætning

FIGUR 38 viser et detaljeret eksempel fra nitrifikationsprocessen, som sker under beluftning i luftningstank 3.1.



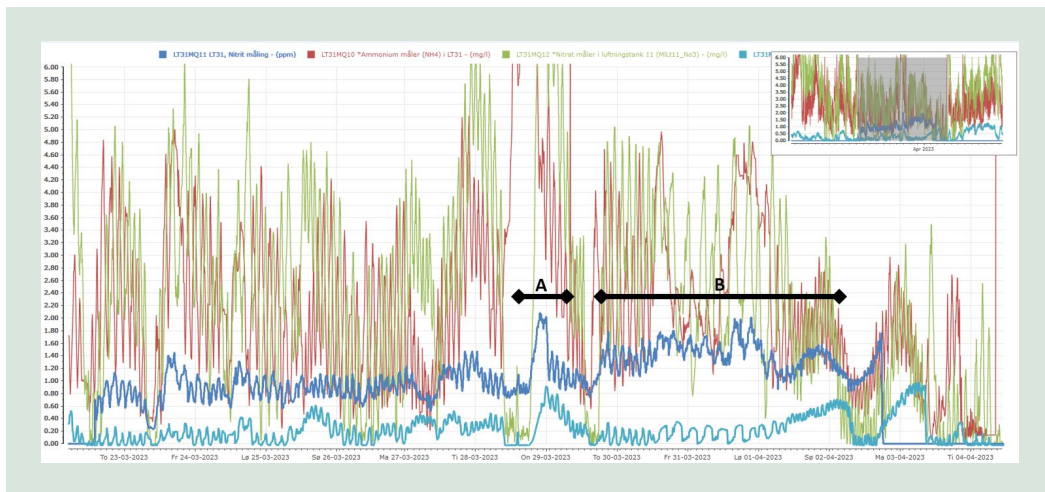
FIGUR 38. Tre timers kvælstof omsætning i LT3.1. (Ammonium er grøn, nitrit mørkeblå, nitrat lyseblå og lattergas er rød).

Mens ammonium omsættes og dens koncentrationer falder, stiger koncentrationerne af nitrit og bagefter nitrat. Lattergaskoncentrationen begynder først at stige efter tilstedeværelse af nitrat. Nitritkoncentrationer stiger dog tidligere end lattergas og det kan give anledning til at vurdere nitrit som en forløber af lattergas og evt. tidlig indikator som kan forvarsle lattergasdannelsen.

8.4.4 Nitritmåler som lattergasindikator

Som præsenteret i foregående afsnit, har vi vurderet nitrit som mulig indikator for forekomende lattergasdannelse. Fra en rensesanlægsoperatørs synspunkt, vil det være et ønskescenario hvis man kunne forudsige kommende lattergaskoncentrationer ud fra nitrits koncentrationens dynamik.

I FIGUR 39 fokuseres på to interessante situationer/perioder som blev observeret og analyseret i LT3.1 under målekampagnerne.



FIGUR 39. Nitrit- og lattergaskoncentrationer i LT3.1. Ammonium er rød, nitrit mørkeblå, nitrat er grøn og lattergas er lyseblå.

I perioden A stiger nitritkoncentrationen ret signifikant og den efterfølgende lattergasdannelse er også markant. Dog er stigningerne i nitritkoncentrationen ikke afspejlet i lattergasdannelse, i den efterfølgende periode, men tværtimod falder lattergaskoncentrationen. I den viste periode er nitrit- og lattergaskoncentrationer synkrone, men på baggrund af manglende direkte indflydelse kan man ikke umiddelbart vurdere nitritmåler som en værdifuld indikator i lattergas sammenhæng.

8.5 Konklusioner

Nitritanalysatoren har generelt vist sig at være meget pålidelig. Den største udfordring har bestået i, at det ikke har været muligt for leverandøren at levere færdigblandet eller delvist færdigblandet forbrugskemi til analysatoren. Ud over ovenstående problematik med reagenserne, har det også vist sig, at det er meget vigtigt at være meget omhyggelig når farveopløsningen bliver blandet, selv de mindste uregelmæssigheder under blandingsprocessen gav let upålidelige resultater fra analysatoren, men gøres dette ordentligt kan man opfatte analysatoren som meget pålidelig.

Selvom analysatoren har vist at kunne producere nogle gode resultater, var det umuligt at påvise en klar lineær sammenhæng mellem nitrit og lattergas og dermed udvikle en forvarslingsstrategi.

Ydermere kan vi ikke se bort fra at der er rimelige høje udgifter forbundet med driften. Det gælder både reagenser og driften af vandbehandlingsanlægget, herunder udskiftning af filter og service. Da også anskaffelsesprisen er høj gør det tilsammen analysatoren forholdsmæssig dyr.

På baggrund af overstående vurderer vi at en dedikeret lattergasmåler er en bedre løsning til at følge og reducere lattergasemissioner end nitritanalysatoren. En billigere og mere enkel nitritsonde og kontinuerligt målingskampagner vil evt. kunne give bedre indsigt i de biologiske processer og dermed basis for en bedre reduktionsstyring.

8.6 Referenceliste

Boiocchi, R. (2016). Plant-wide modelling and control of nitrous oxide emissions from wastewater treatment plants. Technical University of Denmark.

Chen, X., Yuan, Z., & Ni, B-J. (2018). [Nitrite accumulation inside sludge flocs significantly influencing nitrous oxide production by ammonium-oxidizing bacteria](#). Water Research, 143, 99-108.

9. Livscyklus- og økonomiske vurderinger

9.1 Baggrund

I Danmark vedtog regeringen en klimalov tilbage i 2020 med en målsætning om reduktion af CO₂-ækv-emissionen med 70% i 2030 sammenlignet med 1990. I den efterfølgende "Klimaplan for en grøn affaldssektor og cirkulær økonomi" fra 2020 blev der opstillet en fælles vision for en CO₂-neutral dansk vandsektor i 2030 og en dertilhørende opgørelsesmetode, den såkaldte Paris-model for vandsektoren (afsnit 3.3 og DEPA. 2023).

I nærværende kapitel præsenteres en resultatopsamling for ARES projektets arbejdsplan (AP) 2 til 5. I resultatopsamlingen præsenterer vi en beregning af konsekvenserne ved ændrede emissionsfaktorer for de nationale klimaopgørelser i et såkaldt "what if?" scenarie for Affaldssektorens kilde-kategori 5D: Spildevandsbehandling og -udledning (afsnit 9.5).

Ligeledes præsenteres det såkaldte klimafodaftryk for repræsentative renselanlægsdesign før og efter implementering af ARES teknologi (afsnit 9.4).

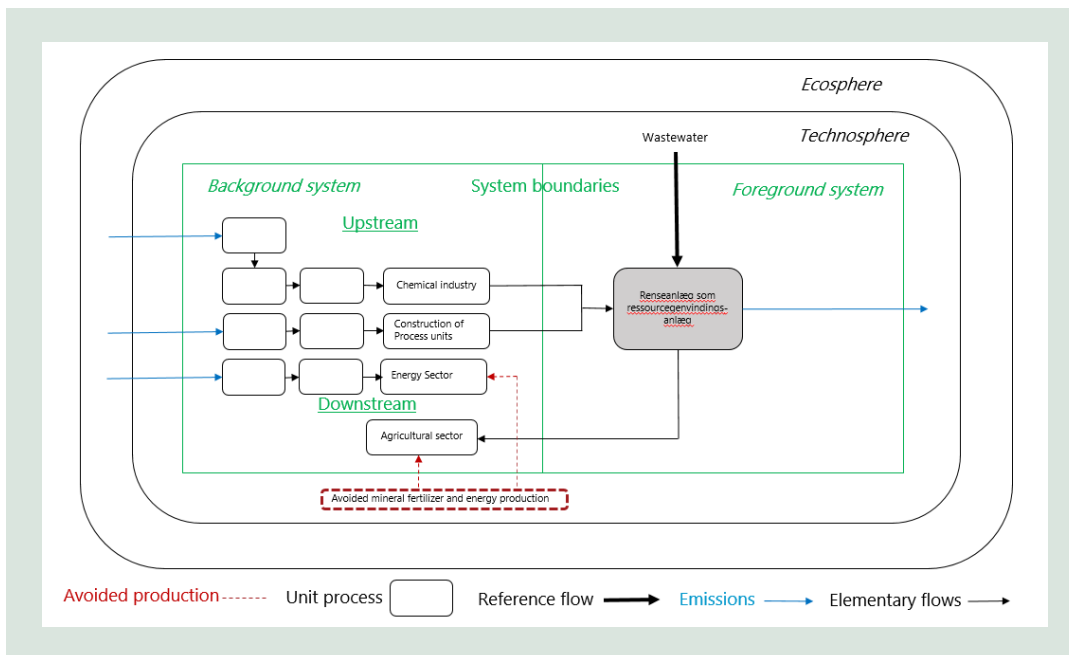
9.2 Formål

Formålet med aktuelle afsnit (AP6) er at kvantificere emissionsbidrag til den samlede CH₄ og N₂O emission i et forbedret basisscenarie fordelt på bidrag fra 1) kloaksystemet hhv. 2) primær fældningstanken, 3) CH₄ emission fra opbevaring af bioforgasset slam samt 4) N₂O emission på side- og hovedstrøm. Effekten af de foreslåede løsningsteknologier evalueres i en LCA og skyggeprisen for estimerede emissionsreduktioner beregnes ud fra investerings- og driftsomkostninger forbundet med implementering af emissionsreduktionsteknologi.

9.3 Metodebeskrivelse

9.3.1 Livscyklusanalyse

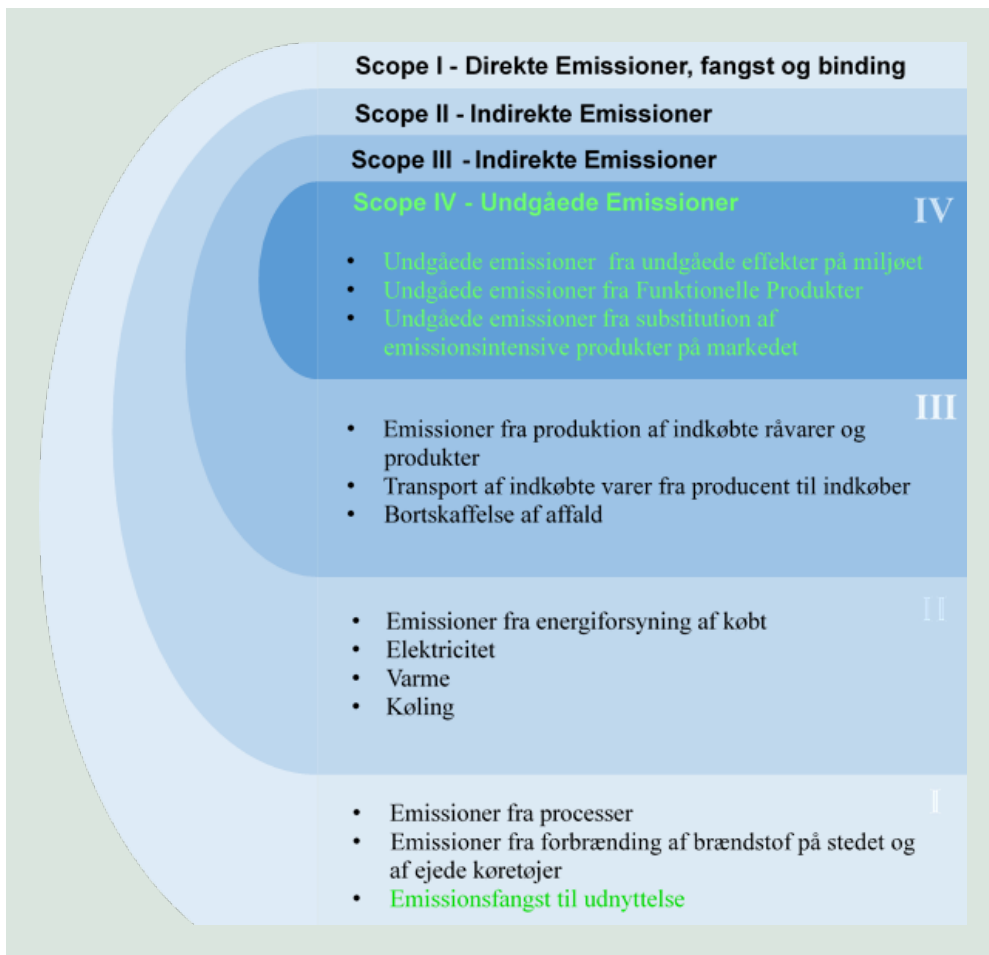
Der er udført en sammenlignende LCA af repræsentative typer af renselanlæg i Danmark. LCA'en er udført i overensstemmelse med de internationale standarder ISO 14040–44 (International Organization for Standardization., 2006), og følger en attributionel tilgang med systemudvidelse. LCA'en fase 2 (Kortlægning af livscyklus) dækker energi-, kemikalie- og materialeforbrug til konstruktion af ARES teknologi implementeret på anlægget. Herudover proces-relaterede emissioner til luft og vand, samt systemudvidelse for at inkludere produktion af energi og organisk materiale til potentiel anvendelse til opbygning af kulstof i jord hhv. substitution af mineralisk handelsgødning. Kortlægning af livscyklus (fase 2 i LCA'en, afsnit 3.4) og dertilhørende bidrag til det samlede klimafodaftryk er opgjort som beskrevet i afsnit 9.3.2 (scope 1 til 4) nedenfor og IPCC-metoden (scope I) er særskilt beskrevet i afsnit 9.3.3.



FIGUR 40. ARES produkt-service system.

9.3.2 GHG opgørelsesmetode

Formålet er at øge transparensen af bidragene til de samlede drivhusgasemissioner fra fremtidens reneanlæg som biobaserede produkt- og servicesystemer, inklusiv dets mange komplekse inputs, outputs og emissioner fra spildevands- og slambehandlingsprocesser, samt fra aktiviteter opstrøms og nedstrøms anlæggene. FIGUR 40 viser en foreslået opgørelsesmetode, der er baseret på drivhusgasprotokollens Corporate Accounting Standard (CAS) (Bhatia et al., 2011). Den foreslåede opgørelsesmetode adskiller sig dog ved at inkludere emissionsfangst og potentielle undgåede emissioner. GHG-opgørelsesmetoden er vist i FIGUR 41.



FIGUR 41. Udvidet ramme for opgørelse af CO₂-fodaftryk. De grønt markerede bidrag er udover hvad der er inkluderet i den eksisterende protokol for virksomheders GHG regnskabsstandard (VRS) for emissionsopgørelser langs værdikæden (modificeret fra Bhatia m.fl., 2011; van Duinen m.fl., 2023; Thomsen et al., 2024).

Identisk med VRS-protokollen dækker scope I de emissioner, der produceres på anlægget (on-site), fra processerne og brændstofforbrændingen. Scope II dækker de emissioner, der er forbundet med produktion og forsyning af energi (elektricitet og varme), der anvendes til driften af anlægget. Scope III kvantificerer de emissioner, der stammer fra produktionsprocesser opstrøms, som leverer input til renseanlægget, samt nedstrøms-processer knyttet til renseanlægget som f.eks. behandling af slam (affaldsbehandlingsprocesser). Input til renseanlægget i scope III dækker også konstruktion af nye procesmoduler til at supplere de eksisterende behandlingsprocesser, forbedre anlæggets miljømæssige fodaftryk, øge ydeevnen eller overholde opdaterede regler (jf. baggrund og formål).

Forskelligt fra VRS-protokollen har vi inkluderet emissionsfangst på anlægget (scope I) samt undgåede emissioner ved substitution af fossil energi (scope IV) nedstrøms anlægget markeret med grønne processer i FIGUR 41 (scope I og IV). I nærværende projekt er emissionsfangst, repræsenteret ved EloVac[®] i nærværende projekt, og undgåede emissioner fra funktionelle produkter, substitution af fossile eller emissionsintensive produkter og genopretning af miljøkvalitet (f.eks. vandkvalitet). Et eksempel på et funktionelt produkt som resulterer i undgåede emissioner kunne være produktion af biokul og anvendelse af biokullet til efterpolering af spildevandet. Et eksempel på substitution af fossile produkter kunne være produktion af struvit til substitution af mineralisk handelsgødning (Thomsen et al., 2024).

Emissionsberegninger iht. IPCC-metoder inkluderer udelukkende procesemissioner fra spildevandsbehandling på anlægget som hører til under scope I og er beskrevet i afsnit 9.3.3. Potentiel emissionsreduktion ved anvendelse af ressourcer i spildevand til produktion af biobaserede produkter som substituerer fossil-baseret produktion indgår i scope IV i LCA'en. I IPCC-metoden opgøres de energi-relaterede emissioner i energisektoren og er derfor ikke medtaget under spildevandssektoren i de nationale emissionsopgørelser (Nielsen m.fl., 2023). LCA'en dækker scope I til IV (Thomsen m.fl. 2024).

9.3.3 IPCC-metoden

Dette afsnit giver en opsummering af den metode som anvendes til at opgøre lattergas- og metan emission fra de danske renselanlæg. Helt overordnet er der for enhver punktkilde en given aktivitet, A, som man ganger med en velkarakteriseret emissionsfaktor, EF. Aktivitetsdata skal være veldokumenterede og dække hele tidsserien fra 1990 til det pågældende afrapporteringsår. Afrapporteringen kan foregå på forskellige niveauer afhængig af viden og data grundlag. På tier 1 anvendes standard IPCC emissionsfaktorer, tier 2 anvender emissionsfaktorer som er specifikke for det pågældende land og baseret på et begrænset datasæt som dokumenterer teknologi-specifikke emissionsfaktorer og sidst er tier 3 baseret på anlægsspecifikke aktivitetsdata og teknologi-specifikke emissionsfaktorer baseret på et mere omfangsrigt sæt af måledata (Nielsen et al., 2023).

Emissionsopgørelserne for spildevandsbehandling i Danmark baserer sig på årligt afrapporterede måledata på indløbs- og udløbsspildevand, data og information omkring fordelingen af anlæg med og uden rådnetank samt nyeste viden omkring emissionsfaktorer for de overordnede rensetrin på de danske renselanlæg. I de følgende to afsnit gennemgås metoden for opgørelse af metan hhv. lattergas på de danske renselanlæg.

Metan emission fra renselanlæg

Metan emissionerne fra renselanlæg er opdelt i et bidrag fra kloaksystemet, primær bundfældningstank og biologiske N- og P-fjernelsesprocesser, $CH_{4,kloak+MB}$, og fra anaerobe rådnetanke med biogasudvinding til energiproduktion, $CH_{4,AR}$.

$$CH_4 = CH_{4,kloak+MB} + CH_{4,AR} \quad [1]$$

De flygtige emissioner fra kloaksystemet, primær bundfældningstank og biologisk N- og P-fjernelsesprocesser, $CH_{4,kloak+MB}$, er estimeret som:

$$\begin{aligned} CH_{4,kloak+MB} &= EF_{kloak+MB} \cdot TOM_{indløb} \\ \downarrow \\ CH_{4,kloak+MB} &= B_o \cdot MCF_{kloak+MB} \cdot TOM_{indløb} \\ \downarrow \\ CH_{4,kloak+MB} &= 0.00075 \frac{\text{kg CH}_4}{\text{kg COD}} \cdot TOM_{indløb} \quad [2] \end{aligned}$$

hvor

$TOM_{indløb}$ er indholdet af organiske nedbrydeligt materiale i den indgående spildevandsstrøm målt som COD.

B_o er standard maksimal CH_4 -omdannelsepotentiale, dvs. 0,25 kg CH_4 / kg COD (IPCC, 2006).

$MCF_{kloak+MB}$ er den del af det organisk nedbrydelige materiale, som omdannes anaerobt i kloakker og renseanlæg. $MCF_{kloak+MB}$ er i de nationale opgørelser sat lig med 0,003, hvilket vurderes som et konservativt estimat (Nielsen et al. 2023)

Emissionsfaktoren, $EF_{kloak+MB}$, for disse tre processer og systemer er lig 0,75 kg CH₄ / ton COD

Brutto metan emissionen fra anaerob udrådning i biogastanke kan beregnes:

$$CH_{4,AR} = f_{AR} \cdot MCF_{AR} \cdot B_o \cdot TOM_{indløb} \quad [3]$$

hvor

$TOM_{indløb}$ er indholdet af organiske nedbrydeligt materiale i den indgående spildevandsstrøm målt som COD.

f_{AR} er den fraktion af COD i den indgående spildevandsstrøm som er bevaret i indløbet i rådnetanken sat lig 0,6.

MCF_{AR} er en korrigeret maksimal CH₄-produktionskapacitet eller teoretisk metan udbytte til den forventede metan konvertering under reelle driftsforhold sat lig med 0,8 (Nielsen et al., 2023).

B_o er standard maksimal CH₄-omdannelsepotentialer, dvs. 0.35 Nm³ CH₄ per kg COD (Nielsen et al., 2023).

I de national emissionsopgørelser anvendes nedenstående opgørelsesmetode:

$$CH_{4,AR} = EF_{AR} \cdot CH_{4,bio\ gas} \quad [4]$$

hvor

emissionsfaktoren, EF_{AR} , under nærværende projektforsøg er blevet opdateret til at inkludere metan tab fra biogas reaktor, slamopbevaring og gas lager og er hermed opjusteret fra 1,3% til at være 6,9 % af metan indholdet i bruttoenergiproduktionen på landsplan indberettet af Energistyrelsen (Nielsen et al., 2023).

Den nye og mere retvisende værdi for EF_{AR} , indeholder ud over emission fra ventiler og også bidrag fra gas og slamlager (Energistyrelsen, 2021). Den nye EF for metan emission fra biogas produktion er endvidere i bedre overensstemmelse med målinger foretaget nærværende projekt målt til 6,7% Bilag 2.1.

Konsekvensberegninger

I en nyere undersøgelse af metan tab fra biogasanlæg er metan tabet fra rådnetank, gaslager, slamlager og motor/opgradering for 24 renseanlæg opgjort til 7.7 +/- 1.4%.

Bidraget fra gasmotorer er målt til 1.4 +/- 0.8 % (Energistyrelsen, 2021), mens bidraget til metan emission fra ventiler ligger på 1.3% (Thomsen, 2016).

I konsekvensanalysen anvendes en total emissionsfaktor på 0.069 i som et mere retvisende alternativ til den nuværende EF-værdi på 0.013.

Der er ikke angivet noget særskilt bidrag til metan emission fra gaslager og slamlager (Energistyrelsen, 2021). Reduktionspotentialer for den samlede emissionsfaktor sat lig (7,7-1,3-1,4= 5) og der er anvendt en EF på 2,7%, hvilket er konservativt sammenholdt med målinger efter implementering af slamlager og flash tank på Ejby Mølle renseanlæg.

Lattergasemission

Emissionen af lattergas (N₂O) fra spildevandshåndtering opgøres som summen af bidrag fra spildevandsbehandlingsprocesser på renseanlæggene (direkte emissioner) og fra rensede spildevand fra renseanlæggene, samt fra regnvandsbetingede udløb og udløb fra spredt bebyggelse, som ikke er tilsluttet det fælleskloaksystem (indirekte emissioner).

Emissionsfaktoren for lattergasemission fra biologisk rensning har indtil afrapporteringen i 2021 for tidsperioden 1990-2019 været sat til 0,32% af N, svarende til 0,0032 kg N₂O-N/kg N eller 5 g N₂O / kg N, i indløbsspildevandet (Nielsen et al., 2022).

Fra afrapporteringen, for perioden 1990 til 2019, i 2022, blev emissionsfaktoren for lattergas opjusteret til 0,0084 kg N₂O-N / kg N, eller 13,2 g N₂O/kg N, i indløbet (Miljøstyrelsen, 2020; Nielsen et al., 2022).

Direkte lattergasemission

Den direkte lattergasemission, E_{N2O} , fra spildevandsrensning beregnes:

$$E_{N2O} = EF_{N2O-N,direkte} \cdot \frac{M_{N2O}}{2 \cdot M_N} \cdot m_{N,indløb} \quad [4a]$$

↓

$$E_{N2O} = EF_{N2O,direkte} \cdot m_{N,indløb} \quad [4b]$$

hvor

$EF_{N2O-N,direkte}$ er lig 0,0084 kg N₂O-N/kg N i indløbsspildevandet (4a) eller

$EF_{N2O,direkte}$ er lig 13,2 g N₂O/kg N i indløbsspildevandet (4b)

$m_{N,influent}$ er den årligt indberettede N-belastning

$M_{N2O} / 2 \cdot M_N$ er det molekylære masseforhold imellem N₂O og N₂ på 44/28

Indirekte lattergasemission

Ud over den direkte lattergasemission fra renseprocesser på anlægget, beregnes der i de nationale emissionsopgørelser også en indirekte lattergasemission fra udledning af rensed spildevand, regnevandsbetingede udledninger samt udledning fra spredt bebyggelse som resulterer i lattergasemission fra recipienten. Den indirekte lattergasemission beregnes:

$$E_{N2O,indirekte} = D_{N,udløb} \cdot EF_{N2O-N,indirekte} \cdot \frac{M_{N2O}}{2 \cdot M_N}$$

↓

$$E_{N2O,indirekte} = D_{N,udløb} \cdot EF_{N2O,indirekte} \quad [5]$$

hvor

$D_{N,udløb}$ er N indholdet i udløbsspildevandet

$EF_{N2O-N,indirekte}$ er IPCC standard emissionsfaktor på 0,005 kg N₂O-N pr. kg udledt spildevand-N
 $M_{N2O} / 2 \cdot M_N$ er det molekylære masseforhold imellem N₂O og N₂ på 44/28 som anvendes for at omregne emissioner til enheden kg N₂O / kg N i udløbet.

$EF_{N2O-N,indirekte}$ er IPCC standard emissionsfaktor angivet i enheden kg N₂O pr. kg N i udløbsspildevandet som er lig 7,9 g N₂O / kg N i udløbet.

ARES baseline målinger med de nationale emissionsopgørelser

Lattergasemission fra kloaksystemet og primær fældning

Lattergas målingerne i nærværende projekt konfirmerer at kloaksystem og primærfældning ikke udgør en kilde til lattergasemission fra de danske renseanlæg.

Direkte lattergasemission fra spildevandsbehandling

Den nationale EF på 0,0084 kg N₂O/kg N i indløbet blev implementeret i de nationale opgørelser i afrapporteringen i 2021 og er baseret på anlægsspecifikke målinger (Nielsen m.fl., 2021; MST, 2020). Den nationale emissionsfaktor er en faktor 2,5 højere end den hidtil anvendte værdi, men stadig langt lavere end defaultværdien for lattergasemission fra centrale renseanlæg angivet i 2019 revisionen til 2006 guidelines fra IPCC (Bartram et al., 2019).

Her angivet en standard emissionsfaktor på 0.016 kg N₂O-N/kg N som er knapt en faktor 2 højere end den nationale EF-værdi på 0.0084 kg N₂O-N/kg N. Det er dog utænkeligt at en national emissionsfaktor erstattes af en defaultværdi. Den senest nationale EF værdi på 0,0084 kg N₂O/kg N i indløbet anvendes i baselinescenariet som reference til konsekvensberegningerne for implementering af ARES teknologi.

Målingerne på lattergas har ikke givet anledning til at inkludere scenarier med mere retvisende EF værdier for lattergas end hvad der allerede er inkluderet i de nationale emissionsopgørelser (Bilag 2.1; Bilag 2.2).

Indirekte lattergasemission fra udledning til recipient

I 2019 revisionen til 2006 guidelines fra IPCC, som endnu ikke er taget i brug defineres ud over den værdi, som anvendes i de nationale emissionsopgørelser, i.e. 0,005 kg N₂O-N / kg udledt N, en høj EF-værdi for vandområder med et højt eutrofieringsniveau på 0.019 kg N₂O-N/kg N udledt.

Den indirekte lattergasemission er ikke medtaget i konsekvensanalysen da den implementerede ARES procesoptimeringsteknologi ikke vil have nogen effekt på udledninger til vandmiljøet. Det skal dog nævnes at der ved implementering af emissionsfangstteknologi vil kunne opnås en reduceret N-udledning til vandmiljøet (Thomsen m.fl., 2024a,b).

9.4 Resultater

9.4.1 Klimaeffekt og skyggepris for implementering af EloVac®

Opsamling af biogas ved implementering af lukket slamlager samt EloVac® svarer til at fange en emission som tidligere repræsenterede en punktkilde på Ejby Mølle renseanlæg. Den opsamlede biogas repræsenterer således en undgået emission, og bidrager til en tilsvarende reduceret metan-emission (scope I). Inputdata til konsekvensberegninger iht. IPCC-metoden (afsnit 9.3.3) hhv. LCA (afsnit 9.3.1 og 3.4) er beregnet på årsbasis ud fra måleresultater præsenteret i kapitel 4 og 5.

TABEL 12 nedenfor angiver den årlige metan-produktion og dertilhørende energiproduktion, samt metan-emissionsfaktorer før og efter implementering af ARES teknologi på Ejby Mølle renseanlæg.

TABEL 12. Total metan- og energiproduktion, samt emission efter implementering af EloVac®-P på Ejby Mølle renseanlæg.

Parameter	Enhed	Mængde, min-maks
Slambehandling	m ³ slam/år	138.700 – 150.137
Total CH ₄ produktion ¹	m ³ CH ₄ /år	2.704.650 – 3.786.510
Total CH ₄ produktion ²	kg CH ₄ / år	1.947.348 – 2.726.287
Merproduktion af CH ₄ fra Elovac slamlager ²	kg CH ₄ / år	81.994 – 110.691
Energiforbrug, Elovac	kWh/h	5
Energiproduktion total ³	kWh/h	130 - 176
CH ₄ emission, EF(CH ₄), IPCC ⁴	kg CH ₄ / år	134.367 – 188.114
CH ₄ emission, net EF(CH ₄), ARES ⁵	kg CH ₄ / år	60.035 – 84.049

¹Beregnet ud fra den målte biogasproduktion i m³/time (TABEL 2) multipliceret med 24 timer/døgn og 365 døgn/år og et metanindhold på 65%

²Beregnete metanproduktionsmængde angivet per m³ (TABEL 2) omregnet til kg metan per år ved at multipliceret med densiteten (0,72 kg/Nm³) af metangas ved standardbetingelser

³Beregnet ud fra en metan densitet ved standard betingelse på 0,72 kg/Nm³, et metan indhold i biogassen på 65% og et energiindhold på 3,6 MJ per kWh.

⁴Metanemissionen er beregnet som 6,9% af metanindholdet i den producerede biogas (Nielsen m.fl. 2023)

⁵Metanemissionen er beregnet som 3,1 % af metanindholdet i den producerede biogas (Kapitel 5)

Emissionsfangst ved implementering af EloVac®-P (kapitel 4) indgår i scope I, og udtrykkes iht. IPCC som en reduktion i emissionsfaktoren for metan fra 6,9% til 3,1% af metan indholdet i den producerede biogas (TABEL 2). Reduktion af metanemissionsfaktoren er baseret på før og efter målinger på hele anlægget præsenteret i kapitel 5.

Energiproduktionen fra slamlagertanken indgår i scope IV som substitution af mere emissionsintensiv energiproduktion, indregnet i de LCA baserede scenarieberegninger i kapitel 9.6.

Investeringsomkostningerne for etablering af slamlagertank samt vakuumsystem med gasopsamling er beregnet til at ligge imellem 15,3 og 22,8 mill DKK. Med en anlægslevetid på 50 år giver dette en estimeret skyggepris for implementering af nyt slamlagertank med yderligere EloVac®-P på 3-6 DKK/kg CH₄ fangst, eller 110-222 DKK/ton CO₂-ækv fangst.

Det skal bemærkes at skyggeprisen er eksklusiv vedligeholdelsesomkostninger, men dog ligger den noget under en CO₂ afgift på 750 DKK/ton, hvilket indikerer at en CO₂ afgift til være et godt incitament for implementering af teknologien.

9.4.2 Klimaeffekt og skyggepris for implementering af procesoptimering til reduktion af lattergasemission

Det har i nærende projekt ikke været muligt at procesoptimere i et omfang som retfærdiggør en reduktion af den eksisterende emissionsfaktor for lattergas som senest blev opdateret i de nationale opgørelser for perioden 1990-2018 udgivet i 2022 (Nielsen m.fl., 2022).

Illustration af procesoptimering førende til en halvering af emissionsfaktoren for N₂O er vist i TABEL 13.

TABEL 13. Total N i tilløb, N₂O emission iht. IPCC hhv. ved en potentiel halvering af emissionsfaktoren som resultat af teoretisk procesoptimering i ARES projektet.

Parameter	Enhed	Mængde
Tilløb	kg TN/år ¹	321.748
EF, N ₂ O, IPCC	g N ₂ O/kg N i indløbet	13,2 ²
Direkte N ₂ O emission, IPCC	ton N ₂ O/år	4,4
Direkte N ₂ O emission, Teoretisk ³	ton N ₂ O/år	2,2
Emissionsreduktion, Teoretisk ³	ton N ₂ O/år	2,2
Emissionsreduktion, Teoretisk ³	ton CO ₂ -ækv/år	661,6
Total udgift ⁴	DKK/år	356.000
Skyggepris	DKK/ton CO ₂ -ækv	538

¹ Data på TN i indløbet er målt på Egå i 2018

² Nielsen et al., 2023

³Nærværende projekt retfærdiggør ikke en nedskrivning af den Nationale emissionsfaktor på 3,8 for lattergas.

⁴Se bilag 3

Den teoretiske skyggepris, baseret på investering og driftsudgifter for en halvering af emissionen af lattergasemission på Egå renseanlæg, svarende til en halvering af den nuværende emissionsfaktor for N₂O, vil være omkring 538 DKK per ton emissionsreduktion angivet i CO₂ ækvivalenter.

Investerings- og driftsomkostningerne til procesoptimering vil altså ligge lige under en forventet CO₂-ækv afgift på 750 DKK/ton CO₂-ækv.

9.5 Konsekvensberegninger – IPCC

Her beskrives resultaterne af konsekvensberegninger for ændrede emissionsfaktorer i de nationale opgørelser ved implementering af teknologi testet i AP1, slamlagertank med vakuumsystem i form af EloVac®-P, med implementeringsgrader fra 25% til 100% på danske renseanlæg med anaerob slambehandling. Metode og beregninger som ligger til baggrund for resultaterne er beskrevet i afsnit 9.3.3.

TABEL 14. Konsekvensberegning for de nationale emissionsopgørelser ved implementering af ARES teknologi.

Scenarie	IPCC ¹		ARES ²		
	0	25	50	75	100
Implementeringsgrad, DK ²					
CH ₄ emission, [kt] ¹	1,8	1,6	1,3	1,1	0,8
CH ₄ emission, [kt CO ₂ -ækv]	45	38,8	32,6	26,4	20,2
Reduktion, anaerob behandling [%]		13,8	27,5	41,3	55,1
Besparelse på CO ₂ afgift [mill DKK]		4,6	9,3	13,9	18,6
Reduktion, total GHG emission [%] ¹		2,8	5,6	8,5	11,3

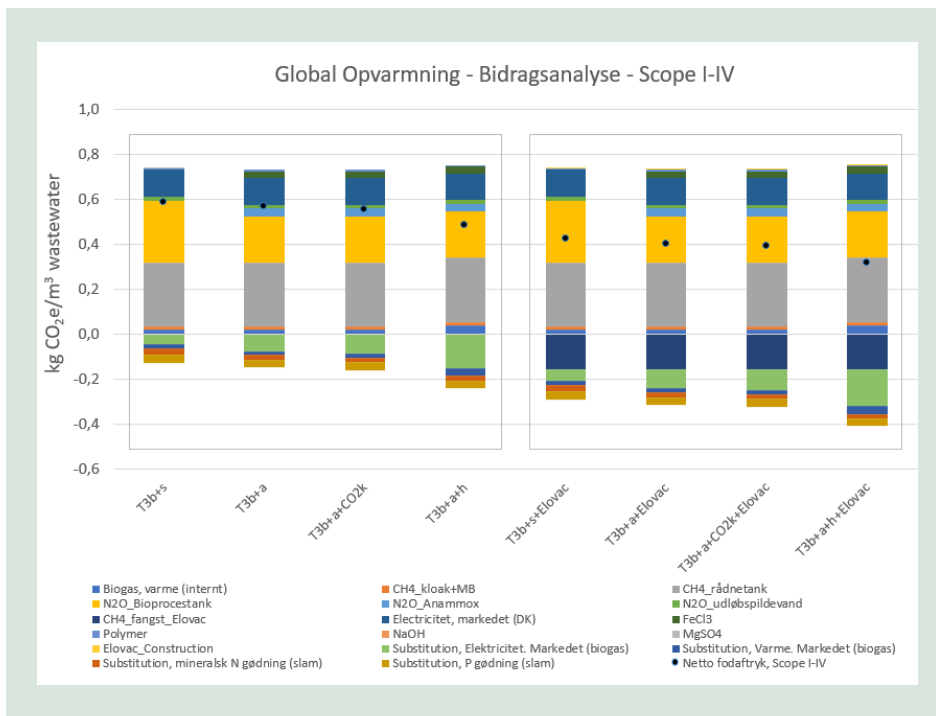
¹IPCC scenariet er beskrevet i detalje i afsnit 9.3.3 og Nielsen m.fl. 2023

²Implementeringsgrad for AP1 teknologi - Vakuumsamlager med gasopsamling

Implementering af vakuumsamlager med gasopsamling svarende til 50% af den danske mængde spildevand vil medføre en reduktion i metan emissionen fra anaerob spildevandsbehandling på knapt 28% svarende til en reduktion af den samlede GHG-emission fra den danske spildevandssektor på knapt 6%.

9.6 LCA baserede scenarieberegninger af proces og total CO₂ fodaftryk

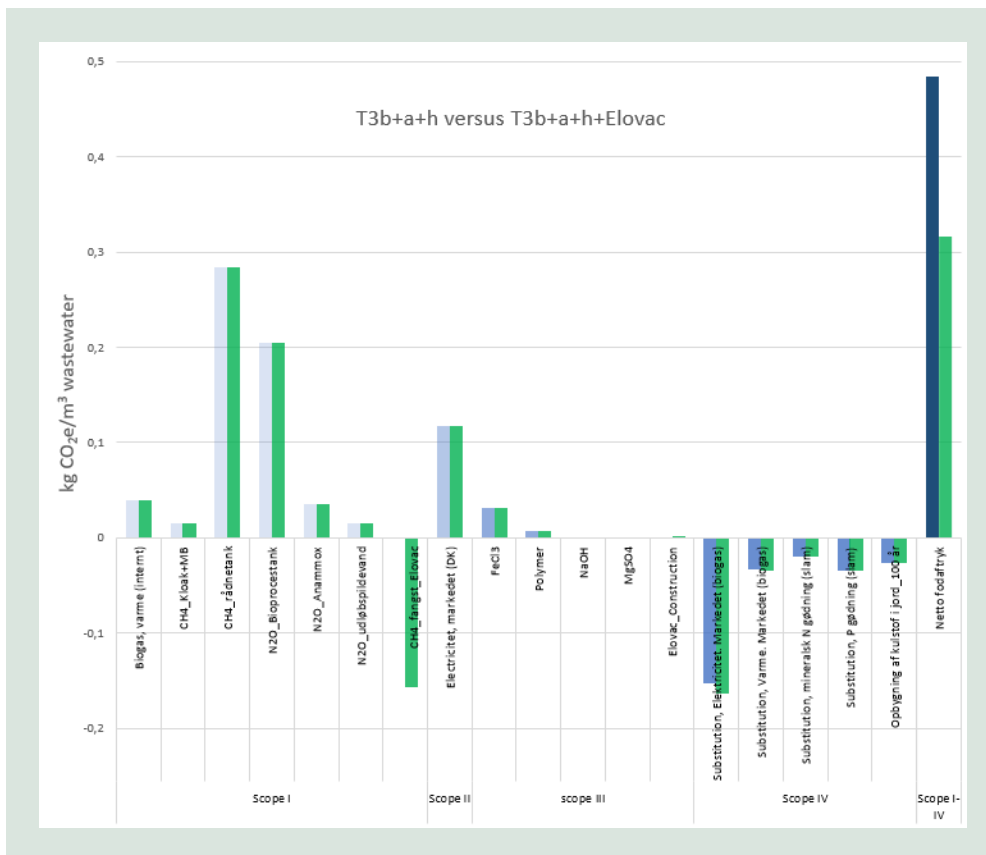
Her beskrives resultaterne af en sammenlignende LCA af den miljømæssige performance for danske renselanlægstyper før og efter implementering af ARES teknologi. Teknologi performance for de fire udvalgte anlægsdesign er en delmængde af anlægstyper fra en tidligere analyse af potentialer for ressourceudnyttelse i vand- og spildevandsforsyningen (Thomsen m.fl., 2015). Udvælgelsen af de fire anlæg i nærværende analyse er baseret på følgende kriterier: Anlægstypen har installeret anaerob rådnetank, anammox og/eller struvitutfældning. Kortlægning af livscyklus (Afsnit 3.4) er baseret på input data fra partnerskabsprojektet og antages at repræsentere standard performance for de udvalgte teknologidesigns på danske renselanlæg. Den funktionelle enhed er behandling af 1 m³ indløbsspildevand og input data for den sammenlignende LCA er givet i bilag 5.1 og Thomsen m.fl., 2024a. I Thomsen m.fl. (2015 og 2024a) er de mindre avancerede anlægstyper, 1-trinsanlæg uden rådnetank (T1) og 2-trinsanlæg uden rådnetank (T2) medtaget, mens nærværende analyse udelukkende inddrager to-trins anlæg med rådnetank (T3).



FIGUR 42. Bidragsanalyse for fire forskellige teknologidesigns på danske renselæg. Alle anlægstyper er to-trins anlæg med rådnetank, "b" står for biologisk N-fjernelse, "s" for struvitfældning, "CO₂k" for CO₂ konvertering og "h" for slamhydrolyse. De fire T3b anlæg til venstre viser de fire anlægstyper, T2b+s, T3b+a, T3b+a+CO₂k og T3b+a+h før implementering af EloVac, mens de samme anlægstyper efter implementering af EloVac er vist til højre i figuren.

FIGUR 42 viser at T3b+a+h har det laveste CO₂ fodaftryk sammenlignet med de resterende tre scenarier uden EloVac, hvilket primært skyldes den forøgede substitution af dansk energi mix fra en forøget biogas produktion fra slamhydrolysen. I EloVac scenariet antages en tilsvarende forøget emissionsfangst. Det ekstra energiforbrug til drift af EloVac scenariet er ubetydeligt. Netto CO₂ fodaftrykket for de fire teknologidesign med EloVac er -28% til -35% lavere end for før installation af EloVac.

Nedenfor ses bidraget til emission / emissionsfangst fordelt på scope I til IV for anlægstype T3b med anammox på sidestrøm og slamhydrolyse, som har lavest CO₂ fodaftryk, før og efter implementering af EloVac.



FIGUR 43. Bidragsanalyse for anlægstypen T3b+a+h før (blå nuancer) og efter (grønne nuancer). Emissionsbidrag og -fangst iht. Scope I-IV for udvalgte anlægstyper før og efter implementering af EloVac.

I scope I ses metan emission fra rådetanken og dernæst lattergas emission fra bioprocestanken at være hotspot, mens emissionsfangst ved implementering af EloVac resulterer i reduktion af det samlede proces-relaterede emissionsbidrag fra scope I. Det ekstra energiforbrug ved implementering af EloVac ses tydeligt at være ubetydeligt i scope II. I scope III er anvendelsen af jernklorid til fosforfældning en hotspot, som er fraværende i teknologiscenarier med struvitfældning. Scope IV viser bidraget fra substitution af fossil produktion med genvundne ressourcer i spildevand og her ses at slamhydrolysen resulterer i maksimal undgået emission, efterfulgt af undgået emission fra undgået produktion og import af mineralisk handelsgødning. Sidst ses et bidrag fra undgået emission fra returnering af kulstof til landbrugsjord.

Vi har i analysen antaget at struvit tilbageføres til landbrugsjord sammen med tilbageværende N i det afvandede slam. For substitution af energiproduktion, er modelleret som dansk energi mix 2020.

Der er i EloVac teknologiscenariet ikke taget højde for en øget struvit-fældning, hvilket yderligere ville have positive effekter i form af øget biotilgængelighed og dermed substitution af mineralisk P-gødning, samt øget undgået ammoniak emission ved slamudbringning (Angouria-Tsorochidou m.fl., 2021).

9.7 Konklusion

Implementering af lukket slamlagertank samt EloVac er en effektiv teknologi til reduktion af metan emission fra åbne slamlagre på de danske renseanlæg. Omvendt har det vist sig svært at reducere lattergasemissionen ved yderligere procesoptimering, hvilket giver anledning til refleksion i forhold til teknologiløsninger der er målrettet imod at levere emissionsreduktion versus teknologiløsninger der er designet til at fange og genanvende emissioner i cirkulære biobaserede ressourcengenvinding platforme. Det danske energisystem bliver stadig grønnere, hvilket betyder at det bliver sværere af opnå klimaneutralitet ved substitution af energiproduktion på det

danske energimarked. Derimod understøtter et grønt energisystem ressourcegenvinding til øget selvforsyning via biobaseret produktion og dermed substitution af import af emissionsintensive produkter. En sådan øget selvforsyning med biobaserede produkter fra danske renselanlæg kræver yderligere innovativ optimering af sammensætning af individuelle proces trin i teknologi design på danske renselanlæg. For eksempel vil en yderligere optimering af emissionsfangst hhv. substitution af fossil produktion kunne opnås ved samtidig implementering af anammox, slamhydrolyse og CO₂ konvertering. Ligeledes vil struvit (NH₄MgPO₄) fældning på hovedstrøm i stedet for på sidestrømmen og/eller struvitfældning på sidestrøm fra slamafvanding og slamlager kunne øge selvforsyningen med nitrogen og fosfor i økologisk landbrug. Sidst skal nævnes at muligheden for N.P og CO₂ fangst vil kunne anvendes til at omdanne emissioner til højværdi algebiomasse (van Duinen m.fl., 2023). I forhold til algebiomasse produktion anvendelse af struvit og opsamling via gasfase vil have potentiale for produktion af protein af fødevarekvalitet (Thomsen m.fl., 2024a og b) ligesom produktion af biomasse til merproduktion af biogas vil være en mulighed (Bruhn m.fl., 2011).

9.8 Referenceliste

Angouria-Tsorochidou, E., Segheta, M., Trémier, A., Thomsen, M., 2021. [Life cycle assessment of digestate post-treatment technologies](#). Science of the Total Environment 815, 152764.

Bartram, D., Short, M.D., Ebie, Y., Farkas, J., Gueguen, C., Peters, G.M., Zanzottera, N.M., Karthik, M., Masuda, S., 2019. [Wastewater treatment and discharge](#). 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.

Bhatia, P., Cummis, C., Draucker, L., Rich, D., Lahd, H., Brown, A., 2011. [Corporate Value Chain \(Scope 3\) Accounting and Reporting Standard](#).

DEPA, 2023. [Anbefalinger til revision af vejledning til Parismodel](#).

Energistyrelsen, 2021. [Måltrettet indsats for at mindske metantab fra danske biogasanlæg](#).

International Organization for Standardization, 2006. ISO 14044:2006 - [Environmental management -- Life cycle assessment -- Requirements and guidelines](#)

Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Nielsen, M., Gyldenkærne, S., Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., Hjelgaard, K., Fauser, P., Bruun, H.G., Levin, L., Callisen, L.W., Andersen, T.A., Johannsen, V.K., Nord-Larsen, T., Vesterdal, L., Stupak, I., Scott-Bentsen, N., Rasmussen, E., Petersen, S.B., Baunbæk, L., & Hansen, M.G. 2023. Denmark's National Inventory Report 2023. Emission Inventories 1990-2021 - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 933 pp. [Scientific Report No. 541](#)

Thomsen, M., With Ottosen, T & Nyrup Drejer, L 2015. [Analyse af potentialer for ressourceudnyttelse i vand- og spildevandsforsyningen](#) (English title: Analysis of potentials for resource utilization in the water and waste water supply). Ministry of the Environment, 978-87-7091-954-8

Thomsen, M., Bairaktari, A., Poulsen, L.D., Larsen, S., Rebsdorf, M., Carreno, N.U., Frendslund, Vangsgaard. A.M., 2024a. Transforming Danish Wastewater Treatment into Resource Recovery Platforms: An Analysis of ARES Technologies' Environmental and Market Impacts, in prep.

Thomsen et al., 2024b. Environmental sustainability and Economic Viability of production of Ulva Compressa – turning emissions into revenue streams. Algae Research, in prep.

van Duinen, R., Rivière, C., Strosser, P., Dijkstra, J. W., Rios, S., Luzzi, S., Bruhn, A., Nielsen, M. O., Göke, C., Samarasinghe, M. B., Chassé, E., Nielsen, C. H., & Thomsen, M. (2023). [Adaptation and Climate: Final Report. Publication Office of the European Union.](#)

10. Kommercialisering og forretningsgørelse

10.1 Baggrund

Vurdering af muligheder for kommercialisering og forretningsgørelse af resultater er en essentiel del af støttede udviklingsprojekter under MUDP. Indledningsvist er foretaget en analyse af markedspotentialet med særlig fokus indenfor reduktion af klimagasser i Danmark, Europa og USA. En PESTEL analyse dækker vurdering af eksterne faktorer der kan påvirke anvendelse af metan og lattergas som ressourcer, CO₂ regnskaber og LCA vurderinger. På basis af opnåede resultater, vurdering og analyser belyses partnernes potentiale for kommercialisering og forretningsgørelse.

10.2 Formål

Et af formålene i udviklingsprojektet var at evaluere muligheden for kommerciel værdiskabelse af resultater indenfor reduktion af klimagasser opnået i projektet.

10.3 Metode/forsøgsbeskrivelse

Indledningsvist er valgt, at foretage en analyse af markedspotentialet indenfor reduktion af klimagasser for Danmark, Europa samt relevant omverden.

Efterfølgende er foretaget en omverdiansanalyse for at evaluere de eksterne faktorer, der potentielt kan påvirke muligheder og øge potentialet for reduktion af klimagasserne metan og lattergas inden for spildevandssektoren. Til dette formål benytter vi PESTEL-analysen, en omfattende metode, der systematisk undersøger de politiske (P), økonomiske (E), sociale (S), teknologiske (T), miljømæssig (E) og lovgivningsmæssige faktorer (L), som kunne have indflydelse på drivhusgassernes fremtidige værdi, muligheder og trusler set ud fra et perspektiv hos aktørerne i spildevandssektoren.

10.4 Analyse og overblik af markedspotentiale(r)

Det globale vand- og spildevandsbehandlingsmarked er i vækst, med en forventning om at stige fra 323,32 milliarder USD i 2023 til 536,41 milliarder USD i 2030, hvilket indikerer en årlig vækstrate på 7,5% (Fortune Business Insight, 2022). Selvom disse tal er globale, afspejler de en stigende efterspørgsel efter innovative løsninger inden for vand- og spildevandsbehandling, hvilket også gælder for Danmark. Denne tendens understøttes af et øget fokus på bæredygtighed og reduktion af drivhusgasser, herunder N₂O og CH₄ fra rensesanlæg.

Spildevandssektoren står for op til 7% og 10% af menneskeskabte udledninger af henholdsvis metan (CH₄) og lattergas (N₂O) (Science Direct, 2022a). Mange rensesanlæg gennemgår derfor et paradigmeskift mod en net-zero-carbon tilstand for at mindske CO₂ udledningerne. I dette arbejde identificeres centrale punkter for drivhusgasudledning, og emissionsfaktorer gennemgås. Direkte udledninger (scope 1) kan udgøre mere end 60% af klimaaftrykket på rensesanlæg. Flere igangværende tiltag er sat i værk for at identificere kilderne til drivhusgasser og minimere CO₂ aftrykket såsom nærværende udviklingsprojekt. Der er derfor behov for tekniske løsninger, som kan implementeres i de enkelte rensesanlægs drift for at minimere drivhusgasudledningerne generelt set, hvor indsatser overfor metan og lattergas er altafgørende for at reducere emissionen af drivgasser.

Danmark, ligesom mange EU-lande, har forpligtet sig til at reducere drivhusgasudledninger betydeligt. I EU har man gennemført en konsolideret syntese af CH₄ og N₂O udledninger for at

overvåge fremskridt i forbindelse med Parisaftalen, hvilket understreger vigtigheden af pålidelige data for udledninger og tendenser (Earth System Science Data, 2021). Læs mere om politiske og lovgivningsmæssige faktorer i omverdensanalysen afsnit 10.5

Der er en stigende interesse for udvikling af tekniske løsninger til at reduktion af disse udledninger, da metan og lattergas har høje CO₂-ækv og er dermed vigtige drivhusgasser at få kortlagt og reduceret feks, avanceret online styring og proceskontrol (Miljøstyrelsen, 2022; Royal Haskining, 2022;) og om muligt genanvendt i processerne på renseanlæg, for at minimere klimapåvirkningen.

I næste afsnit findes en mere dybdegående analyse af omverdensfaktorer og ressourcepotentialerne i drivhusgasserne.

10.5 Omverdensanalyse, (miljømæssige og økonomiske effektivitetsindikatorer)

I den følgende omverdensanalyse vil der blive set på de eksterne faktorer, som vil kunne påvirke metan og lattergas set for en spildevandsforsyning. I analysen vil der også blive set på markedspotentialet for metan og lattergas som ressourcer, hvis branchen kan udtrække, rense og distribuere gasserne på sigt.

Metoden som er blevet anvendt hedder PESTEL og omhandler de politiske - (P), økonomiske - (E), sociale - (S), teknologiske - (T), miljømæssige- (E) og lovgivningsmæssige faktorer (L). Nogle af faktorerne i nærværende analyse er lagt sammen for at skabe et enklere billede.

10.5.1 Politiske - og Lovgivningsmæssige faktorer

Politisk og lovgivningsmæssig intervention er essentiel for at håndtere emissioner af metan og lattergas fra renseanlæg. Indførelsen af grænseværdier for emissioner, understøttet af økonomiske incitamenter såsom CO₂-afgifter og afgiftslettelser, er afgørende. En anbefaling fra et af regeringen nedsat udvalg, vil anbefale en CO₂ afgift på 750 kr. pr. tons CO₂ (FødevareWatch, 2024). Disse politikker er designet til at fremme investeringer i grønne teknologier og forbedre energieffektiviteten i spildevandssektoren (Økologisk Landsforening, 2023; Danva, 2020; EU, 2022). EU's målsætning om klimaneutralitet inden 2050 og Danmarks ambition om at reducere CO₂ med 70 % inden 2030 fremhæver nødvendigheden af en stærk politisk vilje og stram lovgivning (Det Europæiske Råd, 2023; Danmarks Statistik, 2023).

Internationale og nationale lovinitiativer, såsom EU's "Fit for 55"-pakke (Det Europæiske Råd, 2023), sætter en klar retning for reduktion af drivhusgasemissioner. Disse initiativer kræver, at renseanlæg tilpasser sig ved at investere i renere teknologier og opfylde strammere emissionsgrænser. Dette lovgivningsmæssige miljø fremhæver vigtigheden af at navigere i regler for at sikre overholdelse og fremme bæredygtighed i sektoren (Det Europæiske Råd, 2023; KEFM, 2022).

Hvordan CO₂ opgøres er vigtigt og omfatter bl.a. undgåede emissioner og LCA analyser.

Mange lande og virksomheder over hele verden har tilsluttet sig Greenhouse Gas Protocol (GHG Protocol, 2001) som en standard og rammeværk til at måle og rapportere drivhusgasemissioner.

Når det kommer til lande, har flere af verdens største økonomier, herunder de fleste industrialiserede lande, tilsluttet sig GHG Protocol. Det omfatter lande som USA, Canada, Storbritannien, Tyskland, Frankrig, Japan, Kina, Brasilien, Australien og mange andre. Disse lande har vedtaget GHG Protocol som en vejledning til at udvikle nationale drivhusgasinventarer og rapporteringssystemer.

Når det gælder virksomheder, har mange store og små organisationer fra forskellige sektorer tilsluttet sig GHG Protocol og bruger det som en reference til at måle, rapportere og administrere deres drivhusgasemissioner. Mange multinationale virksomheder, herunder store globale brands, har vedtaget GHG Protocol og bruger det til at udvikle og implementere deres klimastrategier og reduktionsmål.

Det er vigtigt at bemærke, at GHG Protocol fungerer som et standardiseret værktøj, men lande og virksomheder har forskellige forpligtelser og niveauer af vedtagelse og rapportering af drivhusgasemissioner. Derfor vil tilslutningen og implementeringen af GHG Protocol variere mellem forskellige lande og organisationer.

Corporate Sustainability Reporting Directive (kilde: Corporate sustainability reporting - European Commission (europa.eu)) (CSRD), som trådte i kraft den 5. januar 2023, udvider de krav, der tidligere blev introduceret gennem Non-Financial Reporting Directive (NFRD), ved at kræve, at et bredere sæt af store virksomheder samt børsnoterede SMV'er rapporterer om bæredygtighed. Det betyder, at næsten 50.000 virksomheder vil blive påvirket, hvilket markerer en betydelig udvidelse af omfanget for bæredygtighedsrapportering i Europa. Den første anvendelse af de nye regler er planlagt til regnskabsåret 2024, med rapporter offentliggjort i 2025.

CSRD indfører en række nye rapporteringskrav, herunder anvendelsen af European Sustainability Reporting Standards (ESRS), som vil omfatte en bred vifte af bæredygtighedsemner under et "dobbelt materialitets"-princip. Dette indebærer, at virksomheder skal rapportere om, hvordan bæredygtighedsaspekter påvirker deres forretning, og omvendt, hvordan deres operationer påvirker mennesker og miljøet. Rapporteringen skal også verificeres gennem en uafhængig sikkerhedsstilling.

EU's taksonomi fungerer som et klassifikationssystem, der definerer, hvilke økonomiske aktiviteter der kan betragtes som miljømæssigt bæredygtige, hvilket er afgørende for at styre investeringer mod mere bæredygtige økonomiske aktiviteter. Dette skaber et direkte behov for rådgivning om, hvordan virksomheder kan tilpasse deres operationer og rapportering for at opfylde disse kriterier.

I første omgang bliver 22 danske vandselskaber direkte omfattet af CSRD, skønner brancheforeningen DANVA ([kilde](#)). I relation hertil har Envidan i samarbejde med DANVA udarbejdet en vejledning for bæredygtighedsrapportering i vandselskaber (DANVA, Vejledning 111, 2024). Mange flere bliver omfattet i takt med at CSRD ruller ud til mindre virksomheder og i forbindelse med at levere bæredygtighedsdata til større kunder og samarbejdspartnere. CSRD omfatter en række emnespecifikke standarder indenfor miljø, sociale forhold og governance (ESG standarder), hvor tyngden ligger på klima og miljøforhold. Dette vil medføre en væsentlig øget fokusering på aktiviteter i dette område og minimering af klimagasser er en af de allervæsentligste aktiviteter.

Forsyninger står i en optimeringsudfordring, da man på landsplan ønsker at optimere forsynin- gernes indsats, hvor klimamålet i nogle tilfælde kommer i konflikt med hensynet til vandmiljøet og energieffektiviteten.

10.5.2 Økonomiske faktorer

Den økonomiske regulering spiller en afgørende rolle i at motivere spildevandsselskaber til at reducere deres emissioner. Økonomiske incitamenter, herunder CO₂-afgifter, er afgørende for at fremme udvikling og implementering af bæredygtige teknologier (Biofos, 2022). Regerin- gens klimaplan understreger behovet for incitamenter til at træffe miljøvenlige foranstaltninger såsom afgifter og til genanvendelse af ressourcer som fosfor (Regeringen, 2020; Fødeva- reWatch, 2024).

Jf. Regeringens klimaplan fra 2020 (Regeringen, 2020) mangler der incitamenter i dag til at træffe de rette foranstaltninger, og der er behov for en revidering af reguleringen.

Jf. klimaplanen kan dansk vandteknologi bidrage til at løse globale klimaudfordringer. Derfor er det vigtigt, at den danske vandsektor fortsætter med at være førende, bl.a. ved at stræbe efter at blive energi- og klimaneutral.

På spildevandsområdet er der også udfordringen med, at en betydelig mængde ressourcer som fosfor går tabt, når spildevandsselskaber forbrænder spildevandsslam. Fosfor er en knap ressource og vigtig for blandt andet landbruget. Som reguleringen er i dag for danske vand- og spildevandsselskaber er disse underlagt regler i reguleringen (Retsinformation, 2023) som gør, at hvis disse ressourcer skulle sælges til f.eks. landbruget direkte fra hovedforretningen, ville forsyningen skulle spare tilsvarende beløb, da selskaberne er underlagt hvile-i-sig-selv princippet (Miljøstyrelse, 2010).

På baggrund af regeringens klimaplan er partierne enige om følgende:

Grænseværdier for lattergasemissioner fra renseanlæg vil blive indført for spildevandsvolumen svarende til 30.000 person ækvivalenter (PE). Dette dækker ca. 65% af spildevandsmængden og 75% af lattergasemissionerne. Senest i 2025 vil der blive drøftet en mulig reduktion af PE-kriteriet for at være omfattet af grænseværdien. En analyse af drivhusgasudledninger fra spildevandsoverløb vil også blive udført. Nærværende rapport er også med til at belyse dette. Der vil blive undersøgt tilpasning af den økonomiske regulering for at styrke spildevandsselskabernes økonomiske incitament til genanvendelse af fosfor i slam og spildevand.

Sidstnævnte er interessant for spildevandssektoren, da man netop ser store potentialer i resourcegenanvendelse, som også er klimaplanens hovedformål, bare mere målrettet affaldssektoren.

Ved ændring af regulering vil der være positivt incitament for spildevandsselskaber for at implementere løsninger som udnytter ressourcer som fosfor, energi, aske, gasser, rensed spildevand m.m., hvor forsyningerne i dag grundet reguleringen bliver ramt negativt ved f.eks. at sælge fosforen til landbruget, og dermed intet incitament har for dette, se mere herom i Miljøstyrelsen, 2023. Dertil ville mindskning af lattergas og metan være økonomiske drivere i fremtidige business cases for ny- og reinvestering af renseanlæg. Her vil casene blive vurderet ud fra hvad udleder mindst, om teknologien udvikles så gasserne kan fanges eller om gasserne kan anvendes i processerne på anlæggene.

For at belyse de økonomiske potentialer som kan ligge i genanvendelse af ressourcer er markederne for lattergas og metan belyst.

10.5.3 Markedet for lattergas

Lattergas er både naturlig og menneskeskabt, dannet gennem processer som nedbrydning af organisk materiale, som spildevandsrensning og landbrugets brug af kvælstofgødning. Naturlige kilder omfatter oceaner, regnskove og jordbakterier (Experimentarium, 2023a).

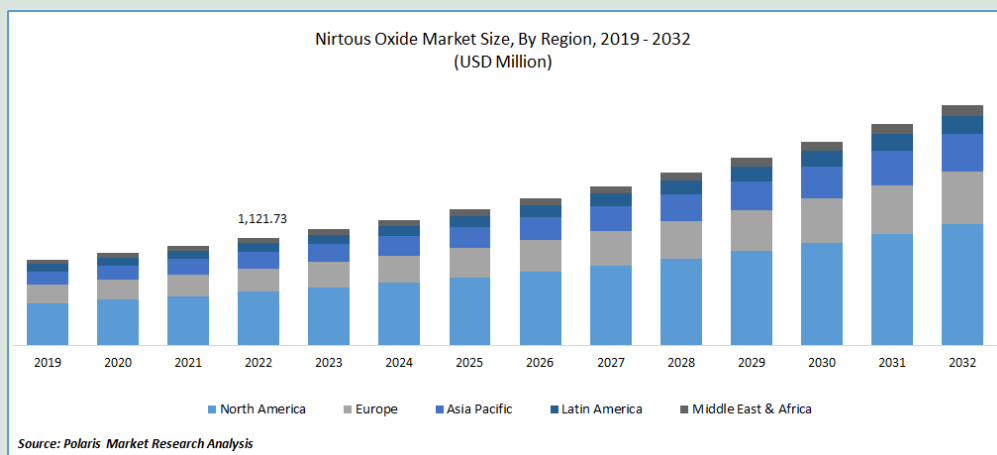
Der er generelt tre kvalitetstyper af lattergas (Enginelabs, 2023; Polaris Market Research, 2023):

Medicinsk kvalitet af lattergas: Denne type lattergas bruges primært inden for sundhedssektoren til smertelindring og anæstesi under medicinske procedurer. Medicinsk kvalitet af lattergas er kendt for sin høje renhed og nøje overholdelse af specifikke standarder og krav for at sikre sikkerhed og effektivitet.

Industriel/kommerciel kvalitet af lattergas: Denne type lattergas bruges i forskellige industrielle applikationer, såsom fremstilling af mad og drikkevarer, elektronikproduktion, svejsning og motorsport. Industriel/kommerciel kvalitet af lattergas kan have en lavere renhed sammenlignet med medicinsk kvalitet og kan indeholde små mængder af urenheder eller tilsætningsstoffer afhængigt af den specifikke anvendelse.

Elektronisk kvalitet af lattergas: denne type af lattergas er en finere version af den industrielle kvalitet, og refererer til et bestemt niveau af kvalitet eller renhed af lattergas, som er egnet til brug i elektroniske applikationer. Den anvendes primært i elektronikindustrien til forskellige processer såsom fremstilling af produktion af mikrochips og andre montageprocesser af elektroniske komponenter. I modsætning til medicinsk - eller industrielt kvalitet af lattergas gennemgår elektronisk kvalitet af lattergas yderligere filtrering og raffinering for at opfylde de strenge krav fra elektronikindustrien. Det gennemgår omfattende rensning og affugtningsprocesser for at fjerne urenheder, fugt og andre forurenende stoffer, der potentielt kan påvirke elektroniske enheder eller kredsløb. Elektronisk kvalitet af lattergas er specifikt tilpasset til at opfylde de høje standarder i elektronikproduktionsprocesser, hvor selv små mængder af urenheder kan påvirke ydeevnen og pålideligheden af elektroniske komponenter.

Jf. en undersøgelse om markedspotentialet for lattergas generelt fra Polaris Market Research fra 2023 var det globale lattergasmarked i 2022 1.121,73 millioner USD værd og jf. undersøgelsen forventes en årlig vækstrate (CAGR) på 8,4% (rapporten fra 2020 estimerede en CAGR på 7,1 % og en markedsværdi på 996 millioner USD, hvilket tyder på et marked i mere markant vækst end tidligere antaget) i perioden 2023-2032. Denne vækst kommer fra mange anvendelsesområder, men især medicinsk brug er med til at øge markedsvæksten de kommende år, hvilket COVID-19 også har været en årsag til (Marketresearch.com, 2022). Denne efterspørgsel på medicinsk lattergas er også drevet af øget velstand i forskellige lande, som i 2020 især var drevet af det asiatiske marked.



FIGUR 44. Illustrerer den reelle markedsværdi fra 2019-2023 samt den estimerede markedsværdi fra 2023-2032 (Polaris Market Research, 2023).

Jf. en undersøgelse fra Marketresearch.com fra 2022 (Marketresearch.com, 2022) forventes det, at markedet for elektronisk kvalitet af lattergas globalt vil have en estimeret værdi af 188,45 millioner USD i 2022 og vil stige til 291,89 millioner USD inden 2028 med en årlig vækstrate (CAGR) på 7,56% i løbet af perioden – som afspejler tendenserne for lattergasmarkedet generelt. Undersøgelsen viser at i 2021 estimeres det, at det nordamerikanske marked for elektronisk kvalitet af lattergas har en værdi på 15,18 millioner USD, mens Europa forventes at nå en værdi på 41,97 millioner USD inden 2028. Det forventes at Europas andel vil nå 14,38% inden 2028 med en gennemsnitlig årlig vækstrate (CAGR) på 6,53% i analysens periode. Når man ser på Asien, er de bemærkelsesværdige markeder Kina og Japan med en forventet CAGR på henholdsvis 8,20% og 6,48% i de kommende år.

Når det kommer til udbuddet af lattergas, produceres det som et biprodukt af ammoniakproduktion og ved forbrænding af fossile brændsler. Som nærværende rapport også omhandler

så forekommer lattergas også naturligt og kan frigives fra både naturlige og menneskeskabte kilder som spildevandsrensning.

Både Marketresearch.com og Polaris Market Research peger på store udbydere af lattergas til markederne. Med den øgede efterspørgsel de kommende år grundet øget vækst og velstand, vil prisen på lattergas være afhængig af om udbuddet af lattergas kan følge med denne stigende efterspørgsel. Der må alt andet lige dermed være gode markedsmuligheder for kontinuerlig produktion af lattergas til det globale marked. Ved en omstilling hvor danske og europæiske renselanlæg omlagde dele af produktionen, så lattergas bliver en ressource frem for et klimaproblem. Som med fosfor vil der også her være fordele for de kortere forsyningskæder, hvor lokal produktion af lattergas vil skabe gevinst på flere parametre.

10.5.4 Markedet for metan

Menneskeskabt metan udgør størstedelen af atmosfærens metan. Det stammer primært fra landbruget, hvor drøvtyggende husdyr og håndtering af dyregødning er kilderne. Yderligere udslip kommer fra lossepladser, rismarker, minedrift, renselanlæg og afbrænding af fossile brændstoffer som naturgas og kul. Naturlige processer skaber også metan, når organisk materiale nedbrydes uden tilstrækkelig ilt. Naturligt metan dannes ved nedbrydning af organisk materiale i vådområder og jordbunde, samt i fordøjelsessystemet hos drøvtyggende dyr og ved nedbrydning af affaldsstoffer fra insekter (Experimentarium, 2023b).

I denne rapport vil der blive set på højrenset metangas og de produkter, som der kommer ud af dette.

Højrenset metangas (The Business Research Company, 2023; Markets and Markets 2023; datamintelligence.com, 2023) anvendes i fremstillingen af elektroniske enheder som f.eks. solceller, nanopartikel diamant, grafen, biogas, kulstofkilde i produktion af karbidværktøjer, kemisk syntese, varmedetektion, brintbrændstof. Højrenset metan fra biogas er blevet ophøjet som en alternativ energikilde. Gas med over 95 % renhed kan blive anvendt som brændstof, dog skal gassen være over 97 % ren for at kunne distribueres i gasledningsnettet. Efterspørgslen på flere af disse produkter som solceller, biogas, grafen og brint er steget og vil også stige eksponentielt de kommende år, hvilket er med til at vise en vækst i markedet for højrenset metangas generelt set. Der er gennem årene blevet efterspurgt stadig renere og mere stabil kvalitet. Forskellige virksomheder producerer ren metangas med en renhed på op til 99,999 %, som anvendes i flere applikationer, herunder strålingsdetektion, kemisk syntese og flamme gas.

De seneste år har markedet været ramt af COVID-19 pandemien samt krigen mellem Ukraine og Rusland som begge har været meget negative for markedet. Priserne på metangas er steget, hvilket har påvirket virksomhederne. Faldende oliepriser og mindre energiefterspørgsel vil få større konsekvenser for investeringer i fossile brændstoffer. Over 60% af metangaseksporten er bundet til langsigtede kontrakter knyttet til oliepriserne. Metangas betragtes som et værdifuldt overgangsbrændstof med færre drivhusgasemissioner og mindre forurening end kul. Krigen i Ukraine har gjort det svært at se den økonomiske oprejsning på kort sigt, som markedet havde håbet på efter pandemien. Dog ser alle kilder på at øget efterspørgsel på elektronik, kemisk syntese og grønnere alternativer som brint til transport vil være bærende for en langsigtet vækst.

Før COVID-19 og krigen i Ukraine var CAGR på 6,6 % mens det efter er faldet til ca. 5,3 %. Markedet havde en værdi på 7,37 milliarder USD i 2023, hvor det største marked for højrenset metangas er Nordamerika.

Markedet er karakteriseret med få konsoliderede producenter på markedet. Dette giver mulighed for lokal produktion af højrenset metangas, da de korte forsyningskæder må, som med lattergas give fordele for efterspørgsel og udbud. Med det øgede fokus efter COVID-19 på mere lokal produktion af f.eks. mikrochips vil der være stor efterspørgsel efter højrenset metangas leverandører placeret i Europa. Samt vil fokus på grønne brændstof alternativer formentligt stige de kommende år.

10.5.5 Sociale faktorer

Samfundets forventninger spiller en væsentlig rolle i styringen af miljøpåvirkninger fra renselanlæg. Offentlighedens og medarbejdernes efterspørgsel efter bæredygtige løsninger driver anlæg til at vedtage grønnere praksisser. Vælgeres grønne fokus og ansattes ønske om at arbejde for miljøvenlige virksomheder understreger betydningen af social bevidsthed (DN, 2022; Akademikerbladet, 2021).

10.5.6 Teknologiske faktorer

Innovation inden for teknologi er nøglen til at reducere emissioner af metan og lattergas. Udvikling af nye rensningsteknologier og biogasproduktion er eksempler på, hvordan teknologi kan bidrage til at forbedre renselanlægs miljømæssige fodaftryk. Miljøstyrelsens, Rambølls og CSR.dk's rapportering om variation i lattergasudslip og behovet for at monitorere, kortlægge og udvikle effektive reduktionsstrategier viser vigtigheden af teknologisk fremskridt (Miljøstyrelsen, 2022 og 2023, Rambøll, 2021; CSR.dk, 2023).

Avoided emissions og teknologier til udvinding af ressourcer, er i stor udvikling. Metan og lattergas som ressourcer er omhandlet i afsnittet om markedet for gasserne henholdsvis. CO₂ er og vil i fremtiden også være en værdifuld ressource, og der er flere måder, hvorpå det kan udvindes, især ser fremtidsperspektiverne lovende ud. CO₂ fra renselanlæg betragtes som biogen CO₂, som har en højere værdi end almindelig CO₂. Når organiske stoffer nedbrydes i spildevandet under biologisk behandling, produceres CO₂ som en naturlig del af nedbrydningsprocessen. Denne CO₂ betragtes som biogen, da den kommer fra organiske kilder og ikke fra fossile brændstoffer eller andre ikke-biologiske kilder.

Genanvendelse af CO₂ fra renselanlæg kræver dog stadig teknologisk udvikling og infrastruktur. Implementeringen af disse metoder afhænger af forskellige faktorer som økonomi, tilgængelighed af ressourcer og lokal lovgivning og national regulering. Dog vil udviklingen om muligt gøre det muligt at anvende:

- CO₂-fangst og -oplagring (CCS): CO₂ kan fanges fra renselanlæg og opbevares sikkert under jorden for at reducere udledningen af drivhusgasser.
- CO₂-genbrug: CO₂ kan bruges som en råvare til fremstilling af forskellige produkter. Det kan f.eks. anvendes i produktionen af brændstoffer, kemikalier, plastmaterialer og byggematerialer. Muligheden for at anvende CO₂ i byggematerialer til formål som veje og gulve (ikke bærende konstruktioner) samt i polymerer og plastmaterialer er værd at overveje. Det er vigtigt at sikre, at polymerer, der bruger CO₂, certificeres korrekt, og at der er en revision af affaldsreguleringer for at tillade genanvendelse af affald til fremstilling af byggematerialer, så længe den miljømæssige bæredygtighed samt bæreevnen i anvendelsen af cementen kan garanteres (International Energy Agency, 2023).
- Biogasproduktion: Biogas fra anaerob udrådning af slam fra renselanlæg indeholder både metan og CO₂. Biogassen kan opgraderes til et højere indhold af metan, som derefter anvendes til energiproduktion eller som brændstof til køretøjer. CO₂, som fjernes fra biogassen i den forbindelse, kan efterfølgende udnyttes f.eks. gennem biologisk opgradering ved tilsætning af brint til metan eller opfanges og lagres, som ovenfor beskrevet.
- Dyrkning af planter: CO₂ kan bruges i drivhusgasser til at fremme væksten af planter og afgrøder. Dette kaldes også for kultivering med forøget CO₂.
- Algeproduktion: CO₂ kan anvendes som en kilde til at dyrke alger (MDPI, 2022; Science Direct, 2022b), som har potentiale til at blive brugt som ingredienser til fødevarerproduktion, foder, biobrændstof eller i produktionen af højværdiprodukter som f.eks. kosmetik. Her er det muligt igennem f.eks. installation af containere på renselanlæg at producere mikroalger, hvilket om muligt kan anvendes som værktøj mod CO₂ neutralitet. Her kan to danske virksomheder nævnes, Pure Algie og Algicell som begge udvikler teknologier til CO₂ neutralitet igennem algeproduktion i andre industrier end spildevand.

Partnerskabet INNO-CCUS (Innovationsfonden, 2022) som drives af Innovationsfonden, der kombinerer Innomission og Carbon Capture Utilization and Storage (CCUS), sætter gang i de første projekter og planlægger yderligere initiativer i 2023. Danmark har lanceret INNO-CCUS med det formål at opfylde de ambitiøse klimamål om 70% reduktion af CO₂ i 2030 og fuld-stændig klimaneutralitet i 2050. Partnerskabet sigter mod effektiv CO₂-opsamling og -lagrings teknologier samt udvikling af metoder til genbrug af CO₂ som byggesten til nye materialer. De eksisterende teknologier til CO₂-opsamling og -lagring er for dyre til at blive brugt i stor skala, så der er behov for at gøre dem mere omkostningseffektive og økonomisk rentable. Partnerskabet forventer at levere resultater allerede i 2025, der vil bidrage til CO₂-reduktioner. De projekter, der er en del af partnerskabet, omfatter både kortsigtede og langsigtede løsninger til effektivt at nedbringe CO₂-udledninger.

Sensorer anvendes mange steder i den moderne verden til at monitorere og hjælpe med at effektivisere og optimere f.eks. driftsområder. Sensortechnologi og intelligent databehandling som AI har også rykket spildevandssektoren igennem flere år. Sensortechnologien generelt er med til at monitorere mere præcist og kan vise sideeffekter af monitoreringen som kan give værdi for forsyningen. Nærværende projekt ser også på dette og bygger videre på viden genereret i de mange forudgående MUDP-projekter med fokus på reduktion af lattergas herunder (Miljøstyrelsen 2020, 2022 og 2023). Derudover er udført et projekt mellem Blue Kolding - Spildevand, Teknologisk Institut samt Doutech, hvor der også her ses på muligheden for at monitorere og mindske lattergas (Teknologisk Institut, 2022). Sensorer er ved at være så kosteffektive både i indkøbspris, robusthed og vedligeholdelse at de kan sættes op mange steder i infrastrukturen og kan understøtte anlægsdriften langt mere effektivt end tidligere. Dog er der stadig lang vej fra at opsætte en sensor til den kører effektivt med data ind i systemerne. I dag er omkostningerne i brain power til at analysere data og finde løsningerne meget høje, da det kræver mange ressourcer at delvis manuelt justere, kalibrere og vedligeholde sensorer, især i hårdere miljøer som inde på renseanlæg. På basis af erfaringer kan konstateres at der ofte anvendes lige så mange timer i implementering, justering og efterarbejdet, som den besparelse man opnår ved sensorerne. Der vil AI være en stor mulighed for lettere at implementere sensorer som hurtigt kan kommunikere og effektivisere drift ud fra data som er analyseret på store mængder data som forsyninger allerede i dag formentligt ligger inde med.

10.5.7 Miljømæssige faktorer

Forbedring af behandlingsprocesser og implementering af cirkulære økonomiprincipper er centrale strategier for at reducere miljøpåvirkningen fra renseanlæg. Fokus på ressourceudvinding og energipositive anlæg, som Aarhus Vands Marselisborg Renseanlæg, demonstrerer potentialerne for at fremme bæredygtighed i sektoren og BIOFOS i VARGA projektet (Aarhus Vand, 2023; Biofos, 2022; Miljøstyrelsen, 2023, Retsinformation, 2023). Omskiftningen til cirkulær økonomi, hvor genanvendelse af materialer og ressourcer fra spildevand er essentielt for at optimere ressourceudnyttelsen og minimere affald. Ved at fremme teknologier og processer, der understøtter genanvendelse og ressourceeffektivitet, bidrager spildevandssektoren til cirkulær økonomi. Denne tilgang er i overensstemmelse med principperne for bæredygtig udvikling og understøttes af initiativer såsom certificeringen af Struvit (fosfor fra spildevand) til brug i økologisk landbrug, som åbner op for nye markedsmuligheder og kortere forsyningskæder (Økologisk Nu, 2023; Clean Tech Watch, 2023). Der er flere ressourcer på vej fra spildevandsbranchen som f.eks. biochar. Dog er der flere politiske faktorer, som spænder ben for udnyttelsen og anvendelse af ressourcerne i praksis. Som eksempel Struvit har det taget EU 6 år om at godkende Struvit til økologisk brug (Økologi Nu, 2023). Hvis vi som samfund og global branche generelt set skal få sat hastigheden i udviklingen og anvendelsen af genanvendte ressourcer op, er det vigtigt at nationale og internationale politiske instanser sætter dette som høj prioritet. Hvis industrien ikke kan se at deres udviklingsomkostninger kan betales tilbage indenfor en overskuelig fremtid, vil teknologier ikke blive prioriteret indenfor denne sektor, hvilket er uddybet i Miljøstyrelsen, 2023.

10.6 Kommercialisering af resultater

Efter grundig analyse og evaluering af projektets resultater, herunder en kortlægning af viden og teknologiske fremskridt i relation til online styring til reduktion af lattergas, er det konkluderet, at projektet ikke har frembragt kommerciel værdiskabelse af en sådan størrelse og art, at det retfærdiggør en videre arbejdsindsats med henblik på kommercialisering, business cases, yderligere udarbejdelse af forretningsmodeller eller konkrete partnerskabskonstellationer.

I nedenstående afsnit beskrives de potentielle individuelle og i teorien fælles værdiskabelses-scenarier for nærværende projekt.

10.7 Rapportering på individuelle og kombinerede forretningsmodeller

I projektet, er der flere grundlæggende afsæt som nye værditilbud kan nå markedet indenfor konceptstyring, nemlig individuelt af partnerne og i joint venture (fælles ejet firma). Da der ikke i nærværende projekt har vist sig at være dannet viden, som kan kommercialiseres direkte, dels da der er skabt mindre stykker ny viden ud fra eksisterende samt at disse vidensdele ikke kan beskyttes. Der vil i dette afsnit blive beskrevet kort om de individuelle forretningsmuligheder, samfundsøkonomiske værdier samt hvorledes Vandsektorloven har positiv og negativ indvirkning på hvordan vandforsyningsvirksomheder har mulighed for at skabe kommerciel værdi af ny viden i fremtidige projekter.

10.7.1 Individuelt

Alle parterne i nærværende projekt har opnået ny brugbar viden igennem ARES projektet. Flere af parterne vil kunne drage direkte og indirekte nytte af denne viden i deres virke, såsom rådgivningsarbejde, teknologiudvikling og -forståelse og driftsarbejde på anlæg. Alt sammen for at skabe mere viden om hvordan emission af lattergas og metan påvirker spildevandshåndtering, samt hvordan det er muligt at reducere eller nyttiggøre emissionen af disse drivhusgasser.

10.7.2 Spildevandsforsyning (eksempel med Aarhus Vand)

Aarhus Vand, som et vandforsyningssselskab, er underlagt specifik regulering, der er afgørende for udformningen af deres forretningsstrategier. Dette er primært fastlagt i Vandsektorloven samt en dertil hørende bekendtgørelse vedrørende vandselskabers engagement i tilknyttede virksomheder (Retsinformation, 2016). Det er essentielt at anerkende, at tilknyttede aktiviteter skal have direkte forbindelse til vandselskabets kerneforretning, baseret på dets nødvendigheder og/eller ekspertise og viden inden for området. En detaljeret positivliste over disse aktiviteter præsenteres herunder:

1. Udnyttelse af uundgåelig fysisk, driftsmæssig og administrativ overkapacitet, der er nødvendig af hensyn til vandselskabets sikring af forsynings sikkerheden og af hensyn til øvrige lovkrav
2. Udnyttelse af vandselskabets særlige viden fra vandselskabets hovedvirksomhed til eksempelvis kursusvirksomhed, deltagelse i samarbejder med private aktører, herunder vedrørende private aktørers teknologiudvikling og eksportvirksomhed
3. Salg af rettigheder til resultaterne af udvikling, der hidrører fra udviklings- og demonstrationsvirksomhed vedrørende vandselskabets hovedvirksomhed
4. Drift af vejafvandingsanlæg i vandselskabets eget forsyningsområde
5. Rottebekæmpelse i vandselskabets eget forsyningsområde
6. Drift af forrensingsanlæg for offentlige og private institutioner og virksomheder

7. Teknisk bistand til kommunens udarbejdelse af kommunale vandforsyningsplaner og spildevandsplaner
8. Vandforsynings afregning og indberetning for spildevandsforsyninger, når dette foretages i forbindelse med vandforsynings måleraflæsning i vandforsynings eget forsyningsområde

Hvis nærværende projekt havde muligheder for at kommercialisere værdiskabelsen enten individuelt eller sammen, ville det sandsynligt være inden for område 2 og 3. Med hensyn til område 2 kan et partnerskab potentielt udnytte Aarhus Vands særlige viden til at støtte salg og tilbyde specifik ekspertise i implementeringen og tilpasningen af lignende teknologier hos andre vandselskaber. Aarhus Vands viden ville kunne inkludere eksisterende ekspertise før projektstart samt ny, specifik indsigt opnået gennem projektet. Kommercielle partnere kan derfor indgå aftaler med vandselskabet om ydelser baseret på denne særlige viden og kompetence. Skulle parterne udvikle ny, fælles viden eller teknologi med kommercielt potentiale, kan de aftale, hvordan rettigheder skal fordeles og potentielt udnyttes kommercielt, både sammen og individuelt.

10.7.3 Rådgiverne

Gennem nærværende projekt er det identificeret at forretningsgørelsespotentialet primært ligger ved rådgiverne. Igennem projektet er det identificeret, at der kan opnås en markant reduktion af metan gennem implementering af tiltagene overdækning og vakuumsystem. Forretningspotentialet for rådgivere vil heri være design af overdækning samt assistere i installering og implementering af EloVac samt vurdering af opnået effekt.

Med det stigende globale fokus samt pres for interessenter for at reducere drivhusgasudslip indenfor renseanlæg (læs mere i omverdensanalysen afsnit 10.5), er der skabt et voksende marked for teknologier samt specialiseret rådgivning. Derudover har det stigende lovgivningsmæssige krav om rapportering (f.eks. CSRD) og reduktion af drivhusgasemissioner skabt behov for specialiseret viden om CO₂ regnskaber og LCA analyser. Rådgivere kan bistå virksomheder med at navigere i disse krav og udvikle strategier for compliance.

Derfor vil viden tilvejebragt i nærværende projekt give rådgiverne en konkurrencemæssig fordel. Specialistviden om total løsninger såsom problemidentifikation, reduktionsstrategier, strategier for tilpasning og integrering af løsninger til nye eller eksisterende renseanlæg samt assistance med implementering og idriftsættelse. Her vil det være en fordel for rådgiverne at have en forsyning med, som allerede har implementeret løsninger, som kan sammenlignes med de foreslåede løsninger, da det giver en direkte forbindelse til operationaliseringen og kan tilvejebringe driftsdata som kan være med i beslutningsprocesserne på drifts- og direktionniveau. Rådgivernes evne til at integrere disse systemer effektivt i eksisterende anlæg, samtidig med at de tilbyder specialiseret viden, der går ud over generelle råd, placerer dem foran i konkurrencen og understøtter dansk vandvidens eksportpotentiale. Dette potentiale er globalt og vil potentielt øge dansk vandeksport som er et mål for Regeringen at øge dansk vandeksport fra 20 til 40 milliarder kr. frem mod 2030 (Børsen, 2021).

Rådgivning der derudover kan demonstrere en direkte økonomisk fordel for deres kunder gennem omkostningsbesparelser eller forbedret effektivitet, vil være særligt værdifuld. Dette inkluderer at hjælpe kunder med at opnå finansielle incitamenter, ROI analyser samt assistere i at mindske eller helt at undgå sanktioner gennem effektiv emissionsstyring.

Generelt vil viden tilvejebragt i dette projekt skabe efterspurgte kompetencer i spildevandssektoren, men som også kan kobles til andre sektorer. Disse kompetencer ligger i arbejdet med monitorering, data samt procesoptimeringer, som skal tilvejebringe data til udarbejdelse af bl.a. LCA-analyser og multifunktionelle analyser, som kan anvendes til rapportering af bl.a. CSRD. Alt sammen taler ned i at selskaber, offentlige instanser m.fl. skal se på flere bundlinjer end tidligere.

10.7.4 Teknologiuudbydere og vidensinstitutioner

Disse parter vil som rådgiverne kunne anvende den viden der er opnået i projektet ved at implementere viden, data og onsite viden fra driften i dels teknologierne samt anvende denne viden til forskning.

Som behovet for at måle f.eks. lattergas til compliance, vil efterspørgslen på teknologier til dette som lattergasmålere også øges og en direkte relation til øget salg må alt andet lige også kunne ses over tid, som de nye krav om rapportering og monitorering bliver effektueret.

10.7.5 Joint Venture

Vandsektorloven tillader forsyningsselskaber at danne joint ventures med private virksomheder, ofte refereret til som 40/60-selskaber, hvor forsyningsselskaberne maksimalt kan besidde 40% af ejerskabet, mens de private aktører skal eje mindst 60%. Dette samarbejde giver 40/60-selskabet mulighed for at udnytte vandforsyningens ekspertise og kompetencer, samtidig med at det giver selskabet en unik mulighed for at arbejde tættere med forsyningens daglige drift, faciliteter og infrastruktur. Selskabet får dog ikke en eksklusiv ret til at sælge til forsyningen, og i tilfælde af udbud, skal det deltage i konkurrencen på lige fod med andre udbydere.

Aarhus Vand er for øjeblikket et af de eneste vandforsyningsselskaber i Danmark, der aktivt anvender en 40/60-strategi gennem deres Utility Venture initiativ. Aarhus Vand har indtil videre etableret fem joint ventures med private partnere: Dryp, Zediment, Sulfinizer, Utilizero samt et femte under etablering. For disse, såvel som for fremtidige selskaber, er det afgørende, at Aarhus Vand bidrager med sin særlige viden og kompetencer, eller hjælper med at fremskynde innovation og markedsadgang.

10.8 Konklusion

Effektiv og præcis proceskontrol af lattergas og metan på renseanlæg er meget vigtigt for at nå de klimamål som Danmark, Europa og resten af verden har sat, grundet de forholdsvist store mængder drivhusgasser som anlæggene udleder i dag. Der er stor vilje fra anlæggene til at implementere sådan teknologi til monitorering og styring af drivhusgasserne i systemerne, da man ser ind i en fremtid med afgifter, sanktioner, skærpede udledningskrav, socialt pres og mulig kommerciel ressourceudnyttelse.

Nærværende kapitels analyse understreger nødvendigheden af politisk og lovgivningsmæssig handling for at adressere emissioner fra renseanlæg, med særlig fokus på CO₂, lattergas og metan. Centrale punkter inkluderer betydningen af økonomiske incitamenter som CO₂ afgifter. Dog er der stor bevågenhed i ikke at ødelægge erhverv og sikre at incitamenterne kommer til at agere de steder hvor de efter hensigten har størst værdi for udledning og drift af anlæg (energioptimering), den teknologiske (I denne udvikling kan AI også spille en central rolle for realtids styring, kontrol og optimering af driften på de individuelle renseanlæg) udviklings rolle i reduktionen af drivhusgasser samt betydningen af sociale og miljømæssige faktorer. For at opnå ambitiøse klimamål kræves der hurtig lovgivning om ressourceudnyttelse, klare grænseværdier for emissioner, og fremme af bæredygtige teknologier.

Ved at fremme samarbejde mellem regeringer, industrien, og samfundet, kan sektoren ikke kun opnå reduktioner i drivhusgasemissioner men også fremme langsigtede bæredygtigheds- og ressourceeffektivitetsmål.

Udover disse tiltag vil globale økonomiske og politiske incitamenter til dels at udvikle ny teknologi og viden indenfor området, samt incitamenter til at implementere disse på anlæg være essentielt.

Som nævnt er ressourcegenanvendelse en mulig gevinst i effektivt at detektere drivhusgasserne på anlæggene. Hvis man kan fange, rengøre og distribuere gasserne til produktion til de respektive anvendelsesområder, vil der dels være store gevinster i den biogene produktion frem for syntetisk eller direkte produktion af gasserne, samt vil de kortere forsyningskæder også sikre lokal udnyttelse af gasserne samt mindre CO₂ ved transport af gasserne.

10.9 Referencer

Aarhus Vand (2023), *Energi- og ressourceudnyttelse*, [Energi- og ressourceudnyttelse - Aarhus Vand](#)

Akademikerbladet (2021), *Ny måling: Danskerne vil have klimavenlige arbejdspladser*, [Ny måling: Danskerne vil have klimavenlige arbejdspladser \(akademikerbladet.dk\)](#)

Biofos (2022), *National CO2-afgift skal gøre det attraktivt at prioritere klimaet*, [National CO2-afgift skal gøre det attraktivt at prioritere klimaet | BIOFOS](#)

Børsen (2021), *Nyt initiativ skal være løftestang for vandsektors potentiale: En eksport på 40 mia. kr. i 2030*, [Nyt initiativ skal være løftestang for vandsektors potentiale: En eksport på 40 mia. kr. i 2030 \(borsen.dk\)](#)

Clean Tech Watch (2023), *Struvit-godkendelse giver bedre markedsvilkår for Herning Vand*, [Struvit-godkendelse giver bedre markedsvilkår for Herning Vand — CleantechWatch \(ctwatch.dk\)](#)

CSR.dk (2023), *Monitorering af lattergas er et vigtigt skridt mod en bæredygtig vandsektor*, [Monitorering af lattergas er et vigtigt skridt mod en bæredygtig vandsektor \(csr.dk\)](#)

Danmarks Statistik (2023), *Klima*, [Klima - Danmarks Statistik \(dst.dk\)](#)

Danva (2020), *Vejen til en energi- og klimaneutral vandsektor i 2030*. [Vejen til en energi- og klimaneutral vandsektor i 2030 \(danva.dk\)](#)

Danva (2024), *Bæredygtighedsrapportering i vandselskaber*. Vejledning 111. 8.februar, 2024.
Datamintelligence (2023), *High Purity Methane Gas Market Size, Volume, Demand, Competitive Landscape and Market Forecast 2023-2030*, [High Purity Methane Gas Market Insights and Growth Report 2023-2030 \(datamintelligence.com\)](#)

Det europæiske råd (2022), *Den europæiske grønne pagt*, [Den europæiske grønne pagt - Consilium \(europa.eu\)](#)

Det europæiske råd (2023), *Klimaændringer: Hvad gør EU?* [Klimaændringer: Hvad EU gør - Consilium \(europa.eu\)](#)

DN (2022). *Ny stor måling: Den grønne dagsorden er i top-3 hos vælgerne*. [Ny stor måling: Den grønne dagsorden er i top-3 hos vælgerne | Danmarks Naturfredningsforening \(ritzau.dk\)](#)

Earth System Science Data (2021), *The consolidated European synthesis of CH4 and N2O emissions for the European Union and United Kingdom: 1990–2017*, [ESSD - The consolidated European synthesis of CH4 and N2O emissions for the European Union and United Kingdom: 1990–2017 \(copernicus.org\)](#)

Enginelabs (2023), *Nitrous Oxide 101*, [Nitrous Oxide 101: The Basics Of The Gas Everyone Loves To Hate \(enginelabs.com\)](#)

EU (2022), *Official Journal of the European Union*, [Communication from the Commission – Guidelines on State aid for climate, environmental protection and energy 2022 \(europa.eu\)](#) – note kildehenvisningen er baseret på den generelle omtale af økonomiske incitamenter i forbindelse med CO2-reduktion og ikke specifikt rettet mod spildevandssektoren

Experimentarium (2023a), *lattergas*, [Lattergas - kvælstofoxid - dinitrogenoxid - N2O - Drivhusgas \(experimentarium.dk\)](#)

Experimentarium (2023b), *metan*, [Metan \(CH4\) er en drivhusgas, der virker kraftigere end CO2 \(experimentarium.dk\)](#)

Fortune Business Insights (2022), *Water and wastewater Treatment Market*, [Water and Wastewater Treatment Market Size | Report \[2030\] \(fortunebusinessinsights.com\)](#)

FødevarerWatch (2024) [Medier: Udvalg vil anbefale afgift på højst 750 kroner per ton CO2 — FødevarerWatch \(fodevarerwatch.dk\)](#)

GHG Protocol (2001) [ghg-protocol-revised.pdf \(ghgprotocol.org\)](#)

Innovationsfonden (2022), *CO2 skal være ressource i stedet for problem*, [CO2 skal være ressource i stedet for problem | Innovationsfonden](#)

International Energy Agency (2023), *CO2 Capture and Utilisation*, [CO2 Capture and Utilisation - Energy System - IEA](#)

KEFM (2022), *Danmark er igen kåret som verdens mest bæredygtige land*. Klima, Energi og Forsyningsministeriet, [Danmark er igen kåret som verdens mest bæredygtige land \(kefm.dk\)](#)

Markets and Markets (2023), *High Purity Methane Gas Market*, [The High Purity Methane Gas Market, Industry Size Forecast, \[Latest\] \(marketsandmarkets.com\)](#)

Marketresearch.com (2022), *Global Electronic Grade Nitrous Oxide (N2O) Market Research Report 2022*, [Global Electronic Grade Nitrous Oxide \(N2O\) Market Research Report 2022](#)

MDPI (2022), *Sustainability - Integrated Approach for Carbon Sequestration and Wastewater Treatment Using Algal-Bacterial Consortia*, [Sustainability | Free Full-Text | Integrated Approach for Carbon Sequestration and Wastewater Treatment Using Algal–Bacterial Consortia: Opportunities and Challenges \(mdpi.com\)](#)

Miljøstyrelsen (2010), *Vandsektoren og vandteknologi*, [Vandsektoren og vandteknologi - Miljøstyrelsen \(mst.dk\)](#)

Miljøstyrelsen (2020), *Dataopsamling på måling og reduktion af lattergasemissioner fra renseanlæg*, ISBN: 978-87-7038-254-0.

Miljøstyrelsen (2022), *Realtidsstyring af lattergasemissioner fra renseanlæg*, ISBN: 978-87-7038-374-5.

Miljøstyrelsen (2023), *VARGA Vandressoure genvindingsanlæg* ISBN: 978-87-7038-559-6

Polaris Market Research (2023), *Nitrous Oxide Market Size*, [Nitrous Oxide Market Size | Revenue Estimation Industry Report, 2028 \(polarismarketresearch.com\)](#)

Rambøll (2021). *Monitorering af lattergas er et vigtigt skridt mod en bæredygtig vandsektor*. <https://dk.ramboll.com/medier/rdk/monitorering-af-lattergas>

Regeringen (2020) *Klimaplan for en grøn affaldssektor og cirkulær økonomi*, [aftaletekst.pdf \(regeringen.dk\)](#)

Retsinformation (2016), *Bekendtgørelse nr. 145, 26. februar 2016*, [Bekendtgørelse om vandselskabers deltagelse i tilknyttet virksomhed \(Udmøntning af vandsektorforliget\)](#) (retsinformation.dk)

Retsinformation (2023). Bekendtgørelse af lov om vandsektorens organisering og økonomiske forhold [Vandsektorloven](#) (retsinformation.dk)

Royal Haskoning (2022), *Reducing NO2 emissions at wastewater treatment plants*, [Reducing N2O emissions at wastewater treatment plants | Royal HaskoningDHV](#)

Science Direct (2022a), *Renewable and Sustainable Energy Reviews 185, 11363*, [Net-zero carbon condition in wastewater treatment plants: A systematic review of mitigation strategies and challenges - ScienceDirect](#)

Science Direct (2022b), *Enhanced sustainable integration of CO2 utilization and wastewater treatment using microalgae in circular economy concept*, [Enhanced sustainable integration of CO2 utilization and wastewater treatment using microalgae in circular economy concept - ScienceDirect](#)

Teknologisk Instituts (2022). [Ny sensor skal hjælpe renseanlæg med at måle klimaaftryk fra lattergas](#).

The Business Reserach Company (2023) *High Purity Methane Gas Market Report 2023 High Purity Methane Gas Market Size, Trends and Global Forecast To 2032*, [High Purity Methane Gas Market Size, Opportunities And Scope By 2033](#) (thebusinessresearchcompany.com)

Økologisk Nu (2023) [EU giver grønt lys til brug af særlig fosforgødning | Økologisk - nyt om udviklingen](#) (okonu.dk)

Økologisk Landsforening (2023). [Landbrugets Drivhusgasser](#).

11. Formidling

Formålet med projektet samt resultater fra ARES er formidlet ved en række relevante konferencer samt artikler. Herunder nævnes de mest omfattende i TABEL 15 og TABEL 16.

TABEL 15. Oplistet indlæg på konferencer hvor ARES er præsenteret.

Indlæg på konferencer	Titel	Partner
Nordiwa 1/10 2021	N2O emission from Danish WWTP	Envidan A/S
Døgnkursus 5/11 2021	Lattergas og klimagasser	Envidan A/S
VA dagene 17/11 2021	Nye teknologier til nitrogenfjerning	Envidan A/S
Dansk Vand Konference 25/11 2021	ARES – Aktiv Reduktion af Emissioner fra Spildevandsanlæg	Envidan A/S
IWA WWC&E 11-15/9 2022	Gas Emissions from WWTP's – the ARES project	Envidan A/S
IWA CSU Webinar nr. 3 22/8 2023 Webinar serie om klimagasser.	Introduction to funding, results and legislation (Danish context)	Envidan A/S
NORDIWA 5-7 September 2023	Market entry projections of ARES technologies under different policy scenarios	Envidan A/S
GHG Race to Zero, Water Valley Denmark Odense, 13. nov. 2023	Klimaopgørelser og -reduktioner - overblik over initiativer i vandsektoren	Envidan A/S
Dansk Vand konference 2020	ARES Active Reduction of Emissions from wastewater System	VCS
Nordiwa 2021	ARES Active Reduction of Emissions from wastewater System	VCS
Singapore Waterweek 2022	Effective and Efficient Wastewater management – Treatment & conveyance	VCS
Nordiwa 2023	Mitigating Fugitive Methane Emissions – Utility's Perspective	VCS
WEFTEC 2023	Mitigating Fugitive Methane Emissions – Utility's Perspective	VCS

TABEL 16. Artikler hvor ARES er omtalt.

Artikler	Titel	Partner
Spildevandsteknisk Tidsskrift nr. 1. Marts 2022	Klimaemissioner i spildevandssektoren - hvad er status og hvor er vi på vej hen?	Envidan A/S
Ny viden om metan og lattergas i spildevand	MUDPs årsberetning 2020	MUDP
Spildevandsteknisk Tidsskrift nr 4 2021	Tager du gas på mig	Aarhus Vand

Udover de mange deltagelser i danske samt internationale konferencer har fuldskalaimplementeringen af slamlagertank samt EloVac system fungeret som Showcase for adskillige besøgende både for nationale og internationale interessenter. Leverandøren af EloVac, Eliquo anvender også Ejby Mølle som showcase i flere sammenhæng da installationen til dags dato er deres største anlæg.

12. Konklusion

Der er i ARES projektet blevet foretaget en række undersøgelser og hovedkonklusioner er sammenfattet i dette afsnit.

Metanemissioner og øget biogasudbytte fra renseanlæg

- Der er påvist reduktion af metan ved implementering af slamlager og vakuumsystem på Ejby Mølle renseanlæg. Metanemissionen fra hele anlægget blev reduceret med omkring 45% fra 23,7 kg CH₄/time før etablering til 13,1 kg CH₄/time efter etablering og idriftsættelse af et nyt lukket slamlager med tilhørende vakuumsystem. Hvis emissionsbidraget fra gasmotoren ikke regnes med, er emissionsreduktionen omkring 56%.
- Der er kvantificeret metanemissioner fra fire danske renseanlæg og metanemissionsfaktoren varierede mellem 5,6% og 8,4% af den total biogasproduktion på de fire renseanlæg.
- Undgået metan emissioner fra slamlageret og supplerende metan frigivelse ved vakuumsystemet har ført til en ekstra biogasproduktion på ca. 4%.
- Der ses i tillæg en forbedring af slamafvandingssegenskaberne med en stigning i tørstofprocenten på 1-2%. Dette udgør en supplerende besparelse ved slutdisponering af slammet på ca. 300.000 kr. årligt.

Lattergasemissioner fra renseanlæg

- Der er kvantificeret lattergasemissioner fra fire renseanlæg. Disse emissioner er stærkt varierende og i nogle målekampanjer er lattergasemissionen ikke målbare. Disse resultater understøtter tidligere observationer omkring stor tidlig varierende lattergasemissioner fra renseanlæg.
- Der er testet forskellige målemetoder i ARES projektet og sideløbende projekter. Det ser ud til at metoderne opfanger den samme dynamik i lattergasvariationer, men der er pt. ikke fuld overensstemmelse i den kvantitative opgørelse af emissionerne.
- Der blev iværksat en række styringsstrategier på Egå Renseanlæg. Ændringer i belastning og driftsparametre har dog vanskeliggjort en entydig konklusion og en positiv effekt af disse styringstiltag synes ikke at være tilfældet. Dette stemmer ikke overens med andre danske fuldskala undersøgelser, som har påvist end dog markante reduktioner af lattergasemissioner gennem implementering af online styringer.
- Pilotforsøg har vist at der ved kulstofdosering forekommer højere lattergasproduktion, men ved nitratfrie forhold har kulstofdosering en positiv effekt på lattergasreduktion.
- Emissionsfaktoren fra et deammonificerende rejektivandsbehandlingsanlæg blev kvantificeret til 1,4 %, hvilket er noget lavere end ellers observerede emissioner fra sådanne anlæg.

Metan - og lattergasemissioner fra renseanlæg

- Der er for første gang forsøgt kvantificeret metan- og lattergasemissioner fra kloaknettet i Odense. Metan- og lattergasemissionen blev målt fra 15 hot spots i kloaknettet. Summen af emissionshastighederne er kvantificeret til 46 g CH₄/time og 1,1 g N₂O/time for hhv. metan og lattergas.
- Den testede nitritmålemetode var meget pålidelig, men vanskelig at drifte grundet udfordringer med leverance af forbrugskemikalier. Dette medfører også forholdsvis

store driftsudgifter, som ikke kan modsvares af øget viden om lattergasudviklingen, som ikke i forvejen kan opnås fra direkte lattergasmåling i vandfasen.

LCA og økonomisk vurdering

Resultaterne fra ARES projektet er blevet ekstrapoleret i scope 1-4 på nationalt plan. Proces-emissioner i scope 1 er hotspot, hvor der skal/kan gøres noget. Baseret på resultaterne fra ARES er der størst potentiale for reduktion ved implementering af slamlager med vakuumeks-traktion.

- Skyggeprisen for implementering af slamlagertank samt EloVac med fokus på emissi-onfangst, har vist at en reduktion af emissionsfaktoren i enheden % produceret bio-gas, fra 6,9% til 3,1% har kostet 110-222 DKK/ton CO₂-ækv. som er noget under den omtalte CO₂ afgift på 750 DKK/ton CO₂-ækv. Dog er der ikke regnet vedligeholdelses-omkostninger med.
- Konsekvensberegning for ændrede emissionsfaktor ved implementering af slamla-gertank samt EloVac, giver ved 50% implementering af den danske spildevand knapt 6 % reduktion af den samlede GHG emission fra den danske spildevandssektor.
- Da der ikke er opnået en dokumenteret effekt af procesoptimering for reduktion af lat-tergasemissionsfaktoren i ARES, er der under skyggepris for klimaeffekt beregnet en teoretisk skyggepris for reduktion af emissionsfaktor med 50% med omkostninger op-gjort til sensorer anvendt på Marselisborg renseanlæg. Den teoretiske skyggepris er beregnet til 538 DKK/ton CO₂-ækv. Skyggeprisen viser det økonomiske potentiale for at investere i sensorer til lattergasreduktion, ved indføring af en CO₂-ækv afgift på 750 DKK/ton CO₂-ækv.

Formidling

ARES projektets partnere har haft stort fokus på formidlingsaktiviteter og opnået viden har væ-ret delt både nationalt og internationalt på mere end 8 konferencer i perioden fra 2021 til 2023. Der er skrevet artikler i danske tidsskrifter og der er ved at blive publiceret 2 videnskabelige artikler baseret på de opnåede resultater.

Med deltagelse af universiteterne DTU og KU har der i projektet været tilknyttet 2 studerende.

Kommercialisering

I projektet, er der flere grundlæggende afsæt som på sigt kan nå markedet indenfor koncept-styring, individuelt af partnerne og/eller i joint venture (fælles ejet firma). Der er ikke i nærvæ-rende projekt dannet viden, som kan kommercialiseres direkte, da der er skabt mindre stykker ny viden ud fra eksisterende forståelse samt at disse vidensdele ikke kan beskyttes.

13. Perspektivering

Bestræbelserne på at reducere klimagasser fra kloaksystem og renseanlæg vil fortsætte efter at projekt ARES er afsluttet. Projektets resultater giver anledning til forskellige overvejelser om hvor fokus for de fremtidige aktiviteter bør være. Dette afsnit opsummerer en del af overvejelserne, der har været drøftet blandt projektdeltagerne i ARES.

ARES projektet har påvist at forskellige målemetoder i forskellige tidsopløsninger giver forskellige resultater for emission af klimagasserne lattergas og metan. Disse forskelle kan dels tilskrives metodeforskelle men også de sammenlignede perioder. I dette projekt ses der store forskelle ved sammenligning af lattergasmålinger, og her kunne det have været ønskeligt, at have længere tidlige sammenlignings forløb.

Nye målemetoder med stationært monteret udstyr, der overvåger hele renseanlægssektioner som f.eks. luftningstanke eller rådnetanke vil kunne give værdifuldt indblik i dels de udledte klimagasser samt formentligt identificere nye emissionskilder. Der mangler dog kontinuerte målemetoder, der kan kvantificere emissioner af både metan og lattergas. Spot-målinger med forskelligt måleudstyr kan medvirke til en bedre måleteknisk dækning og karakteristik af emissionerne. Det er af stor betydning at få iværksat sammenlignende langtidsmålinger af hhv. beregnede lattergas-emissioner fra væskefase sensorer med hhv. kontinuerte fluxmålinger baseret på f.eks. laser-teknologi, således der kan opnås viden om de undersøgte målemetoders nøjagtighed samt beskrive observerede forskelle målemetoderne imellem.

Ovenstående ønske gælder i lige så høj grad for metan. Punktkilder, som f.eks. pakning omkring en rådnetanks omrører er meget svære at kvantificere, medmindre der er tale om emission fra en ventilationskanal, her vil stationært opstillet måleudstyr være et nødvendigt tiltag for at kunne måle, i bedste fald kontinuert, og i næstbedste fald diskontinuert. Det er vigtigt at pointere, at det stationært placerede udstyr skal være i stand til at måle/beregne en massestrøm. En anden lære af ARES projektet er, at reduktion af lattergas ved hjælp af forbedret styring i procestankene, kan være svær at opnå. Renseanlæg kan ikke skæres over en kam, hvorfor den manglende reduktionseffekt på Egå Renseanlæg ikke kan ekstrapoleres ud på andre renseanlæg. Belastning, restkapacitet, COD/N-forhold, varierende nedbørsforhold, ændrede indsigvingsbetingelser og mange andre forhold har stor betydning for forsyningernes mulighed for at opnå reduktioner. Sidst men ikke mindst er det væsentligt at følge lattergas-emissionen over lang tid, idet årstidsvariationen kan være meget markant.

Det er forbundet med ikke uvæsentlige omkostninger at reducere emissionen af lattergas fra renseanlæg. Hvis der i fremtiden indføres en afgift på lattergasemissionen, er der imidlertid et økonomisk potentiale for at implementere målinger og reduktionsteknologier. En CO₂ afgift på f.eks. 750 kr/ton vil give et stort incitament til at måle og regulere på renseanlæggene.

Det er væsentligt at bemærke, at reduktion af lattergasemissionen ofte kan føre til et kompromis med de øvrige renseformål. Eksempelvis kan det føre til et valg mellem at rense kvælstof ned til meget lave koncentrationer med udledning af lattergas til følge eller reducere emissionen af lattergas mod at kvælstofkoncentrationerne i renseanlæggets afløb bliver højere. En kommende regulering af lattergasudledning fra renseanlæg skal på en eller anden måde tage udgangspunkt i målinger af lattergas. Koncentrationsmålinger i det aktive slam (væske) må anses for pålidelige med velkalibreret udstyr. Der er dog usikkerhed på omregning til emission i luften. Der mangler fokus på luftflowmålinger og opgørelsen af væske /gas overførsel. Reguleringen skal formodentlig basere sig på en kombination af målinger.

Målet om en 50% lattergas reduktion generelt for renseanlæg, bør være mere anlægsspecifikt ift. hvor man er som udgangspunkt. Der mangler væsentlig flere måleserier fra danske renseanlæg af anlægs specifikke emissionsrater. Der skal indrapporteres flere data før en regulering fastlægges. En mulighed kunne være at kategorisere anlæggene efter type og belastning og sætte kravene herefter.

Klimaneutralitet i vandsektoren har været på dagsorden, men er ikke altafgørende på et renseanlæg. Når Scope 3 emissioner skal medregnes i CO₂-balancen bliver det med dagens materialer nærmest umuligt at opnå klimaneutralitet. Vi skal i stedet se på faktiske reduktioner af CO₂. Det bliver yderligere vigtigt, at lave livscyklusvurderinger på de initiativer der er i overvejelse for at undgå CO₂ tunnelse.

Danske renseanlæg udnytter i dag ressourcer især på energifronten (i form af biogas, elektricitet og varme) og her har ARES vist, at det er muligt at både at reducere metan emissionen og øge biogas udbyttet. Forsyningerne vil gerne fortsætte kursen mod cirkulær økonomi og anvende flere ressourcer, hvilket skal understøttes af reguleringen af vandsektoren. Kvælstof og andre næringssalte og mineraler vil kunne udnyttes. F.eks. vil en øget urinseparering allerede ved kilden betyde en væsentlig reduktion i kvælstoftilførelsen til renseanlæg og dermed en reduceret lattergas-dannelse og -emission. Alternativer til deamonifikationsprocessen kunne være en stripping og udnyttelse af ammonium, hvis dette i fremtiden er både miljømæssigt og økonomisk bæredygtigt.

Reguleringen af vandsektoren skal i fremtiden sikre at der er balance mellem økonomisk bæredygtighed og miljøbæredygtighed. De skal spille sammen. Hvordan skal de det? Det skal økonomisk kunne betale sig at være bæredygtig. Der er nok behov for 'blending obligations' Der kan læses mere om disse overvejelser i Varga rapporten kapitel 8 (Miljøstyrelsen, 2023)

13.1 Referenceliste

Miljøstyrelsen, 2023. VARGA Vandressource Genvindingsanlægget

Bilag 1. Arbejdspakke 1

Bilag 1.1 LCA CO₂ aftryk for slamlagertank

Generelle oplysninger - Slamlagertanken stål				Inventory data normalised per FU	Characterisation Factor	Carbon Footprint [kg CO ₂ -eq/m ³]		
Amount	Unit	Comment	Unit	Unit				
Brutto volumen	1087	m ³						
Volume med 0,5 m freeboard- Aktivt volume.	1011	m ³						
Diameter	13,92	m						
Cylinderhøjde	7,15	m						
Tankhøjde	8,61	m						
Bundplade til ståltank	-	tons	excluded					
Inventory data til fodaftryk - Slamlagertanken stål								
Amount	unit	comment						
Materiale: total vægten tank	31,9	tons						
15% af total vægten	4,9	tons	rustfrit AISI 316 syrefaststål	4,5	kg/m ³	4,836	kg CO ₂ -eq/kg rustfrit stål	21,8
85% af total vægten	27	tons	carbon stål S350JR eller S355JR (helt almindeligt st	24,8	kg/m ³	2,299	kg CO ₂ -eq/kg carbon stål	57,1
Materiale: zinkbelægning til galvanisering	1028	m ²	et zinklag på min 100 um	0,9	m ² /m ³	7,24	CO ₂ -eq/m ² coated surfa	6,9
Zinklag	100	um						
Levetid zinkbelægning	30	år	antages korrosionskategorier C4-C5, dvs levetid 12-48 år, gennemsnit=30 år					
Stålbundplade	na	-	excluded					
Production	Germany	-	antages et produktion sted tæt på Berlin					
Transport afstand mellem produktion sted til Ode	600	km	beregnet fra Google map og kørsel antages med lastbil					
Transportation: vægt x afstand	19140	tons.km		17608	kg.km/m ³	5,35E-05	kg CO ₂ -eq/kg.km	0,94
Installation	na	-	excluded					
Drift og vedligeholdelse	na	-	excluded					
Disposal: genanvendelse - rustfrit stål	4,2	tons	recycling rate 85%	4,5	kg/m ³	-3,8	kg CO ₂ -eq/kg rustfrit stål	-17
Disposal: genanvendelse - carbon stål	23,0	tons	recycling rate 85%	24,8	kg/m ³	-1,7	kg CO ₂ -eq/kg carbon stål	-42
Transport til genbrug station-afstand	15,0	km	antaget					
Transportation: vægt x afstand	478,5	tons.km		440	kg.km/m ³	9,07E-05	kg CO ₂ -eq/kg.km	0,04
Lifetime tank	50	år						
						Net carbon footprint	27,3	
Generelle oplysninger - Slamlagertanken beton								
Amount	Unit	Comment	Inventory data normalised per FU	Unit	Characterisation Factor	Carbon Footprint [kg CO ₂ -eq/m ³]		
Volumen	1000	m ³						
Diameter	14	m						
Højde	7	m						
Betonbundplade			excluded					
højde	200	mm						
vægten	85	tons						
Tagelementer								
højde	300	mm						
vægten	111	tons	beregnet, 2400 kg/m ³ densitet af beton					
PE membran								
Tyk	3	mm	2-3 mm					
vægten	1,7	tons	beregnet, density PE 910-970 kg/m ³					
Inventory data til fodaftryk - Slamlagertanken beton								
Amount	unit	comment						
Materiale (aggressiv beton): total vægt tank	215	tons	vægten er uden bundplade	215	kg/m ³	0,13	CO ₂ -eq/kg concrete	28,75
Materiale: PE membran	1,7	tons	beregnet	1,68	kg/m ³	2,039	kg CO ₂ -eq/kg PE	3,43
Levetid PE membran	50	år	antages den samme som levetid af tanken					
Betonbundplade	85	tons	excluded					
Produktion	Denmark	-	antages et produktion sted i Sjælland					
Transport afstand mellem produktion sted til Ode	150	km	beregnet fra Google map og kørsel antages med lastbil					
Transportation: vægt x afstand	32502	tons.km		32502	kg/m ³	5,35E-05	kg CO ₂ -eq/kg.km	1,74
Installation	na	-	excluded					
Drift og vedligeholdelse	na	-	excluded					
Disposal: recycling	182,75	tons	assumed that it substitutes gravel, recycling rate unc	215,00	kg/m ³	0,000401	CO ₂ -eq/kg concrete	0,09
Transport til genbrug station-afstand	15	km	antaget					
Transportation: vægt x afstand	3225	tons.km		3225	kg.km/m ³	9,07E-05	kg CO ₂ -eq/kg.km	0,29
Lifetime tank	50	år						
						Net carbon footprint	34,3	



An operational framework to quantify the sustainability of water resource recovery facilities

M. Faragò*, M. Rebsdorf**, A. Damgaard*, M. Rygaard*

*Department of Environmental & Resource Engineering, Technical University of Denmark, Kgs. Lyngby, DK (mfar@env.dtu.dk); **Aarhus Vand, Viby J, DK

Introduction & Research Objectives

- Helping decision-makers in the water sector ensuring a sustainable transition from single-functional wastewater treatment plants to multi-functional Water Resource Recovery Facilities.
- Quantifying sustainability of different design solutions beyond sole economic considerations.
- Providing a screening framework and an Excel-based tool that quantifies the life cycle environmental, societal, technical and economic impacts of technologies for wastewater treatment & resource recovery.

Figure 1: Sustainability of WRRFs vs conventional WWTPs

Methodology: Developing a Sustainability Framework for water resource recovery facilities

Figure 2: Overview of the sustainability framework

Results & Conclusions

Testing the framework/tool with two real case studies

Case 1: choice of a stainless steel versus a concrete sludge storage tank

- The stainless steel solution is more expensive but saves approx. 7 tons CO₂-eq

Case 2: choice of two different resource recovery technologies

- Rotating belt filters are better than primary clarification in many indicators. They increase revenues and save approx. 550 tons CO₂-eq/yr.

Conclusions: The framework can be applied during planning, design and research & development of new solutions as a screening tool to quantify sustainability. It highlights trade-offs between environmental impacts and other criteria (e.g. a solution can be better for the economy but worse for the environment).

Future perspectives: The tool is operational and can be updated with other technologies and indicators. A first version of the tool will be published by the end of 2022.

Table 1: Summary of results for two cases. "Best" means lowest environmental, economic impacts and highest societal and technical value

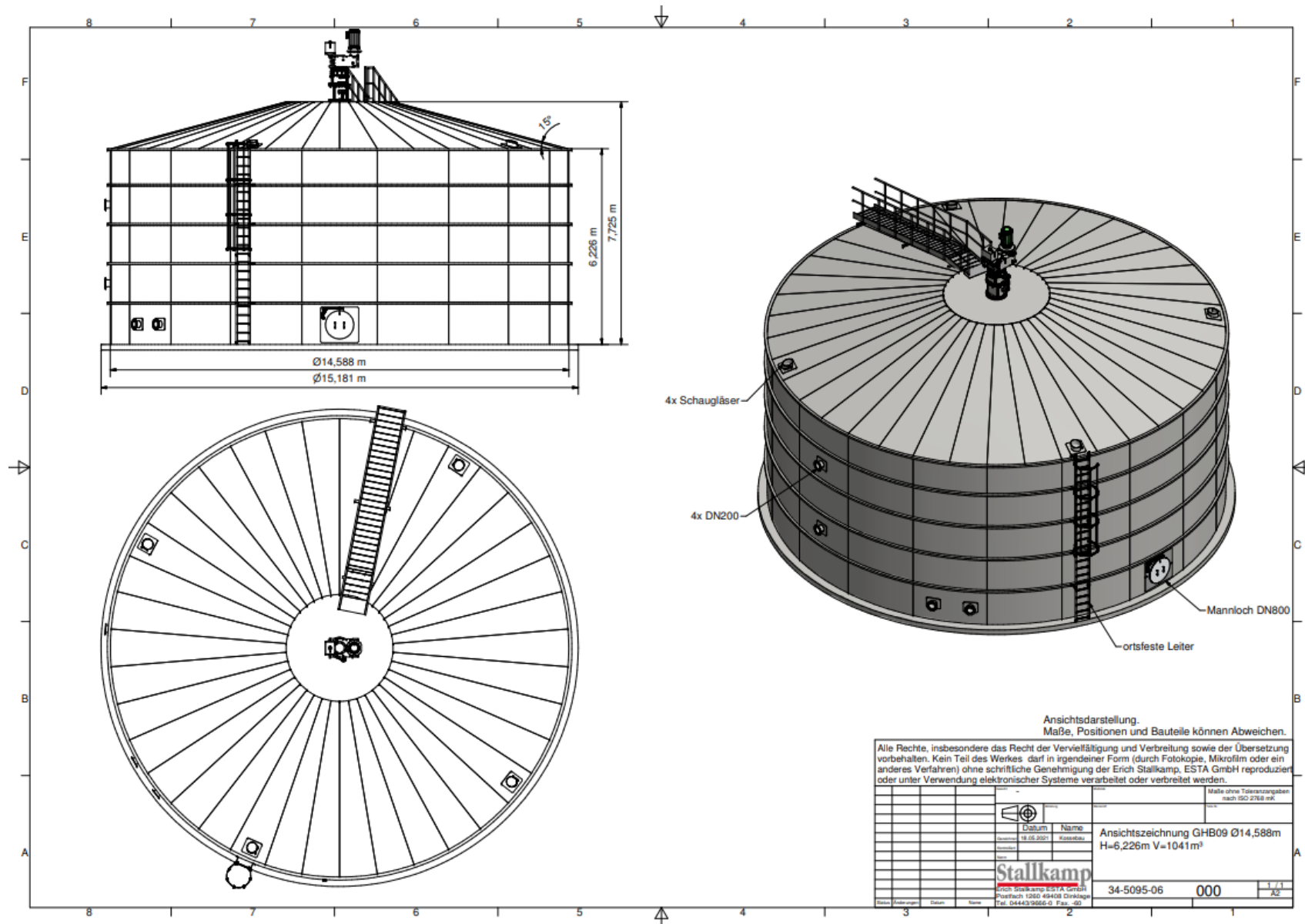
Indicators	Case 1		Case 2	
	Stainless steel	Concrete	Primary Clarifier	Pre-filtration (Rotating belt filters)
Freshwater eutrophication	BEST		BEST	
Marine eutrophication	BEST			BEST
Carbon footprint	BEST			BEST
Circularity	N/A	N/A		BEST
Net water recovery	N/A	N/A	BEST	
Areal footprint	BEST			BEST
Total life cycle costs	N/A	N/A		BEST
Pay back period	N/A	N/A		BEST
OPEX	N/A	N/A	BEST	
CAPEX		BEST		BEST
Income	N/A	N/A		BEST
Innovation potential	N/A	N/A		BEST
Job creation potential	N/A	N/A		BEST
Safety in working place	N/A	N/A	BEST	
Export of know-how	N/A	N/A		BEST
Robustness	N/A	N/A	BEST	
Flexibility	N/A	N/A		BEST

This work is partly funded by the Danish Water Sector's Development and Demonstration Program and the utility companies VandCenter Syd, BIOFOS, and Aarhus Vand. The authors would like to thank Rambøll for funding the expenses related to the participation to Singapore International Water Week.

Bilag 1.3 Udgifter for slamlager samt Elovac-P

Entrepriser	Detaljer	Entreprenør/leverandør	Realiseret økonomi (afrundet til hel tusinder)
Rådgivning	El/tavle design Risikovurdering og CE mærkning Bygningsdesign	COWI Maskinsikkerhed OBH/Henneby	1.500.000
Tankentreprise	Etablering af ny slamlagertank inkl. Omrører.	Biogas Teknik A/S	3.000.000
Bygningsentreprise	Etablering af bygning til vakuumtank	Tømmerfirmaet Peter Ellegaard	1.100.000
Smedeentreprise	Ombygning af eksisterende pumpeinstallation. Nye rør til under tanken.	Skandinavisk Stål og Plast A/S	1.500.000
Tavleentreprise	Ny maskintavle Ny lystavle Gl. komponenter som skal genbruges flyttes til ny tavle, sådan gamle tavle kan fjernes.	Automatic Syd	1.450.000
El-entreprise	Installation til det hele	Kemp & Lauritzen	700.000
Bygherreleverancer	Elovac - Vakuum tank. Kemitank Rørbro Kran til bygning	Eliquo Gerhard Weber Kunststoff-Verarbeitung Carl-C Fyns kran udstyr A/S	3.200.000
Gasinstallation	Gasrør - smed Isolering af gasrør	Jack Foged A/S Persolit	700.000
Grave- og betonen- treprise	Gravearbejde og betonfundamenter	Nørregaard	2.100.000

Bilag 1.4 Tegning slamlagertank



Bilag 2. Arbejdspakke 2 og 3

Bilag 2.1 [Teknisk notat - Måling af metan- og lattergasemissioner fra renseanlæg \(Vedhæftet\)](#)

Bilag 2.2 [Teknisk notat - Måling af metan- og lattergasemissioner fra udvalgte lokaliteter i Vandcenter Syds kloaksystem i Odense og omegn \(Vedhæftet\)](#)

Bilag 3. Arbejdspakke 4

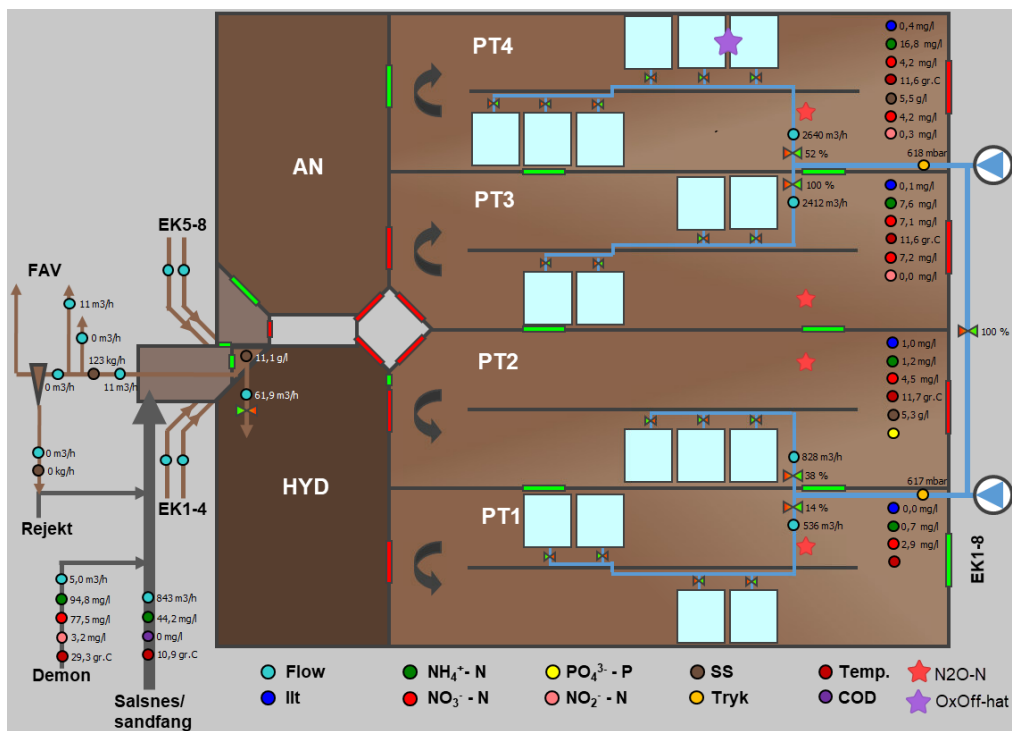
Bilag 3.1 CAPEX og OPEX ved indkøb og drift af lattergassensorer

Tabellen viser estimat på CAPEX og OPEX af 4 stk. indkøb og montering af Unisense lattergas sensorer.

Type	Art	Antal	Enhed	Omk. pr. enhed [DKK]	Sum [DKK]
Indkøb	N ₂ O sensor	4	stk.	18.000	72.000
Indkøb	Kontrolboks	2	stk.	52.000	104.000
Montering	Kontrolboks	10	timer	800	8.000
SRO-integrering	Signal fra boks til SRO	20	timer	800	16.000
Sum, CAPEX				200.000	
Udskiftning af sensor hoved	Sensor-hoved	1	stk./halvår/sensor	8.000	64.000
Kalibrering af sensorer	Kits	2	kits/sensor/år	1.100	8.800
Vedligehold etc.	Medgået tid	0,5	h/sensor/uge	800	83.200
Sum pr. år, OPEX					156.000
Type	Art	Antal	Enhed	Omk. pr. enhed [DKK]	Sum [DKK]
Indkøb	N ₂ O sensor	4	stk.	18.000	72.000
Indkøb	Kontrolboks	2	stk.	52.000	104.000
Montering	Kontrolboks	10	timer	800	8.000
SRO-integrering	Signal fra boks til SRO	20	timer	800	16.000
Sum, CAPEX				200.000	
Udskiftning af sensor hoved	Sensor-hoved	1	stk./halvår/sensor	8.000	64.000
Kalibrering af sensorer	Kits	2	kits/sensor/år	1.100	8.800
Vedligehold etc.	Medgået tid	0,5	h/sensor/uge	800	83.200
Sum pr. år, OPEX					156.000

Bilag 3.2 Flowchart over Egå Renseanlægs procestanke

Flowchart over de fire procestankene på Egå Renseanlæg. Cirklerne indikerer sensorer: Flow (turkis), ammonium (turkis), fosfat (gul), SS (brun), temperatur (mørke rød), ilt (mørkeblå), nitrat (rød), nitrit (lyserød), tryk (orange). Rød stjerne indikerer hvor lattergassensorerne, der måler den opløste koncentration af lattergas i vandfasen, sad og lilla stjerne OxOff-gas-hatten, der måler koncentrationen af lattergas i det område måleren dækker.



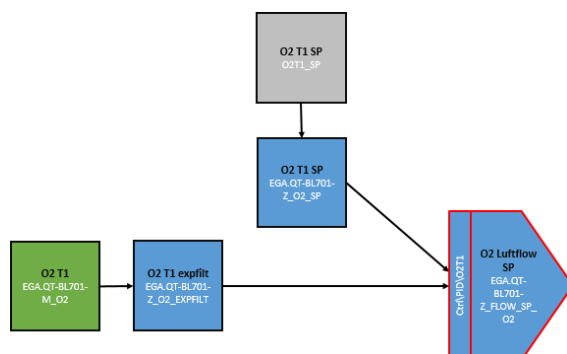
Bilag 3.3 Fabrikater på sensorer i procestankene på Egå Renseanlæg

Luftflowmålere:	Placeret i tank 1-4, Sierra, FlatTrak 780S
Ammoniummålere:	Placeret i tank 1-4, WTW, Varion® Plus 700 IQ
Nitratmålere:	Placeret i tank 1-2, WTW, Varion® Plus 700 IQ
Nitrit/nitratmålere:	Placeret i tank 3-4, WTW, NitraVis® 701 IQ NI
Iltmålere:	Placeret i tank 1-4, WTW, FDO® 700 IQ
SS-målere:	Placeret i tank 1, 4, WTW, ViSolid® 700 IQ
Temperaturmålere:	Placering i tank 1-4, Model ukendt
Lattergasmålere:	Placeret i tank 1-4, Unisense, N ₂ O Wastewater System

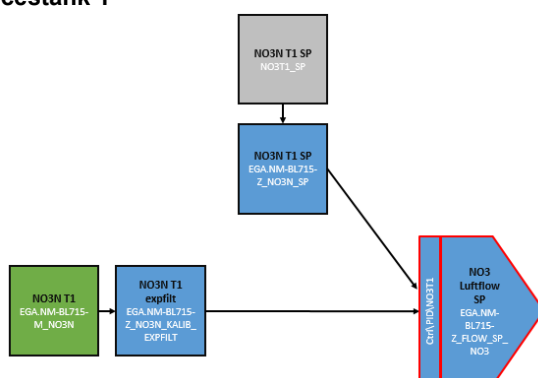
Bilag 3.4 Styring for procestank 1, 3, 4

Procestank 1

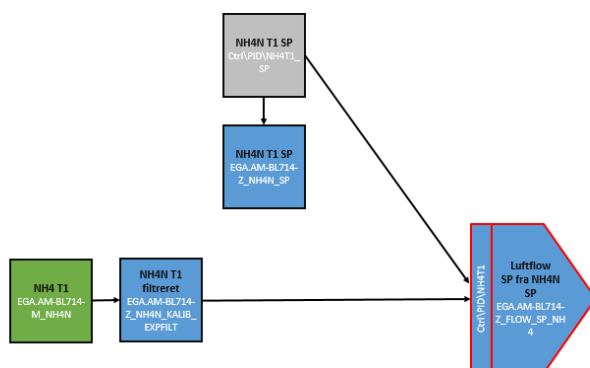
Ilststyring for procestank 1



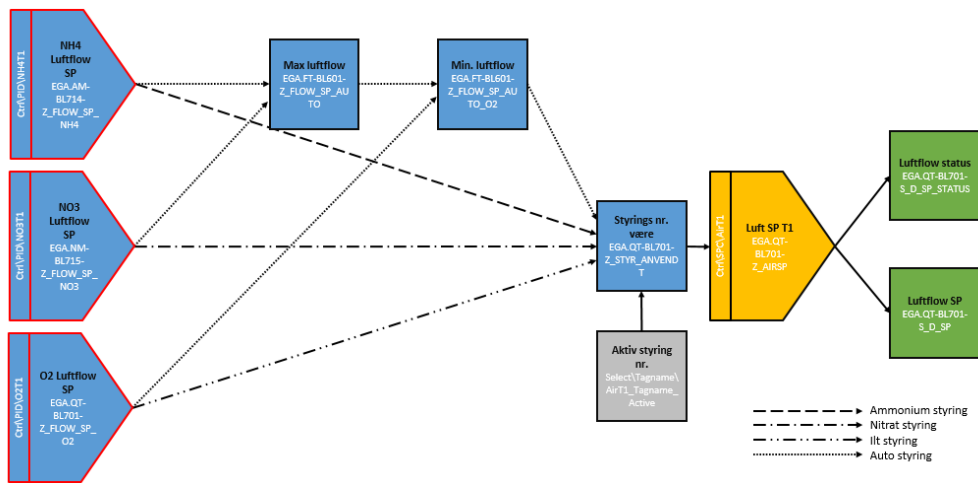
Nitratstyring for procestank 1



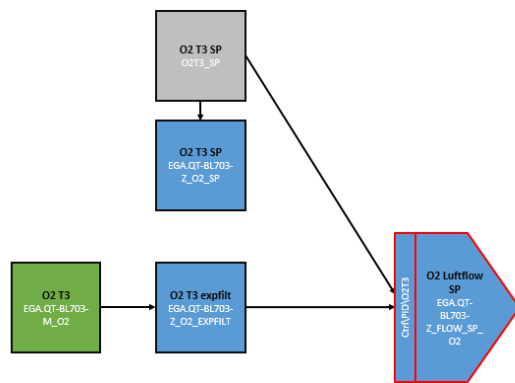
Ammoniumstyring for procestank 1



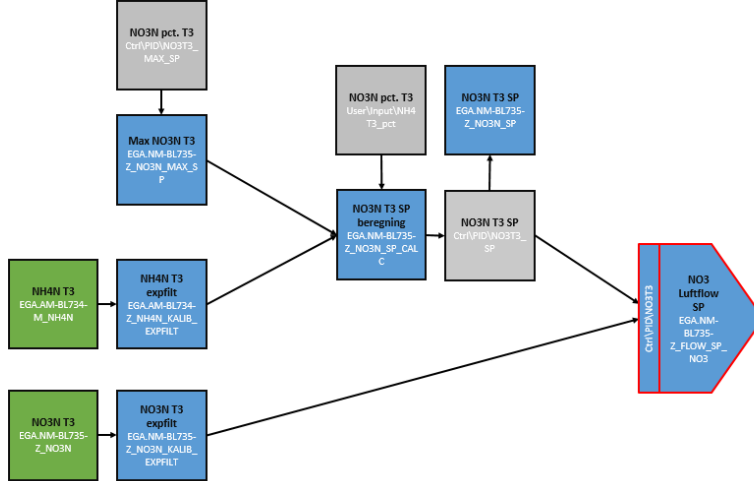
Autostyring for procestank 1



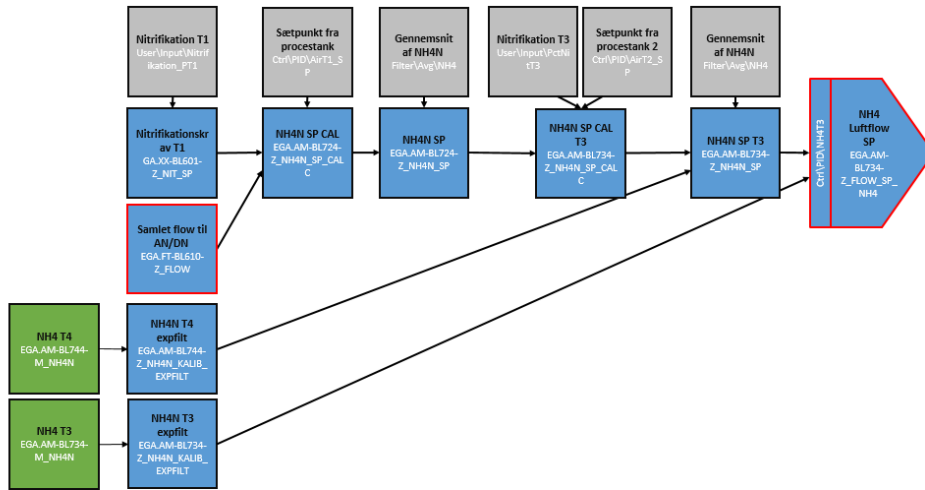
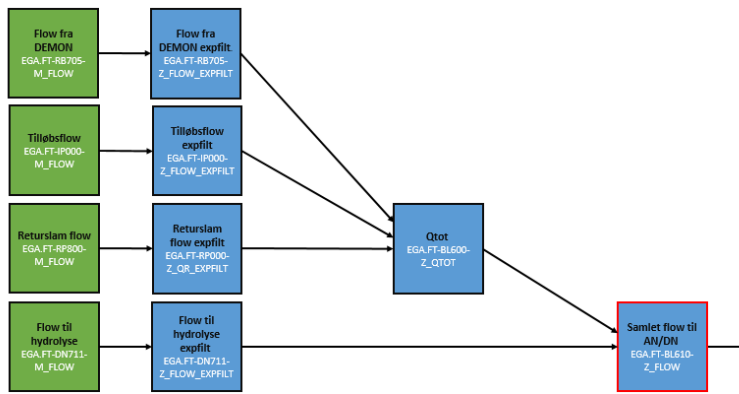
Procestank 3
Iltstyring for procestank 3



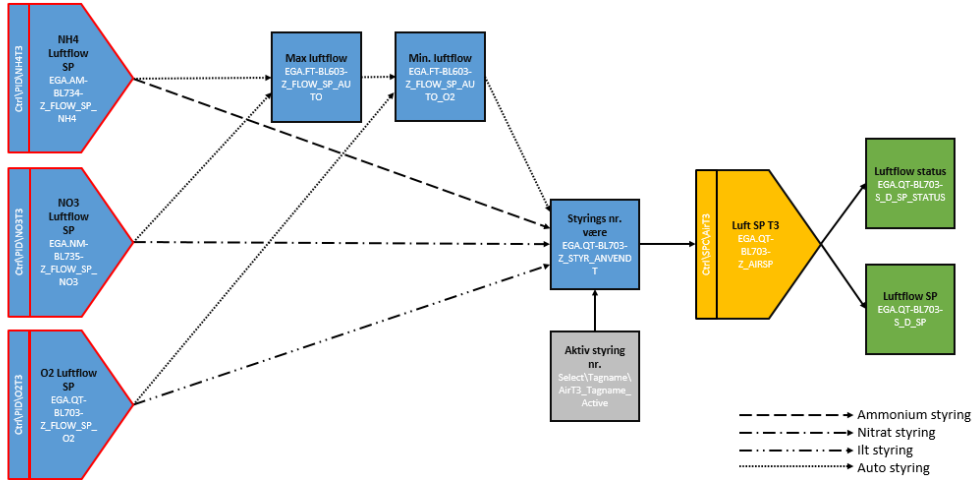
Nitratstyring for procestank 3



Ammoniumstyring for procestank 3

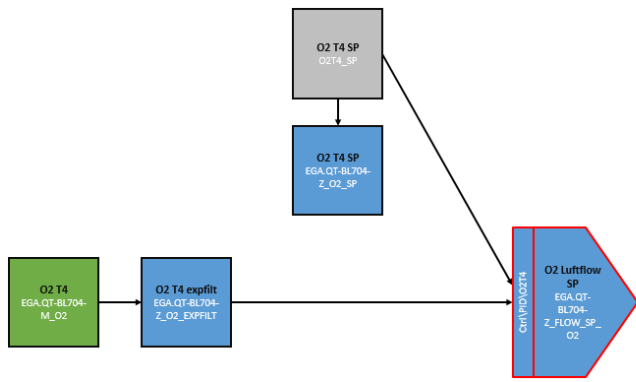


Autostyring for processtank 3

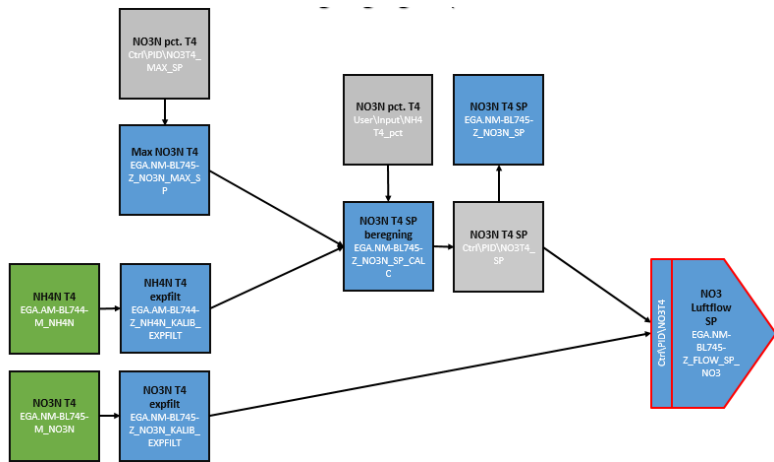


Procestank 4

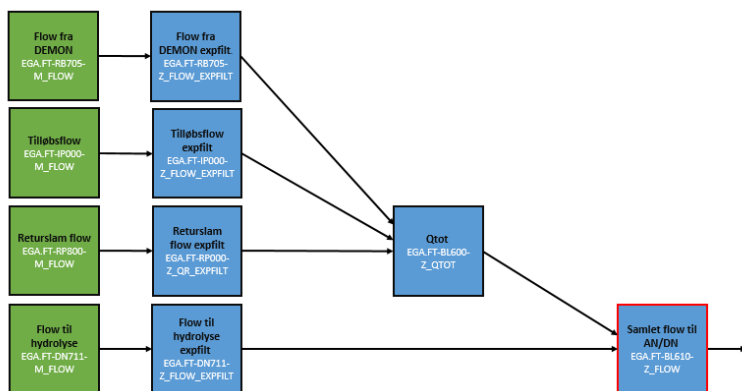
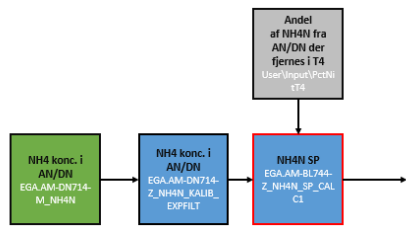
Iltstyring for processtank 4

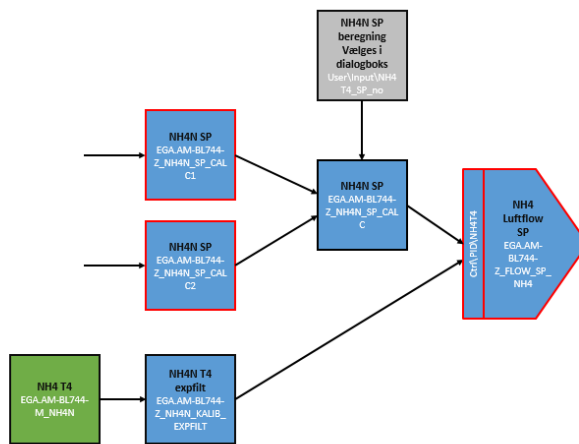
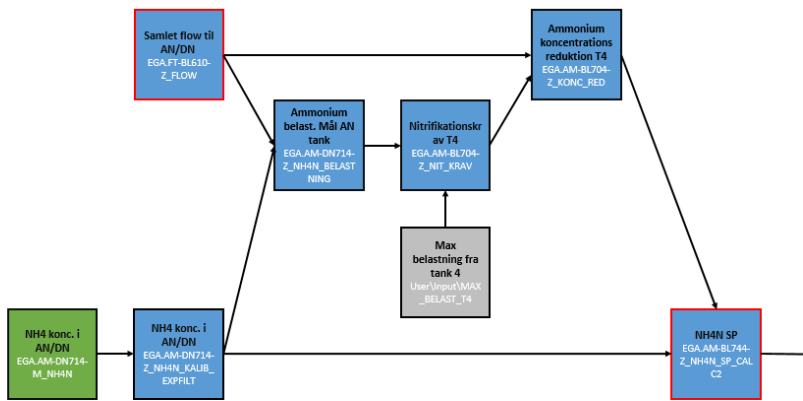


Nitratstyring for procestank 4

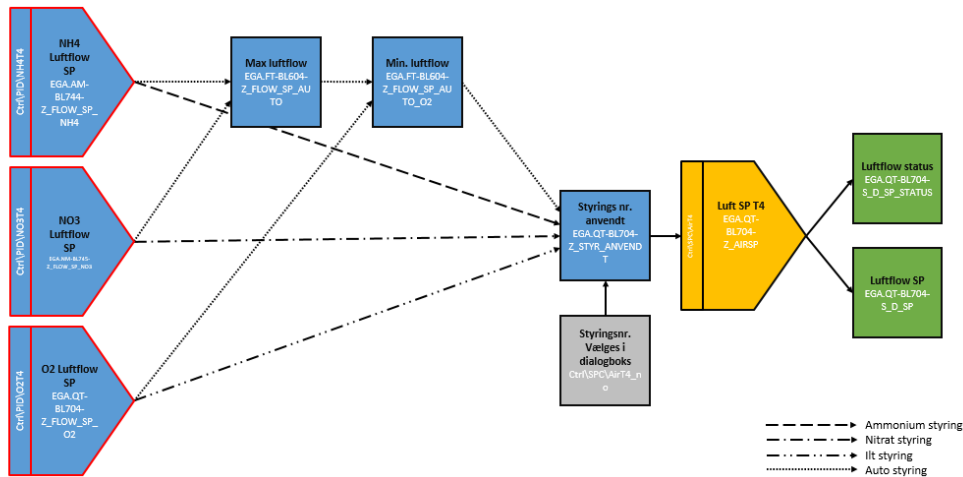


Ammoniumstyring for procestank 4



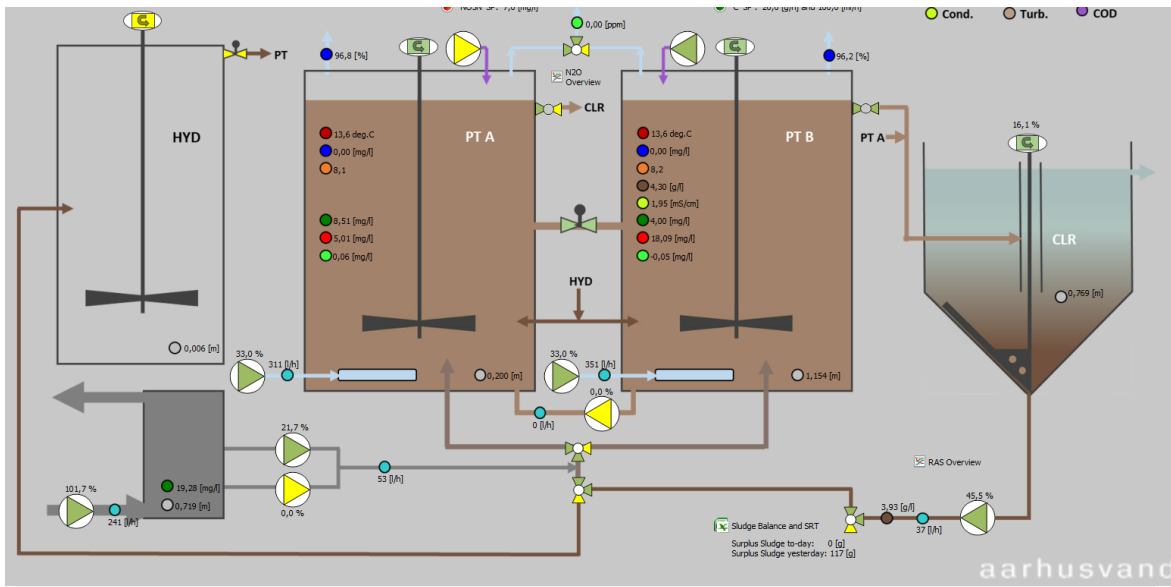


Autostyring for procestank 4



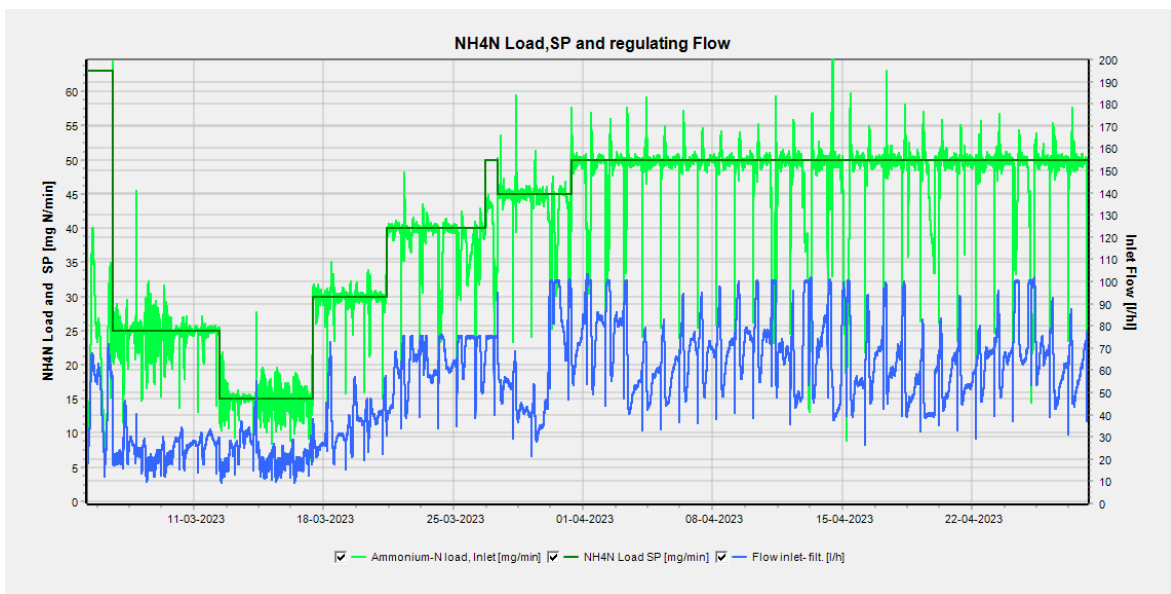
Bilag 3.5 Flowchart af Pilotanlæg

Flowchart over Pilotanlægget på Marselisborg Renseanlæg. Anlægget er udstyret med 2 procestanke (PTA + PTB), efterklaring og indløb. Cirklerne indikerer sensorer: flow (turkis), ammonium (grøn), konduktivitet (gul), brun (SS), temperatur (mørke rød), ilt (mørkeblå), nitrat (rød), pH (orange), lattergas (lysegrøn). Hydrolysetanken er ikke i drift.



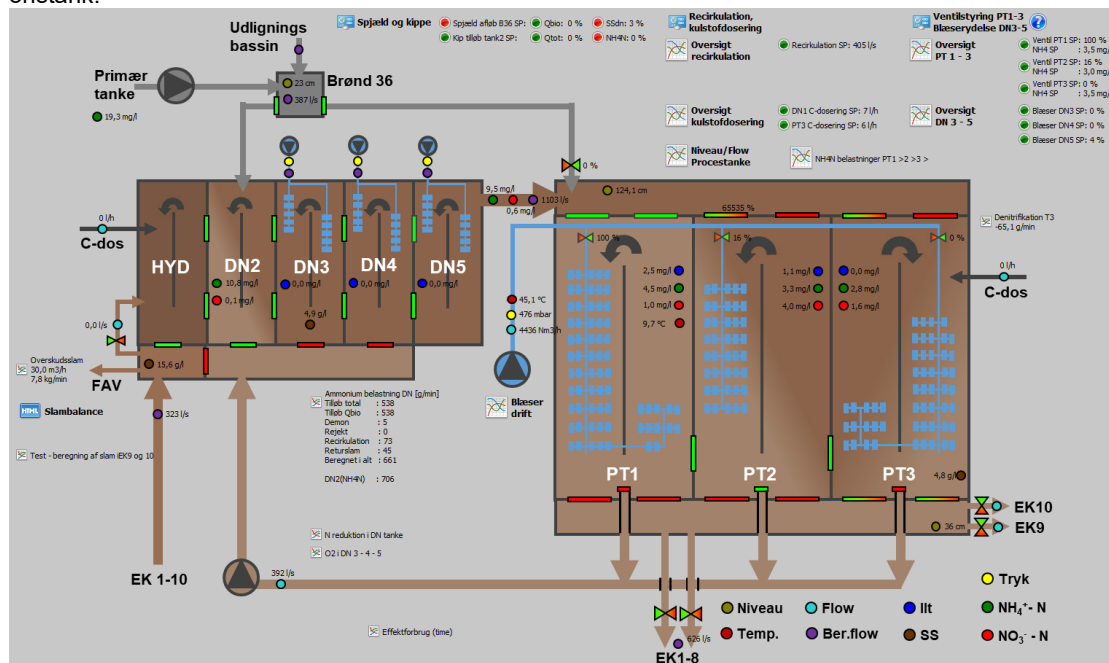
Bilag 3.6 Belastningsstyringen af Pilotanlæg

Ammoniumbelastning ved kontinuerlig drift for procestank B. Ammoniumbelastning fra indløbet [mg/min], ammonium belastningssetpunkt [mg/min], indløbsflow filteret [l/h].

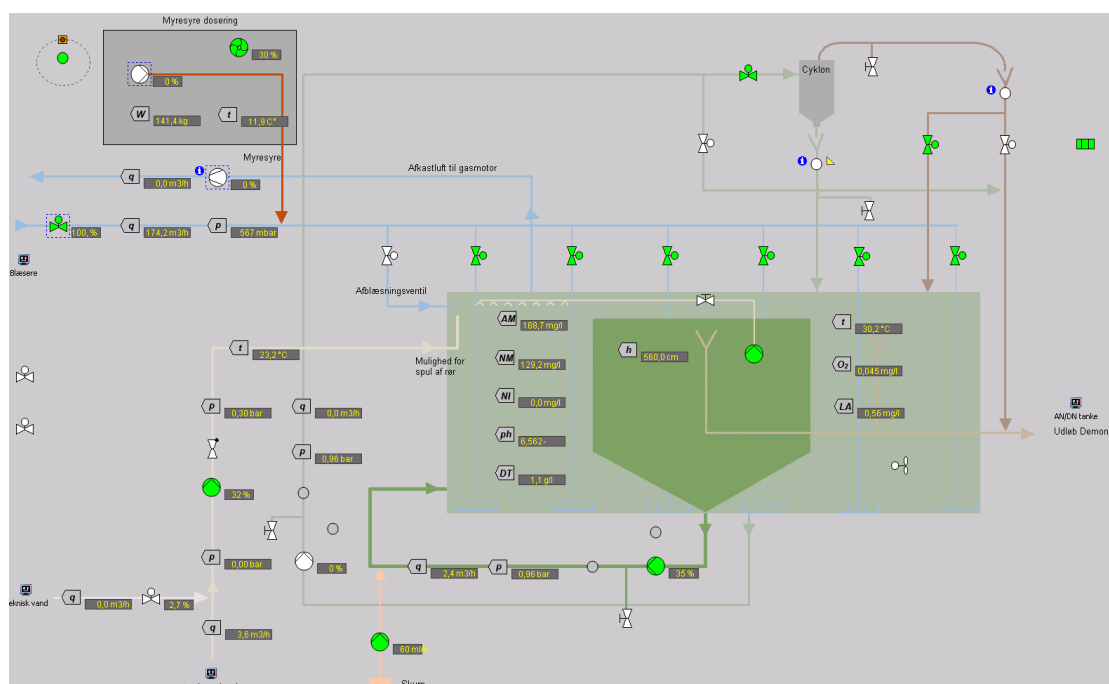


Bilag 3.7 Flowchart af procestankene på Viby Renseanlæg

Flowchart for Viby Renseanlæg, PT3 kan fungere som beluftet tank eller som post-denitrifikationsstank.

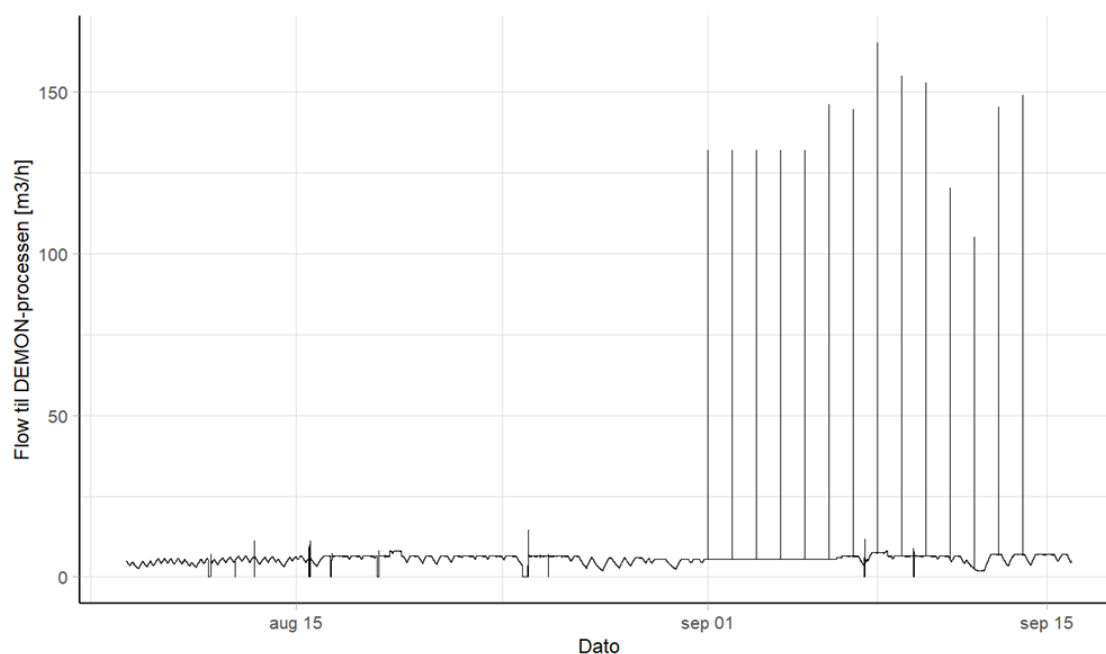


Bilag 3.8 Flowchart af DEMON®-tanken på Egå Renseanlæg

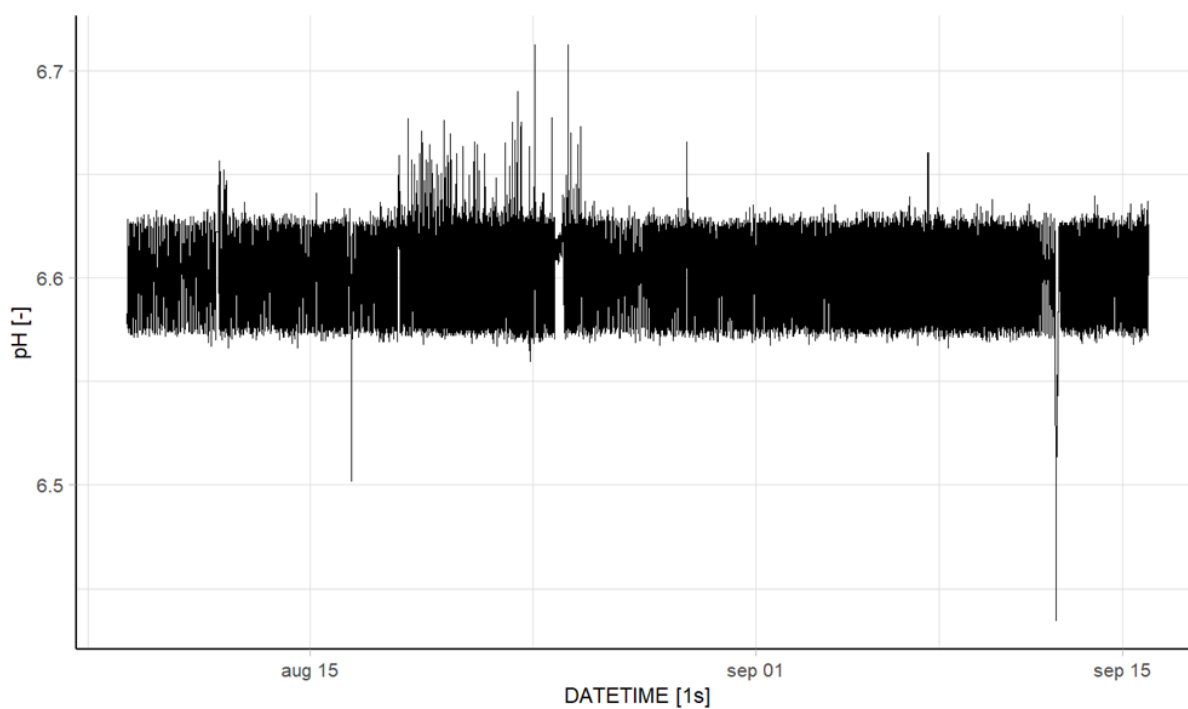


Bilag 3.9 Flow og pH i DEMON®-tanken

Nedenstående figur viser flowet ind i DEMON®-tanken i den undersøgte periode. Flowet vises i m³/h.



Nedenstående figuren viser ph ind i DEMON®-tanken i den undersøgte periode



Bilag 4. Arbejdspakke 5

Bilag 4.1 EZ1301 – Nitrit analyser

En nitritanalysator EZ1301 fra HACH anvender en kolorimetrisk målemetode og har følgende data:

Technical Data*

Model	EZ1028	EZ1029	EZ1301
Parameter	Nitrite	Nitrate	Nitrate, Nitrite
Measurement method	Colorimetric measurement at 546 nm using NEDD, conform with standard method ASTM 4500-NO2-A	Colorimetric measurement at 546 nm using NEDD, conform with standard method ASTM 4500-NO3-A	Colorimetric measurement at 546 nm using NEDD, conform with standard method ASTM 4500-NO3-A
Measuring range	1 - 100 µg/L NO ₂ -N Optional: 8 - 400 µg/L (with internal dilution) 16 - 800 µg/L (with internal dilution) 0.1 - 10 mg/L (with internal dilution)	0.2 - 10 mg/L NO ₃ -N	0.2 - 10 mg/L NO ₃ -N 0.1 - 5 mg/L NO ₂ -N
Precision	Better than 2% full scale range for standard test solutions	Better than 3% full scale range for standard test solutions	Better than 3% full scale range for standard test solutions
Detection limit	≤ 1 µg/L	≤ 0.2 mg/L	≤ 0.2 mg/L NO ₃ -N ≤ 0.1 mg/L NO ₂ -N
Cycle time	10 min (dilution + 5 min)	10 min	10 min per parameter

Kemikalie blanding

4.4 Buffer solution

Products	Formula	MW (g/mol)	CAS No.	1 litre solution
Sodium hydroxide	NaOH	40.00	1310-73-2	20 g

Preparation

Dissolve 20 g sodium hydroxide (NaOH) in 400 mL de-ionized water using a volumetric flask of 1000 mL. Dilute with de-ionized water to the grade mark.

4.5 Reducing reagent

Products	Formula	MW (g/mol)	CAS No.	1 litre solution
Copper(II) sulfate pentahydrate	CuSO ₄ * 5H ₂ O	249.69	7758-99-8	-
Hydrazine sulfate	N ₂ H ₄ * H ₂ SO ₄	130.12	10034-93-2	2 g

Preparation

- 1) Dissolve 0.5 g of copper sulfate (CuSO₄ * 5H₂O) in 50 ml of de-ionized water using a volumetric flask of 100 mL. Mix and add de-ionized water up to the grade mark.

This solution is stable for > 1 month.

- 2) Take 1 mL of the copper sulfate solution and add to 100 mL de-ionized water in a volumetric flask of 1000 mL. Add 2 g of hydrazine sulfate (N₂H₄ * H₂SO₄). Dissolve and add de-ionized water up to the grade mark.

This solution is stable for maximum 2 weeks. Store the reagent in a fridge during operation to prolong stability.

4.6 Colour solution

Products	Formula	MW (g/mol)	CAS No.	1 litre solution
Phosphoric acid 85%	H ₃ PO ₄	98.00	7664-38-2	100 mL
Sulfanilamide	H ₂ NC ₆ H ₄ SO ₂ NH ₂	172.20	63-74-1	10 g
N-(1-Naphthyl) ethylenediamine dihydrochloride	C ₁₂ H ₁₆ Cl ₂ N ₂	259.17	1465-25-4	0.5 g

Preparation

Dilute 100 mL of phosphoric acid (H₃PO₄, 85%) in 400 mL de-ionized water using a volumetric flask of 1000 mL. Add 10 g of sulfanilamide (H₂NC₆H₄SO₂NH₂) and dissolve completely. Add 0.5 g N-(1-naphthyl) ethylenediamine dihydrochloride (C₁₂H₁₆Cl₂N₂) and dilute with de-ionized water to the grade mark.

This solution is stable for maximum 2 weeks. Store the reagent in a closed (brown) bottle and in a fridge during operation to prolong stability up to one month. The colour solution should be colourless. If the colour solution turns pink/brownish, please replace to guarantee good results.

4.7 Sulfamic acid solution

Products	Formula	MW (g/mol)	CAS No.	1 litre solution
Sulfamic acid	NH ₂ SO ₃ H	97.09	5329-14-6	60 g

Preparation

Dissolve 60 g sulfamic acid (NH₂SO₃H) in 400 mL de-ionized water using a volumetric flask of 1000 mL. Mix and fill up with de-ionized water to the grade mark.

Bilag 4.2 Vand anlægget

For at nitritanalysator EZ1301 skal kunne virke kræves det, at analysatoren bliver tilført ca. 400 ml/h (9,6 l/dag) demineraliseret vand af analysekvalitet. Derfor valgte man at anskaffe et vandbehandlingsanlæg fra Krüger Aquacare Purelab Flex 5. Anlægget er i stand til at levere op til 10l/time type III/RO vand, men anbefales op til 10l/dag og passer dermed perfekt til analysatorens behov.

Dataark Purelab Flex 5:

MODEL	PURELAB flex 5
Daily volume	<10 liters
Delivery flow rate – maximum	Up to 2 l/min
Recirculation flow rate	1 l/min
Reverse osmosis make up flow rate	Up to 10 l/hour
Inorganics (resistivity @25°C)	18.2 MΩ-cm
Organics (TOC) – typical	<5ppb ¹
Direct from internal reservoir	Type III / RO water
Bacteria – typical (when fitted with POU Filter)	<1 CFU/10ml
Bacteria – typical (when fitted with Biofilter)	<1 CFU/10ml
Endotoxin (when fitted with Biofilter)	<0.001 EU/ml
DNase (when fitted with Biofilter)	<20 pg/ml
RNase (when fitted with Biofilter)	<0.002 ng/ml

Bilag 5. Arbejdspakke 6

Bilag 5.1 Emissioner, ressource og energi input og Output

Teknologiscenarie		T3b+s	T3b+a	Tb3b+a+CO	T3b+a+h	T3b+s+Elo	T3b+a+Elo	Tb3b+a+CO	T3b+a+h+El
PE belastning		100000	100000	100000	100000	100000	100000	100000	100000
Indløbspildevand		7300000	7300000	7300000	7300000	7300000	7300000	7300000	7300000
N og P ressource forvaltningsstrategi		Bio P og Struvit	BioP og Anammox	BioP og Anammox	Bio P, Anammox	Bio P og Struvit	BioP og Anammox	BioP og Anammox	Bio P, Anammox
C ressource forvaltningsstrategi		Slamudrå dning	Slamudrå dning	Slamudrå dning + konvertering af CO2 indhold i biogassen	Hydrolyse og slamudrå dning	Slamudrå dning	Slamudrå dning	Slamudrå dning + konvertering af CO2 indhold i biogassen	Hydrolyse og slamudrå dning
Input	Enhed								
Elektricitet, ind	kWh/m ³	4,35E-01	4,24E-01	4,24E-01	4,24E-01	4,35E-01	4,24E-01	4,24E-01	4,24E-01
Elektricitet, ind Elovac	kWh/m ³	-	-	-	-	3,10E-07	4,52E-07	5,12E-07	0,00E+00
TN_ind	kg/m ³	6,03E-02	6,03E-02	6,03E-02	6,03E-02	6,03E-02	6,03E-02	6,03E-02	6,03E-02
N_rejekt	kg/m ³	9,04E-03	9,04E-04	9,04E-04	9,04E-04	9,04E-03	9,04E-04	9,04E-04	9,04E-04
TP_ind	kg/m ³	1,37E-02	1,37E-02	1,37E-02	1,37E-02	1,37E-02	1,37E-02	1,37E-02	1,37E-02
COD_ind	kg/m ³	8,22E-01	8,22E-01	8,22E-01	8,22E-01	8,22E-01	8,22E-01	8,22E-01	8,22E-01
COD_rejekt	kg/m ³	3,60E-04	4,08E-04	4,08E-04	2,86E-04	3,60E-04	4,08E-04	4,08E-04	2,86E-04
FeCl3	kg/m ³	-	6,20E-02	6,20E-02	6,20E-02	-	6,20E-02	6,20E-02	6,20E-02
Polymer	kg/m ³	4,61E-04	4,61E-04	4,61E-04	9,22E-04	4,61E-04	4,61E-04	4,61E-04	9,22E-04
MgSO4	kg/m ³	6,99E-03	-	-	-	6,99E-03	-	-	-
NaOH	kg/m ³	1,10E-03	-	-	-	1,10E-03	-	-	-
Output	Enhed								
Elektricitet_ud	MWh/m ³	1,61E-04	2,67E-04	2,97E-04	5,34E-04	1,61E-04	2,67E-04	2,97E-04	5,34E-04
Varme_ud	MWh/m ³	6,80E-05	6,80E-05	8,19E-05	1,36E-04	6,80E-05	6,80E-05	8,19E-05	1,36E-04
Elektricitet_ud_Elovac	MWh/m ³	-	-	-	-	6,65E-06	1,10E-05	1,23E-05	2,20E-05
Varme_ud_Elovac	MWh/m ³	-	-	-	-	2,80E-06	2,80E-06	3,38E-06	5,61E-06
Biogas_internt	MWh/m ³	4,61E-04	4,61E-04	4,61E-04	9,22E-04	4,61E-04	4,61E-04	4,61E-04	9,22E-04
Polymer	kg/m ³	4,62E-03	5,15E-03	5,15E-03	5,15E-03	4,62E-03	5,15E-03	5,15E-03	5,15E-03
Slam	ton dm/m ³	1,43E-04	1,62E-04	1,62E-04	1,13E-04	1,43E-04	1,62E-04	1,62E-04	1,13E-04
N bundet i slam TS	kg N/m ³	6,53E-03	5,72E-03	5,72E-03	5,72E-03	6,53E-03	5,72E-03	5,72E-03	5,72E-03
P bundet i slam TS	kg N/m ³	3,60E-03	5,14E-03	5,14E-03	5,14E-03	3,60E-03	5,14E-03	5,14E-03	5,14E-03
P bundet i struvit	kg N/m ³	1,54E-03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,54E-03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
% P bio-bundet	%-vis af P i TS slam	1,00	0,70	0,70	0,70	1,00	0,70	0,70	0,70
% P kemisk bundet med Fe	%-vis af P i TS slam	0,00	0,30	0,30	0,30	0,00	0,30	0,30	0,30
% af P tilgængeligt i struvit	%-vis af P i struvit	1,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
Ungået P gødning	kg P/m ³	5,14E-03	3,60E-03	3,60E-03	3,60E-03	5,14E-03	3,60E-03	3,60E-03	3,60E-03
Undgået N gødning	kg N/m ³	2,61E-03	2,29E-03	2,29E-03	2,29E-03	2,61E-03	2,29E-03	2,29E-03	2,29E-03
Ungået P gødning	kg/kg tørvægt slam	3,60E-02	2,22E-02	2,22E-02	3,17E-02	3,60E-02	2,22E-02	2,22E-02	3,17E-02
Undgået N gødning	kg/kg tørvægt slam	1,83E-02	1,41E-02	1,41E-02	2,02E-02	1,83E-02	1,41E-02	1,41E-02	2,02E-02
Emissioner til vand og Jord	Enhed								
TN_Vand	kg/m ³	7,28E-03	6,42E-03	6,42E-03	6,42E-03	7,28E-03	6,42E-03	6,42E-03	6,42E-03
TP_Vand	kg/m ³	8,56E-03	8,56E-03	8,56E-03	8,56E-03	8,56E-03	8,56E-03	8,56E-03	8,56E-03
Kulstof_gødning	g/kg tørvægt slam	6,47E+02	5,70E+02	5,70E+02	8,15E+02	6,47E+02	5,70E+02	5,70E+02	8,15E+02
TN_gødning	g /kg tørvægt slam	4,13E+01	4,13E+01	4,13E+01	4,13E+01	4,13E+01	4,13E+01	4,13E+01	4,13E+01
TP_Gødning	g /kg tørvægt slam	2,97E+01	2,97E+01	2,97E+01	2,97E+01	2,97E+01	2,97E+01	2,97E+01	2,97E+01
Emissioner til luft	Enhed								
CH4_Bioprocetank	kg CO ₂ e/m ³	1,54E-02	1,54E-02	1,54E-02	1,54E-02	1,54E-02	1,54E-02	1,54E-02	1,54E-02
CH4_rådnetank	kg CO ₂ e/m ³	2,84E-01	2,84E-01	2,84E-01	2,84E-01	2,84E-01	2,84E-01	2,84E-01	2,84E-01
N2O_Bioprocetank	kg CO ₂ e/m ³	2,73E-01	2,41E-01	2,41E-01	2,41E-01	2,73E-01	2,41E-01	2,41E-01	2,41E-01
N2O_Anammox	kg CO ₂ e/m ³		1,25E-05	1,25E-05	1,25E-05		1,25E-05	1,25E-05	1,25E-05
N2O_EF_Lavt eutrofieringsniveau i recipienten	kg CO ₂ e/m ³	5,72E-05	5,05E-05	5,05E-05	5,05E-05	5,72E-05	5,05E-05	5,05E-05	5,05E-05
N2O_EF_Højt eutrofieringsniveau i recipienten	kg CO ₂ e/m ³	6,48E-02	5,72E-02	5,72E-02	5,72E-02	6,48E-02	5,72E-02	5,72E-02	5,72E-02
CH4_fangst_Elovac	kg CO ₂ e/m ³					-6,25E-03	-6,25E-03	-6,25E-03	-6,25E-03
CO2_Bioprocetank	kg CO ₂ e/m ³	4,52E-01	4,52E-01	4,52E-01	4,52E-01	4,52E-01	4,52E-01	4,52E-01	4,52E-01
CO2_Rådnetank	kg CO ₂ e/m ³	3,54E-02	3,54E-02	3,54E-02	3,54E-02	3,54E-02	3,54E-02	3,54E-02	3,54E-02
Opbygning af kulstof i jord_100 år	kg CO ₂ e/m ³	-2,14E-02	-1,88E-02	-1,88E-02	-2,69E-02	-2,14E-02	-1,88E-02	-1,88E-02	-2,69E-02

Aktiv Reduktion af Emissioner fra Spildevandsanlæg

MUDP-projekt

Formålet med projektet "Aktiv Reduktion af Emissioner fra Spildevandsanlæg" (ARES) var at belyse tiltag der kan implementeres på danske renseanlæg for at reducere emissioner både i form af metan (CH₄) og lattergas (N₂O).

Følgende tiltag og resultater er udført under projektet:

- Demonstreret en 45% CH₄-emissionsreduktion ved implementering af overdækket slamlager samt EloVac-P vakuumsystem.
 - Det er forsøgt at kvantificere metan- og lattergasemissioner fra kloaknettet i Odense. Ved måling af 15 udvalgte spots og en empirisk model er den samlede emission fra kloaknettet vurderet til 9,6 kg CH₄/time. Dog kræver en præcisering af kvantificeringen en større målekampagne.
 - Der er med sporgasdispersionsmetode kvantificeret metan- samt lattergasfaktorer fra 4 danske renseanlæg.
 - En række styringsstrategier blev forsøgt på Egå Renseanlæg for opnåelse af en reduceret lattergasemission. Ændringer i anlæggets belastning og driftsparametre har dog gjort det svært at konkludere en ønsket effekt af tiltagene.
 - Et pilotforsøg viste tegn på at kulstofdosering i aktiv slam øger nitratomsætningen, men at den øgede nitratomsætning samtidigt også resulterer i en højere lattergasdannelse. Tilsættes kulstof til aktiv slam ved nitratlave betingelser, øges omsætningen af lattergas jo mere kulstof der tilsættes, indtil en vis grænse, derefter tyder det på at øget kulstof giver reduceret lattergasomsætning.
 - Test af nitritanalysator viste udfordringer pga. udfordringer med leverance af forbrugskemikalier. Og det resulterede i begrænsede målekampanjer.
- Tiltag udført i projektet er gennemgået i forhold til Parismodellen og resultater sammenlignet med IPCC's opgjorte emissionsfaktorer. Der er også beregnet CO₂-skyggepriser for implementering af nævnte reduktionstiltag.



Miljøstyrelsen
Tolderlundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk