



Miljøministeriet  
Miljøstyrelsen

# Kvælstoffjernelse med aktiv slam processen i landbaseret akvakultur anlæg

[Serietype og nummer]

November 2021



# Indhold

<b>1.</b>	<b>Forord</b>	<b>5</b>
<b>2.</b>	<b>Sammenfatning</b>	<b>6</b>
<b>3.</b>	<b>English summary</b>	<b>10</b>
<b>4.</b>	<b>Baggrund</b>	<b>14</b>
4.1	Projektets idé	14
4.2	Formål	15
<b>5.</b>	<b>Danish Salmons produktionsanlæg i Hirtshals</b>	<b>16</b>
5.1	Udledning af produktionsvand og produktionsvandets sammensætning	16
<b>6.</b>	<b>Biologiske renseanlæg til kvælstoffjernelse</b>	<b>18</b>
6.1	Renseprocesser til kvælstoffjernelse	18
6.2	Aktiv slam processen	18
6.3	Biofilter processen	19
6.4	Forskellen på aktiv slam anlæg og biofilter anlæg	21
<b>7.</b>	<b>Biologiske renseprocesser i denitrificerende renseanlæg</b>	<b>23</b>
7.1	Denitrifikation	23
7.1.1	Kulstofkilder til denitrifikation	24
7.2	Slamhydrolyse	24
<b>8.</b>	<b>Aktiv slam pilotanlæg ved Danish Salmon</b>	<b>26</b>
8.1	Design af aktiv slam anlægget	26
8.1.1	Belastninger og temperatur	26
8.1.2	Dimensionering af procestank	27
8.1.3	Dimensionering af efterklaringstank	27
8.2	Pilotanlæggets opbygning og kapacitet	28
<b>9.</b>	<b>Drift og forsøg på aktiv slam anlæg</b>	<b>30</b>
9.1	Driftsparametre – almindelig drift	30
9.1.1	Indløb	30
9.1.2	Returslamflow	30
9.1.3	Slamkoncentration i procestank	30
9.1.4	Kulstofdosering og jernklorid dosering	31
9.2	Driftsanalyser	31
9.2.1	Generelle parametre, der måles kontinuert (online) i det aktive slam anlæg	31
9.2.2	Generelle parametre der måles ved stikprøver	31
9.3	Bestemmelse af pilotanlæggets denitrifikationskapacitet	31
9.3.1	Denitrifikationskapacitet ved basis drift	31
9.3.2	Denitrifikationskapacitet ved overbelastningsforsøg	32
9.4	Bestemmelse af hydraulisk kapacitet	34
9.5	Forsøg med slamhydrolyse	34

<b>10.</b>	<b>Forsøgsresultater</b>	<b>37</b>
10.1	Denitrifikation med fuld ekstern kulstoftilsætning og 100% overskudsvand tilsætning	37
10.1.1	Denitrifikation med acetat tilsætning	38
10.1.2	pH niveau	38
10.1.3	COD forbrug i denitrifikations processen	38
10.1.4	Jernklorid og bundfældningsegenskaber	39
10.1.5	Efterklaringstank kapacitet	39
10.2	Denitrifikation med 75% overskudsvand tilsætning og 25% filterspildevand tilsætning samt delvis ekstern kulstoftilsætning	39
10.2.1	Denitrifikation med acetat og filterspildevand	39
10.2.2	COD behov og slamhydrolyse aktivitet	40
10.2.3	Jernklorid tilsætning	41
10.2.4	Belastning af efterklaringstanken	41
10.3	Sammenfatning af forsøgskampagnerne	41
10.3.1	Forbedret slamafvanding, mindre polymerforbrug og mindre slammængder	43
10.4	Afløbskvalitet	43
10.4.1	Pilotanlæggets afløbskvalitet, 100% acetat tilsætning	44
10.4.2	Pilotanlæggets afløbskvalitet, filterspildevand og acetat tilsætning	44
<b>11.</b>	<b>Forsøg med genbrug af aktiv slam spildevand</b>	<b>46</b>
11.1	Incitament for genbrug af rensset vand i Danish Salmon´s produktionsanlæg	46
11.1.1	Temperatur aspektet	46
11.1.2	Recirkulations aspektet	46
11.1.3	Energibesparelses potentialet	47
11.2	Problemstillinger ved vandgenbrug fra aktiv slam anlægget	47
11.2.1	Bakterieindhold	48
11.2.2	Organisk stof og partikelindhold	48
11.2.3	UVT	48
11.2.4	Andre vandkvalitets parametre	48
11.3	Teknologivalg, forsøgsopstilling	49
11.3.1	Teknologivalg	49
11.3.2	Forsøgsopstilling og prøvetagningslokationer	49
11.4	Forsøgsresultater	51
11.4.1	Bakterieindhold	51
11.4.2	Organisk stof	52
11.4.3	Partikler	53
11.4.4	UV transmission	54
11.4.5	Kvælstof, fosfor, jern og svovlbrinte	55
11.4.6	Geosmin og MIB (2-Methylisoborneol)	56
11.5	Resultatopsamling	57
<b>12.</b>	<b>Konklusion</b>	<b>58</b>
<b>13.</b>	<b>Referencer</b>	<b>60</b>

# 1. Forord

Dette udviklingsprojekt er udarbejdet af firmaerne Danish Salmon A/S, Aquahouse A/S og CM Aqua ApS i samarbejde med konsulentfirmaerne E-Projekt ApS (ved Kenneth Janning) og Gert P. Environmental ApS (ved Gert Petersen) og er udgivet af Miljø- og fødevareministeriet. Projektet er støttet af tilskudsordningen Miljøeffektiv Udviklings- og Demonstrations Program (MUDP), som har til formål at fremme udvikling og anvendelse af nye effektive miljøløsninger på prioriterede miljøudfordringer og samtidig understøtte vækst og beskæftigelse.

Projektet er udarbejdet i perioden fra januar 2018 til november 2021.

Projektet omhandler udvikling af en omkostningseffektiv biologisk renseproces til fjernelse af nitrat kvælstof fra afløbsvand, der udledes fra recirkuleret landbaseret lakseopdrætsanlæg (RAS anlæg). Projektet har trukket på erfaringer fra spildevandsbranchen, idet aktiv slam processen, som hidtil kun i meget begrænset omfang er benyttet indenfor akvakultur branchen, nu er forsøgt anvendt til fjernelse af nitrat i afløbsvand med højt saltindhold fra RAS anlæg. Aktiv slam processen er den mest udbredte renseproces i Danmark til fjernelse af kvælstof fra kommunalt spildevand. Dette projekt har inddraget ekspertise fra spildevandsbranchen i form af designkriterier, dimensionering og drift til udvikling og afprøvning af renseprocessen i et større pilotanlæg, som blev konstrueret ved Danish Salmons lakseproduktionsanlæg i Hirtshals.

Projektet har haft til hensigt at vise, at aktiv slam processen stabilt kan anvendes som renseproces til effektiv fjernelse af nitrat fra afløbsvand, og at slammet fra produktionsanlægget vil kunne indgå som supplerende kulstofkilde i processen med henblik på at reducere forbruget af ekstern kulstof, som er et stærkt fordyrende led i renseprocessen. Samtidigt forventes slambehandlingen fra RAS-anlægget at blive billigere end i alle alternative behandlingsformer. Ligeledes er genanvendelsespotentialet af det rensede afløbsvand blevet undersøgt med henblik på vurdering af, om vandgenbrug i fremtiden vil kunne introduceres.

## 2. Sammenfatning

Landbaserede recirkulerede fiskeopdrætsanlæg har de seneste 30 år udviklet sig til højeffektive og sikre fiskeproduktionsanlæg med lavt vand-, foder- og energiforbrug. Intern mekanisk, biologisk rensning af produktionsvandet sikrer optimal vandkvalitet for fiskeopdrættet, og forureningsprodukter fra produktionen udskilles kontrolleret med overskuds- og filterspildevandet. Sammenlignet med havbrugsanlæg haves alle muligheder for at kontrollere hvor meget forurening, der skal sendes til recipient, hvilket altid vil være en miljømæssig vurdering i forhold til opdrætsanlæggets lokation.

Den største kilde til forurening fra landbaserede opdrætsanlæg er oftest kvælstof – nærmere bestemt nitrat - da nitrat normalt ikke er et problemstof i produktionsvandet, hvor fiskene svømmer rundt. Dermed er der heller ikke noget incitament til at fjerne nitraten, da det er omkostningskrævende og risikabelt at fjerne nitrat i den interne recirkulation. Man tillader derfor nitrat at opbygges i produktionsvandet og fortynder sig ud af en evt. for højt nitratniveau. Overskudsvandet kan derfor, afhængigt af den interne vandgenbrugsprocent, indeholde megen nitrat, typisk 50-100 mg NO<sub>3</sub>-N/l når der udledes til recipient. I nogle egne af verden negligeres denne problemstilling, men i Danmark skal opdrætsanlæggene leve op til en given miljøgodkendelse, som udstikker rammerne for bl.a. kvælstofudledning.

I akvakulturbranchen er biofiltre blev brugt som biologisk rensenhed siden recirkulationskonceptet blev opfundet (i Danmark for øvrigt). Biofiltre benyttes i produktionsvandstrømmen og er den mest oplagte renseform, da flowet er meget højt og rensningen foregår som nitrifikationsproces, der producerer meget lidt slam. Da nitratproblemstillingen i produktionsvand blev aktuel i de mest intensivt recirkulerede opdrætsanlæg var biofiltre derfor det naturlige valg til intern produktionsvandrensning, men det har ikke været uden problemer, da biofiltrene let stopper til og uønskede processer kan opstå til gene for fiskeopdrættet. I afløbet fra opdrætsanlægget er denne risiko væk, men det ændrer ikke ved, at denitrificerende biofiltre er krævende at drive og anlæggene er dyre i drift, da eksternt kulstof nødvendigvis må tilledes under processen.

Dette projekt handler derfor om hvordan man mest effektivt kan fjerne nitrat fra overskudsvandet med en for akvakulturbranchen ny renseteknologi, som kun i meget begrænset form har været afprøvet i et kommercielt produktionsanlæg. Danish Salmon A/S har sammen med firmaerne Aquahouse A/S og CMAqua ApS fået MUDP tilskud til at udvikle, designe og teste aktiv slam processen som renseproces til nitratfjernelse ved Danish Salmon's produktionsanlæg i Hirtshals, hvor firmaet opdrætter laks til fuld størrelse. Danish Salmon's udfordring var netop kvælstofudledning – firmaet ønsker at udvide sin produktionskapacitet fra nuværende 1.500 tons/år til 4.000 tons/år, men da firmaet kun kan udlede 45 tons kvælstof om året, skulle der implementeres rensning for den overskydende mængde nitrat, som ville blive udledt efter en udvidelse af produktionskapaciteten.

Aktiv slam anlæg har den fordel, at processen foregår kontinuert og mere eller mindre fuldautomatisk, og anlægget er simpelt i sin opbygning. Derudover så projektdeltagerne en mulighed i at benytte slam udtaget fra produktionsanlægget som ekstra kulstofkilde til denitrifikationsprocessen for derved at spare dyr eksternt kulstoftilsætning. Dette er epokegørende nytænkning indenfor akvakulturbranchen, selvom potentialet tidligere er blevet undersøgt og dokumenteret i forskningsverdenen.

Projektets formål er derfor at teste aktiv slam processen som denitrifikationsproces på overskudsvand fra Danish Salmon's produktionsanlæg i Hirtshals i en skala, som giver et realistisk billede af aktiv slam processens potentiale. Designet af aktiv slam anlægget har

taget udgangspunkt i at anlægget skulle rense en vandstrøm på 22,5 m<sup>3</sup>/time (15% af Danish Salmon's overskudsvandudledning) med et forventeligt indhold af nitrat omkring 50 mg NO<sub>3</sub>-N/l, altså en belastning på 1,2 kg NO<sub>3</sub>-N/time. Aktiv slam anlægget blev designet i henhold til forventelige omsætningsrater, som tager hensyn til saltindholdet i produktionsvandet (32 promille) samt temperaturniveauet i det udledte produktionsvand (8°C). Den dimensionsgivende denitrifikationsomsætningshastighed blev ved disse betingelser sat til 2,6 g NO<sub>3</sub>-N/kg VSS/h og procestankens volumen blev beregnet til 190 m<sup>3</sup>. Efterklaringstankens volumen blev beregnet til 170 m<sup>3</sup> med et overfladeareal på 49 m<sup>2</sup> (hydraulisk overfladebelastning (HOB) 0,5 m/h). I dette projekt blev en ny type nitrat UV sensor afprøvet til styring af den eksterne kulstofdosering (acetat) i saltholdig vand. Derudover blev en SS måler installeret i procestanken, og diverse mere almindelige sensorer til monitoring af flow, temperatur, pH, redox potentiale og ilt blev installeret til monitoring og proceskontrol. Installationen af sensorerne gjorde, at aktiv slam anlægget kunne overvåges via TeamViewer, samt at data kunne logges for dokumentation af drift og eventuelle driftsforstyrrelser. Nitratonlinemåleren viste sig uvurderlig til drift af aktivt slam anlæg, da den dokumenterede at nitratniveauet vedvarende var lavt i anlægget, og SS online måleren var uundværlig i forhold til styring af overskudsudtag af slam i anlægget.

Forsøget blev gennemført i to forsøgsfaser: Første forsøgsfase blev gennemført med overskudsvand fra produktionsanlægget og 100% acetattilsætning, som var den eksterne kulstofkilde, der blev brugt i projektet. Anden forsøgsfase blev gennemført med 75% overskudsvand og 25% filterspildevand for undersøgelse af hydrolyseprocessens potentiale. Filterspildevandet, som bestod af mikrosi skyllevand og biofilter skyllevand fra den interne produktion, blev tilledt direkte til aktiv slam procestanken sammen med overskudsvandet. Hydrolysen af det organiske stof i skyllevandet foregik dermed direkte i procestanken, hvor hydrolyseprodukterne kan bruges direkte til denitrifikation. Fordelen ved dette var, at der ikke skulle etableres et særskilt hydrolyseanlæg med ekstra tanke ved siden af aktivt slam anlægget, samt at det var formodningen, at hydrolyseprocessen ville forløbe bedre, da ophobning af inhiberende hydrolyseprodukter ville undgås.

Bestemmelse af anlæggets maksimale denitrifikationskapacitet blev vanskeliggjort af, at aktivt slam anlægget rensede nitrat i bund selv ved kraftigt forhøjet indløbsflow. Udfordringen var, at slambelastningen til efterklaringstanken hurtigt blev for høj, da slammets bundfældningsegenskaber var ret dårlige. En speciel start-stop teknik af kulstofdoseringen til aktivt slam anlægget muliggjorde imidlertid, at den maksimale denitrifikationsrate kunne bestemmes periodevist – udelukkende som følge af at en online nitratmåler var til rådighed.

Resultaterne fra disse start-stop forsøg viste, at anlæggets maksimale denitrifikationshastighed var ekstrem høj, både med 100% acetat tilsætning og med kombineret acetat tilsætning og slamhydrolyse. Således blev denitrifikationshastigheden typisk bestemt til mere end 5 g NO<sub>3</sub>-N/kg VSS/h ved alle forsøg som gennemførtes, og den højeste omsætningshastighed var 10 g NO<sub>3</sub>-N/kg VSS/h målt ved 11°C. Det var tydeligt at jo mere anlægget blev belastet med (kg NO<sub>3</sub>-N/dag), jo mere aktivt blev slammet. Omsætningsniveauet svarede til at der ved den dimensionsgivende vandtemperatur på 8°C kunne omsættes ca. 5,5 g NO<sub>3</sub>-N/kg VSS/h. Dette blev dog aldrig målt da minimumstemperaturen i anlægget kun nåede ned til ca. 10 °C. Selve pilotanlægget var dermed i stand til at omsætte op imod 80 kg NO<sub>3</sub>-N/dag, hvor forventningen var maksimalt 30 kg NO<sub>3</sub>-N/d. Konklusionen var dermed, at anlægget kunne omsætte den dobbelte mængde nitrat i forhold til anlæggets designgrundlag.

Hydrolysepotentialet blev bestemt ved at måle hvor meget den eksterne kulstofdosering (acetat) blev fortrængt i forhold til den omsatte mængde nitrat, når filterspildevand blev tilsat til aktivt slam anlægget sammen med overskudsvandet. Mens der ved 100% acetat tilsætning blev forbrugt 4,25 g COD/g NO<sub>3</sub>-N, så faldt acetat forbruget til 2,75 g COD/g NO<sub>3</sub>-N, altså en

reduktion på 35%. Hydrolysepotentialet kan dog forøges ved brug af en højere slamalder end den nødvendige på kun 1-3 dage ved tilførsel af filterspildevand.

Efterklaringstanken var aktiv slam anlæggets akilleshæl. På grund af slammets bundfældningsegenskaber var den maksimale slambelastning ca. 1,8 SS/m<sup>2</sup>/h, men den normale belastning af efterklaringstanken bør ikke overskride 1,5-1,6 kg SS/m<sup>2</sup>/h. Sammenholdt med almindelige kommunale renseanlæg er dette lavt, hvor en slambelastning på 5-6 kg SS/m<sup>2</sup>/h er normal. Ved drift med en relativ lav slamkoncentration i procestanken (2 - 2,5 kg SS/m<sup>3</sup>) lykkedes det dog at få flowet igennem renseanlægget op på 40 m<sup>3</sup>/h, hvilket gav en hydraulisk maksimal belastning (HOB) på 0,75 m/h igennem efterklaringstanken. Havde efterklaringstanken været større (arealmæssigt) ville en højere slamkoncentration i procestanken have kunnet holdes med større nitratomsætning i anlægget til følge. Slambundfældningen blev forbedret ved tilsætning af jernklorid (FeCl<sub>3</sub>), hvorved slammets flokkuleringsevne blev forbedret. Mængden af jernklorid var typisk 1,5 l/h men ved de højeste hydrauliske belastninger måtte doseringen øges til 5 l/h, hvilket ikke er så ønskeligt, da slammets uorganiske indhold forøges og derved også driftsudgifterne.

Brugen af al filterspildevand som hydrolyseslam åbner for et andet interessant perspektiv. Slammet på Danish Salmon har længe voldt virksomhedens problemer, da afvandningsegenskaberne er meget dårlige. Ved at benytte filterspildevandet i aktiv slam anlæggets biologiske proces, forekommer der en stabilisering af slammet, som gør det væsentligt nemmere at afvande. Slamkoncentrationen til slutaftvanderer vil stige 10 gange i forhold til koncentrationen i skyllevandet. Fordelene ved dette er, at tørstofindholdet i det slutaftvandede slam er højere, og der skal derfor køres færre m<sup>3</sup> slam væk fra virksomheden. Derudover bliver polymerforbruget til slamafvandning væsentlig mindre. Den samlede slamproduktion, inklusiv den biologiske slamproduktion fra aktiv slam anlægget, bliver lig med eller mindre end (såfremt hydrolyseprocessen optimeres yderligere) slamproduktionen var før introduktion af aktiv slam anlægget. Dette sker fordi aktiv slam anlæggets slamproduktion andrager 0,35 kg SS/kg COD<sub>tilsat</sub>, altså samme størrelsesorden som den mængde filterspildevandsslam som omsættes i hydrolyseprocessen.

Afløbskvaliteten fra aktiv slam anlægget er god mht. opløst kvælstof og fosfor. Enkelte afløbsmålinger af kvælstof viste, at nitrat- og ammoniumindholdet er under 1 mg/l mens der observeredes mere nitrit, ca. 4 mg NO<sub>2</sub>-N/l i afløbet. Samlet udledes mindre end 5 mg TN<sub>opløst</sub>/l fra efterklaringstanken, hvilket giver en kvælstofsreduktion på mere end 90% i aktiv slam anlægget. TN udledningen, altså TN<sub>opløst</sub> + TN<sub>partikulært</sub> er ca. 10 mg TN/l, hvilket skyldes, at der udledes forholdsvis meget suspenderet stof (SS) fra efterklaringstanken. Udledningen af partikulært organisk stof er >20 mg SS/l hvilket er højt for en efterklaringstank, og det indebærer, at en afsluttende mikrosigefiltrering vil være fordelagtig for reduktionen af SS og partikulært TN og TP. Det vil så også være en billig og ret simpel måde at reducere den organiske stofudledning, TN og TP yderligere. Fosforudledningen er meget lav, ca. 0.3 mg P<sub>opløst</sub> og ca. 0,6 mg P<sub>total</sub>. Fosfor er dermed reduceret med ca. 95% i aktiv slam anlægget, hvilket skyldes en kombination af fosforfjernelse med jernklorid og fosforindbygning i slammet der produceres i processen. BOD i afløbet er målt enkelte gange, og viste at der udledes ca. 10 mg BOD/l i afløbet fra efterklaringstanken. BOD indholdet er primært i partikulær form, da SS indholdet i afløbet er biologisk letomsætteligt. Mikrosigefiltrering vil således også her bidrage betydeligt til reduktion af BOD i afløbet samt den partikulære fosforfraktion fra aktiv slam anlægget.

Beregninger har vist, at der ligger et stort energibesparelsespotentiale i at genbruge rensed vand fra aktiv slam anlægget fremfor indtagsvand, når vandtemperaturen i indtagsvandet er under 6°C. Estimatet for energibesparelsen er ca. 100.000 kWh/år såfremt vandgenbrug kan implementeres i kolde vintre og varme somre, hvor vandgenbrug vil være relevant. Forsøg med genbrug af rensed vand fra aktiv slam anlægget er blevet testet i en renseproces bestående af en kombineret ozon- og proteinskimmer proces med henblik på at undersøge,



om det aktiv slam behandlede vand kan opgraderes til en kvalitet, som gør det forsvarligt at genbruge i produktionsanlægget. Resultaterne viste, at bakterieindholdet kunne nedbringes til samme niveau som i produktionstankene, og at især partikulært stof fjernes effektivt i proteinskimmer anlægget. Vandets klarhed forbedres markant, men vandets UVT dog ikke når det niveau, som forefindes i fisketankene, da UVT-niveauet efter ozon- og proteinskimmer processen lå omkring 50% mens niveauet i fisketankene var 70%. Vandkvaliteten som blev målt for en række parametre såsom COD, BOD, NH<sub>4</sub>, NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>, TN, TP, jern og sulfid viste gode resultater. Der blev dog fundet et lidt højere sulfidindhold i det ozon- og proteinskimmerbehandlede vand end i fisketankene. Hvis vandgenbrug skal etableres, skal det derfor undersøges nøjere, om sulfid udgør et egentligt problem for vandkvaliteten i fisketankene. Geosmin og MIB blev målt før og efter aktiv slam anlægget, og der blev målt et stigende indhold af Geosmin efter aktiv slam processen på 0,015 µg/l. I en vintersituation, hvor vandgenbrug mest sandsynligt vil skulle implementeres, er det ikke sikkert at Geosmin- og sulfiddannelse er særlig signifikant, men det bør undersøges nærmere inden vandgenbrug anvendes.

### 3. English summary

During the last 30 years, land-based recirculated aquaculture has during developed into becoming highly efficient and safe production units with a low consumption of water, energy and feed. Internal mechanical, biological and chemical treatment of the production water ensures an optimal water quality with pollution products being discharged with the excess and flush water from the drum filters. Compared with sea-based aquaculture plants, land-based aquaculture facilities have the possibility to control how much pollution that is discharged. The degree of pollution discharge will always be a technical/economical, environmental and political assessment.

The biggest source of pollution from land-based aquaculture farms is often nitrate-nitrogen, which is produced when ammonia is transformed to nitrate in the internal treatment process. Nitrate in fairly high concentrations is not a problem for fish and because of that, there is no incentive to remove nitrate from the production water. Internal nitrate removal is both costly and risky for the fish production and therefore the nitrate concentration is allowed to build-up to certain levels, typical 50-100 mg NO<sub>3</sub>-N/l, which is then discharged with the excess water from the production. In some parts of the world nitrate discharge is accepted but in Denmark fish farms must meet certain standards given by the regional municipality.

Since the invention of the land-based recirculation concept the aquaculture business has used biofilters as biological treatment units because of their ability to treat high flow levels in the production tanks. Biofilters are primarily used for nitrification and to some extent soluble BOD removal, which produces only a small amount of sludge. Nitrate removal in biofilters (denitrification) only became relevant when the most intensive recirculated aquaculture plants were developed. This process has not been without problems because denitrification produces a big amount of sludge, which results in clogging and higher maintenance costs of the biofilters. It has proven to be a risky process that has resulted in unwanted processes taking place in the biofilters, which in many cases has resulted in fish death and severe loss of production capacity. Consequently, treating nitrate in the outlet water would be favorable because the risk of contaminating the fish production will be removed. However, it does not change the fact that biological denitrification is a demanding and expensive process to operate. Expensive, because an external carbon source needs to be added as an electron doner in the complex transformation of nitrate to free nitrogen (N<sub>2</sub> gas).

This project is focused around the removal of nitrate from excess water discharged from land-based recirculated aquaculture plants, in a process that is new for the aquaculture business: the activated sludge process. The companies Danish Salmon A/S, Aquahouse A/S og CM aqua ApS have been given a MUDP grant from the Danish Environmental Protection Bureau to develop, design and test an activated sludge process for removal of nitrate from production water from Danish Salmon's production plant in Hirtshals, Denmark, where Danish Salmon produces full-size salmon on land. The challenge for Danish Salmon was a desire to expand the production capacity to 4000 tons salmon per year while having a discharge permit of only 45 tons nitrate-nitrogen per year. Therefore, a nitrate removal process had to be implemented.

The advantage of the activated sludge process is that it is a continuous process, it is more or less fully automated, and it is simple in its design having only two tank units in Series (a process tank and a clarification tank). Besides this, the project will investigate the possibility of using excess sludge from the production as a carbon source for the denitrification process in order to reduce the amount of added expensive carbon. This part of the project is groundbreaking innovation within the aquaculture business as the process has only been documented scientifically but not verified in real life.

The goal of the project was to test the activated sludge process on a realistic scale with real production water and sludge from Danish Salmon's production facility in Hirtshals. The activated sludge plant was designed to treat 22,5 m<sup>3</sup>/hour (15% of the water discharge from Danish Salmon) with an expected content of 50 mg NO<sub>3</sub>-N/l (equivalent to a nitrate load of 1,2 kg NO<sub>3</sub>-N/h). The nitrate removal rate was determined from literature taking the high saline environment (30-32 per mille salt content in the production water) as well as a minimum temperature of 8°C into account. Under these conditions the expected maximum removal rate was set to 2,6 g NO<sub>3</sub>-N/kg VSS/h – hence the volume of the activated sludge process tank was determined to 190 m<sup>3</sup>. The clarification tank was designed based on a hydraulic load with a maximum velocity of 0,5 m/h through the tank. Based on this, the volume of the clarifier was determined to 170 m<sup>3</sup> with a surface area of 49 m<sup>2</sup>. A new type of online nitrate UV sensor was tested in the project for control of externally added carbon (acetate) under saline conditions. Besides this, online sensors for suspended sludge, flow, temperature, pH, redox and oxygen were installed to monitor and control the process. This enabled the project team to remote control the activated sludge plant with the software program TeamViewer and to document the operation. The nitrate online sensor proved to be particularly valuable since the carbon dosing was accurately performed and nitrate levels steady and low in the outlet. The suspended solid online sensor was indispensable for control of the excess sludge removal – it really saved a lot of time compared to manual measurements of the sludge content in the process tank.

The experiments were carried out in two phases; First phase included 100% production water and 100% external carbon dosing (acetate). The second phase included 75% production water mixed with 25% flush water with sludge from the production plant in order to determine the potential of hydrolysis of sludge in the activated sludge process. So, the purpose of the second phase was to determine how much externally added carbon that could be replaced by hydrolysed sludge from the production. The flush water from the production contained sludge particles separated in the microscreen and sludge from the backwash of the biofilters. The hydrolysis process was taking place directly in the activated sludge tank with no requirement of additional tank capacity to conduct the hydrolysis. Another significant advantage of this was an immediate removal of hydrolysis products in the denitrification process leading to a much lower accumulation of inhibiting hydrolysis products, which normally creates a problem for biological processes.

The determination of the maximum denitrification removal capacity was difficult because the activity of the sludge was too high – even when the inlet flow was increased to the maximum possible level (determined by the clarification tank) the nitrate concentration in the outlet of the activated sludge plant was still very low. The real challenge was to control the sludge settling, which proved to be quite poor, in the clarification tank. A special start-stop dosing technique of external carbon was developed to determine the maximum denitrification rate under the given process conditions – this was only possible because the project had access to a reliable online nitrate sensor.

As expected, the results from the start-stop dosing campaign showed a remarkable high denitrification rate. Both with 100% acetate dosing and the combined acetate and sludge addition the denitrification rate was determined to more than 5 g NO<sub>3</sub>-N/kg VSS/h in all experiments, and the highest rates were determined to 10 g NO<sub>3</sub>-N/kg VSS/h at 11°C. It was clear that the activated sludge became more active when the nitrate load to the plant was higher. Compared to the design temperature of 8°C (which was never achieved) the denitrification rate was calculated to 5,5 g NO<sub>3</sub>-N/kg VSS/h – more than twice the design capacity of the plant. Hence, the pilot facility was able to remove up to 80 kg NO<sub>3</sub>/d whereas 30 kg NO<sub>3</sub>/d was expected. This led to the conclusion that the activated sludge process was highly efficient and a competitive process compared with biofilter technology.

The potential of the hydrolysis process was determined by measuring how much the external acetate dosing was reduced compared to how much nitrate was transformed when sludge

water was added together with excess water from the production plant. When 100% acetate dosing was used, a consumption of 4,25 g COD/g NO<sub>3</sub>-N was determined. When acetate and sludge was supplied together, the acetate consumption dropped to 2,75 g COD/g NO<sub>3</sub>-N, which is a reduction of 35% in the denitrification process. The assessment is that the hydrolysis potential can be increased further if a higher sludge age can be obtained. The sludge age during the experiment was very low, only 1-3 days, which did not give the sludge enough time to complete the hydrolysis process.

The clarification tank was the challenging part of the activated sludge plant. Because of poor sludge settling conditions, the maximum sludge load to the clarification tank was determined to 1,8 SS/m<sup>2</sup>/h, however, it is recommended to not exceed 1,5-1,6 kg SS/m<sup>2</sup>/h. Compared with activated sludge plants for treatment of domestic wastewater the sludge load is very low – the sludge load in municipal wastewater treatment plants is normally 5-6 kg SS/m<sup>2</sup>/h. The way to get around this problem is to operate the process tank with a fairly low sludge concentration (2 - 2,5 kg SS/m<sup>3</sup>) and this is possible because of the extremely active sludge. The sludge load would be low even for a fairly high flow through the wastewater treatment plant, typically up to 40 m<sup>3</sup>/h, which leads to a hydraulic load on the clarification tank of 0,75 m/h, which is still higher than was designed. It is clear though, that the clarification tank should have been bigger (larger surface area) than the process tank. If so, the process tank volume could have allowed for a higher sludge concentration.

Sludge settling was improved by adding iron chloride (FeCl<sub>3</sub>), which improved the flocculation of the sludge particles. In a way iron chloride was essential but the amount that was needed was quite low, typically 1,5 l/h. At the highest loads of the clarification tank, the iron chloride needed to be increased to 5 l/h which was not desirable because it increases the chemical content of the sludge the operational cost.

The use of sludge from the production plant for the hydrolysis in the activated sludge plant, opens up an interesting perspective. For a long time, the production sludge from Danish Salmon has caused them problems because of the poor sludge dewatering characteristics. Using this sludge in the activated sludge plant as a carbon source for denitrification changes the sludge characteristics significantly. When excess sludge (which includes part of the added sludge that has not been transformed in the hydrolysis process) is taken out from the plant the sludge has been stabilized and is much easier to dewater with the result that less chemicals need to be added during the dewatering process. The dry matter content in the dewatered sludge will consequently increase, reducing the amount of sludge that needs to be removed from the production site. The net overall sludge volume from Danish Salmon (production sludge and sludge from the denitrification process) will be the same or lower as before because the sludge production from the activated sludge plant is 0,35 kg SS/kg COD added, which is the same amount as the sludge being hydrolyzed and used for denitrification.

The water quality in the effluent from the activated sludge plant is good with respect to dissolved nitrogen and phosphorous. A few effluent samples showed that nitrate and ammonia concentrations are below 1 mg/l while the nitrite concentration was higher, 4 mg NO<sub>2</sub>-N/l. In total less than 5 mg N<sub>dissolved</sub>/l was observed in the effluent from the clarification tank, which is a reduction of more than 90% in the activated sludge plant. The total nitrogen discharge (dissolved and particulate nitrogen) is approximately 10 mg N/l, which is caused by the fairly high concentration of suspended solids discharged from the clarification tank (>20 mg SS/l) due to the poor settling quality of the sludge. Therefore, it is recommended that a microscreen (drum filter) is installed after the clarification tank in order to remove suspended solids, particulate nitrogen and particulate phosphor from the effluent in a cheap and easy way. The phosphor discharge is very low, approximately 0.3 mg P<sub>oplost</sub>/l and 0,6 mg P<sub>total</sub>/l. Thus, the phosphor reduction in the activated sludge plant is higher than 95%, which is due to a combination of phosphor removal by precipitation (iron chloride) and phosphor build-in in the sludge during the sludge production process. BOD has been measured a few times – the concentration of BOD in the effluent was approximately 10 mg BOD/l. But since BOD is

primarily in particulate form, a micro screen process will also remove most of the BOD leaving the clarification tank so that it does not end up in the recipient.

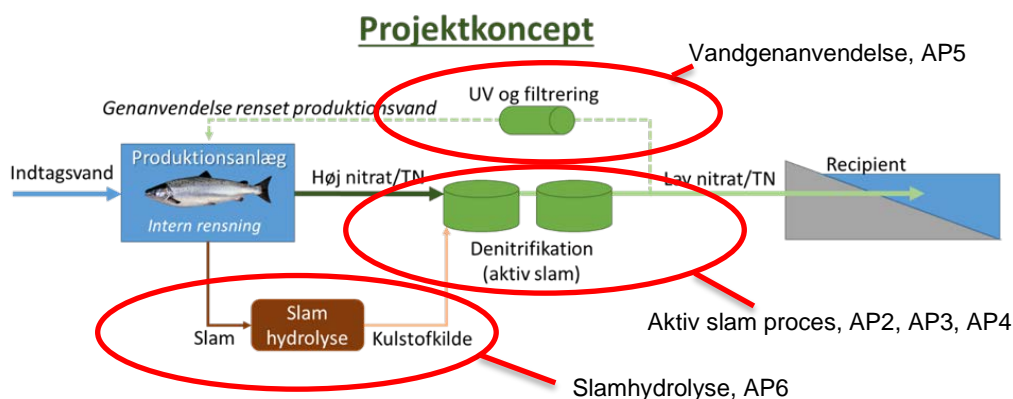
Calculations have shown a large energy saving potential if the treated water from the activated sludge plant can be reused in the production plant when the intake water to the production plant is below 6°C. It is estimated that the energy saved could amount to as much as 100.000 kWh/year if water reuse takes place during cold winters and warm summers. Experiments with water reuse have been carried out in a new treatment process where the treated activated sludge water has been further cleaned in a combined ozone and protein skimmer (foam fractionator, which is a device used to remove organic material and waste particles from water) process. The purpose of the treatment is to investigate if ozone treatment and particle removal can be efficient enough to upgrade the treated water from the activated sludge plant to be used safely in the production plant. The results showed that it was possible to reduce the bacterial activity to the same level as in the production plant and that particulate matter is removed efficiently in the protein skimmer process. The clarity of the water expressed by UV transmission (UVT) is improved significantly by the combined ozone and protein skimmer process increasing the UVT from 10-20% to 50% after the treatment. However, the UV transmission cannot reach the levels in the production tank, which is even clearer, UVT is 70%. The general water quality, which was expressed by a number of parameters such as COD, BOD, NH<sub>4</sub>, NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>, TN, TP, iron and sulphide, showed good results except for sulphide which was higher in concentration after the ozone and protein skimmer process compared to the production tanks. If water reuse is going to be implemented, sulphide concentration has to be closely monitored because of the toxic nature of this substance. Sulphide can quickly be produced in the denitrification process if nitrate concentration level are too low (anaerobic condition). Geosmin and MIB was measured before and after the activated sludge plant in order to see if these substances are being produced in the activated sludge plant. The results showed that Geosmin is slightly higher after the activated sludge plant – 0,015 µg/l. In winter periods where water reuse is most likely, it is not expected that Geosmin will be produced to such an extent because the process is believed to be dependent on sunlight (algae growth). However, the mechanism of Geosmin and MIB production is complex and should be investigated further if water reuse is going to take place.

# 4. Baggrund

## 4.1 Projektets idé

Produktion af fisk på land (akvakultur) medfører en potentiel udledning af organisk stof og næringsalte – nøjagtigt som i havbrug, hvor denne udledning dog ikke kan inddæmnes. Kvælstofudledningen er i denne sammenhæng den største forureningskilde, idet nitrat typisk akkumulerer til høje koncentrationsniveauer. Kvælstoffet dannes i produktionen som ammonium og partikulært organisk kvælstof, men ammonium bliver i anlæggets biofiltre omsat til nitrat, og størsteparten af det organiske kvælstof filtreres fra, inden det udledes. Da fisk er tolerante over for nitrat, er fokus på nitratfjernelsen begrænset. Landbaserede akvakulturanlæg vil derfor udlede meget kvælstof, hvis der ikke sker en effektiv ekstern rensning inden udledning til recipient.

Der er et klart behov for at reducere kvælstofudledning fra akvakulturanlæg, da landbaseret akvakulturproduktion er stigende. I Danmark er foderkvotesystemet blevet suppleret med et udledningskrav, som gør det muligt at producere flere fisk, hvis udledning af forurenende stoffer ikke stiger. Denne model giver branchen et incitament til at gøre mere for at reducere kvælstofudledningen i særdeleshed. Problemet er, at det er dyrt og komplekst at etablere kvælstoffjernelse, idet der skal tilsættes kulstof, og slamproduktionen ved nitratfjernelsen er stor. Man har i branchen typisk benyttet laguner til dette, men tilstopning har vist sig at være et problem, og metoden er meget pladskrævende. Som renseproces har man forsøgt sig med biofiltre, men tilstopning og hyppige skyl af biofiltermediet gør processen ineffektiv, tidskrævende og risikabel. Der er i Danmark set eksempler på massiv fiskedød/milliontab som følge af ineffektive biofiltre.



**Figur 4-1** Oversigt over projektet som etableres ved Danish Salmons produktionsanlæg i Hirtshals. Figur fra MUDP projektansøgningen

Der er derfor behov for at udvikle en mere effektiv renseproces til kvælstoffjernelse, som er billigere at etablere og drive, og som vil reducere den tid, som det i forvejen pressede erhverv bruger til driften af anlæggene. Aktiv slam processen er i spildevandsbranchen særdeles udbredt, men den er aldrig rigtigt taget i anvendelse i akvakulturbranchen. Aktiv slam processen kan både indrettes som nitrifikationsproces, denitrifikationsproces, fosforfjernelse (biologisk og/eller kemisk) samt organisk stoffjernelse. Processen er ikke oplagt til intern produktionsvandrening grundet de høje recirkuleringsflow, der opereres med. Som ekstern denitrifikations-rensproces inden udledning til recipient vurderes metoden imidlertid at være ideel. En anden og nok så relevant grund til at overveje aktiv slam metoden er muligheden for at udnytte slam fra produktionsanlægget som kulstofkilde til denitrifikationsprocessen. Forsøg har vist at der potentielt kan spares mindst 30% ekstern kulstof hvis produktionslammet hydrolyseres og tilsættes aktiv slam processen. Dette vil ikke alene billiggøre driften af

denitrifikationsprocessen men også reducere slammængderne og formentligt gøre slammet nemmere at afvande. Projektets idé er derfor at udvikle en denitrificerende aktiv slam proces til et landbaseret akvakulturanlæg med højsalint produktionsvand, som gør det muligt at reducere kvælstofudledningen effektivt og billigt. Renseprocessen udvikles i samarbejde med Danmarks største recirkuleringsanlæg (Danish Salmon), som står for at skulle reducere deres kvælstofudledning yderligere, da de ønsker at producere flere fisk.

## 4.2 Formål

Projektets hovedformål er at udvikle, designe og afprøve aktiv slam processen som denitrifikationsproces til fjernelse af nitrat i salint afløbsvand fra Danish Salmon's produktionsanlæg af laks i Hirtshals. Målet er at vise, at aktiv slam processen vil være mere en mere optimal renseproces at etablere som "Add-on proces" til eksisterende landbaserede akvakultur anlæg fremfor biofiltre og laguner som i dag anvendes som renseproces til fjernelse af nitrat fra overskydende produktionsvand. For at projektets formål kan siges at være opnået skal en række delmål være opfyldt:

1. Der skal være etableret et funktionelt og driftssikkert aktiv slam pilotanlæg med en kapacitet på 15% af Danish Salmons nuværende vandudledning (22,5 m<sup>3</sup>/h) der som minimum kan opretholde en denitrifikations omsætningshastighed på minimum 3 g N/kg VSS/time i aktiv slam procestanken ved anlæggets minimumstemperatur som antages at ligge omkring 10 °C. Slam i efterklaringstanken skal kunne sedimentere tilstrækkeligt godt så en hydraulisk belastning på minimum 0,5 m/h (SVI indeks < 150 for effektiv slamsedimentation) i efterklaringstanken kan opnås.
2. Det skal testes om slam fra produktionsanlægget kan udnyttes som ekstern kulstofkilde i denitrifikationsprocessen således at forbruget af indkøbt ekstern kulstof (COD) til denitrifikationsprocessen kan nedsættes og delvist erstattes af slam fra produktionsanlægget. Slammet skal i denne sammenhæng kunne hydrolyseres tilstrækkeligt hurtigt således at dannelsen af letomsætteligt opløst organisk stof kan udnyttes af bakterierne i aktiv slamtanken til omsætning af nitrat. Dette vil have stor økonomisk indvirkning på økonomien omkring total kvælstoffjernelse i recirkuleret akvakultur da forbruget af ekstern kulstof er den største driftsudgift, og som i runde tal øger prisen pr kg produceret laks på op til 1 kr. pr kg. Målet er at nå et niveau på 30% letomsætteligt COD, hvilket har vist sig muligt fra tidligere hydrolyseforsøg i lab. skala.
3. Det skal undersøges om rensset vand fra aktiv slam anlægget (som forventes at have et lavt nitratindhold) kan genbruges som produktionsvand i Danish Salmons produktionsanlæg efter en grundig rensning/polering i et efterfølgende vandbehandlingsanlæg. Fordelen ved dette er, at aktiv slam vandets temperatur nedsætter behovet for opvarmning om vinteren og køling om sommeren af produktionsvand hvilket har stor indvirkning på produktionsanlæggets økonomi. Målet er at vise, at rensset vand fra aktiv slam anlægget som minimum kan opretholde en vandkvalitet som matcher produktionsanlæggets vandkvalitet på en række vandkvalitetsparametre og at det kan sandsynliggøres, at der ikke dannes Geosmin i denitrifikationsprocessen.

# 5. Danish Salmons produktionsanlæg i Hirtshals

Danish Salmon producerer laks i landbaseret recirkulerende akvakultur system (RAS anlæg). Produktionen af opdrættet foregår 100% på land – dvs. fra fiskeyngel til fuld størrelse fisk på ca. 3-4 kg. Produktionen er i øjeblikket lagt ud til en årlig volumen på ca. 1.500 tons laks/år, men Danish Salmon er i gang med en udvidelse af kapaciteten, så der kan produceres op til 4.000 tons laks/år.

## 5.1 Udledning af produktionsvand og produktionsvandets sammensætning

Hos Danish Salmon i Hirtshals er lakseproduktionen i RAS-anlægget baseret på et saltvandsindtag til produktionsanlægget, hvor vandet har et saltindhold på 32 promille (saltindholdet i Skagerak).

Af hensyn til recipientens kvalitet er der givet en udledningstilladelse på 45 t kvælstof(N)/år, 3,9 t fosfor/år og 58 t BOD/år fra Danish Salmons produktionsanlæg.

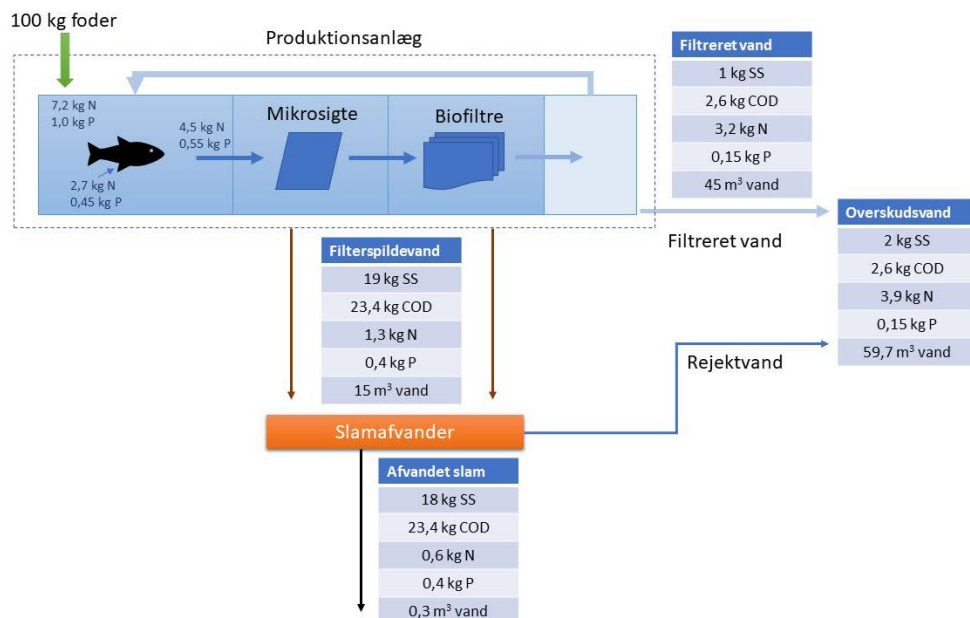
Dette vil begrænse mulighederne for at opnå en rentabel lakseproduktion uden at fjerne væsentlige mængder af forurenende stoffer fra overskudsvandet ved biologisk rensning. Med en udledningsskvote på kun 45 t N/år kan man maksimalt producere 1.000 t fisk/år uden ekstra kvælstofrensning af det udledte overskudsvand fra produktionsanlægget.

Fjernelse af opløst kvælstof fra det udledte overskudsvand må betragtes som den største udfordring for Danish Salmons udledningssituation og er den direkte årsag til tilblivelsen af dette udviklingsprojekt. Størstedelen af kvælstofudledningen er i nitratform, som realistisk set kun kan fjernes ved biologisk rensning. Dette er normalt ikke et problem, men det faktum at produktionsvandet er stærkt saltholdigt, og at processen er dyr at drive, da der skal tilsættes organisk kulstof, gør at lakseproduktionen hurtigt kan blive urentabel medmindre omkostningerne til nitratfjernelse kan nedbringes. Priser på laksefisk er stærkt svingende og derfor er det vigtigt for Danish Salmon at finde en metode, som er driftssikker, driftsnem og billigere end rensalternativet med biofiltre, som branchen normalt benytter.

Produktion af fisk indebærer at der dannes affaldsprodukter som løbende skal fjernes fra RAS anlægget for opretholdelse af en tilstrækkelig god vandkvalitet i opdrætsanlægget. RAS anlæg er nu så avancerede at vandudskiftningen kan holdes på et meget lavt niveau. De mest intensive recirkulationsanlæg tilsætter kun 50 liter vand/kg tilsat foder. For at forstå hvordan vandsammensætningen i afløbet ser ud, kan det være praktisk at opstille en oversigt over de vandtyper, som forlader opdrætsanlægget (se Figur 4-1). Grundlæggende udskilles organisk stof (COD), kvælstof (N) og fosfor (P) i partikulær og opløst form fra fisk og foderrester, og disse stoffer forlader produktionsanlægget enten som filterspildevand eller som filtreret vand. Størstedelen af de partikulære COD, N og P stoffer fjernes som slam fra anlægget i en slamafvander. Da en stor del af kvælstoffet er i opløst form forlader det produktionsanlægget med det overskudsvand, som tilledes recipienten. Det skal også bemærkes, at en lille men



koncentreret delstrøm (rejektvand) fjernes fra slammet og føres over i overskudsvandstrømmen, som så forurenes yderligere. Der er med andre ord ingen andre muligheder end at etablere en ny renseproces efter produktionsanlægget, som særskilt fjerner uønskede indholdsstoffer i overskudsvandet, hvis virksomheden ønsker at udvide sin produktion af laks. Af de uønskede indholdsstoffer er kvælstof det mest problematiske idet indholdet af fosfor og især BOD udgør en forholdsvis lille del af udledningen.



**Figur 5-1** Oversigt over vandtyper som forlader Danish Salmon's produktionsanlæg samt tilhørende forureningskomponenter. Data fra Ref. 1.

I Figur 5-1 ses de vandtyper som forlader et typisk RAS anlæg (Ref. 1). **Filterspildevand** består af vand, som kontinuert filtreres fra i mikrosigterne, samt filterspildevand fra skyl af biofiltre. Vandet udgør ca. 25% af den samlede vandudledning og er karakteriseret ved et højt indhold af partikulært kvælstof og fosfor samt partikulært organisk stof (suspenderet stof (SS) og COD. Slamafvanderen sørger for en opkoncentrering af det partikulære stof så vandfraktionen mindskes i det **afvandede slam**. Vandet som frasepareres kaldes **rejektvand** og kan have et højt indhold af opløst COD, N og P. Fra produktionsanlægget udledes **filtreret vand** som reelt er produktionsvand med indhold af stoffer, som forefindes i produktionsvandet. Det filtrerede vand er typisk kendetegnet ved et højt indhold af nitrat (NO<sub>3</sub>-N, 95%), men et mindre indhold af ammonium (NH<sub>4</sub>-N, 1-2%), nitrit (NO<sub>2</sub>-N, 0-1%) samt organisk bundet N (org. N, 1-5%). Filtreret vand og rejektvand sammenblandes og bliver til det **overskudsvand** som forlader anlægget og tilledes recipienten. Bemærk at overskudsvand indeholder mest kvælstof. Dette vand er visuelt klart, da det jo er filtreret, men det er meget forurenet med kvælstof. Indholdet af total kvælstof kan være så højt som 100 mg NO<sub>3</sub>-N/l (svarende til ca. 450 mg NO<sub>3</sub>/l). Overskudsvandstrømmen er fattig på COD og BOD, som er nødvendige stoffer for at kunne fjerne nitrat biologisk.

# 6. Biologiske renselanlæg til kvælstoffjernelse

Intensivt recirkulerede RAS anlæg benytter mange rensprocesser til opretholdelse af vandkvaliteten i produktionsanlægget. Overskudsvandet fra RAS anlæg indeholder imidlertid stadig stoffer såsom kvælstof, fosfor og BOD (omsætteligt organisk stof), som – afhængigt af produktionsanlæggets udledningstilladelse – skal reduceres inden det kan tilledes recipient (afhængigt af udledningskravene naturligvis).

## 6.1 Rensprocesser til kvælstoffjernelse

Da kvælstof normalt er det største problemstof i overskudsvand fra RAS anlæg skal rensprocessen i afløbet indrettes i forhold til kvælstoffjernelse. Dette kan reelt set kun ske i en biologisk rensproces. Ved biologisk rensning af kvælstof (denitrifikation) indgår fosfor og BOD også som nødvendige stofkomponenter, hvorfor det kan derfor være nødvendigt at tilføre disse stoffer, hvis de kun er til stede i begrænset omfang. Normalt er der tilstrækkeligt fosfor i overskudsvandet, mens indholdet af BOD er alt for lavt. BOD skal derfor tilsættes i store mængder som letomsætteligt COD, dvs. opløst COD som kan være metanol, acetat mv. I den biologiske rensproces (denitrifikation) omsættes de opløste stoffer, hvorved der dannes kvælstof gas ( $N_2$ ), kuldioxid ( $CO_2$ ) og biologisk slam, som igen skal frasepareres og behandles i en slamafvander.

Biologisk rensning for fjernelse af kvælstof kan opdeles i to hovedprocesser: Aktiv slam processen og biofilter processen. I akvakulturbranchen har biofiltere siden RAS princippet blev indført været den primære biologiske rensproces ved intern rensning i produktionsvandstrømmen, og det har derfor været naturligt at man har fortsat med at benytte denne renseteknologi til ekstern rensning af produktionsvand, som forlader RAS anlægget. Aktiv slam processen er mest udbredt indenfor spildevandsrensning (kommunalt og industrielt spildevand) – aktiv slam processen er ikke anvendelig som intern produktionsvandsrensning i RAS anlæg, pga. det høje interne recirkulationsflow, som er nødvendigt i et recirkulationsanlæg. Som ekstern rensproces for overskudsvandet fra RAS-anlægget kan aktiv slam processen dog være anvendelig, da dette flow er meget mindre.

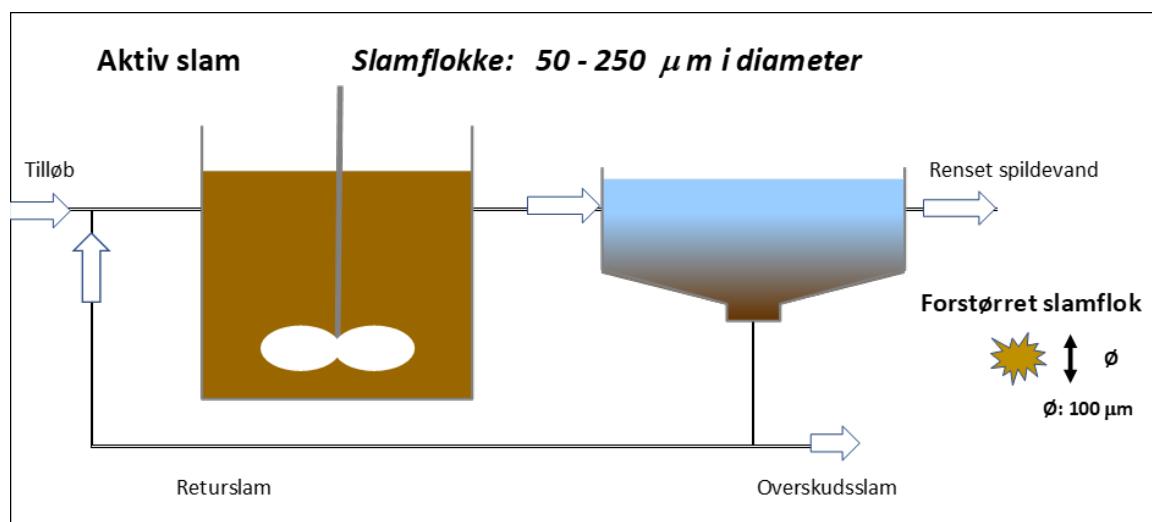
## 6.2 Aktiv slam processen

Aktiv slam anlæg består primært af procestanke og efterklaringstanke, hvor det aktive slam findes i en suspension af meget små partikler i procestanken, og slammet skilles fra det rensede vand i efterklaringstanke ved sedimentation.

I procestanken opkoncentreres biologisk slam til 2-3 kg SS/  $m^3$  – altså 100 gange mere end udløbskoncentrationen af SS fra RAS produktionsanlægget. Opkoncentreringen sker ved at sedimenteret slam i bunden af efterklaringstanken føres tilbage til procestanken i et kontinuert forløb, mens overskydende vand udledes fra toppen af efterklaringstanken som rensede vand. Slammet i procestanken udgøres af slamflokke med et højt indhold af bakterier, som omsætter COD, N og P. Overskudsslam udtages fra det opkoncentrerede slam i bunden af efterklaringstanken. Der opstår derved en ligevægt mellem dannet slam i procestanken og slam som udtages som overskudsslam. Ligevægten indebærer, at man opnår et ønsket

slamkoncentrationsniveau i sin procestank, som giver anlægget en given omsætningskapacitet.

Denne anlægstype er karakteriseret ved meget korte afstande mellem stoffer der forbruges/produceres og de aktive bakterier, og slammet optræder som slamflokke i suspension i det aktive slam anlæg. Slamflokkene i procestanken holdes suspenderet med en omrører, som sørger for en ensartet koncentration i procestanken og omrøringen bidrager til bedre kontakt imellem stoffer og bakterier.



**Figur 6-1** Biologisk vandrensning i et aktiv slam anlæg

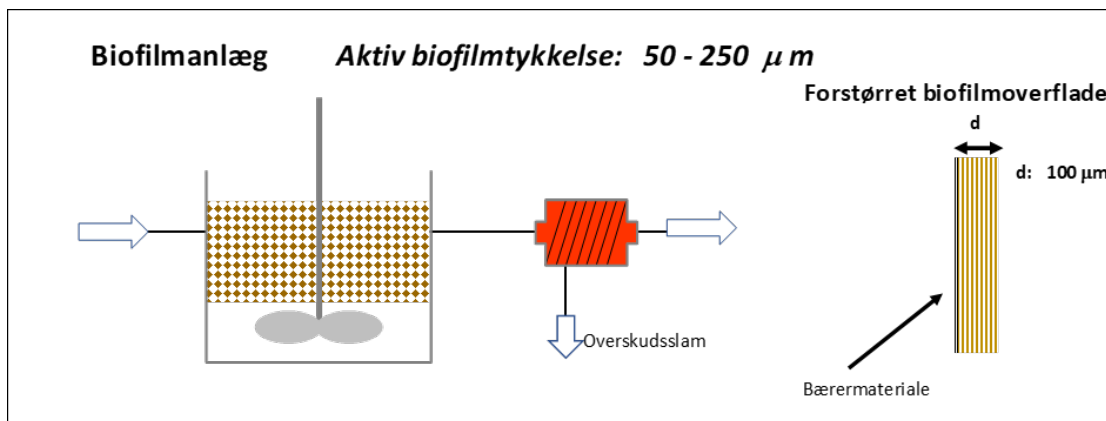
På Figur 6-2 ses slamflokke udtaget fra tre aktive slam anlæg (Ref. 2), hvor middeldiameterne på slamflokkene er målt til hhv. 120, 300 og 150 µm, og man kan se den åbne struktur af de enkelte slamflokke, der muliggør de korte transportafstande for stoffer fra væskefasen til og fra de aktive bakterier.



**Figur 6-2** Aktiv slam fra tre renselanlæg med partikelstørrelser mellem 50 og 300 µm

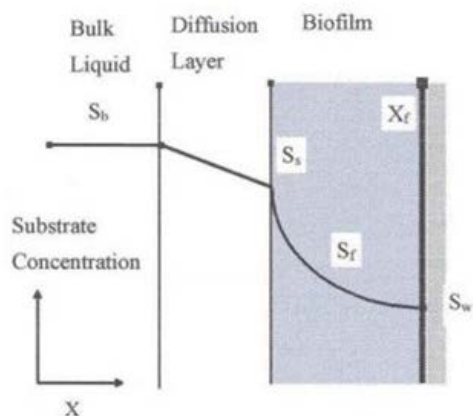
### 6.3 Biofilterprocessen

Biofilterprocessen er baseret på en fastsiddende biofilm, hvor de aktive bakterier vokser på et fast bærrmateriale eller granuler, og det biologiske overskudsslam udtages ved periodevis kraftig skylning af filtermaterialet, hvorefter slamvandet pumpes ud og filtreres mekanisk. Denne diskontinuerte skylleproces udføres når biofilmen er blevet for tyk og tryktabet igennem biofiltertanken for stort.



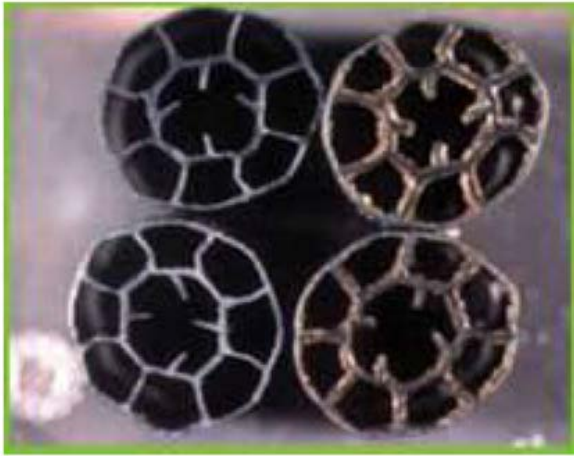
**Figur 6-3** Biologisk rensning med biofilter anlæg

I biofilteranlæg sker hovedparten af stofomsætningen i et fastsiddende lag af aktiv biomasse på et bærrmateriale (en biofilm), og stofomsætningen sker ved diffusion ind i biofilmen af stof, der skal omsættes og ved uddiffusion af produkterne fra den biologiske omsætning i biofilmen. I et biofilmanlæg vokser bakterierne i et tykkere, kompakt lag på bærrmaterialer med en stor specifik overflade ( $200 - 400 \text{ m}^2/\text{m}^3$  eller højere), og biofilmen kan have en tykkelse på flere hundrede  $\mu\text{m}$ . Afstanden mellem stoffer som skal omsættes og bakterierne i biofilmen er længere og stoftransporten langsommere (diffusion) end i de åbne strukturer i aktiv slam flokkene, hvor stoftransporten i højere grad er konvektiv. Indholdet af bakterier i biofiltre er højere end i aktiv slam anlæg, men det er oftest kun 10-20% af bakterierne, som reelt arbejder, grundet begrænsningen af stoftransport ind i biofilmen. I biofiltre fungerer procestanken både som procestank og separationstank, idet biofiltret fastholder produktionen af slam (i form af den voksende fasthæftede biofilm), og filtermediets struktur opfanger og fastholder en del af de fritsvævende partikler på overfladen af biofilmen.



$S_b$  : substrate conc. in the bulk liquid.  
 $S_s$  : substrate conc. at the outer surface of the biofilm.  
 $S_f$  : substrate conc. within the biofilm.  
 $S_w$  : substrate conc. at the surface of attachment of the biofilm.  
 $X_f$  : micorbial density in the biofilm

**Figur 6-4** Eksempler med biofilmvækst på et bærrmateriale og stofomsætningen i en biofilm



**Figur 6-5** Eksempel på biofilter bæremedie med og uden biofilm

Da bakterierne er fikseret på bæremediet i biofilteranlægget har man ikke, som i et aktivt slam anlæg, behov for tilbageførsel af aktive bakterier fra en efterklaringstank.

Overskudsslammet fra et biofilmanlæg fremkommer når man tilbageskyller filtret. Koncentrationen af dette overskudsslam er meget lille, hvorfor det er nødvendigt med en efterfølgende mekanisk opkoncentrering af overskudsslammet. Frekvensen hvormed der skal skylles afhænger af slamproduktionen i den pågældende biologiske proces. I de nitrificerende biofiltre (som altid benyttes til intern rensning af ammonium i RAS anlæg) er slamproduktionen meget lille ( $< 0,2$  g SS/g N nitrificeret), hvorved biofilmen vokser langsomt og returskyl frekvensen er lav. I de denitrificerende biofiltre vokser biofilmen væsentligt hurtigere, og er oftest meget tykkere. Her kræves en højere returskylningsfrekvens af biofiltret, hvorved biofiltrets rensperiode oftere afbrydes på grund af returskylningen. Jo højere returskylningsfrekvens jo større behov for anlægsvolumen, da skylningerne optager en del af procestiden. Denitrificerende biofiltre må derfor også indrettes med en mere åben biofiltermediestruktur, så de ikke så hurtigt stopper til, og det påvirker størrelsen af anlæggene (større volumenbehov). Filtreringseffekten er også ringere når mediestrukturen er mere åben, hvilket påvirker afløbskvaliteten.

#### **6.4 Forskellen på aktiv slam anlæg og biofilteranlæg**

De største forskelle på anlægsofbygning og -anvendelse for de to processtyper kan ses i Figur 6-1 og Figur 6-3 samt i Tabel 6-1.

Aktiv slam anlæg består af simple, prisbillige procesenheder, hvor bakterierne i procestanken gror i små slamflokke, der tilbageføres i koncentreret form ved returpumpning af koncentreret slam fra en efterklaringstank så der kan opretholdes en høj koncentration af aktive bakterier i procestanken.

I et biofilteranlæg tilbageholdes de aktive bakterier i en fastsiddende biofilm, der vokser på et bæremateriale med en stor specifik overflade. I denne anlægstype behøves ingen recirkulation af aktiv biomasse til procestanken.

En kombination af de to koncepter: MBBR-anlæg (Moving Bed Biofilm Reaktor) kunne også anvendes, men der er de samme problemer med udnyttelse af tilsat ekstern kulstofkilde, og anvendelse af intern slamhydrolyse af skyllevandet er ikke mulig i MBBR anlæg.

I begge de førstnævnte anlægstyper udtages overskudsslammet ved mekanisk eller statisk adskillelse af slam, enten som en delstrøm af returslammet i et aktivt slam anlæg (med høj slamkoncentration) eller ved mikrofiltrering af udløbet fra et biofilteranlæg (med en lav

slamkoncentration). Denitrifikation med eksternt letomsætteligt kulstof kan udføres i traditionelle aktive slam anlæg eller i biofilteranlæg.

**Tabel 6-1** Anvendelse til biologisk denitrifikation af nitrificeret spildevand og filterspildevand fra RAS anlæg

	<b>Aktiv slam anlæg</b>	<b>Biologisk filter (biofilm)</b>
Omsætning af nitrat i spildevand	Velegnet proces Effektiv udnyttelse af COD Større volumenbehov	Velegnet proces Mindre effektiv COD udnyttelse Mindre volumenbehov
Omsætning af nitrat i slam via en slamhydrolyseproces	Velegnet, direkte hydrolyse i det aktive slam	Umuligt, uden en ekstern slamhydrolysetank
Hydraulisk opholdstid	Lang (flere timer)	Kort (få timer)
Slamseparering	Efterklaringstank eller membranfilter og en lille slamafvandingsenhed	Mikrosi og en stor slamafvandingsenhed
Udnyttelse af COD i slam til brug ved denitrifikation	45-50% af behov til COD	Ikke muligt uden et ekstra hydrolyseanlæg til slammet

Aktiv slamflokkes bakterier har en kontaktflade med væsken omkring dem, som er 6 gange større end for bakterierne der sidder i en biofilm så bakterierne i et aktiv slam anlæg har således betydelig bedre adgang til næring hvilket mindsker behovet for et højt bakterie koncentrationsniveau i tanken. Derudover er strukturen mere løs i en slamflok i et aktivt slam anlæg i forhold til den mere faste struktur i en biofilm, og transporten af stoffer mellem vandfasen og de aktive bakterier er derfor hurtigst i en slamflok

Aktiv slam anlæg er, modsat biofilteranlæg, mere velegnet til rensning af sulfatholdigt vand med mindre potentiel svovlbrintedannelse, når belastningen varierer. Det skyldes at de åbne slamflokke i aktiv slam anlæg ikke bliver dybt anaerobe, som en biofilm kan blive, hvilket kan favorisere svovlbrinte dannende bakterier i biofilm.

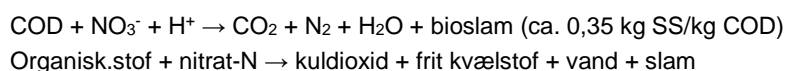
Ved de foretagne forsøg med udnyttelse af COD fra filterspildevandet har aktiv slam anlæg en klar fordel i forhold til biofiltre, idet filterspildevandet kan blandes direkte op med det indkomne overskudsvand, hvorefter hydrolysen foregår i proces tanken. I biofilteranlæg vil en sådan proces skulle forløbe i et separat anlæg.

# 7. Biologiske rensprocesser i denitrificerende renseanlæg

Biologiske rensprocesser i et recirkuleret akvakulturanlæg omfatter altid nitrifikation samt omsætning af organisk stof. Disse rensprocesser er nødvendige i den interne produktionsvandsrensning, da vandet ellers forurenes i for høj en grad til at fiskene kan opdrættes. Intern denitrifikation i produktionsvandstrømmen introduceres kun når vandindtaget er meget lavt, hvorved nitratindholdet akkumulerer og fører til mistrivsel for fiskene. Et nitratniveau over 60-80 mg NO<sub>3</sub>-N anses for grænsen for hvad laksefisk kan tåle. Derfor indrettes de fleste recirkulationsanlæg hvor det er muligt at udskifte tilstrækkeligt med vand, så intern denitrifikation kan undgås.

## 7.1 Denitrifikation

I den biologiske denitrifikationsproces omsætter heterotrofe bakterier organisk stof ved hjælp af nitrat fremfor ilt. Ilt må således ikke være tilstede, da bakterierne så i stedet omsætter ilten fremfor nitraten, da energiudbyttet for bakterierne er større. Den biologiske proces forløber således:



Det bemærkes at processen er alkalitetsproducerende (der forbruges H<sup>+</sup>) og nitraten omdannes til fri kvælstofgas. Slamproduktionen er høj sammenlignet med nitrifikationsprocessen – for hvert kg COD omsat dannes 0,35 kg SS, som skal tages ud af processen.

Normalt er det ikke noget problem at drive denitrifikationsprocessen, selvom der er ilt i indtagsvandet og i atmosfæren. Iltindholdet er nemlig meget lavt i forhold til nitratindholdet og vil hurtigt blive omsat, så der kun er nitrat tilbage som iltningmiddel i processen. Men tilstedeværelsen af ilt betyder i princippet, at der skal tilsættes mere COD for fjernelse af overskudsilt.

Så længe processen kører anoxisk (dvs. at der er nok nitrat til at sikre COD omsætningen og at nitratindholdet ikke nærmer sig nul) vil denitrifikationsprocessen ikke give lugtgener og slammet vil typisk være brunligt. Men skulle nitratindholdet blive for lavt, kan det give store lugtgener, da svovlbrinte kan dannes. Derfor er det vigtigt at styre sin denitrifikationsproces så nitratindholdet ikke bliver for lavt, dvs. ikke mindre end 0,5-1 mg NO<sub>3</sub>-N i afløbsvandet.

Overskudsvandet fra RAS anlæg er nitratrigt og COD fattigt, hvilket betyder at der må tilsættes COD til processen.

Problemet med en biologisk denitrifikation af produktionsspildevandet i RAS anlæg består i, at der stort set intet brugbart organisk stof er tilbage, da det er fjernet i nitrifikationsfiltret.

Denitrifikationsprocessen behøver tilsætning af organisk stof, enten udelukkende baseret på en ekstern indkøbt kulstofkilde, f.eks. acetat (eddikesyre), eller ved hydrolyse af en del af COD-indholdet i filterspildevandet til reduktion af behovet for eksternt kulstof.

### 7.1.1 Kulstofkilder til denitrifikation

I praksis anvendes følgende kulstofkilder til kvælstoffjernelse på renseanlæg:

- COD-indholdet i spildevandet (alle renseanlæg i Danmark, der renser husspildevand, benytter denne metode)
- COD-indholdet i slam fra forklaringsstanke (primærslam) eller biologisk overskudsslam som kulstofkilde ved anvendelse af procestanke udført specielt til slamhydrolyse
- Eksterne kulstofkilder som f.eks. acetat (eddikesyre), alkoholer (metanol og etanol), melasse fra sukkerproduktion eller glycol fra afisning af fly eller fra brugt kølervæske.

Disse eksterne kulstofkilder har en anskaffelsespris på 2-4 kr/kg COD og giver derfor anledning til store ekstraomkostninger til kvælstofrensningen, når eksternt kulstof er den eneste COD-kilde, og samtidigt produceres der ekstra slam fra det eksterne kulstof, som skal bortskaffes sammen med den øvrige slamproduktion fra fiskeproduktionen.

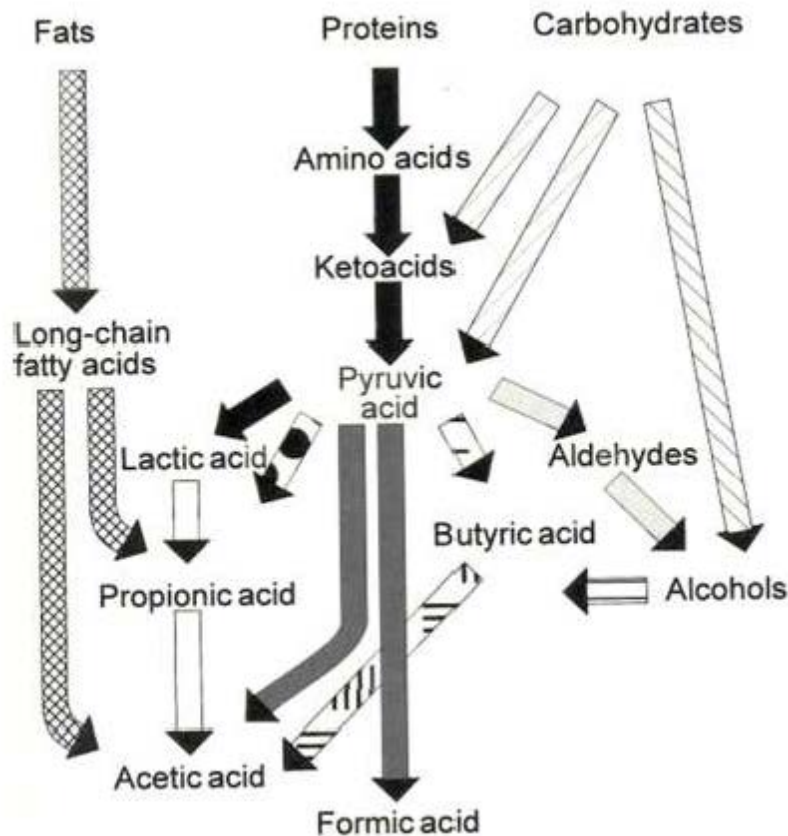
Tidligere laboratorieforsøg (batchforsøg) med udnyttelse af kulstoffet (COD) i filterspildevand og bundslam fra fisketanke har vist, at man kan udnytte 10-30% af COD-indholdet i slammet ved en biologisk hydrolyseproces, hvorved forbruget af eksternt kulstof potentielt kan formindskes, samtidigt med at der produceres mindre overskudsslam. (Ref. 4, Janning, 2011 og Ref.3, Gordo, 2016).

## 7.2 Slamhydrolyse

Slamhydrolyseprocessen er basis for al biologisk nedbrydning af større organiske molekyler. Det biologiske slam fra det biologiske filter og fiskenes fæces består af polymerer som proteiner, sukkerstoffer og en smule fedt, og disse organiske stoffer nedbrydes hurtigt til mindre organiske molekyler ved en enzymatisk hydrolyse, hvor enzymerne produceres af bakterier i det aktive slam.

Produkterne fra slamhydrolysen og den efterfølgende fermentering af hydrolyseprodukterne er brint og kuldioxid, samt eddikesyre og andre letomsættelige stoffer, som kan bruges ved denitrifikationsprocessen, i aerobe processer, eller til biogasdannelse i anaerobe processer.

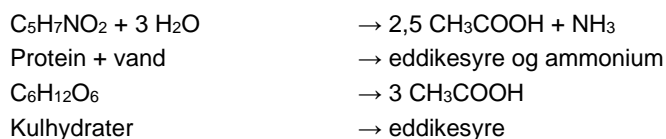




**Figur 7-1** Nedbrydningsprodukter ved hydrolyse og fermentering af slam (Ref.5, Henze, 2000)

Den mest effektive kulstofstype til denitrifikation er acetat (eddikesyre), som indgår direkte i bakteriernes metabolisme, men også de andre mindre organiske stoffer (alkoholer og organiske syrer) der dannes under nedbrydningen af store organiske molekyler, kan anvendes til denitrifikation.

Et eksempel på en hydrolyse af protein og sukker ved enzymatisk hydrolyse og efterfølgende fermentering er vist herunder:



For at udnytte COD produceret fra slamhydrolysen er det nødvendigt med en vis opholdstid i hydrolyseanlægget. Slamhydrolyse er en 1. ordens proces, dvs. omsætnings hastigheden er direkte proportional med tiden. Lang opholdstid (dage) og høj procestemperatur (30-35°C) og let hydrolyserbart organisk materiale (uden ilt) giver den højeste hydrolysehastighed i et renseanlæg.

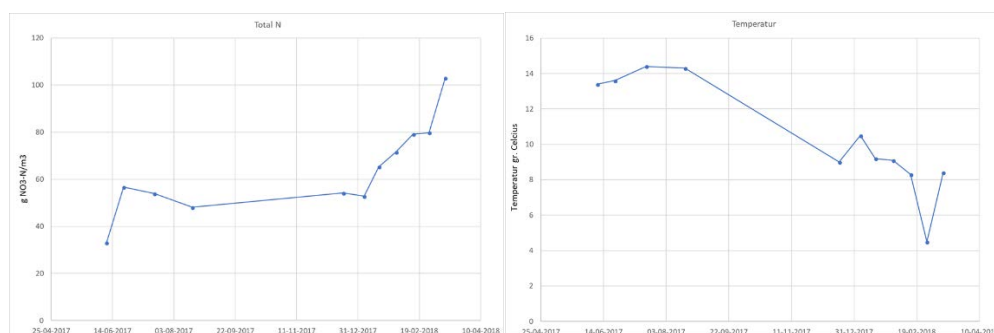
# 8. Aktiv slam pilotanlæg ved Danish Salmon A/S

Design og konstruktion af aktiv slam pilotanlægget ved Danish Salmon's produktionsanlæg i Hirtshals var definitivt projektets største udfordring. Anlæggets design og dimensionering skulle både tage hensyn til pladsforholdene på grunden i Hirtshals og økonomien i projektet. Design og dimensionering blev udført i projektgruppen (med assistance fra projektets tilknyttede konsulenter) og selve projekteringsarbejdet samt tilbudsindhentning af projektets deltagende firmaer.

## 8.1 Design af aktiv slam anlægget

### 8.1.1 Belastninger og temperatur

I forbindelse med projektansøgningen blev det fastlagt, at aktiv slam anlægget skulle kunne rense ca. 15% af Danish Salmon's samlede overskudsvand, hvilket på daværende tidspunkt svarede til 22,5 m<sup>3</sup>/h. Argumentet var, at aktiv slam anlægget måtte bygges i en skala som gav et realistisk billede af dets funktion, og derfor kunne tankene ikke bygges mindre end 5-10 m i diameter, hvilket formentligt ville blive den endelige størrelse på tankene. En analyse af overskudsvandet fra Danish Salmon viste, at nitratkoncentrationsniveauet i afløbet lå omkring 50-60 mg NO<sub>3</sub>-N/l med en stigende tendens om vinteren (Figur 8-1).



**Figur 8-1** Nitratindhold og temperatur i overskudsvand udledt fra Danish Salmon til recipient

Den forventelige kvælstofbelastning kunne derved beregnes til 1,2 kg NO<sub>3</sub>-N/time såfremt nitratindholdet i overskudsvandet i gennemsnit lå på 55 mg NO<sub>3</sub>-N/l.

**Tabel 8-1** Forventelig belastning samt temperatur og salt variationer

Parameter	Værdi
Flow	22,5 m <sup>3</sup> /time
Belastning	1,2 kg NO <sub>3</sub> -N/time
Sommer temperatur	14 °C
Vinter temperatur	8 °C
Salt variation	24 – 30 promille

### 8.1.2 Dimensionering af procestank

Bestemmelsen af denitrifikationskapaciteten i procestanken handler om hvor meget nitrat slammet i procestanken kan omsætte pr. tidsenhed. Slammets aktivitet er udtrykt ved dets indhold af aktive bakterier der kan omsætte nitrat. Er slammassen højt koncentreret med disse bakterier vil omsætningshastigheden blive høj. Man måler ikke indholdet af bakterier men udtrykker omsætningshastigheden ved dets indhold af VSS (Volatile Suspended Solids= glødetab af suspenderet stof (SS)), som typisk udgør 2/3 af SS indholdet i tanken<sup>1</sup>. Denitrifikationshastigheden er således en direkte dimensionsgivende parameter som bestemmer procestankens volumen og er defineret som:

$$r(\text{DN}) = (\text{g N/kg VSS/h})$$

Denitrifikationshastigheden handler meget om hvilken kulstofkilde der benyttes, idet bakterierne nemmere kan omsætte opløste letomsættelige organiske stoffer end almindeligt organisk stof som forefindes i husholdningsspildevand. Overskudsvandet fra Danish Salmon må betegnes som letomsætteligt industrispildevand med et stort omsætningspotentiale, da der tilsættes ekstern kulstof (i dette tilfælde acetat, som er et salt der indgår i eddikesyre). Det var imidlertid uvist, hvor meget det høje saltindhold ville påvirke omsætningsniveauet – det vurderedes at en hæmning på ca. 20% ville slå igennem på det forventelige omsætningsniveau.

**Tabel 8-2** Oversigt over forventelige denitrifikationsomsætningshastigheder

Temperatur	Spildevand	Acetat	Acetat + høj salt
14 °C	2,5 g N/kg VSS/h	6,2 g N/kg VSS/h	5,0 g N/kg VSS/h
8 °C	1,5 g N/kg VSS/h	3,2 g N/kg VSS/h	2,6 g N/kg VSS/h

Såfremt det var muligt at opretholde en VSS koncentration i aktiv slam tanken på 3 kg VSS/m<sup>3</sup> ville procestankens størrelse skulle have en volumen på 160 m<sup>3</sup> ved mindste dimensionsgivende omsætningshastighed (8°C, 2,6 g N/kg VSS/h).

### 8.1.3 Dimensionering af efterklaringstank

Dimensioneringen af efterklaringstanken er i princippet mere enkel end procestanken, idet den hydraulisk skal kunne klare en vis belastning, som angives som en hastighed hvormed vandet skal passere igennem tanken, vertikalt set. Den hydrauliske overfladebelastning bestemmes som:

HOB = m/h (HOB= Hydraulisk Overflade Belastning)

HOB= (m<sup>3</sup> spildevand/time)/areal af efterklaringstank, m<sup>2</sup>

Hvor m/h angiver vandets hastighed i meter/time igennem et lodret snit i efterklaringstanken. Da vi ikke kender slambundfældningsegenskaberne må HOB ikke blive for høj da slammet i så fald løber ud af tanken. HOB blev derfor anslået til 0,5m/h, hvilket svarer til en normal værdi for renselanlæg til organisk industrispildevand. Med et indløbsflow på 22,5 m<sup>3</sup>/h og en HOB på 0,5 kunne tankens areal beregnes til 45 m<sup>2</sup>.

<sup>1</sup> I dette projekt blev VSS/SS forholdet i aktiv slammet senere bestemt til 0,8 g VSS/g SS

## 8.2 Pilotanlæggets opbygning og kapacitet

På baggrund af en udarbejdet proces- og funktionsbeskrivelse (udarbejdet af konsulentfirmaerne E-Projekt ApS. ved Kenneth Janning og Gert P. Environmental ApS. ved Gert Petersen) kan anlægget tegnes og diverse detailtegninger og PI diagrammer udarbejdes af Aquahouse A/S. Danish Salmon stod for bygherrearbejdet og indhentede de fornødne tilladelser, tilbud mv., ligesom de selv forestod en stor del af anlægsarbejdet.

Pilotanlægget inkluderer en procestank og en efterklaringstank, som begge er opført i standardelementer støbt på beton dæk. Imellem tankene opføres en særlig afblæsningstank, hvor CO<sub>2</sub> og N<sub>2</sub> gas kan afblæses og redoxniveauet forhøjes inden tilledning til efterklaringstanken. Derved minimeres muligheden for svovlbrintedannelse (H<sub>2</sub>S) ved slammets passage gennem efterklaringstanken

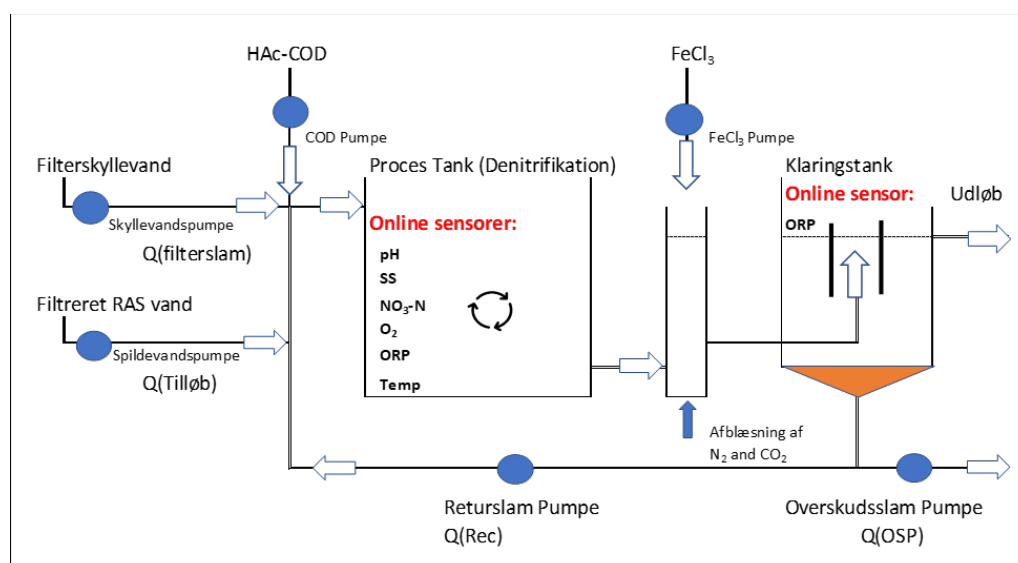
Procestanken inkluderer en mekanisk omrører og er udstyret med en række online målere til kontrol af procestilstanden i pilotanlægget samt styring af essentielle pumper.

- Slamtørstofindhold (SS) i DN tank
- Nitratindhold (NO<sub>3</sub>-N) i DN tank
- pH i DN tank
- Redox-niveau (ORP) i DN tank
- Temperatur og iltindhold i DN tank
- Redox-niveau (ORP) i efterklaringstanken.

Derudover blev pilotanlægget på Danish Salmon udstyret med online sensorer til måling af de primære driftsparametre:

- Overskudsvand fra produktionsanlæg
- Filterspildevand (til hydrolyse forsøg)
- Returslamflow
- Overskudsslamflow
- COD-tilsætning
- Jernkloridtilsætning

Alle online data blev opsamlet og gemt og kunne tilgås eksternt via Teamviewer programmet



Figur 8-2 Processkitse af denitrificerende aktiv slam pilot anlæg

Selve tankkonstruktionerne blev opført i Perstrup beton elementer på in-situ støbt beton dæk. Da voluminet ikke kan fås nøjagtigt som beregnet, men vælges ud fra det antal elementer man monterer blev det endelige volumen af tankene lidt større – DN procestanken blev 190 m<sup>3</sup> stor (4 m vandhøjde) og efterklaringstanken 170 m<sup>3</sup> stor (3,5 meter vandhøjde, overfladeareal 49 m<sup>2</sup>)

## Pilot anlæg, Danish Salmon



**Figur 8-3** Billede af denitrifikations procestank og efterklaringstanken ved Danish Salmons produktionsanlæg i Hirtshals i konstruktionsfasen.

Pumper, omrører og flowmålere blev indkøbt med kapaciteter i det interval, som det var forventet anlægget skulle opereres med (Se Tabel 8-3) . Nitrat-sensoren var en særlig udfordring, da sensoren skulle måle nitrat i stærkt saltholdigt vand, men det lykkedes at finde en UV sensor fra Hach som var velegnet til det marine miljø.

**Tabel 8-3** Anlægsdele og kapaciteter på aktiv slam pilotanlægget

Enhed	Kapacitet	Betegnelse
Indløbspumpe	5 – 50 m <sup>3</sup> /time	Spildevandspumpe
Indløbspumpe, reserve	5 – 50 m <sup>3</sup> /time	Slampumpe
Kulstofdoseringspumpe	0 – 50 l/time	COD-pumpe
Returslampumpe	6 – 28 m <sup>3</sup> /time	Returslam Pumpe
Overskudsslampumpe	0 – 1,5 m <sup>3</sup> /time	Overskudsslam Pumpe
Omrører, procestank	1,1 kW, 150 RPM	Omrører i DN tank
Flowmåler, indløb	0 – 50 m <sup>3</sup> /time	Q(Tilløb)
Flowmåler, returslam	0 – 25 m <sup>3</sup> /time	Q(Rec)
Flowmåler, kulstofdosering	0 – 30 liter/time	Q(COD)
Nitratsensor	HACH NX7500 titaniums sensor (UV)	Nitrat-N i DN tank
Ilt, pH og temperatursensor	Oxyguard	Målinger i DN tank
SS-sensor	Fagerberg	SS Måling i DN tank
Redox-sensorer	Oxyguard	Redoxmåling i DN tank og før klaringstank

## 9. Drift og forsøg på aktiv slam anlæg

Aktiv slam anlægget stod færdigbygget i maj 2019 – derefter blev anlægget igangsat, og den egentlige drift blev påbegyndt. En række detaljer skulle rettes og sensorer mv. indkøres. Den tekniske indkøring var ikke uproblematisk, men i juni 2019 var aktiv slam anlægget klar til den egentlige driftstest. Forsøgsperioden forløb i perioden juni 2019 – december 2019 – dog blev enkelte forsøg gentaget i marts og august 2020.

### 9.1 Driftsparametre – almindelig drift

Ved almindelig drift af aktiv slam anlægget er der en række parametre som kan reguleres, som er relateret til indpumpning og udpumpning fra anlægget. Ved anvendelse af en række simple styringsprincipper er anlægskapaciteten for omsætning af nitrat i overskudsvand og filterspildevand (ved hydrolyseforsøg) undersøgt med hensyn til anlæggets hydrauliske kapacitet og denitrifikationskapacitet.

#### 9.1.1 Indløb

Den praktiske drift af et denitrificerende aktivt slam anlæg er meget enkel. Overskudsvand og eventuel filterspildevand (til hydrolyse) tilføres med separate tilløbspumper til procestanken og flowet justeres i forhold til den ønskede hydrauliske anlægsbelastning (setpunkt: 5 – 50 m<sup>3</sup>/time).

#### 9.1.2 Returslamflow

Returslampumpen justeres til det ønskede returføringsprocent af returslam fra bunden af efterklaringstanken til procestanken i forhold til det samlede indløbsflow (setpunkt: 25-35% af samlet tilløbsflow).

Af hensyn til maksimering af efterklaringstankens hydrauliske og stofmæssige kapacitet må returslamsflowet ikke blive for stor.

Slambelastning af en efterklaringstank =  $SS(i AS) \cdot (Q_{tilløb} + Q_{retur}) = \text{kg SS/time}$

Mindre returflow% i forhold til tilløb → mindre slam til efterklaringstanken/time → maksimal indløbsflow ( $Q_{tilløb}$ )

Mindre returflow% → tykkere slam i  $Q_{retur}$

Ved brug af 25-35% returslam/tilløb fås en opkoncentrering af returslammet med en faktor 3-5 i forhold til slamkoncentrationen i det aktive slam (AS).

#### 9.1.3 Slamkoncentration i procestank

Slamkoncentrationen i procestanken fastlægges ud fra ønsket anlægskapacitet og efterklaringstankens maksimale slambelastning. Setpunkt af SS koncentration i procestank sættes i intervallet 1-3 kg SS/m<sup>3</sup>. Overskudsslammængden udpumpes afhængigt af det ønskede SS-niveau i procestanken, som måles online i procestanken. Udpumpning af overskudsslam sker automatisk styret af SS-målingen i procestanken.

### 9.1.4 Kulstofdosering og jernkloriddosering

Kulstofdoseringen styres efter et ønsket  $\text{NO}_3\text{-N}$  indhold, der måles online i procestanken. Setpunktet for nitrat i procestanken sættes til 2-5 mg  $\text{NO}_3\text{-N/l}$  afhængig af ønsket udløbskoncentration. Bemærk at nitratindholdet i efterklaringstanken falder yderligere og er ca. 0,5-1 mg  $\text{NO}_3\text{-N/l}$  lavere end i procestanken. Jernklorid doseres uden onlinestyling med et fast sætpunkt på pumpen (l/h) som kan reguleres, efter behov.

## 9.2 Driftsanalyser

Til vurdering af pilotanlæggets renseseffektivitet er følgende parametre målt i de to hovedforsøgsrunder med og uden filterspildevand som COD-kilde til denitrifikation. Alle driftsresultater, der måles med online udstyr, blev opsamlet via et SRO-system (OxyGuard), som kunne tilgås online for alle projektdeltagerne via et TeamViewer link. Som en kontrol blev fodermængden, der blev anvendt i forsøgsperioden, registreret sammen med andre off-line parametre via et fælles Excel regneark, som ligeledes kunne tilgås af projektdeltagerne.

### 9.2.1 Generelle parametre, der måles kontinuert (online) i det aktive slam anlæg

Spildevandsflow, returslamflow og overskudsslamflow	$\text{m}^3/\text{time}$
Filterskyllevandflow	$\text{m}^3/\text{time}$
Suspenderet stof i DN-tank	mg SS/l
Nitrat-kvælstof i DN-tank	mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$
Temperatur og iltindhold i DN-tank	$^{\circ}\text{C}$ og mg $\text{O}_2/\text{l}$
Redox-niveau i DN-tank og tilløb til efterklaringstank	mV
Eksternt COD forbrug	l/time

### 9.2.2 Generelle parametre der måles ved stikprøver

Nitrat-kvælstof i overskudsvand og filterspildevand	mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$
COD, SS, N og P i tilløb og afløb fra pilotanlægget	mg/l

$\text{NO}_3\text{-N}$  i tilløbet måles flere gange/uge og de andre parametre efter behov. Der blev desuden foretaget enkelte målinger af TN, ammonium, nitrit, TP og BOD i afløbet fra renselanlægget. Projektets hovedformål er at kontrollere reduktionen af nitrat-N i det samlede afløb fra RAS-produktionen og måle omsætningshastighederne for nitrat-N.

## 9.3 Bestemmelse af pilotanlæggets denitrifikationskapacitet

Bestemmelsen af denitrifikationskapaciteten  $r(\text{DN})$  vil kunne findes ved at måle omsætningen af nitrat i procestanken i forhold til slamindholdet (VSS) i tanken. Efter et indkøringsforløb af anlægget hvor slamkoncentrationen i procestanken langsomt byggedes op, blev en basisdriftperiode igangsat i 2019.

### 9.3.1 Denitrifikationskapacitet ved basis drift

Basisdriften blev i løbet af 2019 brugt til at fastslå klaringsstankens maksimale hydrauliske og stofmæssige belastning, men det viste sig at kvælstoffjerneshastigheden,  $r(\text{DN})$ , var overraskende høj på trods af et højt saltindhold (> 3%) og relativt lave procestemperaturer (10-15°C). Dette gav sig udslag i at nitratindholdet i udløbet fra anlægget altid var meget lavt selvom belastningen (flowindtaget) på aktiv slam anlægget blev øget. Det var derfor ikke muligt, selv med et lavt slamindhold på 2.000 mg SS/l i procestanken, at belaste pilotanlæggets omsætningskapacitet for nitrat uden at overskride klaringsstankens maksimale hydrauliske kapacitet.

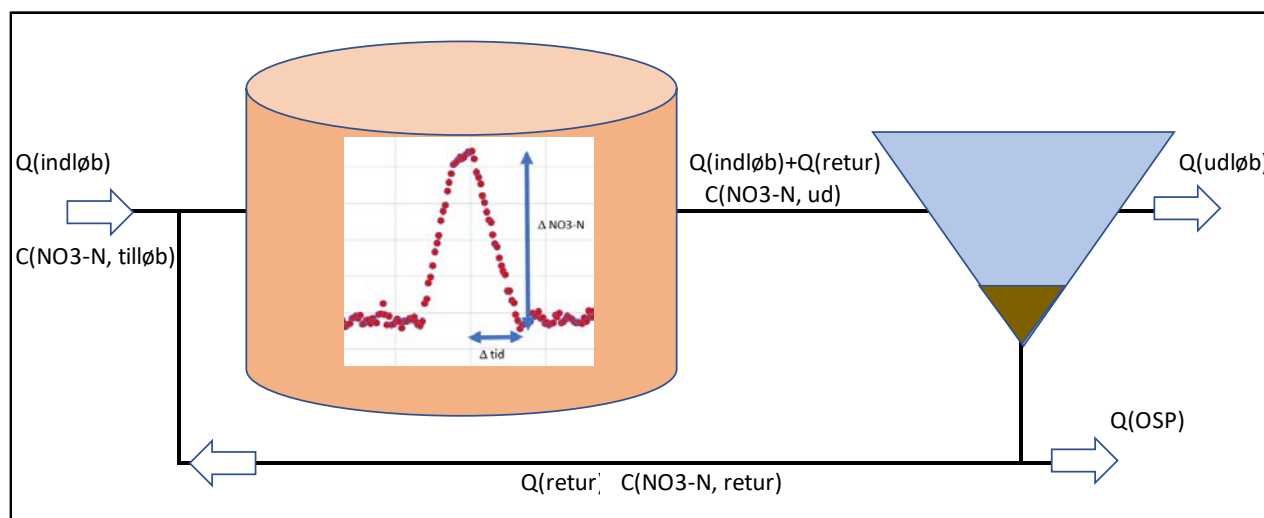
Senere i 2020 blev der dog kørt sporadiske forsøg med et slamindhold på 1.500 mg SS/l, hvorved efterklaringstanken kunne belastes yderligere med spildevand, og slammets stofmæssige kapacitet kunne udnyttes fuldt ud.

Basisdriftsperioden afslørede på sin vis, at procestanken var overdimensioneret i forhold til efterklaringstanken. Man var med andre ord begrænset af at flow tilførslen ikke kunne forøges for at øge stoftilførslen, hvilket resulterede i at der måtte udtænkes en ny metode til at bestemme procestankens reelle maksimale denitrifikations kapacitet.

### 9.3.2 Denitrifikationskapacitet ved overbelastningsforsøg

Som konsekvens af at aktiv slam anlægget ikke kunne belastes tilstrækkeligt til at finde anlæggets maksimale denitrifikationshastighed, blev en ny forsøgsmetode introduceret som kunne øge nitratindholdet i procestanken midlertidigt.

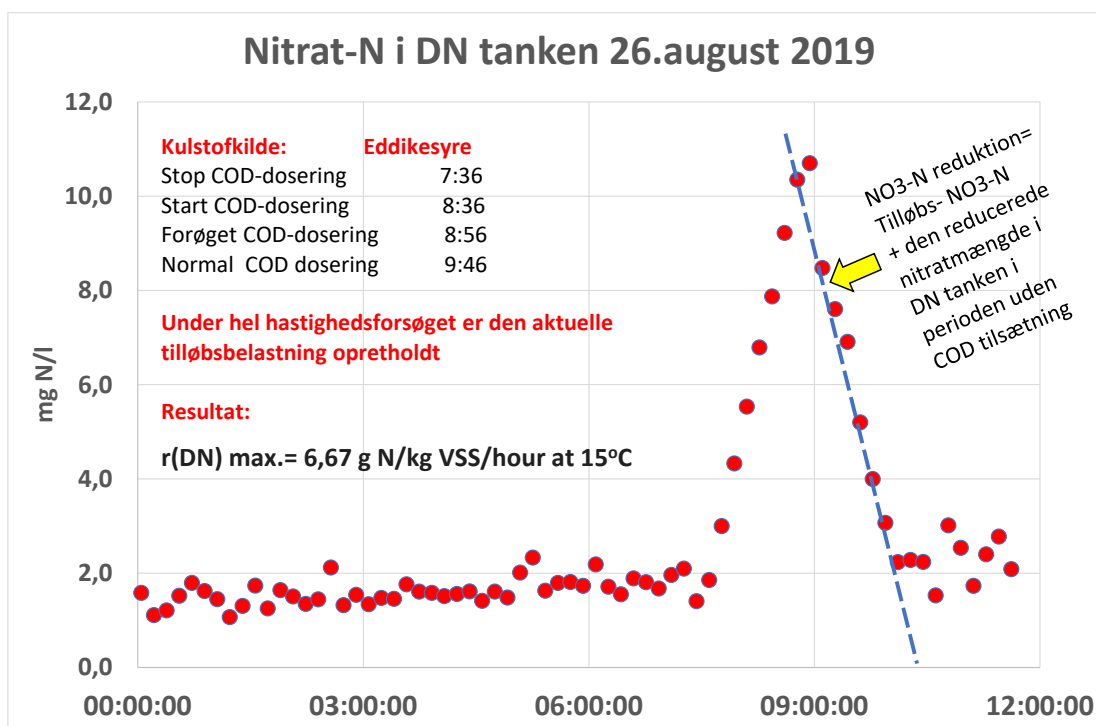
Forsøget indledes ved at stoppe COD-tilførslen kortvarigt (få timer), hvorved nitrat-indholdet i DN-tanken stiger. Når nitrat indholdet når f.eks. 10 mg N/l, startes COD-doseringen igen med et forhøjet COD-flow i kort tid for at kompensere for manglen på COD i perioden uden COD-tilsætning, hvorefter COD-doseringen tilbageføres til normal styring. På dette tidspunkt vil nitratindholdet i procestanken være højt, og der vil være tilstrækkeligt med COD til at bakterierne kan omsætte den forøgede mængde nitrat. Denne overbelastning giver dermed mulighed for at bestemme, hvor hurtigt nitratindholdet nedbringes, og derved kan den maksimale denitrifikationshastighed under de givne procesbetingelser bestemmes. Et resultat på en sådan online hastighedsmåling af slammets denitrificerende kapacitet er vist i Figur 9-1.



Figur 9-1 Online DN-hastighedsmåling på pilotanlægget

Metoden kunne kun gennemføres grundet brug af en online-nitratmåler, idet forsøget skulle gennemføres over kort tid, og mange nitratmåledata skulle opsamles. I Figur 9-2 ses det at et overbelastningsforsøg reelt kunne gennemføres på en formiddag, og det eneste driftsoperatøren skulle foretage sig var at stoppe, starte og forøge/formindske COD doseringen undervejs i forsøget.





**Figur 9-2** Eksempel: r(DN) forsøg med hastighedsberegning, g N/kg VSS/time

Ved denne teststrategi udføres målingen under reelle kontinuerede driftsbetingelser ved den aktuelle belastning med kvælstof, den aktuelle kulstofkilde, den aktuelle processtemperatur og den aktuelle slamalder.

Den normale laborietest til bestemmelse af r(DN) på slamprøver udføres på en slamprøve udtaget fra anlægget, med ændrede temperatur og procesforhold i forhold til DN-anlæggets aktuelle drift i batchforsøg med tilsat nitrat og COD-kilde.

Disse laborietests er i øvrigt både tids- og mandskabskrævende i forhold til den beskrevne online test metode.

Når den beskrevne fremgangsmåde benyttes, vil de beregnede denitrifikationshastigheder derfor være tættere på virkeligheden end værdier beregnet ved batchforsøg udført i laboratoriet.

Som det ses i Figur 9-2 opnås i løbet af meget kort tid (få timer) et kurveforløb efter genstart af COD-doseringen, der resulterer i en nem beregning af anlæggets aktuelle kvælstofomsætningshastighed. Denne værdi er afhængig af anlæggets slamalder<sup>2</sup>, processtemperaturen i DN-tanken og kulstofkilden, der anvendes i den aktuelle driftssituation.

Omsætningshastigheden r(DN) beregnes som forskellen mellem tilført NO<sub>3</sub>-N fra tilløb og slamrecirkulation fratrukket afløbet til klaringsstanken i testperioden og tillagt NO<sub>3</sub>-N reduktionen i DN-tanken i testperioden, hvor NO<sub>3</sub>-N reduceres fra det valgte maksimum og tilbage til udgangskoncentrationen. Den omsatte mængde nitrat divideres med slamindholdet i den 190 m<sup>3</sup> store processtank samt med tidsforskellen til at nedbringe NO<sub>3</sub>-N fra maksimumsværdien til udgangskoncentrationen (timer). Herved beregnes r(DN) som DN-kapaciteten udtrykt som g NO<sub>3</sub>-N/g SS/time. Omregningen til standardværdien for r(DN)= g N/kg VSS/time kan da beregnes ud fra slammets indhold af organisk stof kg VSS/kg SS.

<sup>2</sup> Slamalderen er et udtryk for gennemsnitstiden slammet har opholdt sig i anlægget. Slamalderen (SA) beregnes som: SA = (kg SS i DN-tanken) / (kg SS/dag i overskuds slammet).

Adskillige overbelastningsforsøg blev gennemført igennem hele forsøgsperioden under variable forsøgsbetingelser. Således kunne denitrifikationshastigheden bestemmes både sommer og vinter, samt i forbindelse med at slamhydrolysekonceptet blev afprøvet

#### 9.4 Bestemmelse af hydraulisk kapacitet

Efterklaringstanken skal dimensioneres i forhold til dens evne til at tilbageholde slammet under en given hydraulisk belastning og stofbelastning. Overskrides efterklaringstankens kapacitet, vil slamtæppet stige i tanken og begynde at flyde ud via overløbskanten. Derfor er det vigtigt at vide hvor meget vand og slam efterklaringstanken kan belastes med – og dette kan man kun bestemme ved forsøg med forskellige belastninger for en given slamtype.

En klaringsstanks kapacitet er begrænset af følgende parametre:

- Slammets bundfældningsevne (udtrykt ved Slamvolumenindex, SVI = ml slam/g SS, som beregnes efter 30 min. henstand i et 1.000 ml måleglas)
- Den hydrauliske overfladebelastning,  $\text{m}^3$  spildevand/ $\text{m}^2$  areal/time (HOB)
- Den stofmæssige overfladebelastning, kg SS/ $\text{m}^2$  areal/time

Når man omsætter nitrat ved brug af en letomsættelig, eksternt tilsat kulstofkilde, får man normalt et slam med dårlige bundfældningsegenskaber (højt SVI) og derved reduceres klaringsstankens hydrauliske og stofmæssige kapacitet tilsvarende. Denne effekt kan modvirkes ved at tilsætte et flokkuleringsmiddel (kemisk eller organisk) der kan forbedre bundfældningsegenskaberne for det biologiske slam.

Når man anvender produktionsslammet som en del af kulstofkilden til denitrifikation, skal der desuden tilsættes fældningskemikalier til brug ved reduktion af fosforindholdet i filterspille vandet, før udledning af det rensede slam/spildevand til recipienten. Anvendes f.eks. jernklorid ( $\text{FeCl}_3$ ) som fældningskemikalie til fosforfjernelsen, vil dette samtidigt virke som flokkuleringsmiddel. Gennem hele driftsperioden og i de kontrollerede overbelastningsforsøg har tilsætningen af  $\text{FeCl}_3$  vist sig at være nyttig som flokkuleringsmiddel i de perioder, hvor belastningen på efterklaringstanken har været høj.  $\text{FeCl}_3$  kan således bruges som støttedosering til at forbedre efterklaringstankens hydrauliske og stofmæssige belastning udover at fjerne fosfor fra spildevandet.

Efterklaringstankens maksimale kapacitet er undersøgt ved flere forskellige slamkoncentrationer i procestanken, samt ved varierende flowbelastninger af efterklaringstanken (flowbelastningen udgøres af summen af det indkomne flow og returslam flowet).

#### 9.5 Forsøg med slamhydrolyse

Det er velkendt at slam fra RAS anlæg har et stort potentiale som kulstofkilde til en denitrifikationsproces, og dette emne er da også blevet undersøgt af flere.

I 2011 blev der på DHI (Ref. 4, Janning) beskrevet laboratoriehydrolyseforsøg (batchforsøg) på slam fra Løgstrup Modeldambrug (ferskvandsfisk) med udnyttelse af slamhydrolyse af produktionsslam til produktion af opløst COD, hvor et udbytte på 20-30% af slammets COD-indhold blev opnået ved lav temperatur og lange hydrolysetider (5 dage).



**Figur 9-3** Hydrolyseforsøg (batchforsøg) på slam fra Løgstrup (Ref. 5, Janning)

Tilsvarende er der i 2016 (Ref. 4, Lettelier-Gordo) udført omfattende anaerobe batchvise hydrolyseforsøg med produktionsslam fra forskellige fiskedæter for produktion af letomsætteligt stof til denitrifikation i RAS anlæg ved forskellige temperaturer og pH-værdier.

Resultaterne herfra viste at man ved anaerobe slamaldre på op til 7 dage kunne omsætte 30% af det partikulære COD til opløst COD, og dermed samtidigt fjerne 28% af det suspendede stof (SS) fra filterspildevandet.

Alle disse forsøg er baseret på, at man foretager den biologiske hydrolyse i en separat proces, dvs. et separat hydrolysesystem, hvor opkoncentreret filterspildevand behandles i en egentlig hydrolysetank med en opholdstid på minimum 2-3 dage.

Derefter skal det producerede opløste COD koncentrat fra slammet skilles fra det hydrolyserede slam ved en separationsproces, og vandfasen med det opløste COD skal bruges til denitrifikation i et efterfølgende denitrifikationsanlæg. Denne metode vil skulle anvendes såfremt hydrolysekonceptet benyttes i forbindelse med biofiltre, idet slammet ikke direkte vil kunne tilsættes i biofiltrene, da de hurtigt vil stoppe til.

Teoretiske beregninger ud fra disse laboratoriebatchesforsøg indikerer, at man kunne reducere det nødvendige COD behov til denitrifikation med op til 30%. Projektet så derfor, at der ligger et potentiale for en kulstofbesparelse på op til 30%, såfremt hydrolyseprocessen kunne forløbe i en separat proces med lang opholdstid (flere dage).

Dette koncept, med opdeling i en separat slamhydrolyseproces og en efterfølgende slamseparator til udvinding af det producerede letomsættelige COD til DN-processen, vil imidlertid kræve et kompliceret anlæg med flere delprocesser.

Ud over problemet med separate delprocesser og det tilhørende procesudstyr (processtanke, separatorer, pumper, omrørere og evt. kemikalietilsætninger), kan man hæmme hydrolysehastigheden med de produkter der fremkommer ved hydrolysen, da produktionen af organiske syrer vil nedsætte pH og formindske hydrolysehastigheden af de organiske stoffer.

Dette er et velkendt fænomen fra mange kommunale renseanlæg, der anvender slamhydrolyse af slam fra forklaringsstanke (ustabil slam). Selv ved procestemperaturer højere

end 20°C og opholdstider længere end 2-3 dage, observeres en reduceret maksimal hydrolyse på grund af hæmning af hydrolyseprocessen med fermenteringsprodukterne, brint, kuldioxid og organiske syrer.

Denne hæmning kan undgås, hvis hydrolyseprodukterne fjernes umiddelbart efter, at de er produceret og det er faktisk muligt i et aktiv slam anlæg, hvor slam, der skal hydrolyseres, kan tilsættes direkte i procestanken uden etablering af et egentligt hydrolyseringsanlæg. Det vil ikke alene forenkle hele hydrolysekonceptet, men også give mulighed for, at endnu mere slam vil kunne hydrolyseres, idet hæmningsprocesserne ikke indtræder. Dette forhold er måske det stærkeste argument for at benytte aktiv slam processen som denitrifikations proces på RAS anlæg, idet store mængder ekstern kulstof vil kunne spares, slammængder vil kunne reduceres, og slamafvandingen vil slutteligt kunne forbedres, da det er velkendt, at biologisk stabiliseret slam lettere kan afvandes ved brug af færre flokkuleringskemikalier. Disse fordele opnås uden nævneværdige meromkostninger til etablering af slamhydrolyseprocessen, da filterspildevand blot skal pumpes ind i procestanken sammen med overskudsvandet.

Ved pilotanlægsforsøgene med slamhydrolyse af filterspildevandet på Danish Salmon, er denne mulighed for første gang benyttet til udnyttelse af COD-indholdet i produktionsslam ved anvendelse af et meget simpelt proceskoncept.

Denitrifikationsprocessen udføres samtidig med hydrolyseprocessen i et aktivt slam anlæg med efterklaringstank, og filterspildevandet tilføres, uden opkoncentrering, direkte fra det mekaniske filtreringsanlæg og behandles sammen med overskudsvandet i et kombineret slamhydrolyse/denitrifikationsproces i procestanken.

Ved denne metode fås både en relativ høj slamopholdstid til hydrolysen af produktionsslammets COD-indhold (afhængigt af slamalderen), og hydrolyseprocessen kan fortsætte uden at sænke pH-værdien, da produkterne fra hydrolysen (brint, eddikesyre, organiske syrer og alkoholer fjernes ved denitrifikationen.

En slamalder på få dage i det kombinerede slamhydrolyse/denitrifikationsanlæg vurderes at kunne producere mere letomsætteligt COD fra produktionsslammet end et faseopdelt hydrolysetrin med mange dages opholdstid efterfulgt af et separat aktiv slam anlæg. Det er dette overordnede behandlingsprincip, som er afprøvet i pilotskala på Danish Salmon i 2019-2020.

# 10. Forsøgsresultater

Forsøgene på Danish Salmon er opdelt i to faser m.h.t. kvælstoffjernelse fra det kombinerede vand efter mikrofiltreringen af det recirkulerede vand (overskudsvandet) og filterspildevandet fra mikrosianlægget samt biofilterskyllede:

- Kvælstoffjernelse i aktiv slam anlæg fra overskudsvandet med 100% eksternt kulstof som COD-kilde (acetat)
- Kvælstoffjernelse i aktiv slam anlæg fra overskudsvand tilsat filterspildevand med slamhydrolysen som COD-kilde og med supplerende eksternt kulstofkilde (acetat).

Den første fase giver basisresultater for et anlæg, der udelukkende omsætter nitrat i overskudsvandet fra produktionsanlægget ved brug af en indkøbt eksternt kulstofkilde til denitrifikationsprocessen.

I anden fase fastlægges procesparametre for en driftsform, hvor filterspildevandet sambehandles med overskudsvandet fra produktionsanlægget, hvorved man kan udnytte COD-indholdet i filterspildevandet som kulstofkilde til denitrifikationsprocessen og supplere med eksternt kulstofkilde. Anden fase inkluderer altså hydrolyseteknikken, hvor kulstof fra slammet i filtervandet hydrolyserer i procestanken og udnyttes som kulstof til denitrifikationsprocessen.

## 10.1 Denitrifikation med fuld eksternt kulstofforsætning og 100% overskudsvand tilsætning

De indledende forsøg blev udført med stigende kvælstofbelastning og acetat som 100% COD-kilde til denitrifikationsprocessen. Forsøgene blev gennemført i perioden august – november 2019, dvs. en periode hvor vandtemperaturen har været relativ høj. Forsøgene blev gennemført som "overbelastningsforsøg" dvs. med stop-start af kulstoffodseringen til anlægget for bestemmelse af den maksimale omsætningskapacitet<sup>3</sup>.

Fremgangsmåden var den, at anlægget skulle belastes mere og mere, dvs. flowtilførslen af overskudsvandet skulle gradvist øges for dermed at øge slammets aktivitet. Denitrifikationskapaciteten måles i flere indlagte forsøgskampagner igennem forsøgsperioden med henblik på at få et referenceniveau for behovet for kulstofforsætning (g COD/g N), og værdier for omsætningshastigheden af kvælstof i det aktive slam (g N/kg VSS/time). Kulstofforbruget bestemmes ved at måle forbruget af kulstof, og sammenholde det med fjernelsen af nitrat-N i anlægget.

Efter en indkøringsperiode med stabil drift af pilotanlægget, er der foretaget fem forsøgskørsler med stigende kvælstofbelastning af pilotanlægget, og med mindst en uges forudgående basisdrift ved det aktuelle forsøgstidspunkt.

---

<sup>3</sup> Et enkelt forsøg nr. 8 blev omsætningshastigheden bestemt på normalt vis, dvs. ved måling af forskellen på nitrat i ind- og udløb fra aktiv slam anlægget

### 10.1.1 Denitrifikation med acetat tilsætning

Resultaterne af overbelastningsforsøgskampagnerne med 100% acetat tilsætning som kulstofkilde er vist i Tabel 10-1. Som det fremgår af Tabel 10-1, er den hydrauliske belastning stigende fra et niveau på 20 m<sup>3</sup>/h til 45 m<sup>3</sup>/h. Den hydrauliske belastning blev vedvarende øget så længe efterklaringstanken kunne følge med og forsøgene viste, at en væsentlig højere hydraulisk belastning kunne opnås i forhold til det designgrundlag anlægget var bygget ud fra. Dette kunne dog, ved de højeste flowbelastninger, kun lade sig gøre fordi slamkoncentrationen i procestanken blev holdt lav, da slambelastningen af efterklaringstanken ellers ville blive for høj. Som følge af den forøgede hydrauliske belastning blev kvælstofbelastningen ligeledes forøget, så der ved maksimal hydraulisk belastning blev tilført 61,6 kg N/d (2,6 kg N/h) ved en slamkoncentration i procestanken på 2,0 kg SS/m<sup>3</sup> (1,6 kg VSS/m<sup>3</sup>). Da al nitrat blev omsat, giver det en denitrifikationshastighed på 8,4 kg N/kg VSS/h målt som den mængde nitrat, der kunne fjernes ved almindelig drift (forskellen mellem nitrat i indløb og udløb. Ved det sidste overbelastningsforsøg den 30/10-2019 blev den højeste denitrifikationshastighed målt til 9,9 g N/kg VSS/h ved 11,3 °C.

**Tabel 10-1** Forsøgsdata (overbelastningsforsøg) udelukkende med eksternt kulstof (acetat). Forsøg 8\* er ikke et overbelastningsforsøg men en almindelig måling af nitrat omsat i anlægget ved højeste mulige belastning.

		Overs kudsv and	Filter vand	Retur	SS	Load	FeCl <sub>3</sub>	COD	SA	Temp	r(DN)
Nr.	Dato	m <sup>3</sup> /h	m <sup>3</sup> /h	m <sup>3</sup> /h	kg SS/m <sup>3</sup>	kg N/d	l/h	g COD/g N	dage	°C	gN/kgVSS/h
1	01-08-2019	20	0	9	2,5	24,0	1,0	5,92	4,80	14,5	3,45
2	08-08-2019	28	0	9	2,5	37,0	1,5	5,49	4,36	14,8	4,74
3	26-08-2019	28	0	9	2,8	39,6	1,5	5,00	4,95	14,9	6,60
7	30-10-2019	40	0	10	2	54,7	1,5	3,60	3,55	11,3	9,90
8*	04-11-2019	45	0	11,2	2	61,6	1,5	4,29	4,08	11,3	8,44

### 10.1.2 pH niveau

Gennem forsøgskampagnen var pH niveauet relativt lavt, 6,5-6,6. Et højere pH niveau omkring 7-8, ville givetvist have været endnu mere gunstigt for omsætningshastigheden. Denitrifikationsprocessen er alkalinitetsproducerende, så det relativt lave pH niveau kan muligvis skyldes tilsætningen af jernklorid, som var nødvendig af hensyn til fosforfjernelsen og bundfældningen af slam. Høj dannelse af CO<sub>2</sub> i processen medfører også at pH forskydes mod et lavere niveau, og endeligt var acetattilsætningen også ansvarlig for fjernelse af hydroxylioner, da acetaten tilføres ved lavt pH som eddikesyre.

### 10.1.3 COD forbrug i denitrifikationsprocessen

Når belastningen af pilotanlægget nærmer sig anlæggets faktiske basisomsætningskapacitet (8,4 g N/kg VSS/h), bliver kulstofbehovet til denitrifikation bestemt til 4,25 g COD/g N, hvilket svarer nogenlunde til det støkiometriske forhold denitrifikationsprocessen behøver hvis slamproduktionen er høj. Det er forholdsvis højt for et aktivt slam anlæg da intern slamhydrolyse normalt også bidrager med kulstof til denitrifikationsprocessen. Det høje COD

forbrug (acetatforbrug) skyldes den meget lave slamalder i anlægget, som øger slamproduktionen og nedsætter slamhydrolyseeffektiviteten af slammet.

#### **10.1.4 Jernklorid og bundfældningsegenskaber**

Jernkloridbehovet til forbedring af bundfældningsegenskaberne og forforfældning lå fast omkring 1,5 l/h svarende til 25 ml jernklorid/m<sup>3</sup> overskudsvand tilsat aktiv slam anlægget. Jernkloriddosering var nødvendig af hensyn til forbedring af slambundfældningsegenskaberne, som var dårlige i efterklaringstanken. Derfor blev SS indholdet i afløbet forøget når slambelastningen på tanken blev hævet. Der ses derfor at være behov for en mekanisk filtrering efter efterklaringstanken såfremt SS indholdet skal tilbageholdes mere effektivt, og reduktionen af organisk stof (BOD), TN og TP skal maksimeres.

Ved drift udelukkende med 100% eksternt kulstof er slamproduktionen (g SS/m<sup>3</sup>) så lille, at selv en mindre mængde SS i afløbet vil forhindre slamtilvækst i det aktive slamanlæg.

#### **10.1.5 Efterklaringstank kapacitet**

Selvom den hydrauliske belastning af tanken var god (0,75 m/h), satte slambelastningen af efterklaringstanken en begrænsning for, hvor meget vand der kunne køres igennem anlægget. Således blev den maksimale slambelastning bestemt til 1,8 kg SS/m<sup>2</sup>/h, men ved dette niveau var eftertankens kapacitet overskredet, da SS-indholdet i afløbsvandet var begyndt at stige. Den maksimale slambelastning med acetat som kulstofkilde vurderedes at ligge omkring 1,5 kg SS/m<sup>2</sup>/h, hvilket er meget lavt sammenlignet med aktiv slamanlæg, som typisk kan belastes med mere end 5 kg SS/m<sup>2</sup>/h.

### **10.2 Denitrifikation med 75% tilsætning af overskudsvand og 25% tilsætning af filterspildevand samt delvis eksternt kulstoffilsætning**

Forsøg med hydrolyse af filterspildevand blev gennemført overlappende med første forsøgsfase, hvor der udelukkende blev tilført acetat som kulstof.

Det skyldes bl.a. at man ønskede at starte forsøg med slamhydrolyse mens temperaturen endnu var relativ høj i anlægget, inden vinteren for alvor sænkede vandtemperaturen. Forsøgene med kombineret overskudsvandtilsætning og filterspildevandtilsætning er udført i perioden september 2019-marts 2020 hvor vandtemperaturen var den laveste, som blev målt (10,8°C). Yderligere et forsøg blev tilført i august 2020 hvor det lykkedes at få belastningen op på det højeste niveau, som blev målt, 77,4 kg NO<sub>3</sub>-N/d (som følge af forhøjet nitratindhold i overskudsvandet fra produktionsanlægget).

#### **10.2.1 Denitrifikation med acetat og filterspildevand**

Forsøg med filterspildevandet blev udført med stigende kvælstofbelastning og acetat som supplerende COD-kilde til denitrifikationsprocessen. Disse forsøg er udført med henblik på at fastlægge filterskyllevandets værdi som kulstofkilde til denitrifikation ved slamhydrolyse udført sammen med denitrifikationen af nitratindholdet i overskudsvand (75%) + filterspildevand (25%). Da den eksterne kulstoffodsering (acetat) var styret af anlæggets nitratsensor, ville styringen nedregulere behovet for eksternt kulstoffilsætning i takt med at hydrolysen af det tilførte filterspildevand, og nitrat i afløbet blev holdt lav. Dermed kan man beregne hvor stor en ekstratilsætning af acetat COD der var nødvendig, og dermed hvor stort hydrolysebidraget fra filterskyllevandet var.

Forsøgene er forsøgt udført under realistiske forhold med en fordeling mellem overskudsvand/filterspildevand på 75%/25%, som ved de normale produktionsforhold på Danish Salmons RAS anlæg. Andelen af filterspildevand kunne dermed ikke øges da al filterspildevand proportionalt set blev brugt. Filterspildevand blev tilført fra en slamholdetank

med kort opholdstid (få timer). Derved var den forudgående slamhydrolyse i holdetanken minimal. Slamhydrolysen af en given portion slam forventes at kunne forløbe op til en uge før frigivelsen af letomsætteligt COD helt aftager.

Der er foretaget syv forsøgskørsler med stigende kvælstofbelastning af pilotanlægget, og med mindst en uges drift ved det aktuelle driftspunkt. Datoerne i tabellen er datoer for udførsel af overbelastningsforsøgene for bestemmelse af  $r(\text{DN})_{\text{max}}$ .

**Tabel 10-2** Forsøgsdata med anvendelse af filterskyllevand som COD-kilde udover eddikesyre

		Overskudsvand	Filter SPV	Retur	SS	Load	FeCl <sub>3</sub>	Ekstern COD	SA	Temp	r(DN)
Nr.	Dato	m <sup>3</sup> /h	m <sup>3</sup> /h	m <sup>3</sup> /h	kg SS/m <sup>3</sup>	kg N/d	l/h	g COD/g N	dage	°C	gN/kgVSS/h
4	19-09-2019	25	6	9	3	43,9	1,5	2,9	3,17	13,2	5,00
5	26-09-2019	24	8	9,5	3	45,3	1,5	2,65	3,39	13,7	6,75
6	04-10-2019	26,5	10,5	8,8	2	48,8	1,5	3	2,00	12,6	7,91
9	18-11-2019	30	10	11,7	2	48	2	2,19	2,53	11,9	6,01
10	06-12-2019	30	10	12	2,25	48	2	2,27	1,35	11,0	5,65
11	19-03-2020	37	13	12	2,5	58,8	5	2,94	1,36	10,8	7,35
12	August 2020	30	13	12	2	77,4	6	3	1,01	14,3	10,6

Resultaterne for forsøg med filterspildevand som (delvis) kulstofkilde er vist i Tabel 10-2. Som det fremgår af tabel 10-2 blev forsøg med overskudsvand og filterspildevand udført indtil vandtemperaturen nåede 10,8°C – altså en temperatur over den minimumstemperatur på 8°C, som anlægget var dimensioneret ud fra. De højeste belastninger af aktiv slam anlægget blev opnået ved de laveste vandtemperaturer i procestanken – og omsætningshastigheden med kombineret filterspildevand og acetat var ligeså høj som omsætningen med 100% acetattilsætning. Omsætningshastighederne for nitrat-N ved kombineret ekstern kulstoftilsætning og kulstof fra slamhydrolysen bestemmes til 5 – 7,9 g N/kg VSS/h ved temperaturer på 11-14°C - ved højeste belastning på 58,8 kg NO<sub>3</sub>-N/d blev den maksimale omsætningshastighed målt til 7,3 g N/kg VSS/h ved den lavest målte vandtemperatur på 10,8°C. Da det i august 2020 lykkedes at få hævet nitratindholdet i overskudsvandet, blev den højeste omsætningshastighed nået – 10,6 g N/kg VSS/h ved en vandtemperatur på 14,3°C.

### 10.2.2 COD behov og slamhydrolyseaktivitet

Det eksterne COD behov ses at være faldet i forhold til forsøg med 100% acetattilsætning. Når belastningen af pilotanlægget nærmer sig omsætningskapaciteten, bliver kulstofbehovet til denitrifikation for eksternt tilsat COD, bestemt til 2,75 g COD/g N – mod et COD forbrug på 4,25 g COD/g N ved 100% acetattilsætning. Forsøgene viser at man kan spare mere end 35% af den eksterne kulstofkilde, selv med den meget korte slamalder, der er anvendt. Drives anlægget med en højere slamalder vurderes kulstofbesparelsen at være op imod 50%, men det vil være på bekostning af denitrifikationsomsætningshastigheden, som vil skulle reduceres i anlægget for opnåelse af en længere slamopholdstid (slamalder).

Forsøgene viser også, at man ved den kombinerede hydrolyse- og denitrifikationsproces i aktiv slam procestanken kan opnå en større udnyttelse af kulstofpotentialet end ved en to-trins



proces med separat slamhydrolyse og efterfølgende denitrifikation. Dette skyldes højest sandsynligt at biologisk inhiberende produkter fra hydrolyseprocessen fjernes når hydrolyseprodukter dannes i procestanken ved denitrifikationens behov for letomsættelig COD. Ved at forøge slamalderen udover den nødvendige for at opnå fuld denitrifikation, kan slamhydrolyseprocessen formentligt forbedres.

Den kombinerede tilsætning af overskudsvand og filterspildevand foregår uden opvarmning, pH-justering og jernklorid er det eneste kemikalie som er nødvendigt at tilsætte, da det giver en bedre slamflokulering og binder fosforindholdet fra spildevand og produktionsslam i det biologiske overskudsslam. En anden fordel er, at ammonium-N, som produceres ved hydrolyseprocessen, indbygges i det biologiske slam ved denitrifikationen (bakterier foretrækker ammonium fremfor nitrat til cellevækst) og ledes således i recipienten. Dette er relevant, da ammonium ellers ville blive tilledt recipienten, da der ikke foregår nogen yderligere rensning bortset fra en afsluttende mikrosigtepulering af vandet.

### 10.2.3 Jernkloridtilsætning

Ved de højeste belastningsforsøg var forøget jernklorid tilsætning nødvendig. Således måtte jernklorid tilsætningen forøges til 5-6 l/h, altså en tredobling af den normalt tilsætning. Slamalderen blev desuden meget kort, kun 1 dag ved de højeste belastninger og 2-3 dage ved mere normale belastninger. Det vidner om at hydrolysepotentialet ikke blev udnyttet helt inden slammet blev taget ud af processen.

Kemikaliebehovet (jernklorid) kan være større end ved denitrifikation med acetat som kulstofkilde, da produktionsslammet (filterspildevandet) indeholder det meste af fosformængden i affaldsstrømmene fra et RAS anlæg. Jernklorid fungerer altså både som fosforfædningkemikalie og til forbedring af slambundfædningsegenskaberne, da slammet bedre kan holdes sammen. Behovet til jernklorid er dog fortsat relativt lavt med et forventet behov på få liter  $\text{FeCl}_3$ /time, svarende til 20-30 ml jernklorid/ $\text{m}^3$  behandlet vand. Det skal i den sammenhæng bemærkes at forøget jernkloridtilsætning formindsker VSS fraktionen i slammet, hvorved omsætningspotentialet pr. kg SS i procestanken formindskes tilsvarende.

### 10.2.4 Belastning af efterklaringstanken

Ved kraftig belastning af efterklaringstanken ( $> 0,75$  m/h) stiger behovet til jernkloriddosering kraftigt på grund af stigende tendens til slamflugt med forhøjet SS i afløbet. Det var således problematisk at slambelastningen på efterklaringstanken hurtigt blev for høj – den højeste slambelastning blev målt til  $1,9$  kg SS/ $\text{m}^2/\text{h}$ . Den normale belastning af tanken bør ikke overskride  $1,5-1,6$  kg SS/ $\text{m}^2/\text{h}$  for at minimere behovet for jernklorid tilsætning.

Ved rimelig hydraulisk belastning af efterklaringstanken på  $1,5$  kg SS/ $\text{m}^2/\text{h}$  vil behovet for tilsætning af flokkulerings- og fædningmidlet afhænge af kravet til fosfor i afløbet (mg P/l) og tilsætningen kan fjerne hovedparten af opløst fosfor fra det biologisk rensede vand.

## 10.3 Sammenfatning af forsøgskampagnerne

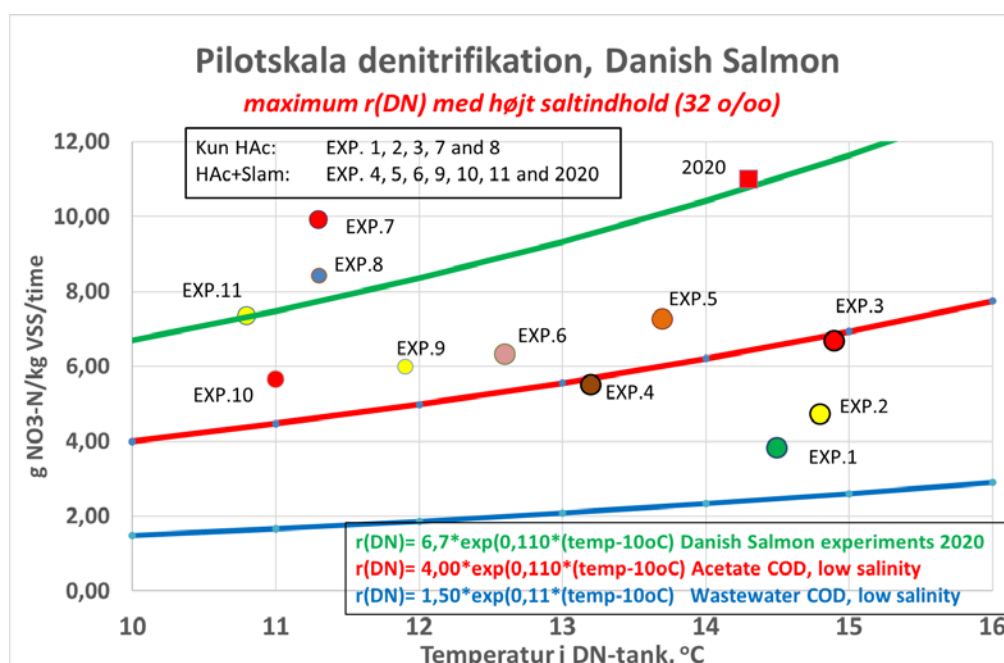
En sammenfatning af resultaterne fra de to forsøgskampagner viser at aktiv slam processen fungerer særdeles effektivt med hensyn til kvælstofomsætningen i det aktive slam. Sammenlignet med litteraturværdier ligger omsætningshastighederne på et meget højt niveau – både med 100% acetat tilsætning og med kombineret acetat og hydrolyse af filterspildevand. Omsætningshastighederne er ikke mindst overraskende høje i betragtning af saltindholdet i overskudsvandet.

En grafisk oversigt (Figur 10-1) over alle forsøgene viser, at denitrifikationsomsætningsniveauet ligger over det niveau, som kan forventes i kommunalt spildevand med acetat som kulstofkilde selv med lavt saltindhold (som forventes at være mere gunstig for denitrifikationsprocessen) – den røde kurve – og væsentligt over denitrifikationshastigheder med COD fra almindeligt kommunalt spildevand – den blå kurve.

Den grønne kurve symboliser således det maksimale denitrifikationsniveau i aktiv slam anlægget ved Danish Salmon bestemt ved de to forsøgskampanjer.

I de indledende forsøg med lavest nitratbelastning på aktiv slam anlægget er omsætningsniveauet også lavere (EXP. 1,2,3,4), men når belastningen på aktiv slam anlægget øges (flowet sættes op) øges aktiviteten i det aktive slam. De reelt opnåelige  $r(DN)$  værdier skal knyttes til eksperiment 7 (kun acetat som COD-kilde) og eksperiment 11 (slam og acetat), hvor anlægget er presset til grænsen for stabil hydraulisk belastning af efterklaringstanken.

Temperaturniveauet er af betydning for aktiviteten i slammet, hvilket ses af Figur 10.1 (de blå, røde og grønne kurver). Temperaturniveauet ved de udførte forsøg lå i intervallet 10,7-14,9°C og således over den designtemperatur anlægget var dimensioneret til (8°C). Projiceres den grønne kurve til 8°C ville omsætningsniveauet have været 5,5 g NO<sub>3</sub>-N/kg VSS/h, hvilket er ca. dobbelt så højt som den denitrifikationshastighed som anlægget blev dimensioneret til (2,6 g NO<sub>3</sub>-N/kg VSS/h). Procestanken er derfor i princippet dobbelt så stor, som den behøvedes at være for omsætning af en given mængde kvælstof ved 8°C.

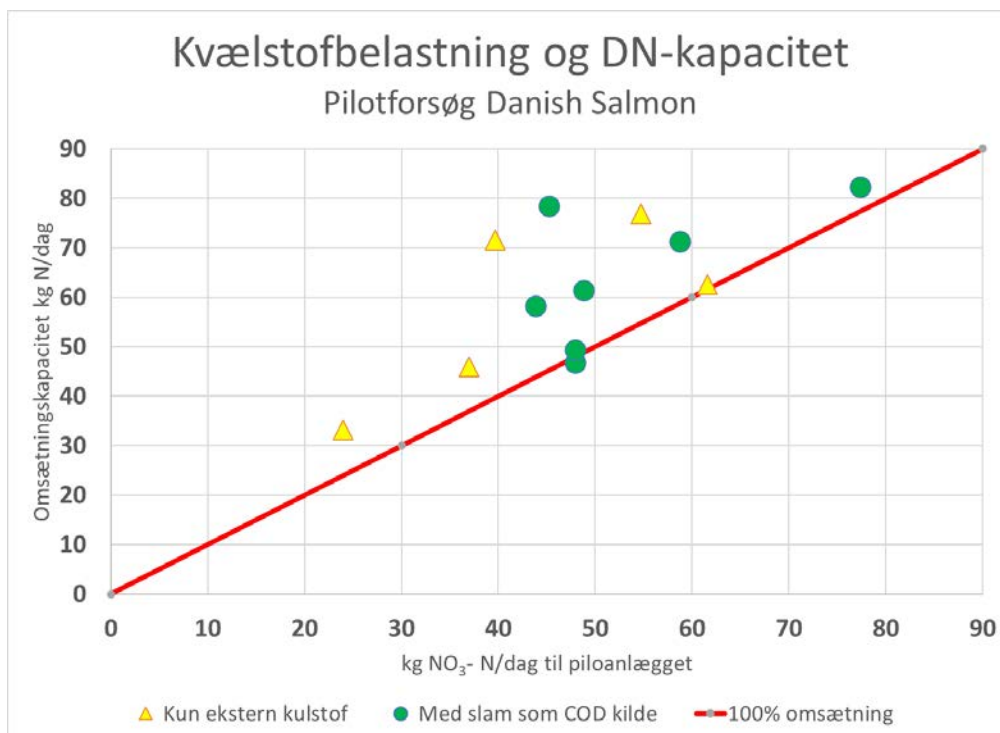


**Figur 10-1** Pilotskala forsøg udført med acetat som kulstofkilde (EXP. 1,2,3,7,8) og med kombineret acetat og filterspildevand som kulstofkilde (EXP. 4,5,6,9,10,11,2020)

Anlæggets biologiske denitrifikationskapacitet (kg N denitrificeret/dag) er beregnet og vist i Figur 10-2, hvor de forsøgsbestemte denitrifikationshastigheder er vist i forhold til en kurve med 100% omsætning. Som det fremgår, omsættes al nitrat i processen (100% omsætning), og der er faktisk plads til meromsætning hvis der havde været mere nitrat i indløbsvandet. Pilotanlægget er i stand til at omsætte op til 80 kg NO<sub>3</sub>-N/d – hvilket giver en volumeneffektivitet på 0,4 kg NO<sub>3</sub>-N/m<sup>3</sup>/d ved et temperaturniveau omkring 10-12°C.

Den højere omsætningshastighed skyldes bl.a. at en meget lav slamalder giver mere aktivt slam, men det betyder også at slamproduktionen bliver højere ved denitrifikationsprocessen (g SS/g COD). Slamindholdet i forsøgene har været 2-2,8 kg SS/m<sup>3</sup> og slamalderen 4-5 dage med 100% acetat som kulstofkilde og 1-3 dage ved anvendelse af produktionslammet og

acetat som kulstofkilde. Man kan altså udnytte store dele af slammets COD-indhold selv ved en meget kort slamalder i den kombinerede slamhydrolyse-denitrifikationsproces. Udnyttelsen af COD-indholdet i produktionsslammet kan foregå ved meget høje denitrifikationshastigheder, hvilket resulterer i små procesanlæg. Den ultrakorte slamalder på 1-3 dage resulterer også i, at kun en del af produktionsslammet hydrolyseres (ca. 35% acetat blev fortrængt af hydrolyseret slam) – hvis slamalderen øges vil hydrolyseringsgraden øges, og det forventes at op til 50% af det eksterne kulstof kan spares på bekostning af en større procestank.



**Figur 10-2** Maksimale DN-hastigheder som funktion af nitratbelastningen på pilotanlægget

### 10.3.1 Forbedret slamafvanding, mindre polymerforbrug og mindre slammængder

Den specifikke overskudsslamproduktion (inklusive den biologiske slamproduktion fra denitrifikationsprocessen) fra aktiv slam anlægget bliver ved den kombinerede proces (acetat + filterslam) lig med eller mindre end den oprindelige slamproduktion, som udledes fra produktionsanlægget (filterspildevand), og koncentrationen af overskudsslam til slutfvanding bliver ca. 10 gange højere end det oprindelige filterspildevand. Det indebærer en væsentlig polymerbesparelse på afvanding af slam fra Danish Salmons produktionsanlæg og en kraftig reduktion i den hydrauliske belastning på slutfvanderen. Tørstofindholdet i det slutfvandede slam forventes at blive højere takket være en forbedret slamafvanding af det biologisk stabiliserede slam, hvilket resulterer i at der skal køres færre m<sup>3</sup> slam væk fra Danish Salmon. Aktiv slam anlægget har altså store konsekvenser for hele slambehandlingsprocessen på Danish Salmons produktionsanlæg, da slammet opkoncentreres, stabiliseres og delvist omsættes i aktiv slam anlægget.

### 10.4 Afløbskvalitet

Der er udført ganske få afløbsanalyser fra aktiv slam anlægget i forsøgsperioden, da fokus i projektet var at opretholde en stabil og vidtgående nitrat-reduktion i pilotanlægget. Da

nitratreduktionen styres automatisk via online kontrol af COD-tilsætningen i.f.t. nitratindholdet i DN-tanken, er nitrat den eneste parameter hvormed aktiv slam anlægget kan reguleres.

Der blev imidlertid foretaget en måling af afløbskvaliteten fra pilotanlægget, både i fase 1 uden filterspildevand tilsætning og i fase 2 med filterspildevand og acetat som kulstofkilde, hvor en række afløbsværdier blev registreret:

#### 10.4.1 Pilotanlæggets afløbskvalitet, 100% acetattilsætning

I alle delforsøg har pilotanlægget været kørt med et reguleret nitrat-N indhold i DN-tanken på 2-3 mg NO<sub>3</sub>-N/l, ved automatisk COD-dosering.

Afløbet fra DN-tanken føres via en afluftningstank til efterklaringstanken. Ved passagen af efterklaringstanken fjernes en lille ekstra mængde nitrat, hvorfor nitratudledningen i afløbet fra efterklaringstanken har ligget på et niveau på omkring 1 mg NO<sub>3</sub>-N/l.

I fase 1 forsøgene uden filterspildevand, har hovedformålet været at kvantificere omsætningshastigheder (g NO<sub>3</sub>-N/kg VSS/h) og behovet for eksternt kulstoftilsætning.

Afløbets kvalitet i referenceforsøgene med eksternt kulstof til denitrifikation har derfor primært været undersøgt for kvælstofkomponenterne ammonium-N, nitrit-N og nitrat-N.

Disse værdier er målt i oktober 2019, hvor pilotanlægget har haft en belastning på 54,7 kg N/dag og 36 m<sup>3</sup> overskudsvand/time med en procestemperatur på 11,3°C.

**Tabel 10-3** Kvælstoftilledning og -afledning fra aktiv slam anlægget med acetat som kulstofkilde

Prøvested	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	Total N	Enhed
Indløb Pilot	0,36	0,5	65,5	66	mg N/l
Udløb Pilot	0,01	3,9	< 0,25	4,9	mg N/l

Som det fremgår af Tabel 10-3, ses ammonium- og nitratudledningen at være helt i bund, mens en del nitrit udledes fra processen. Den totale kvælstofudledning svarer til 4,9 mg N/l, hvilket ved det aktuelle indløbsflow svarer til 176 g N/h eller 4,2 kg N/d. På årlig basis svarer det til 1,5 tons N/år. Den totale kvælstofreduktion i anlægget er 92,6% med hensyn til total kvælstof og 99,6% med hensyn til nitratreduktionen.

#### 10.4.2 Pilotanlæggets afløbskvalitet, filterspildevand og acetattilsætning

I forsøgene med samrensning af overskudsvand og filterspildevand, har hovedformålet været at kvantificere omsætningshastigheder (g N/kg VSS/h) og behovet for eksternt kulstof. Der er derfor kun foretaget sporadiske analyser af vandkvalitetsparametre i tilløbet og afløbet til aktiv slam anlægget.

Vandkvalitetsparametrene i Tabel 10-4 er målt i august 2019, hvor pilotanlægget har haft en belastning på 40 kg N/dag og en tilledning på 24 m<sup>3</sup> overskudsvand + 8 m<sup>3</sup> filterspildevand/time med en procestemperatur på 11,3°C.

Som det fremgår af Tabel 10-4, udledes der organisk stof svarende til 60 mg COD/l, heraf er 35 mg COD/l i opløst form. Suspenderet stofudledningen udgør 25 mg SS/l hvilket er forholdsvis højt for en efterklaringstank i et aktiv slam anlæg. Normalt udledes der fra kommunale aktiv slam anlæg mindre end 10 mg SS/l.

Fosforfjernelsen er effektiv i aktiv slam anlægget takket være biologisk indbygning i slam samt fosforfældning med jernklorid. Der tilføres megen fosfor til aktiv slam anlægget fra især

filterspildevandet (36,6 mg P/l), men også fra overskudsvandet er fosfortilførslen signifikant (2,1 mg P/l). Den resulterende fosforfjernelse i udledningsvandet fra aktiv slam anlægget er høj, 95% da der kun udledes 0,6 mg P/l med afløbsvandet. Fosfor fjernes via det afvandede overskudsslam fra aktive slam anlægget.

**Tablet 10-4** Vandkvalitetsparametre ved tilledning af overskudsvand og filterspildevand og afledning fra aktiv slamanlæg. Alle enheder i mg/l.

Prøvested	COD*	COD filt	TP	P filt	TN	TN filt	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	SS	VSS
Overskudsvand tilledt	-	-	2,1	1,8	-		1	61,5	-	-
Filterspildevand tilledt	-	-	36,6	4,4	-				880	700
Udløb aktiv slamanlæg	60	35	0,6	0,3	< 10	< 5	1,8	0,4	25	-

\*BOD i afløbet blev på et senere tidspunkt målt til < 10 mg BOD/l

Kvælstoffjernelsen er ligeså effektiv i fase 2 forsøgene som i fase 1 forsøgene. Således ses opløst kvælstof at ligge lavere end 5 mg TN/l mens total kvælstof (partikulært og opløst kvælstof) er lavere end 10 mg TN/l.

Resultaterne understreger, at der er behov for en efterfølgende filtrering med et mikrosigteanlæg, hvorved den resterende mængde SS kan reduceres kraftigt. SS i afløbet fra efterklaringstanken indeholder BOD, N og P og fjernelse af yderligere SS fra afløbet fra efterklaringstanken vil reducere indholdet af disse stoffer væsentligt (> 50%).

# 11. Forsøg med genbrug af aktiv slam spildevand

Arbejdspakke 5 (AP5) omhandler muligheden for genbrug af rensed vand fra aktiv slam anlægget i Danish Salmon's produktionsanlæg. Genbrugsmuligheden ses som en del af RAS konceptet – forskellen er, at produktionsvandet skal igennem aktiv slam anlægget, som er placeret udendørs, og derved udgør en risiko i forhold til udefrakommende sygdomme. Arbejdspakken fokuserer derfor på, om produktionsvandet på sikker vis kan efterrenses, så det aktiv slam behandlende vand på sikker vis kan genbruges i produktionsanlægget.

## 11.1 Incitament for genbrug af rensed vand i Danish Salmon's produktionsanlæg

Danish Salmon indtager i dag vand fra Nordsøen som varierer i vandtemperatur. Periodevist er vandet koldere end den ønskede produktionsvandtemperatur og periodevist varmere. Derudover bruges vandindtaget til fortynding af produktionsvandet, primært i forhold til nitratindholdet, som ikke må blive for højt. Der ses derfor at være to hovedincitament for Danish Salmon til at genbruge det rensede vand fra aktiv slam anlægget.

### 11.1.1 Temperaturaspektet

Danish Salmon indtager ca. 80 m<sup>3</sup>/h saltvand til produktionsanlægget med kraftigt varierende temperatur. Når vintrene er kolde er vandtemperaturen så lav som 2-3 °C, når det er koldest, og det kræver et meget stort energiforbrug at opvarme vandet til den mindste temperatur lakseopdrættet kan trives ved. Danish Salmon har beregnet, at ved en indtagstemperatur på 6-7 °C kan anlæggets minimums temperatur på ca. 12°C opretholdes, da fiskenes metabolisme, pumper mv. afgiver en vis mængde varme til produktionsvandet. Er temperaturen lavere skal produktionsvandet varmes op. En mulighed er at nedsætte vandindtaget, når det er koldest, men det giver problemer med akkumulering af nitrat i produktionsvandet, hvorfor denne mulighed kun kan anvendes i begrænset omfang.

Tilsvarende skal produktionsvandet køles om sommeren når vandtemperaturen i fisketankene overstiger 18°C – er vandindtagstemperaturen for høj vil produktionsvandtemperaturen stige.

I begge situationer vil det være fordelagtigt at bruge vandet fra afløbet af aktiv slam anlægget, da det har en temperatur som ligger tæt på produktionsvandets temperatur, og nitratindholdet i vandet er jo lavt.

### 11.1.2 Recirkulationsaspektet

En anden årsag til at Danish Salmon ønsker at genbruge det rensede vand fra aktiv slam anlægget er, at man ønsker at øge recirkulationen af produktionsvandet så meget som muligt. P.t. indtager Danish Salmon ca. 400-500 liter/kg foder, og man ønsker ikke at dette vandforbrug skal stige f.eks. hvis nitratkoncentrationsniveauet bliver for højt, og man er nødsaget til at øge vandindtaget til anlægget. Danish Salmon sigter efter at nitratkoncentrationsniveauet skal ligge omkring 50-60 mg NO<sub>3</sub>-N/l, stiger koncentrationen til et højere niveau, er man nød til at øge indtaget af saltvand udefra.

### 11.1.3 Energibesparelsespotentialiet

Energibesparelse kan opnås når vandtemperaturen i tilløbet er omkring 6-7°C og derunder. Danish Salmon har beregnet, at anlæggets egenopvarmning ved højere indløbstemperatur end 6-7°C er tilstrækkelig til at sikre, at vandtemperaturen i produktionstankene ikke bliver for lav (12 °C), men når vandindtagstemperaturen når ned på 6 °C og derunder, skal produktionsvandet varmes op.

Energiforbruget til opvarmning af vand kan meget præcist beregnes, da vandets varmekapacitet kendes (4,184 kJ pr. kg pr. grad). Energiforbruget pr m<sup>3</sup> opvarmet vand kan udregnes som  $1,163 \cdot m^3 \cdot 1^\circ\text{C} = 1,16 \text{ kWh/m}^3 \text{ vand/}^\circ\text{C}$ . Danish Salmon regner selv med en tommelfingerregel som siger, at det koster 1 kWh at opvarme 1 m<sup>3</sup> vand op 1 grad, så skal 80 m<sup>3</sup>/h opvarmes 1 °C koster det 1.920 kWh/dag. Er indtagsvandet endnu koldere bliver det tilsvarende dyrere.

Tilsvarende beregninger kan foretages når indtagsvandet er for varmt i forhold til den maksimale produktionsvandstemperatur, som normalt er ca. 18°C.

For hver m<sup>3</sup> vand, som kan tilføres som varmere vand fra aktiv slam anlægget, ligger der altså et betydeligt energibesparelsespotentialie som vurderes at ligge over 100.000 kWh/år, når vintrene er kolde og somrene er varme.

## 11.2 Problemstillinger ved vandgenbrug fra aktiv slam anlægget

Produktionsvand, som har været behandlet i aktiv slam anlægget, er i princippet stadig produktionsvand – vandet har imidlertid været igennem en biologisk renseproces hvor bakteriekoncentrationen er meget høj. Derudover er produktionsslam (filterspildevand) blevet (gen)opblandet med produktionsvandet, men alle ingredienser kommer i princippet fra produktionsanlægget.

I et produktionsanlæg forekommer mange mekaniske-biologiske-kemiske renseprocesser, men der foretages også en kontinuerlig hygiejnisering i produktionsvandstrømmen, som sikrer at bl.a. bakterieniveau ikke bliver for højt.

Forskellen på rensningen i produktionsanlægget og i aktiv slam anlægget er, at rensningen i produktionsanlægget foregår "under tag" og at opholdstiderne i renseprocesserne er meget korte. Affaldsprodukter frasepareres hurtigt eller tilbageholdes fra vandstrømmen i renseprocesserne (her tænkes primært på den fastsiddende biofilm i biofiltrene).

I aktiv slam anlægget er opholdstiderne lange, og da tankene er åbne, sker der en direkte eksponering fra atmosfæren, hvor især fugle kan tilføre forurening og potentiel sygdom til aktiv slam vandet. Der kan etableres tiltag som kan beskytte aktiv slam anlægget mod udefrakommende sygdomme, men det er også bekosteligt at overdække et komplet aktiv slam anlæg. Ved separationsprocessen i aktiv slam anlægget adskilles vand og slam – denne adskillelse er dog ret simpel, idet en del slampartikler vil blive udledt sammen med vandstrømmen. Desuden vil der være mange bakterier, som er opløst i vandfasen – mange flere end der var i produktionsvandet, så det er essentielt at bakterieindholdet i det udledte vand fra aktiv slam anlægget reduceres til et niveau, som er på linje med produktionsvandets bakterieindhold.

I det følgende er kort gennemgået de væsentligste vandkvalitetsparametre, som der er fokus på at eliminere.

### 11.2.1 Bakterieindhold

Ved separationsprocessen i aktiv slam anlægget adskilles vand og slam – denne adskillelse er dog ret simpel, idet en del slampartikler vil blive udledt sammen med vandstrømmen. Desuden vil der være mange bakterier, som er opløste i vandfasen – formodentligt mange flere end der var i produktionsvandet, så det er essentielt at bakterieindholdet i det udledte vand fra aktiv slam anlægget reduceres til et niveau, som er på linje med produktionsvandets bakterieindhold.

Bakterielt kan det ikke udelukkes, at der er dannet nye typer bakterier i aktiv slam anlægget, da anlægget jo opkoncentrerer sin egen bakteriekultur. Disse nye bakterier skal fiskene kunne tolerere, og der må naturligvis ikke være patogene bakterier (sygdomsfremkaldende bakterier) imellem. Der er således en vis risiko ved at genbruge rensed vand fra aktiv slam anlægget, og dette betyder, at der skal etableres en effektiv renseproces, som reducerer bakterieindholdet til et niveau, som minimum ligger på niveau med produktionsvandets bakterieniveau.

Specifik måling på mikrobiologiske parametre er meget dyr, og der vil være mange forskellige bakterier, som kommer fra udløbet af aktiv slam anlægget. Derfor er bakterieindhold målt mere generelt ved hjælp af analysemetoder, som indikerer det samlede indhold af bakterier (Baqtiquant og H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> henfaldsmetoden).

### 11.2.2 Organisk stof og partikelindhold

Organisk stof (COD og BOD) øger potentialet for bakterievækst – derfor skal indholdet af især biologisk omsætteligt organisk stof (BOD) holdes nede. Forholdet imellem COD og BOD i afløbet af aktiv slam anlægget er normalt højt, ca. 5 dele COD for hver del BOD, hvilket skyldes at en del inert (uomsætteligt) COD passerer aktiv slam processen. Det inerte COD er i princippet harmløst, men i et intensivt recirkuleret opdrætsanlæg kan koncentrationen ophobes i produktionsvandet, hvilket kan være uønsket pga. fiskenes trivsel og en minimering af UV anlægs effektivitet. Desuden indeholder partikler typisk mange bakterier, som er svære at slå ned, da de beskytter hinanden ligesom i en biofilm.

### 11.2.3 UVT

UVT – eller UV transmission skal være optimal – helst omkring 70% for sikring af, at UV bestråling fungerer optimalt. Er vandet farvet, uklart og partikelholdigt vil UV transmissionen nedsættes og en eventuel UV bestråling være mindre effektiv.

### 11.2.4 Andre vandkvalitetsparametre

En række andre vandkvalitetsparametre er i fokus, da koncentrationen af disse kan være påvirket i aktiv slam anlægget.

#### Kvælstof

Denitrifikationsprocessen genererer en række kvælstof komponenter (Ref. 5) som er mere eller mindre toksiske for fisk. På vejen fra nitrat (NO<sub>3</sub>) til frit kvælstof (N<sub>2</sub>) undergår NO<sub>3</sub> en række omlejninger, som vil danne stoffer som NO<sub>2</sub> (nitrit), NO (kvælstof oxid), N<sub>2</sub>O (lattergas) og til sidst N<sub>2</sub> gas. Det er muligt at måle NO<sub>2</sub> indholdet, men NO og N<sub>2</sub>O kan ikke umiddelbart måles indenfor rammerne af dette projekt. NO og N<sub>2</sub>O er toksiske for fisk.

#### Sulfid

Sulfid er en svovlforbindelse, som dannes når sulfat reduceres til sulfid under strengt anaerobe forhold ved tilstedeværelse af organisk stof. Betingelserne for sulfiddannelse er til stede i aktiv slam anlæg, når nitratindholdet i efterklaringsstanken nærmer sig nul i det bundfældede slam.

Når sulfiddannelse opstår bliver slammet mørkere og til sidst sort, og indikerer at slammet er anaerobt med overskud af letomsætteligt kulstof. Når sulfid dannes vil svovlbrintegas opstå, og det er svovlbrinten, som er ekstrem giftig for både fisk og mennesker. Sulfid er derfor en af



de mest kritiske parametre, som der skal måles for i afløbet fra aktiv slam anlægget. Man kan måle den samlede koncentration af sulfidkomponenter i vandet ( $S^{2-}$ ,  $HS^-$  og  $H_2S$ ) og se, om indholdet er kritisk.

#### Jern

Jern kan i forhøjede koncentrationer være toksisk for fiskene. Da vi tilsætter jern i form af jernklorid i aktiv slam anlægget, er det relevant at måle, om jernindholdet er forhøjet. Jern har dog den egenskab at det flokkulerer og bundfælder sammen med partikler (derfor tilsættes jern), så det forventes ikke at jernindholdet er højt.

#### Geosmin og MIB (2-Methylisoborneol)

En af hypoteserne for dannelse af afsmagsstofferne Geosmin og MIB er, at disse stoffer kan dannes i denitrificerende biofiltre, hvor bakteriekoncentrationen er høj, og hvor der tilsættes letomsætteligt organisk stof. Geosmin og MIB dannes normalt i et aerobt miljø, men der vides mindre om processerne under anoxiske forhold. Det kan under ingen omstændigheder tillades at en eventuel Geosmin og MIB dannelse i aktiv slam anlægget tilføres produktionsvandet, da Geosmin og MIB fører til produktionstab, hvis fiskene skal afgiftes for disse stoffer. Der skal derfor udtages prøver af Geosmin og MIB før og efter aktiv slam anlægget for at detektere, om en dannelse af Geosmin og MIB kan spores.

## **11.3 Teknologivalg, forsøgsopstilling**

### **11.3.1 Teknologivalg**

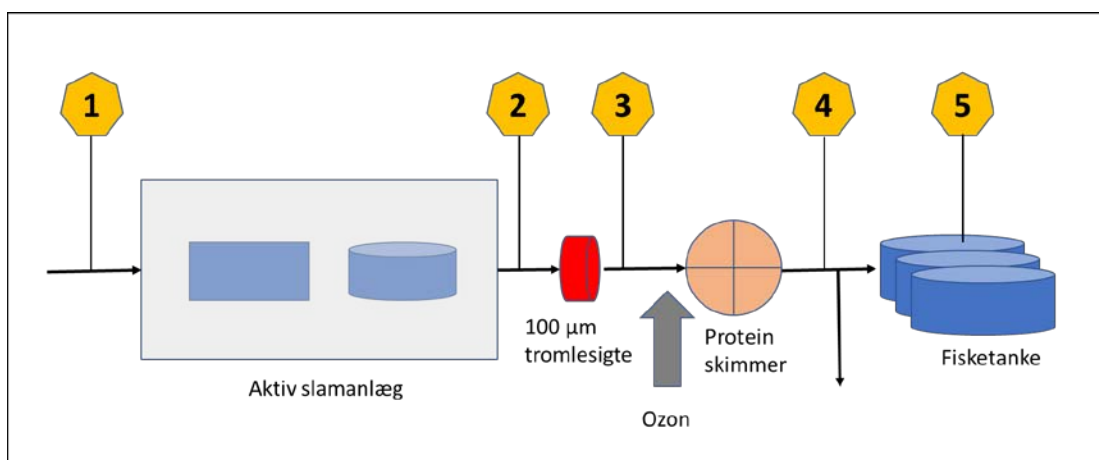
Ved projektets ansøgning blev der lagt op til, at mikrosigter og UV skulle benyttes som efterbehandling af det aktiv slam behandlede vand. Som projektet udviklede sig blev det mere og mere klart, at denne renseskombination ikke ville være tilstrækkelig, idet de dårlige slambundfældningsegenskaber medførte ret meget flydeslam, som forlod renselanlægget urensset. Dette har ført til, at anbefalinger om yderligere mikrosigtefiltrering efter aktiv slam anlæggets efterklaringstank er nødvendig for dels at sikre en tilstrækkelig polering af vandet, og dels forhindre at overskudslamudledningen bliver for stor. Den megen flydeslam indeholder en stor mængde større og mindre partikler, men også forhøjede koncentrationer af bakterier opløst i vandet. Derfor blev det erkendt, at en yderligere effektiv partikelfjernelsesproces var nødvendig i form af en proteinskimmer samt ozonbehandling af vandet fremfor UV behandling. Ozonbehandling er umiddelbart uproblematisk i saltvand, så længe bromid indholdet ikke er for højt. Ozon benyttes allerede i Danish Salmon's produktionsanlæg, og der holdes derfor øje med Bromid koncentrationsniveauet løbende. Ozon har visse fordele fremfor UV, idet ozon mere effektivt kan desinficere vand og desuden kan eliminere en del af COD indholdet, hvilket dog kan resultere i en let stigning af BOD. Med brugen af ozon er det desuden muligt at oxidere nitritindholdet til nitrat (Ref. 6), og det formodes at visse uønskede kvælstofforbindelser ( $NO$ ,  $N_2O$ ) ligeledes bliver oxideret til nitrat .

### **11.3.2 Forsøgsopstilling og prøvetagningslokationer**

En forsøgsopstilling er blevet etableret på selve produktionsanlægget hos Danish Salmon i Hirtshals, hvor mikrosigte, ozongenerator og proteinskimmer indgår som rensprocesser for opgradering/polering af det aktiv slam behandlede vand. Anlægskomponenterne er dimensioneret til behandling af  $10-15 \text{ m}^3/\text{h}$  – med mulighed for en lang opholdstid i proteinskimmeren for effektiv fjernelse af partikulært stof.

Der etableredes 5 prøveudtagningslokationer som vist i figur 11-1:

1. Før aktiv slam anlæg
2. Efter aktiv slam anlæg, før vandbehandlingsanlæg
3. Efter mikrosigte, før ozon- og proteinskimmer
4. Efter proteinskimmer
5. Prøvetagning direkte i produktionsanlæggets fisketanke



**Figur 11-1** Forsøgsopstilling til efterbehandling af vand fra aktiv slam anlægget



**Figur 11-2** Billeder af proteinskimmeren opstillet i Danish Salmon's produktionsanlæg (Foto Clement Crouzet, Danish Salmon)

Proteinskimmeren blev testet med opholdstider på op til 1,5 time for fuldstændig fjernelse af partikulært stof og partikler. Den høje opholdstid blev testet med henblik på at undersøge, om opholdstiden havde indflydelse på vandkvaliteten fra proteinskimmer og for at sikre, at ozon havde tilstrækkeligt tid til at reagere fuldstændigt for nedbrydning af bakteriel aktivitet, farvefjernelse og fjernelse af rest COD. Der blev ved forsøgene tilført 300 g ozon/h ved et flow på 13 m<sup>3</sup>/h for opretholdelse af et redox potentiale på 500 mV i proteinskimmeren. Denne ozonmængde er relativt set væsentlig højere end den mængde, der bruges i produktionsanlægget (900 g ozon/h i en vandmængde på 600 m<sup>3</sup>/h), og det skyldes et stort ozonforbrug til oxidering af stoffer fra aktiv slam anlægget.

## 11.4 Forsøgsresultater

Forsøg med vandgenbrug fra aktiv slam anlæg blev gennemført i perioden 1. februar – 5. februar 2021, altså en intensiv forsøgskampagne, hvor der dagligt blev udtaget vandprøver fra lokationerne i forsøgsopstillingen. Prøveudtagningen blev foretaget af Danish Salmon i samarbejde med DTU Aqua, som analyserede de fleste vandprøver.

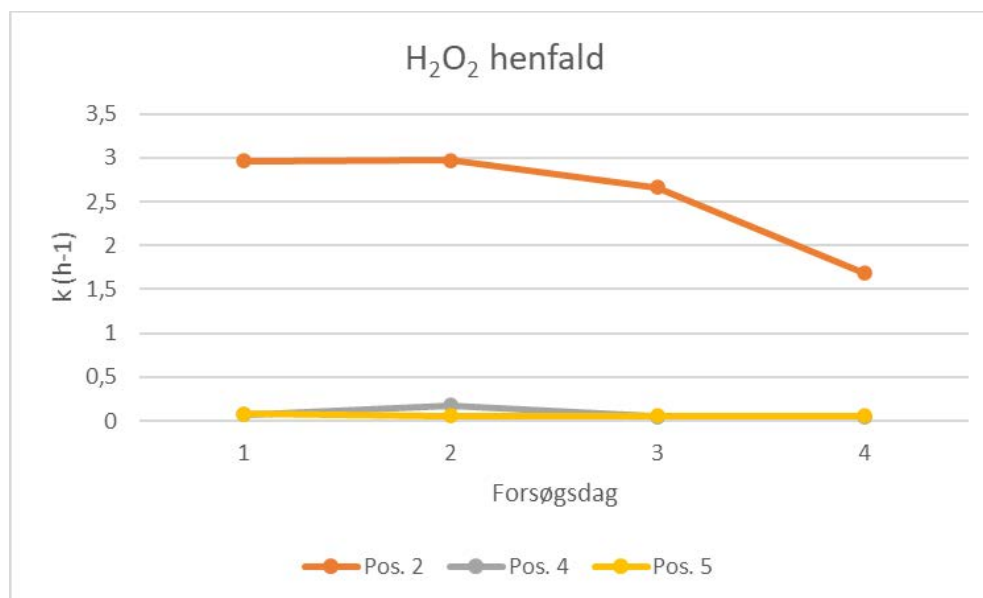
Analyseparametrene var blevet udvalgt i forhold til parameterens indflydelse på vandkvaliteten i produktionstankene, som beskrevet i afsnit 11.3 og antallet af prøver samt prøveudtagningslokationen blev valgt i forhold til undersøgelse af det fjernelsespotentiale som ozon- og proteinskimmer anlægget havde for den pågældende parameter.

### 11.4.1 Bakterieindhold

Metoderne til måling af det aktive bakterieindhold (BactiQuant og  $H_2O_2$  nedbrydning som måles enzymatisk) er begge følsomme i forhold til måling af levende og døde bakterier, idet der stadigvæk kan være en meget lille enzymatisk aktivitet tilbage i de døde bakterier.

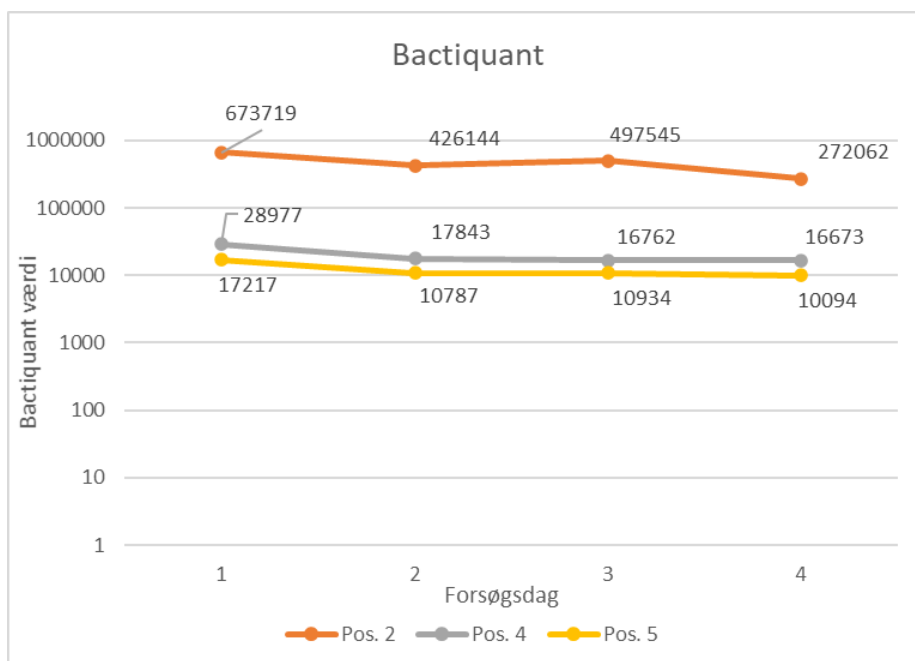
Mikrobiel aktivitet blev målt på 4 forsøgsdage ved position 2 (før tromlefilter, ozon og proteinskimmer), position 4 (efter ozon og proteinskimmer) samt ved position 5 (produktionstanke). Forskellen mellem position 2 og 4 illustrerer altså den mikrobielle fjernelse som tromlesigte, ozonanlæg og proteinskimmer forårsager og forskellen mellem position 4 og 5 er udtryk for forskellen imellem det tilførte rensede genbrugsvand og vandkvaliteten i produktionstankene. Sidstnævnte forskel er betydende for, om vandet er egnet til vandgenbrug, dvs. om bakterieindholdet er for højt i det tilførte vand, og dermed om risikoen ved vandgenbrug er for stor.

Forsøgsresultaterne i **Figur 11-3** og **Figur 11-4** viser tydeligt, at reduktionen af mikrobiel aktivitet er signifikant. Begge metoder viser at niveauet af den mikrobielle aktivitet er næsten ens i position 4 og 5 – og reduktionen i bakterieindhold er mere end 95%, hvilket illustrerer at en del bakterier overlever ozon behandlingen<sup>4</sup>. Det vidner om at den kombinerede ozon- og proteinskimmerproces er effektiv nok til at bringe bakterieindholdet ned til det niveau, som findes i produktionstankene, hvor fiskene opholder sig.



**Figur 11-3** Måling af  $H_2O_2$  henfaldskonstant ved position 2, 4 og 5

<sup>4</sup> Det vides ikke hvor stor en del af den enzymatiske aktivitet som udgøres af levende bakterier



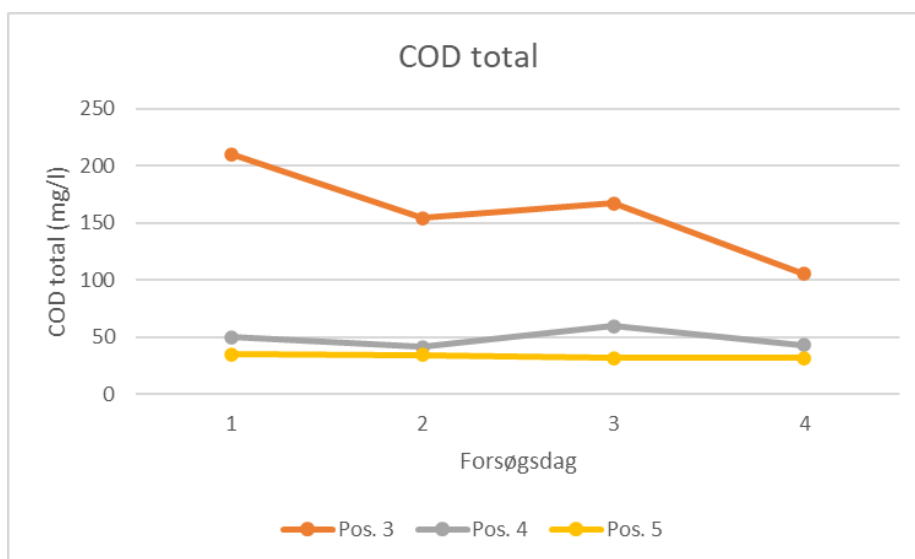
**Figur 11-4** Måling af Bactiquant niveau ved position 2, 4 og 5. Bemærk Y-akse værdier er logaritmisk afbildet

### 11.4.2 Organisk stof

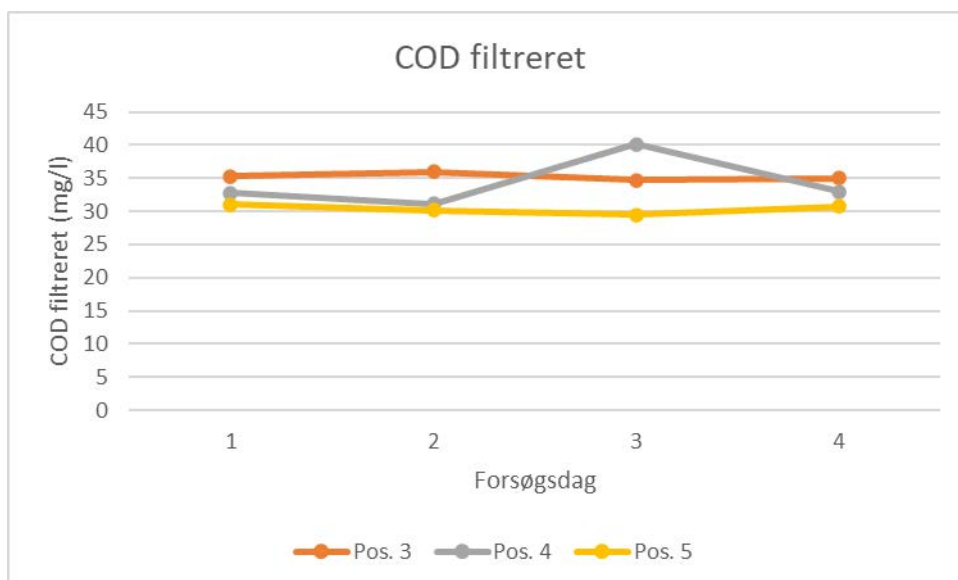
Indholdet af organisk stof udtrykt ved COD total, COD filtreret og BOD er målt ved position 3 (efter tromlesigte, før ozon og protein skimmer), position 4 (efter ozon og proteinskimmer) samt ved position 5 (produktionstanke). COD blev målt på alle 4 forsøgsdage, mens BOD blev målt en enkelt forsøgsdag.

Der ses en tydelig reduktion i COD<sub>total</sub> indholdet mellem position 3 og 4 – det viser hvor effektiv proteinskimmeren er til fjernelse af partikelholdigt COD (**Figur 11-5**). COD<sub>total</sub> indholdet ses at være ca. 20% højere i det rensede genbrugsvand (ca. 40-50 mg COD<sub>total</sub>/l) i forhold til indholdet i produktionstankene (ca. 30-35 mg COD<sub>total</sub>/l).

Indholdet af opløst COD (**Figur 11-6**) er bortset fra forsøgsdag 3 marginalt lavere efter proteinskimmeren, og niveauet er på linje med indholdet af opløst COD i produktionstankene.

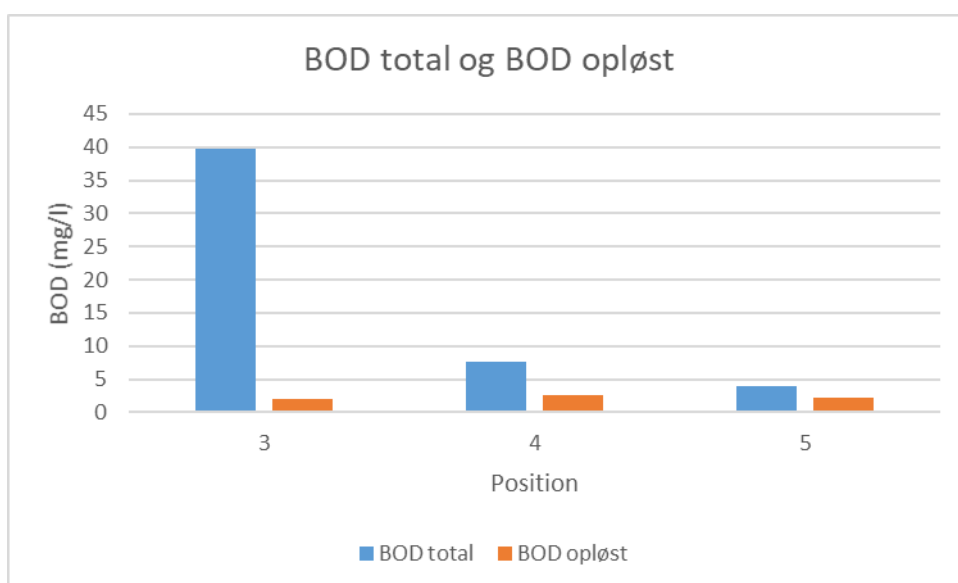


**Figur 11-5** Måling af COD total ved position 3, 4 og 5



**Figur 11-6** Måling af COD opløst ved position 3, 4 og 5

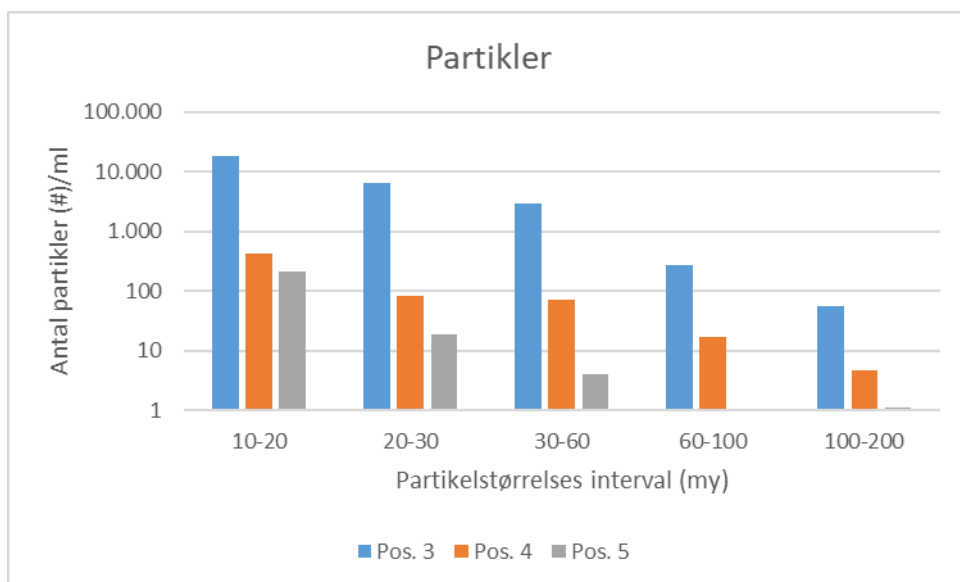
Måling af BOD total og BOD opløst er sammenlignelige med COD målingerne. Der ses en tydelig fjernelse af BOD total fra proteinskimmeren – niveauet af total BOD er ca. dobbelt så højt i udløbet fra proteinskimmeren (7,6 mg BOD<sub>total</sub>/l) i forhold til produktionsvandet (4 mg BOD<sub>total</sub>/l). Indholdet af opløst BOD er stort set ens ved alle 3 målepositioner, ca. 2 - 2,5 mg BOD<sub>opløst</sub>/l.



**Figur 11-7** Måling af BOD total og BOD opløst ved position 3, 4 og 5

### 11.4.3 Partikler

Partikelindholdet er målt med en partikel-tæller, og partikelstørrelsen er undersøgt i intervallet fra 10 – 200 µm. Partikelindholdet er målt i position 3 (efter tromlesigten), position 4 (efter ozon og proteinskimmer) samt ved position 5 (produktionstanke). Der ses en meget stor fjernelse af både små og store partikler i proteinskimmeren – således ses niveauet af partikler i størrelsen 10 – 20 µm at ligge omkring 20.000/ml, mens niveauet efter proteinskimmeren ligger på 500/ml. Tilsvarende tendens ses for større partikler, omend i færre antal.



**Figur 11-8** Måling af partikelindhold ved position 3, 4 og 5

Partikelindholdet er lidt højere i det rensede vand fra proteinskimmeren i forhold til produktionstankene, hvilket også  $COD_{total}$  og  $BOD_{total}$  målingerne viste. Der tilføres altså lidt partikelholdigt organisk materiale fra proteinskimmeren til produktionstankene.

Partikelundersøgelsen understreger, at partikelindholdet effektivt kan reduceres i en proteinskimmer, og det understreger at skal rensat vand fra aktiv slam anlæg kunne genbruges så skal en proteinskimmer anvendes.

#### 11.4.4 UV transmission

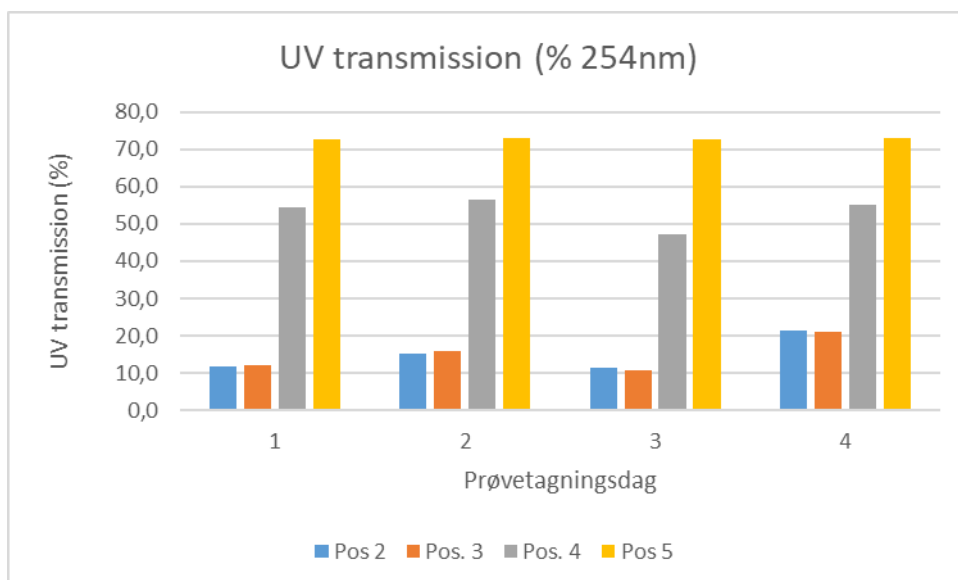
UV transmission er udtryk for vandets klarhed og måles som % transmitteret lys i bølgelængden 254 nm. UV transmissionen er en vigtig parameter i forhold til dimensionering af UV anlæg, da en lav transmission mindsker lysets gennemtrængningsevne i vand. Vandet i produktionsanlægget skal have en vis klarhed da vandet kontinuert skal UV behandles.

UV transmissionen er målt ved position 2 (før tromlefilter), position 3 (efter tromlesigten), position 4 (efter ozon- og proteinskimmer) samt ved position 5 (produktionstanke). Der er målt på alle fire forsøgsdage, da målingerne er meget enkel at foretage.

Som det fremgår af **Figur 11-9** ses UV transmissionen at være meget dårlig før og efter tromlesigten. Havde projektet valgt en UV baseret løsning til hygiejnisering, ville UV anlægget skulle have været meget stort og formentligt ikke så effektivt som en ozon behandling.

Efter ozon- og proteinskimmeranlægget ses UV transmissionen at stige fra 10-15% til ca. 55% efter ozon- og proteinskimmer anlægget, hvilket skyldes, at de fleste partikler er skimmet af og vandets farve er delvist fjernet. Et foto taget før og efter ozon- og proteinskimmeranlægget illustrerer godt hvor klart vandet bliver efter ozon- og proteinskimmer processen **Figur 11-10**.

En måling af UV transmissionen i selve produktionsanlægget (position 5) viser dog, at produktionsvandet er endnu mere klart – i produktionsanlægget er UV transmissionen oppe på ca. 75%.



**Figur 11-9** Måling af UV transmission ved position 2, 3, 4 og 5



**Figur 11-10** Foto af vand udtaget før og efter ozon- og proteinskimmer anlægget. (Foto Clement Crouzet)

#### 11.4.5 Kvælstof, fosfor, jern og svovlbriente

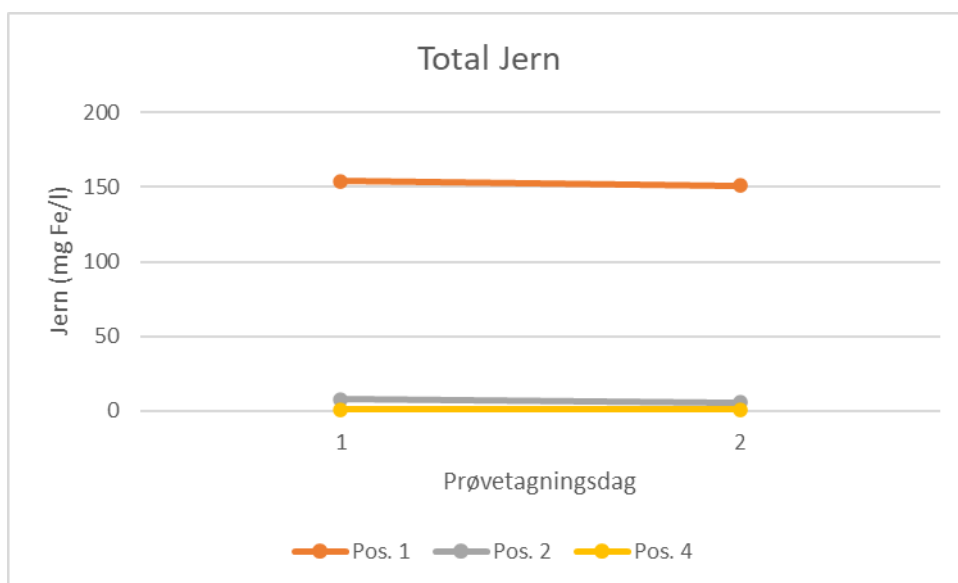
Måling af en række vandkvalitetsparametre, som kan have betydning for fisketrivsel blev også foretaget.

Kvælstof blev målt ved position 4 som TAN (total ammonium kvælstof) og TN (total kvælstof), nitrit og nitrat. Det var ikke muligt at måle kvælstofforbindelser som  $N_2O$  (lattergas) og NO (kvælstof monooxid), som dannes og omsættes i forbindelse med denitrifikationsprocessen. Måling af TAN viste et koncentrationniveau på 0,02-0,03 mg TAN/l, hvilket er lavere end i produktionstankene. Nitrit blev målt til 0,06-0,12 mg  $NO_2$ -N/l mens nitratindholdet blev målt til 8 – 10 mg  $NO_3$ -N/l, altså et relativt højt nitratindhold, hvilket kan skyldes den aktuelle styring af kulstoffodseringen på aktiv slam anlægget. Normalt er der ikke noget problem med at reducere nitratindholdet yderligere ved tilsætning af mere eksternt kulstof. Totalkvælstof blev målt til 9,5 – 10,8 mg TN/l, hvilket indikerer at næsten al kvælstof er i opløst nitratform.

Fosfor blev målt ved position 1 (før aktiv slamanlæg), 4 (efter ozon- og proteinskimmer) og 5 (i produktionstanke). I position 1 blev målt 1,5 mg TP/l mens TP blev målt til 0,5 mg TP/l efter ozon- og proteinskimmeranlægget, hvilket skyldes at det meste fosfor var i partikulær form, og derved blev fjernet i proteinskimmeren. TP i produktionstankene blev målt til 2,83 mg TP/l, altså noget højere end i vandet som udledes fra aktiv slam anlægget.

Svovlbriente (målt som summen af  $H_2S$ ,  $HS^-$  og  $S^{2-}$ ) blev målt ved position 4 og ved position 5 for undersøgelse af, om der kunne konstateres nogen forøgelse i svovlbrienteindholdet fra aktiv slam anlægget. Svovlbriente forventes ikke omsat, men en vis stripping i ozon- og proteinskimmeranlægget kunne ikke udelukkes. Svovlbriente blev målt på alle 4 forsøgsdage, og gennemsnitsindholdet ved position 4 var 0,015 mg S/l, mens der i produktionstankene blev målt 0,010 mg S/l. Der var altså tale om et marginalt højere indhold af svovlbriente fra aktiv slam anlægget, som blev tilført produktionsanlægget. Dette niveau ses ikke at være problematisk, men det viser, at svovlbriente er en parameter, som der skal måles for regelmæssigt, da svovlbriente hurtigt kan dannes når de rette procesbetingelser er til stede. Særligt når nitratindholdet i afløbet fra aktiv slam anlægget er lavt (0-1 mg  $NO_3-N/l$ ) er der potentiale for dannelse af svovlbriente.

Jernindholdet blev målt for at konstatere, om den tilsatte jernklorid i aktiv slam anlægget havde indflydelse på koncentrationen af jern i afløbet af aktiv slam anlægget (ca. 150 mg Fe/l). Der blev konstateret et meget højt indhold af jern i tilløbet til aktiv slam anlægget (**Figur 11-11**). Dette kan skyldes at overskudsvand og filterspildevand på tidspunktet for forsøget blev sammenblandet, og at der i filterspildevandet var bundet en del jern. Jernindholdet efter aktiv slam anlægget (position 2) var da også markant lavere, ca. 7 mg Fe/l. Efter ozon- og proteinskimmeranlægget var jernindholdet nedbragt til 1,1 mg Fe/l hvilket igen illustrerer, at stoffer bundet til partikler effektivt vil blive fjernet i proteinskimmeren.



**Figur 11-11** Måling af total jern ved position 1, 2 og 4

#### 11.4.6 Geosmin og MIB (2-Methylisoborneol)

Geosmin og MIB indholdet blev målt ved 2 positioner – position 1 (før aktiv skamanlæg) og position 2 (efter aktiv slamanlæg). Det blev udtaget en enkelt vandprøve synkront ved disse lokationer for at lave en spotmåling, som kunne vise om geosmin blev dannet i aktiv slam anlægget i en forårssituation (prøverne blev udtaget 6. april 2021).

Resultatet var at MIB var under detektionsgrænsen på 0,005  $\mu g/l$  ved begge positioner mens der blev konstateret Geosmin dannelse i afløbet fra aktiv slam anlægget ved position 2. I



tilløbet til aktiv slam anlægget var Geosminindholdet under detektionsgrænsen på 0,005 µg/l, mens der i afløbet fra aktiv slamindholdet blev målt 0,016 µg/l.

Det kan således ikke udelukkes at Geosmin vil blive et problemstof ved vandgenanvendelse i produktionsanlægget, men der skal gennemføres en større undersøgelse af dette, før det kan afgøres om Geosmin reelt udgør en kontamineringsrisiko for fiskeopdrættet. Spotmålingen af Geosmin er foretaget i det tidlige forår, og det kunne forventes, at et højere Geosminindhold kunne opstå i aktiv slam anlægget, når vandtemperatur og sollys er mere optimal for evt. algedannelse i aktiv slam anlægget, som er direkte eksponeret for sollys.

## 11.5 Resultatopsamling

Bakterieindholdet reduceres efter den kombinerede ozon- og proteinskimmer proces til niveauet i fisketankene. Måling af H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> henfald viser, at niveauet af den bakterielle aktivitet er næsten identisk med niveauet i fisketankene. Måling med Bactiquant metoden viser et let forhøjet niveau af bakteriel aktivitet umiddelbart efter ozon- og proteinskimmerprocessen i forhold til i fisketankene. Det kan dog skyldes at den enzymatiske aktivitet i døde bakterier måles som aktivt stof i Bactiquant metoden. Det konkluderes derfor, at mikrobiel aktivitet reduceres effektivt i ozon- og proteinskimmer-processen.

Organisk stof målt som COD<sub>total</sub> og BOD<sub>total</sub> elimineres næsten fuldstændigt i ozon- og proteinskimmerprocessen ned til et niveau, som svarer til indholdet i fisketankene. Måling af opløst COD og opløst BOD viser dog, at det primært er partikulært organisk stof som fjernes – det må formodes at være i proteinskimmeren at fjernelsen finder sted. Tilførelsen af organisk stof til fisketankene svarer stort set til det koncentrationsniveau, som allerede forefindes i tankene.

Måling af partikelindhold viser at særligt partikler over 30 µm er til stede i højere koncentration efter ozon- og proteinskimmerprocessen i forhold til i fisketankene. Der er dog kun tale om relativt få partikler, som ikke fjernes helt efter proteinskimmeren. Indholdet af små partikler under 30 µm er nogenlunde identisk i position 4 og 5, hvilket vidner om, at små partikler fjernes effektivt i proteinskimmeren.

Vandets klarhed udtrykt ved UV transmission ses tydelige forbedret i ozon- og proteinskimmerprocessen. UVT stiger fra 10% til 50% efter proteinskimmeren – det når dog ikke helt op på niveauet i fisketankene som ligger omkring 70%. Rent visuelt ses vandets farve og uklarhed at være elimineret.

Vandkvalitetsparametrene som kvælstof viste, at der hverken var ammonium eller nitrit i vandet efter ozon- og proteinskimmerprocessen. Indholdet af nitrat var dog let forhøjet og det kan skyldes, at nitrit er oxideret til nitrat i ozoneringsprocessen. Sulfidindholdet var en smule højere i position 4 i forhold til position 5, og det er en parameter, som der skal holdes særligt øje med såfremt vandgenbrug skal etableres, især i sommermånedene hvor sulfiddannelse må formodes at være højest.

Slutteligt blev det konstateret at der produceres lidt Geosmin i aktiv slam processen – selvom niveauet kun lå lige over detektionsgrænsen, var resultatet signifikant, og det vil kunne få konsekvenser for fiskeproduktionen, såfremt Geosminholdigt vand tilføres til fisketankene. Om fænomenet er årstidsbestemt (f.eks. pga. sollysets indvirkning) vides ikke, men det må anbefales, at der foretages Geosmin- og MIB prøvetagning både sommer og vinter for undersøgelse af dette.

# 12. Konklusion

Kvælstofudledning fra landbaserede akvakulturinstallationer udgør erhvervets største miljøproblem, og omkostningen til fuld kvælstoffjernelse er stor. Eksisterende teknologier som hidtil har været benyttet til fuld kvælstoffjernelse er dyre, komplekse og tidskrævende at benytte, da man næsten altid benytter biofiltre som biologiske renseanlæg i akvakulturbranchen.

Dette projekt har haft til formål, at udvikle en for branchen ny renseproces baseret på aktiv slam rensning til fuld kvælstoffjernelse fra produktionsvand, som er kompakt, simpel og relativt billig at konstruere. Firmaerne Danish Salmon A/S, Aquahouse A/S og CM Aqua ApS. har fået MUDP tilskud til udvikling af et større pilotskala aktiv slam anlæg, som er opført ved Danish Salmon's produktionsanlæg i Hirtshals. På baggrund af den forløbne udviklings- og forsøgsaktivitet i projektet kan følgende konkluderes:

1. Projektteamet har designet og konstrueret et større aktiv slam pilotanlæg med en hydraulisk kapacitet på 22,5 m<sup>3</sup>/h og belastning på 1,2 kg NO<sub>3</sub>-N/h. Designkriterierne er bestemt ud fra litteraturværdier, som inkluderer hæmning fra et højt saltindhold på 32 promille i det indtagne vand.
2. Aktiv slam anlæggets procestankvolumen blev bestemt til 190 m<sup>3</sup>, idet den dimensionsgivende omsætningshastighed var anslået til 2,6 g NO<sub>3</sub>-N/kg VSS/h ved 8 °C. Anlæggets efterklaringskøle tank blev bygget med en overflade på 49 m<sup>2</sup> (voluminet var 170 m<sup>3</sup>) på baggrund af en forventet hydraulisk overfladebelastning på HOB = 0,5 m/h.
3. Aktiv slam pilotanlægget blev konstrueret som et automatisk styret renseanlæg med styring af eksternt kulstofdosering med en online nitratmåler. Nitratmåleren viste sig at blive essentiel for projektets succes, idet den bidrog til, at nitrat i afløbet konstant blev holdt lav med præcis dosering af den eksterne kulstofkilde (acetat). Renseanlægget var desuden bestykket med online sensorer for måling af flow, SS indhold i procestank, temperatur, ilt, redox potentiale og pH, som kunne tilgås via programmet Team Viewer.
4. Forsøg med overskudsvand fra Danish Salmon's produktionsanlæg viste, at denitrifikationskapaciteten var højere end forventet. Det var således ikke muligt at overbelaste procestanken, så den maksimale denitrifikationshastighed kunne måles. I stedet blev en række "overbelastningsforsøg" gennemført med stop-start drift af den eksterne kulstofdosering, og disse forsøg viste denitrifikationshastigheder op til 10 g NO<sub>3</sub>-N/kg VSS/h ved ca. 11,3°C. I forhold til den dimensionsgivende omsætningshastighed ved 8°C var aktiv slam anlægget dobbelt så effektivt til at fjerne nitrat (5,5 g NO<sub>3</sub>-N/kg VSS/h). De højeste omsætningshastigheder blev bestemt i situationer, hvor belastningen af aktiv slam anlægget var højest med mest aktivitet i slammet.
5. Forsøg med 75% overskudsvand og 25% filterspildevand (fra produktionsanlæggets mikrosigter og skyl fra biofiltre) i tilløbet til aktiv slam anlægget blev udført for at teste hydrolysepotentialet i aktiv slam anlægget. Hypotesen var, at hydrolysen ville erstatte en del af den acetatmængde, som blev doseret ved styringen af nitratindholdet i aktiv slam anlægget. Denitrifikationskapaciteten var ligeså høj som ved forsøg med 100% acetattilsætning – aktiv slam anlæggets denitrifikationshastighed var høj selv ved lavere temperaturer.

6. Resultatet af hydrolyseforsøgene viste, at 35% af den tilsatte mængde acetat kunne spares når filterspildevand blev tilledt aktiv slam anlægget (25% af flow). Således blev der forbrugt 2,75g COD/ (g NO<sub>3</sub>-N omsat) ved hydrolyse, mens acetat forbruget var 4,25 g COD/g NO<sub>3</sub>-N omsat ved 100% acetattilsætning (ingen filterspildevandtilsætning). Slamalderen ved forsøgene var meget lav (1-3 dage). Hvis slamalderen kunne have været højere (større procestank) ville hydrolysepotentialet have været større – det vurderes at op til 50% acetat kunne have været sparet med et større procestankvolumen.

7. Bundfældningsegenskaberne i efterklaringstanken var ikke så gode som forventet. Ved anlæggets maksimalt bestemte HOB på 0,75 m/h måtte slambelastningen være meget lav (1,6 kg SS/m<sup>2</sup>/h), hvilket er en fjerdedel af hvad efterklaringstanke normalt kan klare. Det var altså ikke muligt at køre med særligt meget slam i procestanken, men det blev delvist opvejet af den ekstremt høje effektivitet i procestanken.

8. Jernkloridtilsætning var nødvendig for at holde sammen på slammet. En dosering på 1,5 l/h var typisk nødvendig. Jernklorid medvirkede desuden til at opløst fosfor blev effektivt fjernet og bundet i slammet.

9. Der oplevedes ingen lugtgener overhovedet fra aktiv slam anlægget – heller ikke når belastningen på anlægget var højest. Eneste lugtmæssige problem opstod da procestankens omrører skulle udskiftes og slammet i procestanken faldt til bunds.

10. Det udtagne slam fra aktiv slam anlægget (overskudsslam) er normalt nemt at afvande, da det er biologisk stabiliseret. Det var også tilfældet med slammet fra dette forsøgsanlæg, og det viste sig at være særligt fordelagtigt for det filterspildevand, som blev tilført anlægget. Tidligere har Danish Salmon haft store problemer med at afvande deres slam fra produktionsanlægget, men efter tilførsel til aktiv slam anlægget blev væsentligt færre afvandingskemikalier benyttet, og tørstofindholdet i det slutaftvandede slam var højere. Den resulterende slamproduktion fra aktiv slam anlægget var 0,35 kg SS/kg COD tilsat, men da hydrolyseprocessen fjernede en tilsvarende mængde COD, var der reelt ingen yderligere slamdannelse som følge af nitratfjernelsen i aktiv slam anlægget.

11. Renseanlægget rensede i bund mht. nitrat (< 1 mg NO<sub>3</sub>-N/l) og ammonium (< 0,5 mg NH<sub>4</sub>-N/l) når filterspildevand blev tilledt til indløbet. Fosfor var ligeledes lav, 0,3 mg P<sub>opløst</sub> og 0,6 mg P<sub>total</sub>. Der blev målt en lille nitritdannelse på ca. 4 mg NO<sub>2</sub>-N/l i afløbet fra efterklaringstanken. SS indholdet i afløbet fra efterklaringstanken var typisk 20 mg SS/l, hvilket er ret højt niveau, og det skyldes de ret dårlige slambundfældningsegenskaber som resulterede i en del flyde slam øverst i efterklaringstanken. Det høje SS indhold i afløbet bevirkeede at BOD, COD, TP og TN også var forhøjet, da disse stoffer er bundet i slammet.

12. Som følge af de ret dårlige slambundfældningsegenskaber vil det være fordelagtigt at installere en mikrosigte i afløbet fra aktiv slam anlægget, som kan opfange overskudsslam som ellers tabes til recipient. Det vil være formålstjenstligt både for recipienten og for aktiv slam anlægget, som så ikke mister for meget aktiv slam. En mikrosigte vil desuden fjerne ca. halvdelen af den udledte mængde TP og TN da en stor del af disse stoffer er partikulær.

13. Forsøg med vandgenbrug har vist, at en ozon- og proteinskimmerproces effektivt kan opgradere det rensede vand fra aktiv slam anlægget til en kvalitet, som gør vandgenbrug mulig. Enkelte vandkvalitetsparametre såsom sulfidindhold og Geosmin bør analyseres løbende for sikring af, at koncentrationerne af disse stoffer ikke fluktuerer. Beregninger har vist, at en energibesparelse på mindst 100.000 kWh er opnåelig såfremt rensed vand fra aktiv slam anlægget kan erstatte meget koldt indtagsvand om vinteren og meget varmt indtagsvand om sommeren

# 13. Referencer

## **Ref.1**

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) and EUROFISH Int.Org.  
A Guide to Recirculation Aquaculture. An introduction to the new environmentally friendly and highly productive closed fish farming systems

## **Ref. 2**

Y.G. Perez et al. Brazilian Journal of Chemical Engineering, Vol.23, No. 03, pp 319-330, 2006  
Activated Sludge Morphology: Characterization through an image analysis procedure

## **Ref. 3**

Carlos O.L. Gordo, Ph.D. Thesis, DTU, National Institute for Aquatic Resources. Transforming waste into new resources: Optimizing sludge hydrolysis to improve nitrogen removal in aquaculture through denitrification. Nov.2016, Hirtshals, Denmark

## **Ref. 4**

Kenneth Janning et al, Slamhydrolyse på modeldambrug, Type 3, Rapport udført for Dansk Akvakultur. DHI, jan.2011

## **Ref. 5**

Henze, M.; Harremoës, P.; Jansen, J. la C.; Arvin, E. (2000)  
Wastewater treatment – Biological and chemical processes, Springer Verlag Germany.

## **Ref. 6**

Heldbo, J.; Janning, K. F.; Heinicke, G.; Klausen, M.M. (2012). Fødevareministeriet og EU.  
Teknisk udfasning af formalin Udredning af muligheder for: Hygiejniserings af dambrugsvand ved anvendelse af UV- og Ozonteknologier



## Kvælstoffjernelse med aktiv slam processen i landbaseret akvakultur anlæg



Miljøstyrelsen  
Tolderlundsvej 5  
5000 Odense C

[www.mst.dk](http://www.mst.dk)