

UNDERSØKELSER AV RETURSTRØMMER OG VIRKNING PÅ NORDRE FOLLO RENSEANLEGG (NFRA).

INVESTIGATIONS OF RETURN FLOWS AND EFFECT ON NORDRE FOLLO
WASTEWATER TREATMENTPLANT (NFRA)

ADIL SHAH

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP

INSTITUTT FOR MATEMATISK REALFAG OG TEKNOLOGI
MASTEROPPGAVE 30 STP. 2013



Førord

Denne masteroppgaven er skrevet som avsluttende oppgave ved institutt for matematiske realfag og teknologi (IMT) ved UMB, høsten 2013. Oppgaven er gjennomført i samarbeid med Nordre Follo renseanlegg (NFRA).

Jeg ønsker å uttrykke min takknemlighet til min veileder Lasse Vråle for nyttige kommentarer, bemerkninger og engasjement gjennom læringsprosessen av denne masteroppgaven.

Videre vil jeg takke driftssjef ved NFRA Bjørn Buller for å ha gitt meg tilgang til deres laboratorium med nødvendige utstyr og støtten på vei. Jeg står i gjeld til alle fagarbeidere som støttet og veiledet meg og hadde tålmodighet til å ha meg i laboratoriet.

Jeg ønsker også å takke min arbeidsgiver Sørumsand Kommunalteknikk KF (Morgan Lervaag og Terje Stigen), som støttet meg gjennom hele prosessen, både ved å holde meg optimist og friheten til å fullføre denne masteroppgaven. Jeg vil alltid være takknemlig alle dere.

Sørumsand, 14.12.2013

Adil Shah

Sammendrag

Bakgrunnen for denne oppgaven er å undersøke returstrømmer (stort sett rejektivann) og dens påvirkning på renseprosessene hos Nordre Follo renseanlegg. Rejektivann fra utrånnet slam har relativt høye konsentrasjoner av SS, Tot-P, Tot N, KOF og alkalitet. Selv om strømmen av rejektivann hydraulisk sett er meget lav, bare ca. 2 % av det totale innstrømmende vannet er konsentrasjonen av næringsstoffer meget høy og utgjør ca 10-30 % av nitrogen(N) belastning. I Norge har rejektivann blitt resirkulert tilbake til innløpet av renseanlegget. Dette kan forårsake ustabil renseprosess og overbelastning på hele renseanlegget. Separat rensing av rejektivann fra utrånnet slam kan være løsning for å redusere belastning på hoved renseprosessene og samtidig gjenvinne store mengder næringsstoffer i rejektivann. Med dagens biologisk nitrogenfjerning omdannes ammonium til nitrogengass som slippes ut i atmosfæren. Ved kjemisk felling binder aluminium og jern salter fosfor på en slik måte at fosfortilgjengelighet for planter blir redusert. Dermed mister vi store mengder næringsstoffer.

Flere jartester ble utført over en periode på 1 måned for å finne optimal kjemikalie for reduksjon av organisk stoff, total nitrogen og total fosfor i rejektivann fra utrånnet slam på Nordre Follo renseanlegg. Det ble gjort to type undersøkelser, en med ren rejektivann hvor magnesiumhydroksidkarbonat, kalk + sjøvann og magnesiumklorid + sjøvann også kalt struvitt felling ble brukt for å felle ut ammonium og fosfat i rejektivannet. Dette gir en separat renseløsning med slam som etter tørking bearbeides og videre brukes som NP gjødsel. De andre undersøkelsene ble gjort på upåvirket innløpsvannet blandet med varierende mengde rejektivann som ble kjemisk felt med PAX-18. Hensikten var å se om en reduksjon av organisk stoff og ammonium i forkant av forsedimenteringsbassenget kan redusere nitrogen belastningen, redusere oksygenforbruk og redusere luftkostnader i det biologiske nitrogenfjerningstrinnet.

Resultatene viser at felling med kalk + magnesiumklorid gir best resultat etterfulgt av kalk + sjøvann. Resultatene med kalk + magnesiumklorid ved pH 11,2 viser fjerning opptil 97,9 % fosfor, 78 % nitrogen og 87,6 % KOF. Tidligere mastergradsoppgave av Samatar Abdi 2012 har vist at fosfortilgjengeligheten for planter er høyere med kombinasjon av kalk + sjøvann enn aluminium eller jern salter. Ved bruk av sjøvann til kjemisk felling får man også billig tilgang til magnesium som er på hele 1300 mg/l. Kjemisk felling med PAX-18 av upåvirket

innløpsvann blandet med rejektivann viser god reduksjon av fosfor, nitrogen og KOF. Her må dosen av PAX-18 reduseres da den fjerner veldig mye av fosfat som bakteriene trenger videre i biologisk nitrogenfjerningstrinn. Ved å fjerne en del organisk stoff og nitrogen i forsedimenteringsbassengene kan kostnader reduseres i biologisk rensetrinn.

Abstract

The reason for this task is to examine the return flows (mostly reject water) and its impact on treatment processes in Nordre Follo wastewater treatment plant. Reject water from digested sludge has relatively high concentrations of SS, Tot -P, Tot N, COD and alkalinity. Although the flow of hydraulic reject water is very low, only about 2% of the total influent water, the concentration of nutrients is very high and it constitutes about 10-30% of nitrogen (N) load. In Norway, the reject water is recycled back to the inlet of the treatment plant. This can cause unstable cleaning process and overloading the entire treatment plant. Separate treatment of reject water from digested sludge can be solution to reduce the load on the main treatment processes and simultaneously recover large amounts of nutrients in reject water. With current biological nitrogen removal ammonium is converted to nitrogen gas and released into the atmosphere. By chemical precipitation, aluminum and iron salts binds phosphorus in such a way that the phosphorus available to plants is reduced. Thus we lose large amounts of nutrients.

Several jar tests were conducted over a period of 1 month to determine the optimal chemical for the reduction of organic matter, total nitrogen and total phosphorus in reject water of digested sludge on Nordre Follo wastewater treatment plant. There were made two types of examination, with pure reject water where magnesium hydroxide carbonate, lime + seawater and magnesium chloride + seawater also called struvite precipitate was used to precipitate the ammonium and phosphate from reject water. This provides a separate cleaning solution with sludge which can be used as fertilizer. The other studies were done on the unaffected inlet water mixed with varying amounts reject water that was chemically fixed with PAX -18. The purpose was to see if a reduction of organic matter and ammonium ahead of primary sedimentation can reduce the nitrogen load, reduce oxygen consumption and reduce air costs in biological nitrogen removal step.

The results show that the precipitation of lime + magnesium chloride gives the best results, followed by lime + sea water. The results of lime + magnesium chloride at pH 11.2 shows removal up to 97.9% phosphorus, 78% nitrogen and 87.6% of COD. Former Masters thesis by Samatar Abdi 2012 has shown that phosphorus availability to plants is higher with the combination of lime + sea water than aluminum or iron salts. Use of seawater for chemical

precipitation is cheaper and contains approximately 1300 mg / l of magnesium. Chemical precipitation with PAX-18 of unaffected inlet water mixed with reject water shows good reduction of phosphorus, nitrogen and COD. Here the dose of PAX-18 has to be reduced as it removes a lot of the phosphate that bacteria need further in biological nitrogen removal. Removing a portion of organic matter and nitrogen in primary sedimentation can reduce cost in the biological stage.

Innhold

Noen definisjoner	8
Kapittel 1	10
Innledning.....	10
Kapittel 2	11
Litteraturstudie	11
2.1 Karakterisering av rejektivann fra anaerob utråtning	11
2.3 Hvorfor fjerne/gjenvinne næringsstoffer i rejektivann?	13
Kapittel 3	14
Nordre Follo renseanlegg (NFRA).....	14
3.1 Generelt om Nordre Follo renseanlegg	14
3.2 Noen nøkkentall for 2012 (årsrapport 2012).....	14
3.3 Rensetrinn på Nordre Follo renseanlegg	16
3.3.1 Mekanisk rensetrinn	16
3.3.2 Biologisk nitrogenfjerningstrinn	17
3.3.3 Kjemisk behandlingstrinn for fosorfjerning	18
Kapittel 4	21
Metoder for fjerning av organisk stoff, nitrogen og fosfor fra rejektivann	21
4.1 Introduksjon.....	21
4.2 Metoder for nitrogen fjerning	21
4.3 Metoder for fosfor fjerning.....	21
4.4 Tradisjonell nitrifikasjon og denitrifikasjons prosess.....	22
4.5 Struvitt felling, Magnesium-ammonium-phosphate, (MAP)	23
4.6 Lukket amoniakkstripping.....	25
4.7 SBR (Sequencing Batch Reactor)	26
4.8 Kjemisk felling	27
Kapittel 5	28
Resultater og kommentarer	28
5.1 Analyser av rejektivannsprøver ved NFRA.....	28
5.2 Analyser av dekantvannsprøver tatt ut fra fortykkermaskin	29
5.3 Kjemisk felling av rejektivann i høyere pH områder	31
5.3.1 Forsøk med Magnesiumhydroksidkarbonat.	31
5.3.2 Kjemisk felling av rejektivann med kalk og sjøvann	33

5.4 Felling av rejevtvann med kalk og Magnesiumklorid.....	45
5.5 Kjemisk felling av blanding innløpsvann og rejevtvann med Polyaluminiumkloridhydroksid (PAX-18).....	51
5.5.1 Analyser av døgnblandprøver fra innløpsvannet og utløpsvannet fra forsedimenteringsbasseng.	51
5.5.3 Forsøk 2 med Kjemisk felling med PAX-18 (27.11.2013)og økende rejevtvannsdosering.....	55
5.5.4 Forsøk 3 med kjemisk felling med PAX-18 (28.11.13) kombinert med kalkdosering ved pH økning til ca 9.0.....	55
Kapittel 6	58
Konklusjon	58
Kapittel 7	59
Referanser	59

Noen definisjoner

pH:

Er et mål på surhetsgraden. pH skala går fra 0-14 der 7 er nøytral. Alt under 7 er surt og alt over 7 er basisk. pH skala er logaritmisk.

Alkalitet:

Er et mål på nøytralisering av syrer. Dersom det gjøres endring i vannet som kan heve pH eller senke pH verdi, fungerer alkalitet som en buffer som beskytter vannet og dets livsform mot plutselige endringer i pH.

Total nitrogen:

Total nitrogen er summen av nitritt (NO_2^-), nitrat (NO_3^-), ammonium (NH_4) og organisk bundet nitrogen. Mesteparten av nitrogen i avløpsvann finnes som ammonium i løst form.

Ammonium:

Ion som oppstår ved reaksjon mellom ammoniakk og vann. Ammonium er en viktig nitrogenkilde for planter. Ammonium danner salter analogt med metallioner. Formel NH_4^+ .
(Norsk vann, VA ordbok)

Total Kjeldahl N

Summen av ammonium og organisk bundet nitrogen.

Tørrstoff (TS)

Tørrsubstans, det stoffet som blir tilbake etter fjerning av vann eller andre væsker.

(Store norske leksikon)

Anaerob nedbrytning:

Gjæring uten tilgang på oksygen. Ved nedbrytning av organisk materialer som kan være sortert matavfall, avløpsslam og gjødsel produseres det metan og karbondioksid.

Total fosfor:

Total fosfor er sammensatt av ortofosfatene, polyfosfatene og organiske fosfor forbindelser. Dette er parameteren som overvåkes både på innløp og utløp av rensesanleggene for å tilfredsstille renseskrav satt av fylkesmannen.

Ortofosfat:

Salter av fosforsyre. Fosfater er viktige næringsalter. Det skilles mellom enkle fosfater (ortofosfater) og komplekse fosfater (polyfosfater, metafosfater). Komplekse fosfater benyttes bl.a. i syntetiske vaskemidler og innen vannbehandling til å motvirke korrosjon ved utfelling av kalsiumforbindelser. Formel for ortofosfatet: PO_4^{3-} . (Norsk vann, VA ordbok)
I avløpet finner vi ortofosfat i oppløst form.

Suspendert stoff (SS):

Vannets innhold av partikulær materialet. SS bestemmes ved å filtrere prøven gjennom en filter og senere tørke fraskilt stoff i ovn ved ca. 100 °C.

Autotrofe bakterier:

Betyr at bakterier selv kan bygge opp organiske stoffer fra enkle uorganiske stoffer ved hjelp av energi som enten skaffes fra lys eller kjemisk bundet energi. Autotrofe bakterier bruker uorganiske molekyler, som regel karbondioksid som karbonkilde. (wikipedia)

Kapittel 1

Innledning

Returstrømmer er fellesbetegnelse på dekantvann og rejektivann. Dekantvann kommer fra toppen av fortykkere eller vannfase fra fortykkermaskiner. Rejektivann kan komme fra vannfase fra sentrifuger eller andre avvaningsmaskiner fra alle slags slamtyper. Hvis det benyttes filterpresse kalles den våte delen filtratvann. Tradisjonell blir avløpsslammet avvannet på slutten av renseprosessen med mekaniske maskiner som sentrifuger, silbåndpresser eller kammerfilterpresser. Rejektivann fra spesielt utrånnet slam er meget forurenset og inneholder store mengder næringsstoffer spesielt nitrogen. Dessuten øker både alkaliteten og pH i slammet og vanligvis er temperaturen høyere. Andre slamtyper spesielt kalkfelt slam har rejektivann med svært lave forurensninger i returvannet.

Rejektivann fra utrånnet slam som returneres tilbake til innløpet fra en slam slambehandlingsprosess inneholder høy konsentrasjon av næringsstoffer og dermed betydelig belastning på hovedrenseprosessen. De ugunstige virkninger av rejektivann kan reduseres eller elimineres ved riktig planlegging, prosjektering og drift.

I Norge har rejeckt vann blitt resirkulert tilbake til innløpet av renseanlegget. Dette kan forårsake ustabil renseprosess og overbelastning på hele renseanlegget. Selv om strømmen av rejektivann hydraulisk sett er meget lav, bare ca. 2 % av det totale innstrømmende vannet er konsentrasjonen av næringsstoffer meget høy og den utgjør 10-30 % av nitrogen(N) belastning i slam tank (personlig meddelelse Vråle 2013). Det er kjent at disse næringsstoffer fra renseanlegg kan forårsake økt eutrofiering hvis de ikke renses i hovedrenseprosessene og forverret kvalitet i resipientene. Den naturlige reaksjonen for behandling av rejektivann er derfor å tilbakeføre det til innløpet. Dette virker logisk, men det er en del ulemper forbundet med dette.

Resirkulering av rejektivann til innløpet av renseanlegg spesielt fra utrånnet slam vil signifikant øke innløpsbelastning på anlegget. Siden det er pålagt at returvannet skal tilbakeføres nedstrøms innløpsprøvetaker, betyr det at renseeffekten senkes og utløpskonsentrasjonene kan øke. Det kan også forårsake overbelastning i situasjoner hvor anlegget når maksimal dimensjonert nivå. Hos Nordre Follo renseanlegg tilføres

returstrømmer til forsedimenteringsbassengene på nattes tid. Dette for å minimere belastningen på biologisk nitrogenfjerningstrinnet.

I Norge har det siden 1970 tradisjonelt vært vanlig å fjerne fosfor fra avløpsvannet for å redusere den store organiske stoffproduksjonen ute i resipienten på grunn av eutrofiering ved algevekst opptil 6 til 12 ganger råkloakkens innhold (PRA prosjektet NIVA).

Avvanning av kjemisk felt slam for fosforfjerning enten det gjelder bruk av aluminium, jern eller kalk som fellingsmiddel, krever ikke utråtning av slam for å avvanne slammet slik biologiske renseprosesser gjør.

De siste årene har det blitt stadig mer vanlig å ta i bruk utråttingsanlegg (Anaerob behandling) av slam også på kjemisk felt slam i Norge. Dette skyldes delvis økt press for innføring av biologiske renseprosesser og et ønske om å produsere mere metan for energiproduksjon på bekostning av slammets innhold av organisk stoff.

De negative sidene ved bruk av anaerob utråtning er i liten grad belyst i Norge. Rensing av rejektivannet fra anaerobt behandlet slam har fått stadig oppmerksomhet og fokus i det siste.

Hensikten med denne oppgave er å undersøke returstrømmer (stort sett rejektivann) og dens påvirkning på renseprosessene hos Nordre Follo renseanlegg. Det er også nevnt rensemetoder for alternativ separat rensing av rejektivann.

Kapittel 2

Litteraturstudie

2.1 Karakterisering av rejektivann fra anaerob utråtning

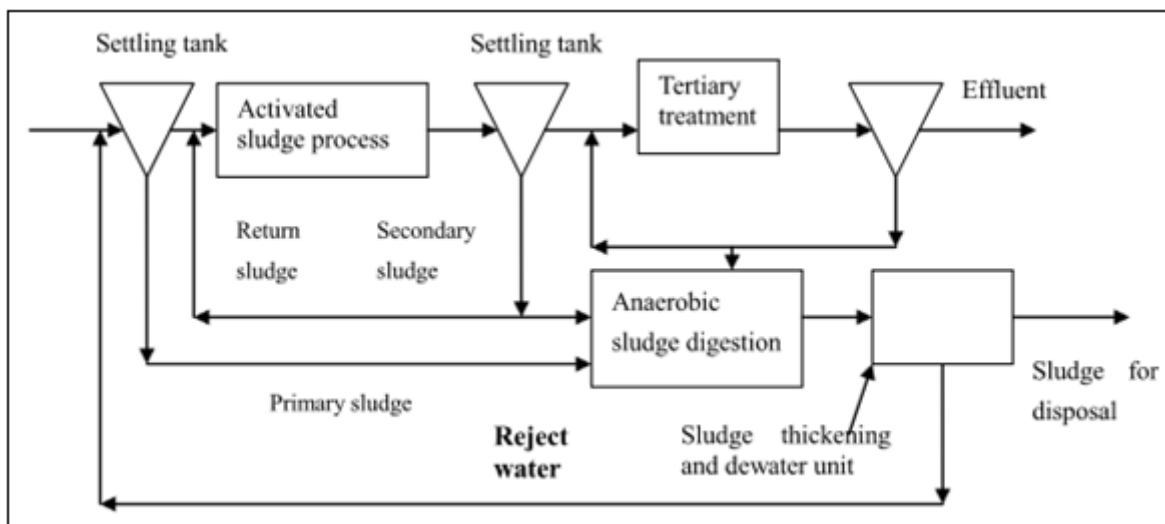
Rejektivann stammer fra avvanning av alle slamtyper, men utråtnet slam gir de største problemene. Karakteristikk av rejektivann er forskjellig fra renseanlegg til renseanlegg i form av dens konsentrasjon og sammensetning (Arnold, 2000). Nitrogen i rejektivann er hovedsakelig angitt i form av ammonium. Partikulært nitrogen blir oppløst i råtneprosessen og derfor øker ammonium innhold i slamvannet og derfor produseres det ammonium rikt vann i nedbrytnings prosessen. Viktige karakteristikk av rejektivann er dens høye ammonium og

fosfat konsentrasjon, høy pH, meget høy alkalitet som skyldes oppløst CO_2 og høy temperatur i fersk vare. Tabell 1 under under viser noen typiske innhold av rejektivann fra utrånnet slam.

Tabell nr 1. Typisk innhold i hovedsakelig anaerobt behandlet slam. (Hentet fra masteroppgave til Arntzen 2012).

Reject water	Range	Unit	References
N-Kj	690- 1700	mg/l	Thorndahl (1993), Wett <i>et al.</i> , (1998)
$\text{NH}_4\text{-N}$	600- 1513	mg/l	Arnold <i>et al.</i> , (2000), Jenicek <i>et al.</i> , (2004)
P_{tot}	trace-130	mg/l	Fux <i>et al.</i> , (2003), Pitman <i>et al.</i> , (1991)
SS	<800	mg/l	Mossakowska <i>et al.</i> , (1997)
COD	700-1400	mg/l	Thorndahl (1993), Laurich and Gunner, (2003)
Temperature	25-40	$^{\circ}\text{C}$	
pH	7-13	-	Fux <i>et al.</i> , (2003), Wett <i>et al.</i> , (1998)
Alkalinity _{4.5}	53-150	mmol/l	Fux <i>et al.</i> , (2003), Wett <i>et al.</i> , (1998)

Slambehandlingsprosess (slamfortykker, utrånning, avvanning) kan føre til utslipp av den akkumulert nitrogen (N) og fosfor (P) og organisk stoff. Ammonium produseres fra nedbrytning av proteiner og bakterier i det anaerobe nedbrytningstrinn. Fosfor som er innlemmet i bakterie biomasse frigjøres under anaerob nedbrytning. Derfor er innholdet av ammonium og fosfor veldig stor etter nedbrytning av organisk slam. Fjerning av organisk stoff og ammonium fra rejektivann kan redusere nitrogen belastningen, redusere oksygenforbruk og redusere kostnader for luftkostnader i det biologiske nitrogenfjerningstrinnet.



Figur 1. Flyteskjema for både biologisk og kjemisk rensing av avløpsvann med anaerob slambehandling og avvanning.

2.3 Hvorfor fjerne/gjenvinne næringsstoffer i rejektivann?

Store mengder med næringsstoffer som nitrogen og fosfor finnes i rejektivann. Mens disse næringsstoffene er gunstige for å fremme sunn plantevekst i et kontrollert miljø vil de samme næringsstoffene ved ukontrollerte forhold gjøre skade på miljø gjennom eutrofiering til bekker, elver, innsjøer og elvemunninger. Næringsfjerning er derfor en stadig økende utfordring for renseanlegg som har høye krav til fosfor og nitrogen fjerning. Sist nevnte er spesielt viktig for de som utvinner biogass fra organisk utrånnet slam.

Overflatevann inneholder visse nivå av fosfor i forskjellige forbindelser, som er en viktig bestanddel av levende organismer. I naturgitte forhold er fosfor konsentrasjon i vann balansert dvs. tilgjengelige masse av denne bestanddel er nær kravene i det økologiske systemet. Når tilgangen av næringsstoffer til vannet er høyere enn det som er normalt vil det oppstå problemer med liv i vannet. Overskuddet av næringsstoffer i vann fører til omfattende algevekst (eutrofiering). Fenomenet eutrofiering reduserer vannkvaliteten betydelig. I Norge startet kjemisk felling av avløpsvann rundt 1970 hvor både fosfor og organisk stoff ble fokusert for å hindre algeoppblomstring.

Fosfor (P) og nitrogen (N) er begge essensielle elementer i landbruks gjødsel, og begge forårsaker miljø- bekymringer når de vaskes ut i vannmiljøet. Fosfor (P) er en begrenset ressurs og innsatsen blir i økende grad gjort for å beholde og gjenvinne dette elementet for å utsette global P mangel, så vel som å begrense eutrofieringen av vannmiljø (Carpenter og Bennett, 2011). En av viktigste tiltak renseanleggene gjør er å fange opp P i slammet og resirkulere det som gjødsel på jordbruksland (van Loosdrecht, 1997). Frigjøringen av N for vannmiljøet og atmosfæren er også under økende styring og kontroll for å unngå eutrofiering av ferske og kystfarvann (Compton, 2011). Nitrogen (N) er ikke som sådan en begrenset kilde. Ca 78 % N befinner seg på jorden i atmosfære, hav, jord, og sedimentære bergarter. Nitrogen (N) er en ressurs som er gratis i atmosfæren.

Mange renseanlegg i Norge bruker aluminium eller jern baserte salter for å fjerne fosfor fra avløpsvannet. Ulempen med disse saltene er at de reduserer fosfortilgjengelighet for planter. Vi må altså fremover jobbe for å redusere bruken av aluminium og jernkoaguler og heller bruke kalkfelling i kombinasjon med magnesium som ikke binder fosforet slik at fosforopptaket hindres. Men like viktig er det å fokusere på at klimagassutslipp fra

vannrensprosessene bør redusere ved å begrense bruken av biologiske renseprosesser (personlig meddelelse, Vråle 2013).

Kapittel 3

Nordre Follo renseanlegg (NFRA)

3.1 Generelt om Nordre Follo renseanlegg

Nordre Follo kloakkverk ble stiftet i 1966 som skiftet navn senere til Nordre Follo renseanlegg i 1992. Renseanlegget eies av Ski, Ås og Oppegård kommune. Eierprosent er fordelt 58 % Ski, 33 % Ås, 9 % Oppegård og tilsvarer den antatte prosentvise fordeling av personbelastningen. Renseanlegget har i dag 3 trinns rensing med rekkefølge mekanisk, biologisk og kjemisk felling med 2 parallelle hydrauliske linjer med flotasjonsbassenger. Renseanlegget ligger i Ås kommune og har utslipp ut i Bunnefjorden ved Sjødalsstrand og slippes ut på 50 meters dyp 350 meter fra land. Personalet i 2013 består av 10 personer og er betjent fra mandag til fredag i tidsrommet 07:30-15:00. Renseanlegg har god vaktordning og rykker ut ved telefon henvendelser eller hendelser utenom det normale.

3.2 Noen nøkkentall for 2012 (årsrapport 2012)

Tabell 2. Beskrivelse av renseanlegget.

Rensemetode	Etterfelling
Anleggsdeler vannbehandling	Trapperist, overløp, sandfang, forsedimentering, biologisk nitrogenfjerningstrinn, flokkulering, flotasjon
Anleggsdeler slambehandling	Septikmotakk, slamlager for ufortykketslam, slamlager for fortykket slam med varmevekslere, råtnetårn med hygienisering, slamlager, sentrifuger
Dimensjonerende vannmengde	750 m ³ /t
Dimensjonerende antall PE	40 900

Tabell 3. Oversikt over krav til utslippskontroll ved NFRA

Utslippskontroll	Krav	Tatt	Analyseparametere
Ukeblandprøver	24	24	Totalfosfor
	24	24	Totalnitrogen
	6	6	Tungmetaller i vann
	3	3	Organiske miljøgifter i vann
Døgnblandprøver	24	24	Biokjemisk oksygenforbruk, BOF ₅
	24	24	Kjemisk oksygenforbruk, KOF
Overløpsprøver		7	Totalfosfor
		7	Totalnitrogen
		2	Biokjemisk oksygenforbruk, BOF ₅
		2	Kjemisk oksygenforbruk, KOF

Tabell 4. Oversikt over krav og resultat ved NFRA

Renseresultater total fosfor	Krav	Resultat
Midlere utløpskonsentrasjon på årsbasis, mg/l	0,3	0,26
Maksimalkonsentrasjon i løpet av året, mg/l	0,6	1,2
Renseeffekt inkludert overløp, %	90	93,6
Renseresultater total nitrogen	Krav	Resultat
Renseeffekt inkludert overløp, %	70	64,1
Renseeffekt inkludert tilførsel av ekstern slam og overløp, %	70	64,8
Renseresultater organisk stoff	BOF₅	KOF
Sekundærrensekrav iht forurensningsforskriften	<25 mg/l eller >70 %	<125 mg/l eller >75 %
Antall prøver som må holde kravene	21 av 24	21 av 24
Antall prøver som overholder krav	24	24

Tabell 5. Vannmengder ved NFRA

Vannmengde gjennom anlegget, mill m ³	4,45
Vannmengde i overløp, m ³	128 540
Andel av vannmengde fra Ski kommune, %	62,5
Andel av vannmengde fra Oppegård kommune, %	31,1
Andel av vannmengde fra Ås kommune, %	6,4
Største døgnvannmengde, m ³	23 880
Minste døgnvannmengde, m ³	5150

3.3 Rensetrinn på Nordre Follo renseanlegg

3.3.1 Mekanisk rensetrinn

Kloakken som kommer inn fra alle 3 kommunene passerer først gjennom 2 maskinrensede rister der grove partikler som skrot og avfall fjernes for å beskytte etterfølgende behandlingsprosesser mot tilstopping eller skader. Ristgods blir samlet opp, presset sammen, tørket og lagt i en container. Dette blir kjørt til Klemetsrud i Oslo for forbrenning. Videre føres vannet til 2 skruepumper som løfter vannet 2,5 meter over i en kanal og videre til sandfang hvor 2 sandfang fjerner sand og stein fra vannet. Vannet renner videre i 3 sedimenteringsbassenger som er under åpen himmel og har som funksjon å sedimentere tyngre partikler.

Oppholdstiden i bassengene avhenger av vannmengde som kommer inn til renseanlegget. Ved kraftig nedbør er oppholdstiden kortere og renseeffekten dårligere da partiklene får kortere tid til å sedimentere. Partikler som synker til bunns danner slam og skrapes vekk i bunnen som senere fortykkes til riktig nivå og pumpet til slambehandling. Det er i disse bassengene returstrømmene blir sluppet på nattes tid for å unngå stor belastningen på neste rensetrinn som består av biologisk rensing.



Figur 2. Inntaksrista (nfra.no)



Figur 3. Container som samler ristgodset.

3.3.2 Biologisk nitrogenfjerningstrinn

Fra førsedimenteringsbasseng blir vannet ført til et nytt bygg for biologisk rensing hvor avløpet blir pumpet opp til reaktorene for nitrogenfjerning. I utslippstillatelsen har fylkesmannen krevd 70 % reduksjon i nitrogen. På NFRA består biologisk trinn av 2 nitrogenfjerningslinjer som består av 7 stk anaerobe og aerobe reaktorer. Disse er fylt med en milliard plast biomedie hvor bakteriene sitter og omdanner ammonium til nitritt og nitrat og videre til nitrogen-gass.

Proessen for å fjerne ammonium fra avløpsvannet kalles nitrifikasjon og denitrifikasjon. I nitrifikasjon er det spesielle bakterietyper som omdanner ammonium til nitritt og nitrat med god tilgang til oksygen. Proessen er slik at nitrifikasjonen ikke starter før den organiske konsentrasjonen er redusert ned til ca. 20 mg O/l. Siden luftproessen er svært energikrevende vil det derfor også være mye å spare ved å fjerne mest mulig BOF eller KOF i første rensetrinn før det biologiske nitrogenfjerningstrinnet.

Renseanlegg har installert 2 luftblåsere som tilfører luft til nitrifiserende bakterier hele tiden. Neste trinn er denitrifikasjon der anaerobe bakterier omdanner nitraten til nitrogen-gass som slippes ut i atmosfæren. I Denne proessen blir karbonet brukt opp og det tilsettes en ekstern karbonkilde som glykol, metanol eller etanol. Hele denitrifikasjonsprosess foregår uten tilgang til oksygen. Renseanlegget har online målere som registrerer ammonium og nitrat. Mesteparten av renseanleggets kostnader ligger i energikostnader til 2 stk. luftblåsere og til

den eksterne karbonkilden. Både nitrifikasjon og denitrifikasjon er mest effektiv og kostnadsbesparende ved pH området mellom 7,5 og 9,5 (personlig meddelelse, Vråle 2013).



Figur 4. Bygget der biologisk rensing pågår. Figur 5. Bioreaktor med biomedie.

3.3.3 Kjemisk behandlingstrinn for fosforfjerning

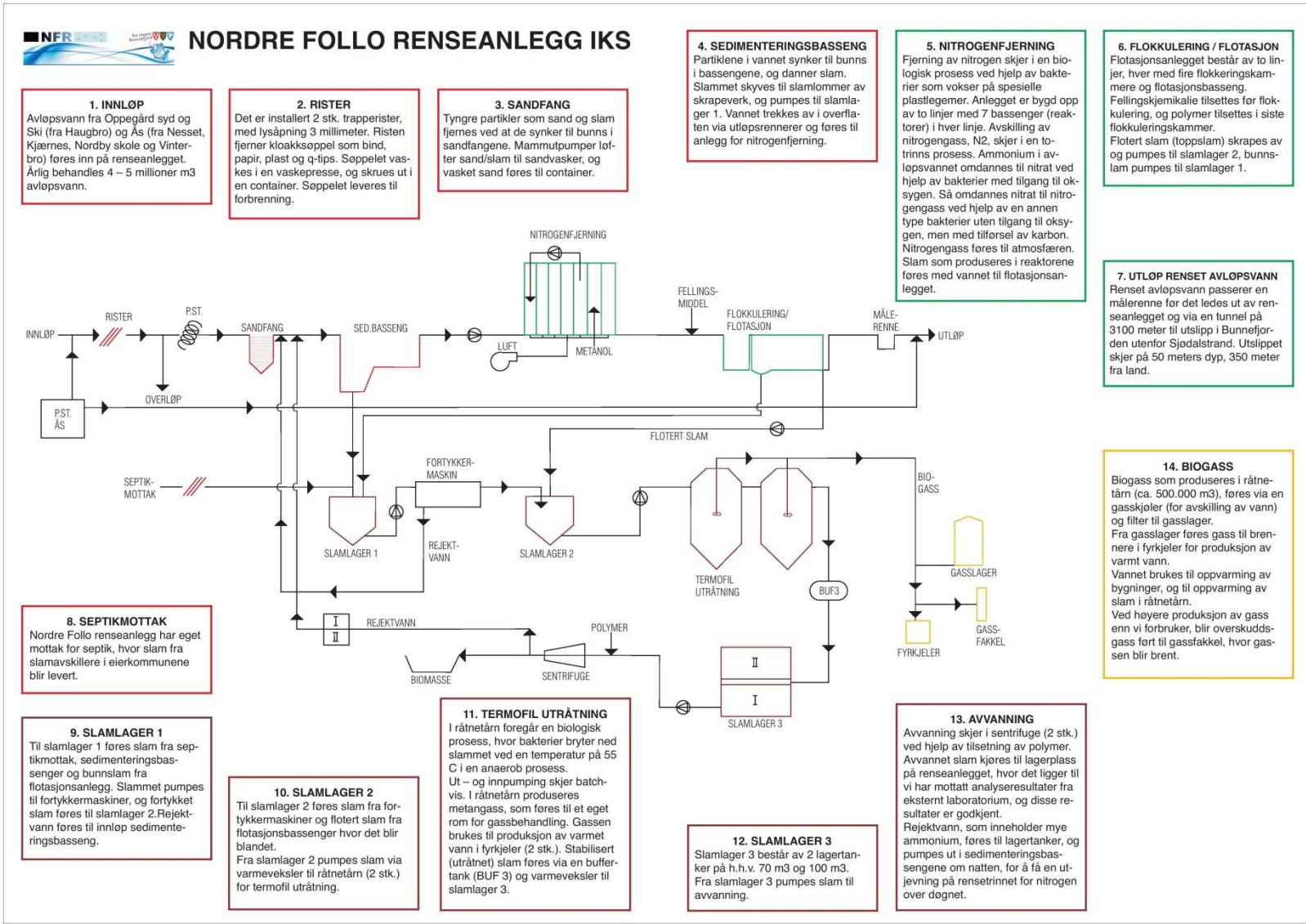
Fra biologisk anlegg blir avløpet ført til flotasjonstrinn hvor fosfor, kjemisk og biologisk slam blir fjernet kjemisk. Flotasjonstrinnet består av 2 linjer med 4 stk flokkuleringskammer og 2 stk flotasjonsbasseng. I det innkommende vannet blir det tilsatt fellingskjemikalier som reagerer med fosfat i vannet og danner små partikler. Vannet renner videre inn i 4 flokkuleringskammere hvor partikler blir holdt under omrøring slik at de kommer nærmere hverandre og vokser i størrelse. I det siste flokkuleringskammeret blir det tilsatt en polymer som har en elektrisk ladning som gjør at partikler binder seg mere sammen og danner fnokker.

I flotasjonsbassenget knytter de ørsmå luftboblene til de flokkulerte partiklene og gir dem oppdrift og løfter partiklene til overflaten. Slammet på overflaten har høy tørrstoffinnhold og skrapes vekk fra toppen og transportert til en slamblandebasseng. Slammet fra septikk-mottaket, forsedimenteringen og fra bunnen av flotasjonsanlegget blir samlet og fortykket ved hjelp av en fortykkermaskin til ca. 8 % tørrstoffinnhold. Deretter blir det blandet sammen med slammet fra overflaten fra flotasjonsanlegget. Dette blandingslammet blir videre pumpet til 2 råtnetanker hvor det produseres biogass. Dekantvann fra

fortykkermaskinene og rejektivann fra råtnetanker blir opplagret i 2 tanker og slippes ut på nattes tid til førsedimenteringsbasseng. Dette for å utjevne belastningen på biologisk rensetrinn. Når slammet er fjernet fra flotasjonsbassenget sendes ferdig rensset vann ut i Bunnefjorden. Et bilde av flotasjonsbassenget er vist i figur 6 nedenfor.



Figur 6. Flotasjonsbassenget ved NFRA.



Figur 7. Flytskjema NFRA (nfra.no)

Kapittel 4

Metoder for fjerning av organisk stoff, nitrogen og fosfor fra rejektivann

4.1 Introduksjon

En rekke biologisk, kjemisk og fysiske metoder er tilgjengelig for behandling av rejektivann for organisk stoff, total nitrogen og total fosfor. Rensing av rejektivann er nødvendig for å redusere den høye konsentrasjon av total nitrogen bidrag til innløpet av avløps rensesanlegg. Nitrogenet i rejektivann kan bidra med opptil 30 % av total nitrogen til innløpet av rensesanlegg og det kan skape en betydelig belastning på biologisk rensetrinn (Thorndahl, 1993). Dermed er forbehandling av rejektivann fra utråtningsanlegg nødvendig for å møte det strenge utløpskravet satt av fylkesmannen for både fosfor og nitrogen.

Mye av organisk stoff, opptil 95 % kan fjernes ved å kombinere biologisk og kjemisk rensing. En løsning til problemet kan være separat behandling av rejektivannet. Biologisk nitrogen fjerning prosess er veldig avhengig av KOF/N. Normalt må ekstern karbonkilde tilsettes fordi KOF tilgjengeligheten for denitrifikasjonsprosessen ikke er nok. Andre kostnader er den høye oksygen behovet for nitrifikasjonsprosessen. Organisk stoff blir fjernet i både biologisk og kjemisk behandling.

4.2 Metoder for nitrogen fjerning

- Tradisjonell nitrifikasjon og denitrifikasjons prosess
- Struvitt felling, Magnesium-ammonium-phosphate, (MAP)
- Lukket ammoniakkstripping
- SBR prosess (Sequencing Batch Reactor)

4.3 Metoder for fosfor fjerning

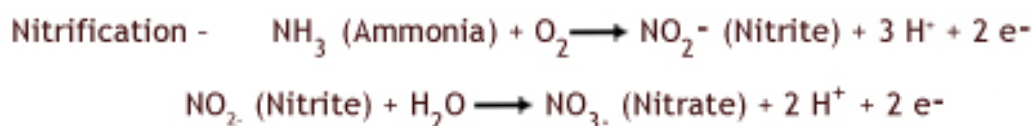
- Struvitt felling, Magnesium-ammonium-phosphate, (MAP)
- Kjemisk felling

4.4 Tradisjonell nitrifikasjon og denitrifikasjons prosess

Nitrifikasjon:

Biologisk omdanning av ammonium til nitritt og videre til nitrat kalles nitrifikasjon. Prosessen foregår i to trinn. Bakterier kalt nitrosomonas omdanner ammonium og ammoniakk til nitritt. Videre er det bakterier kalt nitrobakter som omdanner nitritt til nitrat. Hele prosessen er aerobisk noe som betyr at bakteriene må ha tilgang til oksygen for å jobbe. Nitrifikasjons prosess produserer syre. Dette syre fører til lavere pH i den biologiske kulturen og kan hemme vekst av nitrifiserende bakterier. Optimal pH for nitrifiserende bakterier er mellom 8,0 til 9,5.

De fleste renselanlegg klarer å nitrifisere ned til 6.5-7.0. Nitrifikasjon stopper på pH lavere enn 6.0. Vanntemperatur påvirker også nitrifikasjon. Temperatur mellom 30 og 35 er optimal mens ved 40 grader eller høyere faller nitrifikasjon til nesten null. Ved lavere temperaturer enn ca. 5 grader er biologisk nitrogenfjerning mindre effektiv. Ved nitrifikasjon minker alkaliteten i vannet. Likning for nitrifikasjon er som følgende:



Denitrifikasjon:

Omdanning av nitrat til nitrogen gass av heterotrofe bakterier kalles denitrifikasjon. Heterotrofe bakterier må ha tilgang til karbonkilde for å leve. Denitrifikasjon oppstår når oksygenivået er oppbrukt og nitrat blir den primære oksygenkilden for bakteriene. Optimal pH nivå for denitrifikasjon er mellom 7,5 til 9,0. Ved denitrifikasjon øker alkaliteten i vannet.

Vanntemperatur påvirker veksten av denitrifiserende bakterier, jo høyere temperatur jo mere vokser bakteriene. Denitrifikasjon kan oppstå mellom 5-30 grader og øker med riktig mengde karbonkilde.

Likning for nitrifikasjon er som følgende:



4.5 Struvitt felling, Magnesium-ammonium-phosphate, (MAP)

Utfelling av magnesium-ammonium-fosfat produserer struvitt $\text{MgNH}_4\text{PO}\cdot 6\text{H}_2\text{O}$. Den egnede betingelsen for MAP prosessen består av Mg:NH₄:PO med molforhold 1:1:1 og pH varierer fra 8-10 (Water Environment Federation, 2006). MAP prosessen har blitt brukt til å fjerne ammonium og fosfor fra rejektivann (Celen og Turker, 2001).

Struvitt felling er brukt avløps rensing for å redusere fosfat og ammonium konsentrasjon for å tilfredsstille utslippskrav. MAP er en dobbel salt i form av $\text{MgNH}_4\text{PO}\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ bedre kjent som struvitt. Struvitt er hvite krystaller bestående av magnesium-ammonium fosfat. Det er flere magnesium kilder som er tilgjengelig på markedene. $\text{Mg}(\text{OH})_2$, MgO , MgCl_2 og sjøvann.

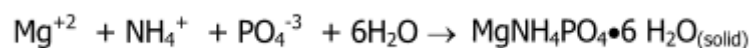
Struvitt felling er veldig pH avhengig og fungerer best ved pH 9 eller høyere. Dersom forholdene er gunstige kan en god del av fosfor og ammonium elimineres fra rejektivannet.

I struvittprosessen blir fosfat tatt ut fra ei væske ved felling av fosfat med magnesium og nitrogen som struvitt. I dannelse av struvitt eller magnesium-ammonium-fosfat blir pH verdien av rejektivannet økt og det tilsettes magnesium og fosfat for å få de rette forhold av Magnesium(Mg) og Ammoniumfosfat(NH₄ og PO₄). På denne måten blir nitrogen og fosfor fjernet fra rejektivannet og det blir produsert MAP slam. Dette slammet kan etter tørking bearbeides og videre brukes som NP gjødsel (Heidi Knutsen, Aart van Zanten Magnussen, 2011). Struvitt kan skape problemer i prosessrør, pumper og annet utstyr i avløpsvann på grunn av dannelse av krystaller på kritiske overflater. Dette skjer også i vakuumsystemet om bord på skip (personlig meddelelse, Vråle 2013)



Figur 8. 150mm diameter rør redusert til 60mm etter 12 uker med struvitt felling.

Dannelse av struvitt skjer under gunstige forhold, blant annet når konsentrasjoner av løselig magnesium, ammonium og fosfat overstiger nivåer som fremmer dannelse av krystaller. Reaksjon av struvitt dannelse er som følger med molforhold 1:1:1 mellom magnesium, ammonium og fosfat.



Rejektvannets pH og temperatur er også faktorer i å bestemme løsligheten og dannelse av veksten av struvitt. Fosfor er nødvendig for plantevekst for matproduksjon og det er beregnet at fosfor reserver varer ytterligere i 60-100 år. Derfor er det viktig å gjenvinne næringsstoffer fra avløpet stadig mere viktig. Krystallisering av magnesium-ammonium-fosfat har derfor blitt en effektiv måte for å gjenvinne nitrogen og fosfor fra avløpsvannet. Gjenvinning av fosfor fra rejektivann krever at mest mulig fosfor foreligger som orto-p. Men partikulært fosfor som følger den tørre delen av slammet vil også være tilgjengelig for resirkulering så sant det ikke er for mye aluminium og jernrest i slammet.

Fosfor i avløpsslammet er sterk bundet til fellingskemikalier Al, Fe og disse koagulentene bør derfor begrenses

4.6 Lukket amoniakkstripping

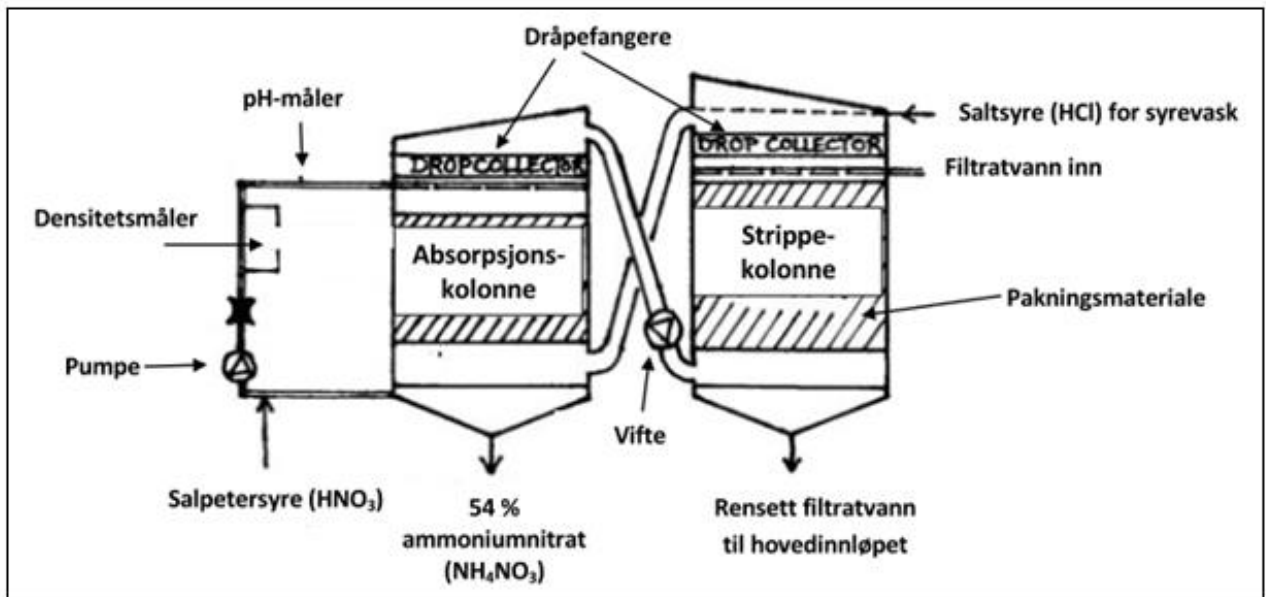
Nitrogen i rejektivann som er utråtnet er hovedsakelig til stedet som ammonium. Ved å heve pH blir ammonium omdannet til ammoniakk, som er lett oppløst i vann. Ved pH 11 eller 11,5 vil mere en 99 % av ammoniakk være i gassform.

Stripping prosessen skjer normalt i et strippetårn hvor vann og gass strømmer inn motstrøms. Men det er nødvendig at prosessen kjøres i lukket luftbane slik at den ammoniakkholdige luften kan renses i et integrert absorpsjonstårn også kalt scrubbertårn.

Prosesen består av forbehandling av avløpsvannet med kalk for å heve pH-verdien over 11,5. Det er i midlertidig ikke nødvendig på grunn av Le Chateliers prinsipp (personlig meddelse, Vråle 2013). Det må tilsettes nok kalk for å utfelle alkalitet og heve pH til det ønskede nivå. Denne opplysning er knyttet til vår rensing av rejektivann og ikke nødvendigvis til stripping. Derimot er det viktig med kondisjonering av slammet i filterpressing.

Strippe prosessen bygger på prinsippet om at løste gasser kan drives ut av en væske ved å sørge for stor kontaktflate og høy konsentrasjonsforskjell mellom gass og væske fase. Strippetårnet fordeler derfor vannet over et kolonnemedium med stort overflateareal. Ammoniakk diffunderer fra vannet og over i gassfase så lenge det tilføres ny luft med lav partialtrykk av ammoniakk (Ødegaard 2012). Prosessen er temperaturavhengig, og lave temperaturer reduserer stripperens effektivitet.

Strippeprosessen kan kjøres i åpent eller lukket form. I den åpne prosessen ledes amoniakkholdig luft direkte til atmosfæren. I lukket form ledes avstrippet ammoniakkgass til en scrubber. Her passerer ammoniakkholdig luft scrubberens pakkmaterialet som sørger for stor kontaktflate mot tilført konsentrert syre. pH reduseres og nitrogenet bindes til væskefasen som ammoniumsalt. Luften som har passert scrubberens ledes tilbake til strippetårnet hvor den gjenbrukes. Ammoniumsalt som dannes kan benyttes i gjødselproduksjon (Arntzen 2012, Ødegaard 2012, Hedda Vikan, 2013).



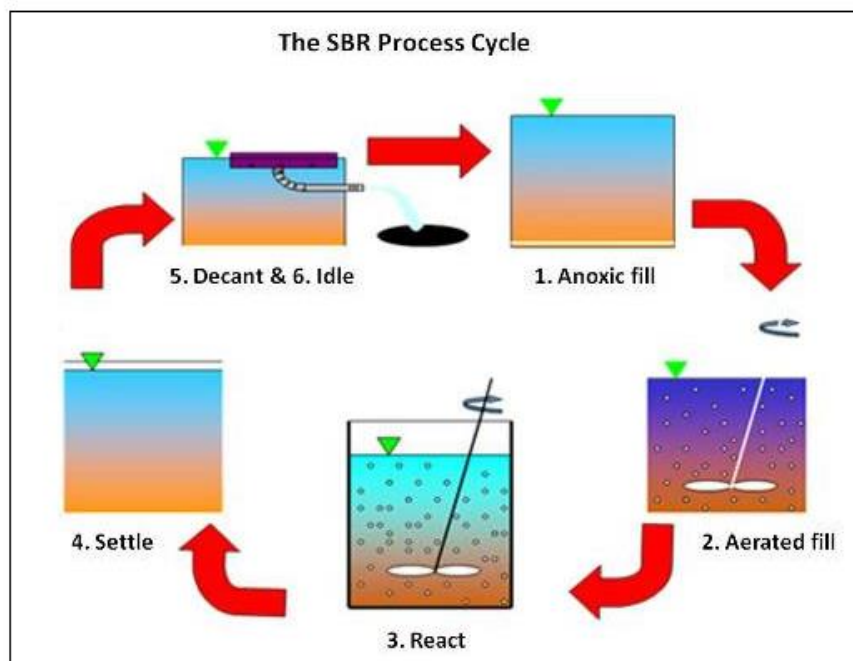
Figur 9. Lukket ammoniakkstripping ved VEAS (masteroppgave Ahmed Yasin, 2012)

4.7 SBR (Sequencing Batch Reactor)

SBR er en forkortning for Sequencing Batch Reactor. SBR er en renset metode basert på aktiv slam der alle prosesser blir gjennomført i en reaktor. Dyrking av mikroorganismer i sekvens batch reaktor (SBR) er en variabel volum suspendert teknologi som bruker tid sekvens for å utføre de ulike behandlingsoperasjoner.

I utgangspunktet har SBR fire faser (figur 10) som erstatter fire forskjellige tanker i kontinuerlig reaktorer. Rekkefølger er følgende:

1. Matefasen: Rå avløpsvannet strømmer inn i reaktoren, og blander seg med biomassen som holdes i tank. De faste stoffene blir igjen her.
2. Luftefase: Luft blir tilført til tanken for biologisk vekst og lette senere avfallsreduksjon. Biomassen konsumerer substrater under kontrollerte forhold med anaerob eller aerob reaksjoner avhengig av rensing krevd. Her er det om å skape mange millioner bakterier som renser avløpsvannet.
3. Hvilefase: Miksing og lufting stoppes i denne fasen til faste stoffene er separert fra væsken og vannet blir klarere.
4. Renset vann ut: Det klarerte vannet slippes ut.



Figur 10. Typisk operasjon i en SBR prosess (brauten.com)

4.8 Kjemisk felling

Kjemisk felling er den vanligste metoden for fjerning av fosfor fra avløpsvann. Fosfor i avløpsvannet finnes som ortofosfat (PO_4^{3-}).

Fin faste partikler i avløpsvann bærer negative elektriske overflate (ved normal stabil tilstand), som hindrer dem fra å danne større grupper og bosetting. Kjemisk koagulering destabiliserer disse partiklene ved å innføre positivt ladede koagulerer som deretter reduserer de negative partikler. Når ladning blir redusert vil partiklene fritt danne større grupper. Deretter tilsettes et flokkuleringsmiddel til avløpsblandingen. Fordi flokkuleringsmiddel reagerer mot den positivt ladede blandingen, enten nøytraliserer det partikkelgrupper eller skaper broer mellom dem for å binde partiklene til større grupper. Etter at større partikkelgrupper dannes, kan sedimentering brukes til å fjerne partiklene fra blandingen.

Kontroll av fosfor kan oppnås ved å danne en utfelling når den oppløselige fosfor, i form av ortofosfat (PO_4^{3-}) kompleks med et oppløselig metall, som f.eks. aluminium eller jern. Den grunnleggende mekanisme for kjemisk fjerning av fosfor er koagulering, flokkulering, etterfulgt av et faststoff- separasjonstrinn, for eksempel sedimentering og / eller filtrering.

De brukte metall koagulerer faller i to generelle kategorier: de basert på aluminium og de som er basert på jern. Aluminiums koagulerer inkluderer aluminium sulfat, aluminium klorid og natrium aluminat. Jern koagulerer inkluderer treverdige jernholdige sulfat, jernklorid og jernklorid sulfat. Andre kjemikalier som brukes som koagulerer inkluderer hydrat kalk og magnesium karbonat. Bruken av aluminium og jernbaserte salter til kjemisk felling bør begrenses da disse gjør fosfortilgjengelighet vanskelig for plantene.

Kapittel 5

Resultater og kommentarer

5.1 Analyser av rejektivannsprøver ved NFRA

Rejektivannsprøver ble foretatt og analysert samme dag fra perioden 26.09.13 til 28.11.13. Alle prøvene ble tatt direkte fra sentrifugens rejektivannsprøvested bortsett fra den 28.11.13. Denne ble tatt fra røret som går ut til forsedimenteringsbassenget da sentrifugen ikke var i drift på prøvetakingstidspunktet. Dette var rejektivann som hadde 1 dags oppholdstid i tankene som senere slippes ut på nattetid i forsedimenteringsbassengets hovedinnløp. Denne prøven hadde høye fosforverdier og lavere KOF verdier en tidligere prøver som var analysert.

Total nitrogen analysene ble også foretatt men det viser seg at total nitrogen ikke lar seg måle med Hach-Lange kyvettene. Årsaken til dette kan være de svært høye konsentrasjoner av nitrogen i utrånnet rejektivann. Det ble oppnådd verdier som var langt lavere en ammonium målinger.

Litteratur studie på forhånd viste at total nitrogen innhold i rejektivannet skulle ligge mellom 900 mg/l til 1500 mg/l. Etter flere mislykket forsøk med total nitrogen målinger valgte jeg å sende rejektivannsprøver til et akkreditert laboratorium som også tar avløpsanalyser for Nordre Follo renseanlegg. Det ble sendt 2 prøver av samme rejektivann, en for å måle total nitrogen og en for å måle total Kjeldahl N. Resultatet fra laboratoriet viste total nitrogen innhold på **1230 mg/l** og total Kjeldahl N på **1110 mg/l**. Verdiene er akkurat innenfor det litteratur studie viste på forhånd.

I denne studien har jeg derfor valgt å se nærmere på ammonium målingene siden mesteparten av total nitrogen uansett ligger som ammonium i løstform. Alle rejektivannsprøven ble

fortynnet 1:10 ganger bortsett fra ammonium som ble fortynnet 1:100 ganger da parametere vi skulle måle var mye høyere en kyvette måleområdet.

Tabell 6. Analyser av rejektivannsprøver fra sentrifuge.

Dato	pH	Temperatur	Alkalitet mmol/l	SS mg/l	Total P mg/l	Orto P mg/l	Ammonium mg/l	KOF mg/l
26.09.2013	8,2	27,2	52,8	2013	19,56	-	823	-
17.10.2013	7,8	27,8	37,4	1877	40	18,92	977	6520
01.11.2013	7,7	27,8	77,1	1723	32,2	26,2	605	6650
08.11.2013	7,65	26	84,5	2083	32	26,3	899	8430
19.11.2013	7,7	27	62,3	-	38,5	29,9	798	-
27.11.2013	7,6	26,8	34,6	-	33,6	23,7	1090	7290
28.11.2013	8,2	27,1	67,4	-	43	33,8	792	1666
Gjennomsnitt	7,8	27,1	59,4	1924	34,1	22,6	854,8	6111,2

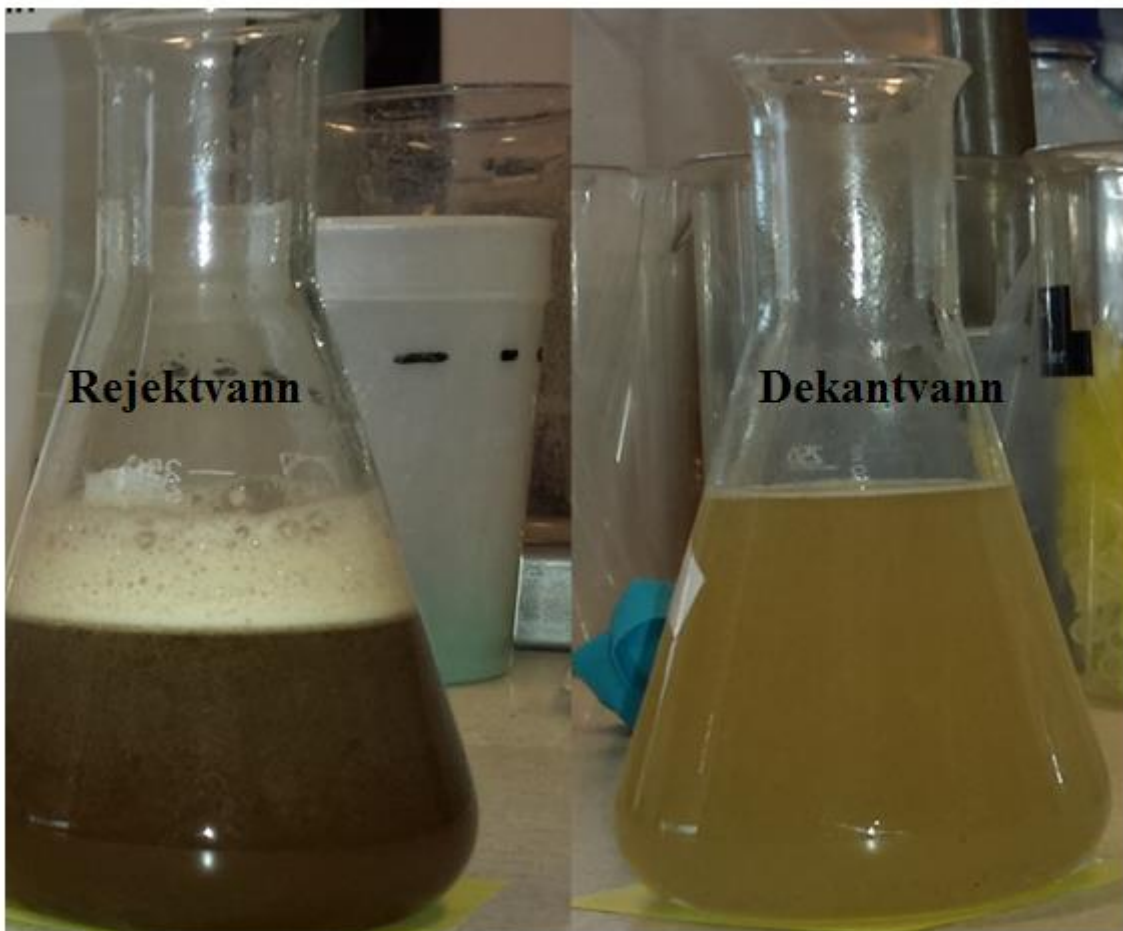
5.2 Analyser av dekantvannsprøver tatt ut fra fortykkermaskin

Dekantvannet beskriver normalt det vannet som tas ut via overløpet i en fortykker. Ved NFRA har de tatt i bruk fortykkermaskiner i stedet, og med dekantvannet menes det vannet som kommer ut fra fortykkermaskin etter økning av tørrstoffinnhold i bunnslam fra forsedimentering, flotasjonsbasseng og fra septikkslam. Det tilsettes en større deler polymer til slammet som går inn i fortykkermaskinen. Tørrstoff innholdet økes for hindre at unødvendig mye vann sendes til råtnetank for biogassproduksjon. Dette ville ha forstyrret råtneprosessen.

Dekantvannet inneholder lite næringsstoffer, suspendert stoff (SS), og organisk stoff sammenlignet med rejektivannet som er utråtnet og bidrar derfor ikke noe vesentlig belastning på renseprosessene til rensanlegget. Det er viktig å merke seg at pH er lav, alkaliteten er lav og ammoniumkonsentrasjon. Slamvannet i dette fortykkede slammet er stort sett det samme som det slammet som utråtnes. Men selve utråtningsprosessen har en dramatisk påvirkning på slamvannet i rejektet fra sentrifugen. Når dekantvannet og rejektivannet fra det utråtnede slammet sammenlignes går det tydelig fram hvordan slammet løses opp, pH stiger, alkaliteten stiger dramatisk og det samme gjør ammoniumkonsentrasjonen, KOF og delvis fosforinnholdet. Figur 10 viser bilde av rejektivann og dekantvann.

Tabell 7. Analyser av alle dekantvannsprøver som ble tatt fra fortykkermaskinen ved NFRA

Dato	pH	Temperatur	Alkalitet mmol/l	SS mg/l	Total P mg/l	Orto P mg/l	Ammonium mg/l	KOF mg/l
26.09.2013	6,5	15,1	4,22	280	4,34		27,1	
17.10.2013	6,4	15,3	4,16	258	6,18	2,14	42,2	361
01.11.2013	6,4	15,3	12,6	327	1,49	1,2	32,7	327
08.11.2013	7,65	16,2	10	312	5,12	3,94	30,4	350
Gjennomsnitt	6,7	15,4	7,7	294,2	4,2	2,4	33,1	346



Figur 10. Rejektvann og dekantvann ved NFRA tatt 1.11.2013

5.3 Kjemisk felling av rejevtvann i høyere pH områder

5.3.1 Forsøk med Magnesiumhydroksidkarbonat.

Disse forsøkene ble startet 1. november i laboratoriet ved Nordre Follo renseanlegg (NFRA). Det ble på forhånd innhentet kalkslurry med en konsentrasjon på 5 % fra Muusøya renseanlegg i Drammen, lut (NaOH) fra veiledes hjemmelaborium, sjøvann tatt på 20 liters kanne i Drøbak havn fra overflaten samme dag. I tillegg hadde veileder med seg en prøve fra tysk firma med Magnesiumhydroksidkarbonat.

Bakgrunnen for dette forøket med magnesiumhydroksidkarbonat var at en tidligere PHD student ved UMB hadde gjort dette forøket med svartvann og hadde hevd og fått gode resultater og klar vannfase. Det var ikke nevnt i forøket hvor mye magnesiumhydroksid karbonat som ble brukt og på hvilken måte. I dette forsøket var min veileder Lasse Vråle tilstede og hjalp meg med forøket.

Forsøket ble startet med 800 ml rejevtvann i et beger. Begeret ble montert under en jartestomrører av tysk fabrikat som tilhørte NFRA. Forsøket må anses som en grovtest (screening) og pulveret av magnesiumhydroksidkarbonat (MHK) forelå i pulver form og ble tilsatt i form av «spiseskjeer». Resultatene er vist nedenfor i tabell 8.

Tabell 8. Delvis titrering og delvis flokkulering av utrånnet rejevtvann med MHK og senere lut ved NFRA.

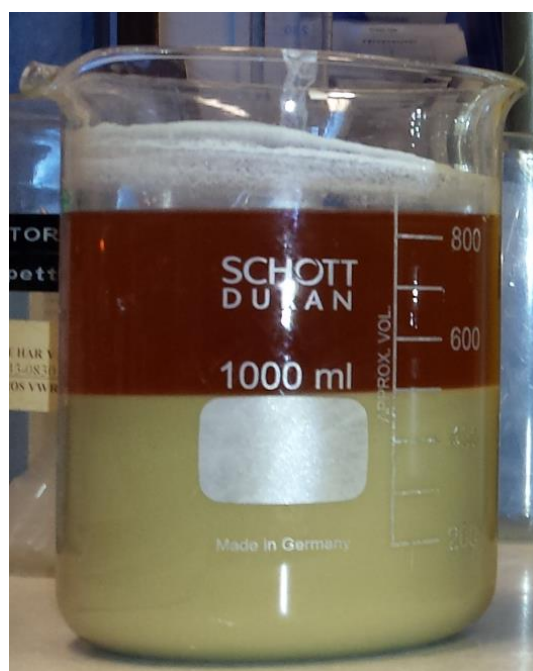
Tilsatt kjemikalie	Mengde akkumulert	Resulterende pH
Magnesiumhydroksidkarbonat	1 spiseskje	7,7
«	2	7,9
«	3	8,0
«	4	8,05
«	6	8,1
«	10	8,1
Går over til NaOH 30 %	1 ml	8,3
«	3	8,8
«	8	9,65
«	18	11,4
«	28	12,0

Resultatene fra forsøket presentert i tabell 8 viste flere forhold. For det første var det etter hvert nødvendig å tilsette store mengder magnesiumhydroksidkarbonat for å klare å heve pH over vendepunktet som skjer ved ca. 8,3. Dette skyldes de store oppløste CO₂mengdene fra utråtningsprosessen og som foreligger som HCO₃ ved pH 8,3. Dessuten viste lutdoseringen at bufferkapasiteten er meget stor slik at store lutmengder var nødvendig. NB konsentrasjonen er ikke kontrollert og derfor litt usikker.

Det ble heller ikke observert fnokker, men det er også mulig at omrøringshastigheten på røreverket var litt stor for magnesium fnokker brytes lett opp ved større «shear»krefter. Det ble mye slam selv etter en times sedimentering og det ble dannet en viss klarvannsfase på toppen. Etter en time fikk vi en slamteppe på bunnen mens det klarerte vannet hadde fått rødaktig farge vist i bildet under figur 11. Forsøket ble utført 1.11.2013.

Tabell 9. Renseresultater i beger med Magnesiumhydroksidkarbonat og lut

	pH	Alkalitet mmol/l	Total P mg/l	Orto P mg/l	Ammonium mg/l	KOF mg/l
Rejektvann	7,7	77,1	32,2	26,2	605	6650
Magnesiumhydroksid karbonat	11	162	3,54	2,17	197	5830
Renseeffekt %			89,0	91,7	67,4	12,3



Figur 11. Kjemisk felling med magnesiumhydroksidkarbonat og lut

Resultatene i supernatanten viser interessante resultater, men ammonium målingene er litt usikre fordi de er målt utenfor gyldig pH området. Impørtør av Hach-Lange utstyr opplyser at ammonium kyvettene måler mellom pH 4-9.

5.3.2 Kjemisk felling av rejektivann med kalk og sjøvann

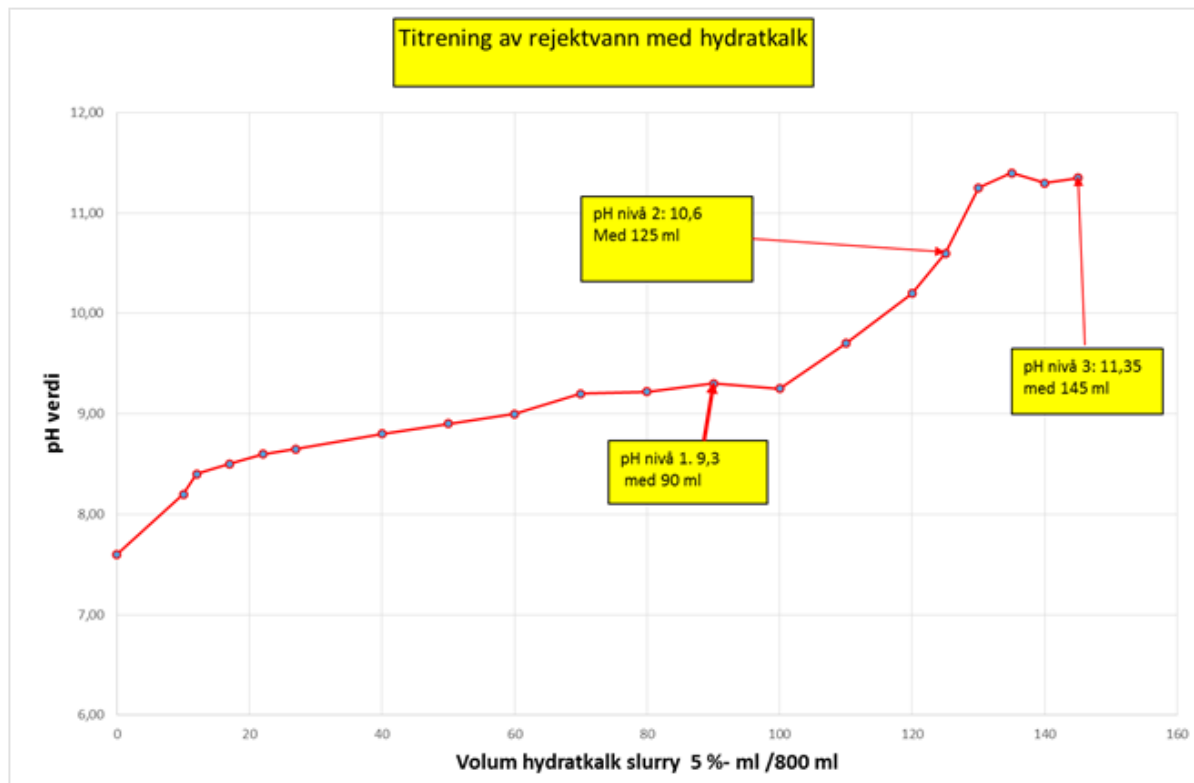
Titring av rejektivann med hydratkalk til 3 ulike nivåer av pH

I dette andre forsøket denne dagen 1. november ble jartesten rigget opp med 3 begre med hver 800 ml rejektivann. Deretter ble det tilsatt hydratkalk med en slurry konsentrasjon på 5 % (Hentet fra Muusøya renseanlegg i Drammen samme dag) som en titring med små volum, kontinuerlig omrøring og avlesning av pH etter hver tilsats inntil vi nådde 3 ulike pH nivåer. Målet var å oppnå følgende pH nivå: ca.9,3, ca. 10,5 og ca. 11,3.

Tabell 10. Resultatet av titringene.

Akkumulert	pH	
ml		
0	7,60	
10	8,20	
12	8,40	
17	8,50	
22	8,60	
27	8,65	
40	8,80	
50	8,90	
60	9,00	
70	9,20	
80	9,22	
90	9,30	pH nivå 1
100	9,25	
110	9,70	
120	10,20	
125	10,60	pH nivå 2
130	11,25	
135	11,40	
140	11,30	
145	11,35	Store fnokker å se
		pH nivå 3

Grafisk fremstilling av titreringskurven er vist i figur 12 nedenfor.



Figur 12. Titrening med Hydratkalk slurry 5 % til 3 ulike beger i en jartest tilsatt 800 ml rejeckt vann fra sentrifugert utr t net slam ved NFRA 1 november 2013.

Som det fremgår av tabell 9 er alkaliteten hele 77,1 mek/l som er meget høyt på grunn av CO₂ oppløsningen i slamvannet. kurven viser at det må store mengder kalk til for   heve pH 9,2, fra da av begynner kalsiumkarbonat   felle ut og alkaliteten avtar ved at hellingsvinkelen på titreringskurven blir mye brattere. Rundt pH 11,3 flater kurven ut igjen.

Omr ringene tre begrene ble stanset ved   trekke opp paddelomr rene n r pH nådde de ønskede pH nivåene. Først beger 1 ved pH 9,3 så beger 2 ved pH 10,6 og så beger 3 ved pH 11,35. også det siste begeret fikk anledning til   sedimentere litt ca. 5 minutter. De andre tilsvarende lengre.

Utprøving av magnesiumdosering i form av sjøvann

Det ble ikke oppnådd klare vannfaser. Det var til nå ikke tilsatt noen form for magnesium så det kan ikke ventes. Det ble derfor besluttet   tilsette mere magnesium i form av sjøvann til de eksisterende begrene. Sj vannsdoseringen ble som følger i tabell 11.

Laboratoriet studiet ble utført for å bestemme effekt av sjøvann som koagulent for behandling av rejektivann. pH nivået i rejektivann ble økt ved å tilsette kalk til rejektivann. Jar test ble brukt for å bestemme effekten av prosessen på en rekke parametere. Sjøvann ble brukt som koagulent i jartest for å fastslå effekten av magnesium ion på rejektivann egenskaper. Magnesium innhold i sjøvann er på ca. 1300 mg/l mens elvevann har kun 4 mg/l. Tidligere studier har vist seg at sjøvann dosering på 5 til 10 % ved pH-nivå høyere enn 10,5 er nødvendig for å oppnå effektiv fjerning av koagulering av suspenderte partikler, fosfor og nitrogenforbindelser.

Tabell 11. Dosering av magnesium i form av sjøvann den 1. november 2013.

	Beger 1	Beger 2	Beger 3
Opprinnelig pH	9,30	10,6	11,35
Volum etter titrering ml	890	925	945
Første dosering av sjøvann ml	5 ml	5ml	5ml
pH etter dosering	9,50	10,0	10,8
Andre dosering av sjøvann ml	5 ml	5ml	5ml

Etter første dosering av sjøvann ble begrene omrørt i 5 minutter (flokkulert) og så sedimentert i noen minutter. Det ble oppnådd litt klarere rentvannsfase, men fortsatt ikke helt optimal. Derfor ble det dosert ytterligere 5 ml sjøvann altså 10 ml i alt og ny omrøring foretatt. Men det er gitt klar beskjed om at anlegget må forlates senest kl. 15 slik at videre undersøkelser måtte avbrytes her. Men supernatantene fra disse begrene 3 ble også analysert og presenteres i tabell 12.

Tabell 12. Renseresultater i alle 3 begerne med kalk og sjøvannsdosering ved varierende pH og konstant sjøvann. Mengde 800 ml rejektivann i hvert beger.

	Kalk ml	Sjøvann ml	pH	Alkalitet mmol/l	Total P mg/l	Orto P mg/l	Ammonium mg/l	KOF mg/l
Rejekt			7,7	77,1	32,2	26,2	605	6650
Beger 1	90	10	9,3	54,0	22,6	25,0	518	5590
Beger 2	125	10	10,6	55,3	30,0	23,9	557	4850
Beger 3	145	10	11,35	58,0	11,1	10,5	498	3850

Renseeffekt	Tot P (%)	Orto P (%)	Ammonium (%)	KOF (%)
Beger 1	29,8	4,5	14,38	15,9
Beger 2	6,83	8,8	7,9	27,1
Beger 3	65,5	59,9	17,7	42,1

Renseeffekten blir bedre ved økende pH. I neste forøk sjekker vi hva økende sjøvannsdosering har å si på renseeffekten.

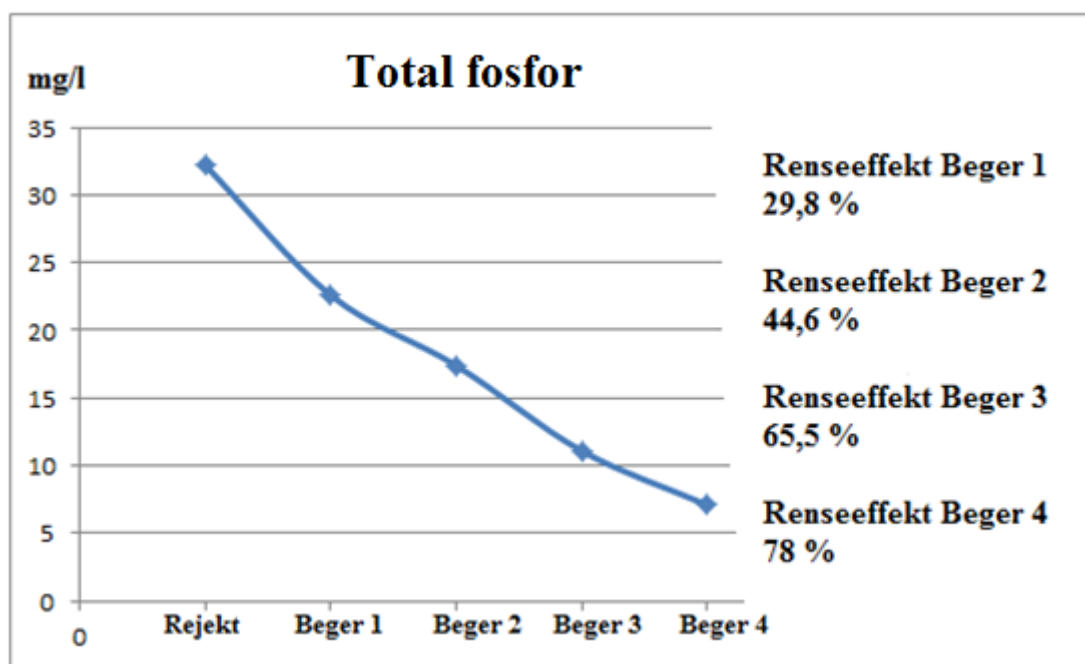
Forsøk nr 1 med kalk og sjøvann den 8.11.2013 ved pH 9,1

Forsøk på kjemisk felling av urensset rejektivann fra sentrifugert utrånnet slam ved høyere pH på to trinn her først ved ca. pH 9,1 Struvitt utfellings område, men uten ekstern tilsats av fosfordosering som kan være en begrensende faktor. Undersøkelsen er utført i Jartest 8.11.2013 på laboratoriet til Nordre Follo renseanlegg og 4 beger ble benyttet med økende sjøvannsdosering og derved gratis magnesiumdosering.

I hvert beger ble det tilsatt 800 ml rejektivann. Titrering med kalkslurry var gjort på forhånd slik at vi visste mengde kalk som måtte til for å komme opp til pH 9,1. Det ble tilsatt 70 ml kalkslurry i hvert beger og økende mengde sjøvann. All væsken i begerne ble omrørt i jartest og analysene ble tatt 2 timer senere. Kalkslurrien har en styrke på 5,0 % som hydratkalk altså 50 g Ca(OH)₂. Doseringsmengder og resultater er vist i tabell 13.

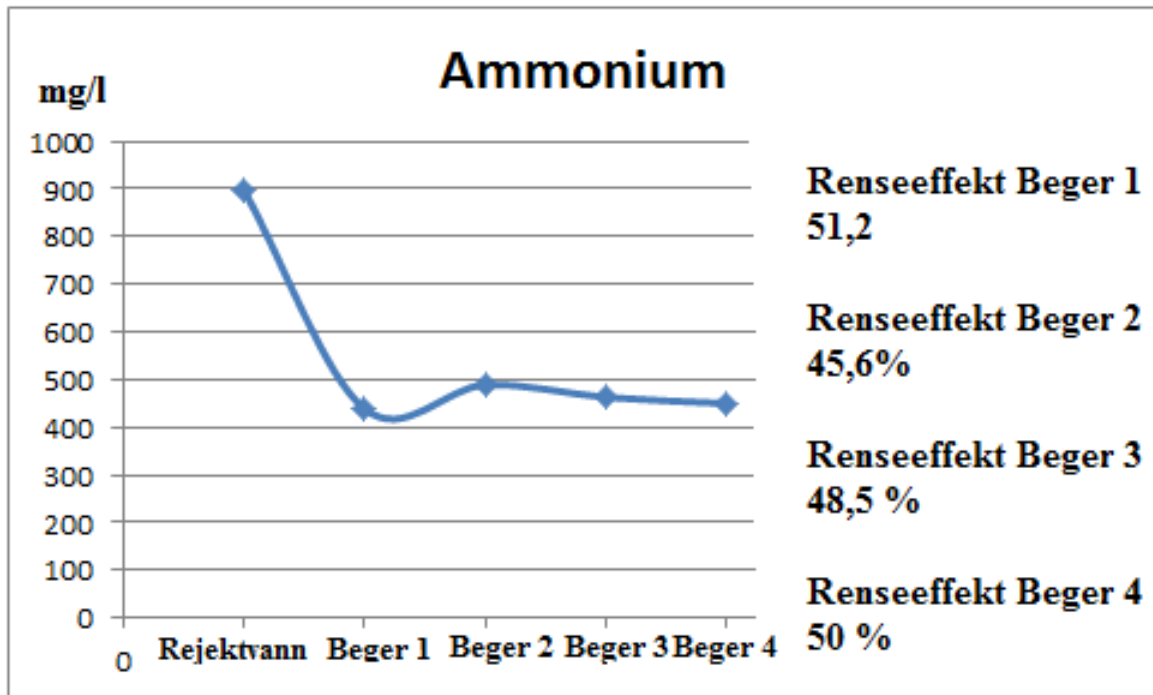
Tabell 13. Renseresultater i alle 4 begerne med kalk og sjøvannsdosering ved pH 9,1 og varierende sjøvannsdosering.

	Kalk ml	Sjøvann ml	pH	Alkalitet mmol/l	Total P mg/l	Orto P mg/l	Ammonium mg/l	KOF mg/l
Rejekt			7,65	84,5	32,2	26,3	899	8430
Beger 1	70	10	9,1	99,6	22,6		439	7750
Beger 2	70	50	9,1	90,9	17,4		489	8200
Beger 3	70	100	9,1	84,2	11,1		463	7650
Beger 4	70	200	9,1	99,5	7,1		450	6780



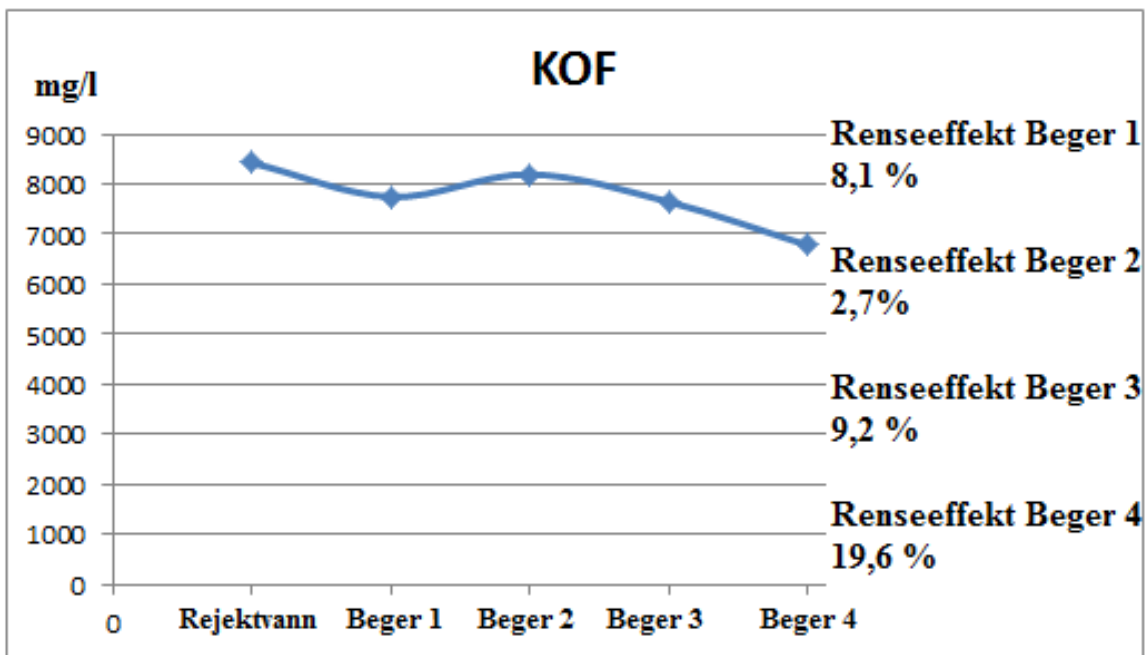
Figur 13. Renseeffekt total fosfor.

Totalfosfor som er grafisk fremstilt nedenfor viser en medet bra renseseffekt som funksjon av økende sjøvannsdosering. Dette er nesten litt oppsiktsvekkende fordi det også er en ny rensemetode.



Figur 14. Renseeffekt Ammonium

Også ammonium analysen som ble benyttet viser overraskende renseseffekt, men her har det oppstått tvil om den ammonium analysen som benyttes er gyldig. Analysen utføres på et Hach-Lange instrument og gyldighetsområdet er opp til pH 9,0. Dette bør testes ut videre med sikrere analyser.



Figur 15. Renseeffekt KOF

KOF resultatene viser en svak reduksjon.



Figur 15. Kalk og sjøvannsdosering ved varierende pH og konstant sjøvann.

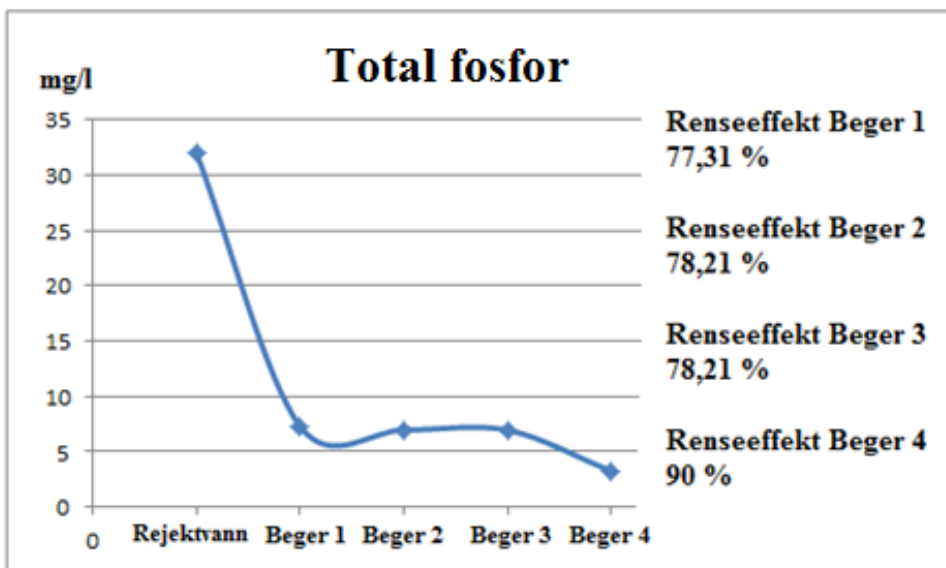
Forsøk nr 2 med kalk og sjøvann 8.11.2013 ved pH 11,2

Forsøk på kjemisk felling av urensset rejevtvann fra sentrifugert utrånnet slam ved høyere pH to trinn ca. pH 11,2 Struvitt utfellings område, men uten fosfordosering. Undersøkelsen er utført i Jartest 8.11.2013 på laboratoriet til Nordre Follo renseanlegg. Dette er samme test som i forsøk 1 men her er pH økt til 11,2. Målet er å se om pH endring vil gi annerledes resultat.

I hvert beger ble det tilsatt 800 ml rejevtvann. Titrering med kalkslurry var gjort på forhånd slik at vi visste mengde kalk som måtte til for å komme opp til pH 11,2. Det ble tilsatt 130 ml kalkslurry i hvert beger og økende mengde sjøvann. All væsken i begrene ble omrørt i jartest og testene ble tatt 2 timer senere. Kalkslurrien har en styrke på 5,0 % som hydratkalk altså 50 g Ca(OH)_2 . Resultatene er presentert i tabell 14 nedenfor.

Tabell 14. Renseresultater i alle 4 begrene med kalk og sjøvannsdosering ved pH 11,2 og økende mengde sjøvannsdosering.

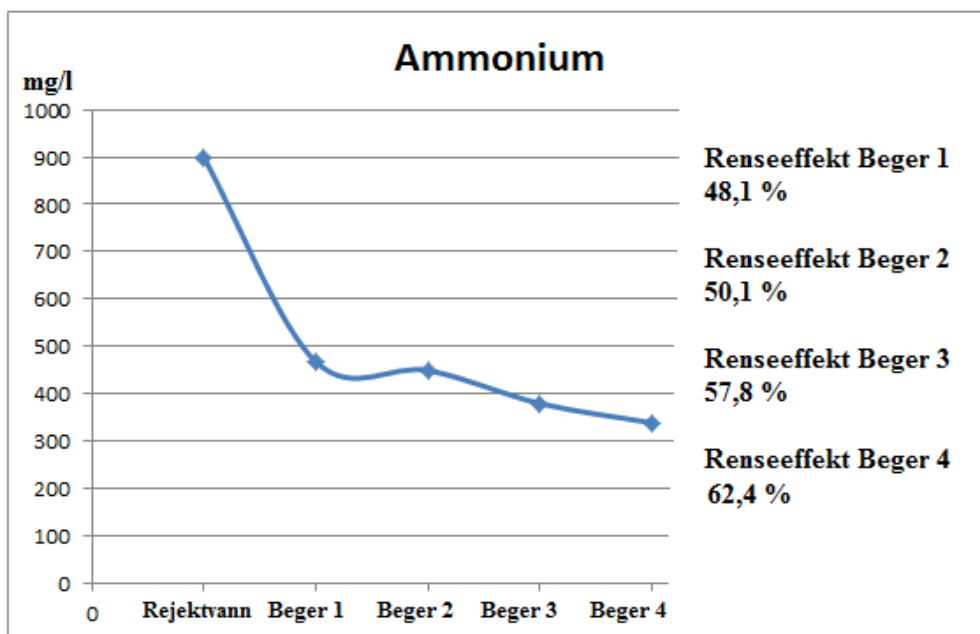
	Kalk ml	Sjøvann ml	pH	Alkalitet mmol/l	Total P mg/l	Orto P mg/l	Ammonium mg/l	KOF Mg/l
Rejekt			7,65	84,5	32	26,3	899	8430
Beger 1	130	10	11,2	65,4	7,26	3,41	467	3560
Beger 2	130	50	11,2	67,1	6,97	3,29	449	3260
Beger 3	130	100	11,2	70,2	6,95	2,91	379	3020
Beger 4	130	172	11,2	61,5	3,23	1,34	338	5020



Figur 16. Renseeffekt total fosfor

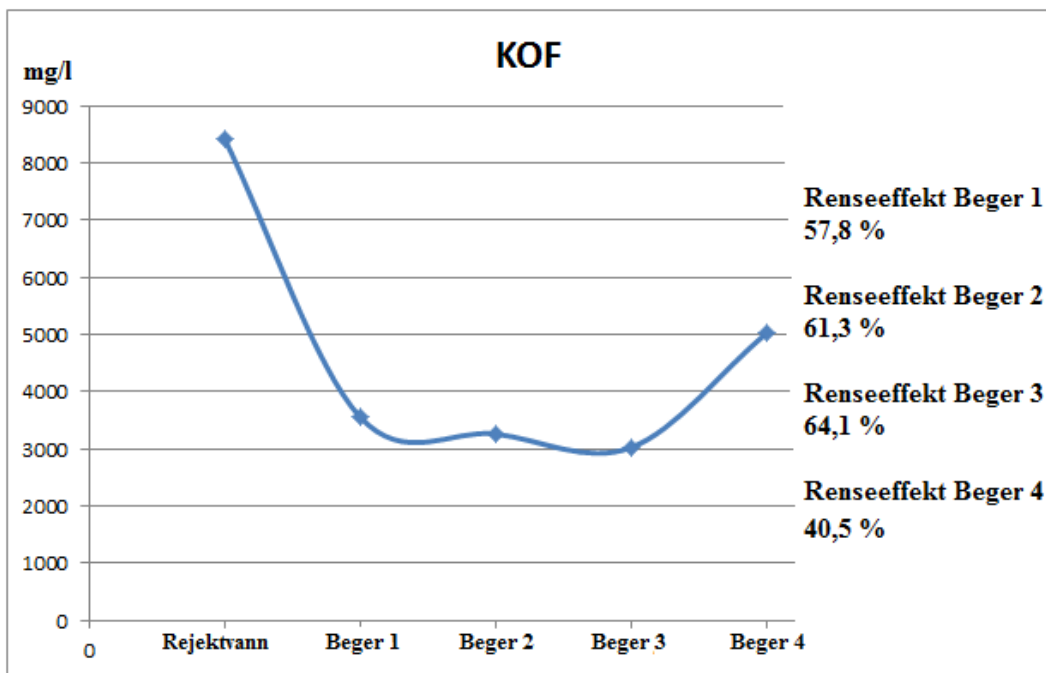
pH i målingene i begerne er tatt etter sjøvanndosering.

Fosforresultatene som også er grafisk fremstilt nedenfor er oppsiktsvekkende gode med hele 90 % i beger 4. Det er tydelig at det er den løste ortofosfaten som felles ut.



Figur 17. Renseeffekt Ammonium

Også ammonium viser sensasjonelt bra resultater, men som nevnt tidlige kan være offer for feil analysemetode. På det rensede vannet kunne det vært brukt TOT-N, men vi var redd for denne analysen også.



Figur 18. Renseeffekt KOF

KOF resultatene har også blitt spesielle ved at de viser overraskende bra resultater allerede i beger 1 med bare 10 ml sjøvannsdosering. Når dette begeret sammenlignes med beger 1 i forsøk observeres det at økningen i kalkdose slik at pH øker fra 9,1 til 11,2 gjør en meget stor forskjell. I ettertid kan det sies at det nesten var synd at det ikke også ble kjørt et beger med denne pH verdien uten sjøvann så man kunne se om sjøvannet har en positiv effekt i det hele tatt. Ellers er resultatene spesielle ved at de gode rensresultatene flater ut i beger 2 og 3 og forverrer seg kraftig i beger 4 med en sjøvannsdosering på hele 172 ml. Dette kan forklares ut fra to viktige forhold. For det første er det en kjent sak i hvert fall for noen at klorid i sjøvann skaper interferens med KOF analysen og gir høyere KOF verdier uten at det har noe med organisk stoff og gjøre (Vråle 2013 personlig meddelelse). Det viser seg også at noen Hach reagenser inneholder noe kvikksølv som maskerer noe sjøvann, men når kloridinnholdet overstiger visse grenser vil KOF analysen feilaktig gi økte konsentrasjoner. Det bør også bemerkes her at mange eksterne akkrediterte laboratorier tilsetter ennå mindre kvikksølv slik at de systematisk måler for høye KOF verdier (Vråle 2013 personlig meddelelse).

En annen supplerende forklaring på fallende KOF rensing med økende sjøvann ved høy pH kan være at når det tilsettes sjøvann og derved magnesium felles det ut magnesiumhydroksid som senker pH. Hvis høy pH er viktig for det gode KOF resultatet vil økende sjøvann senke fellings pH. (Vråle 2013 personlig meddelelse).



Figur 19. Kalk og sjøvannsdosering ved pH 11,2 og økende mengde sjøvannsdosering.

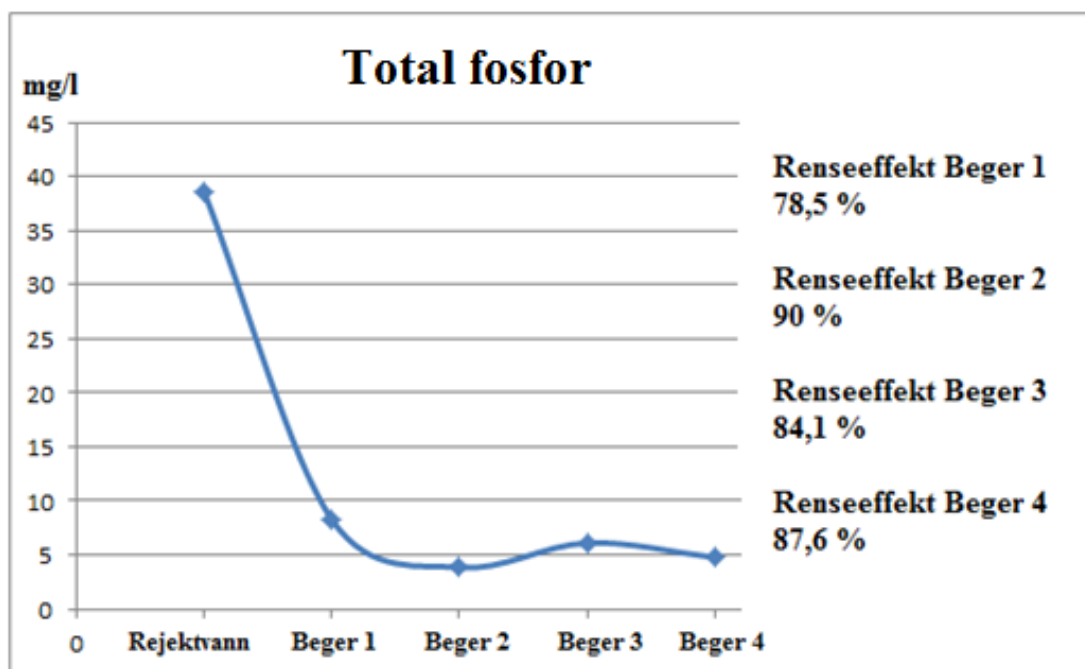
Forsøk nr 3 med kalk og sjøvann 19.11.2013 ved pH 9,5

Forsøk på kjemisk felling av urensset rejevtvann fra sentrifugert utrånnet slam ved høyere pH to trinn ca. pH 9,5 (Struvitt utfellings område, men uten fosfordosering) Undersøkelsen er utført i Jartest 19.11.2013 på laboratoriet til Nordre Follo rensesanlegg. Samme test har blitt gjort tidligere i uken (forsøk 1) men her velger vi å øke sjøvannsdosering ytterligere for å se om forskjell i renseeffekt oppnås.

I hvert beger ble det tilsatt 600 ml rejevtvann for å få plass til mere sjøvann. Titrering med kalkslurry var gjort på forhånd slik at vi visste mengde kalk som måtte til for å komme opp til pH 9,5. Det ble tilsatt 80 ml kalkslurry i hvert beger og økende mengde sjøvann. All væsken i begrene ble omrørt i jartest og testene ble tatt 2 timer senere. Kalkslurrien har en styrke på 5,0 % som hydratkalk altså 50 g $\text{Ca}(\text{OH})_2$

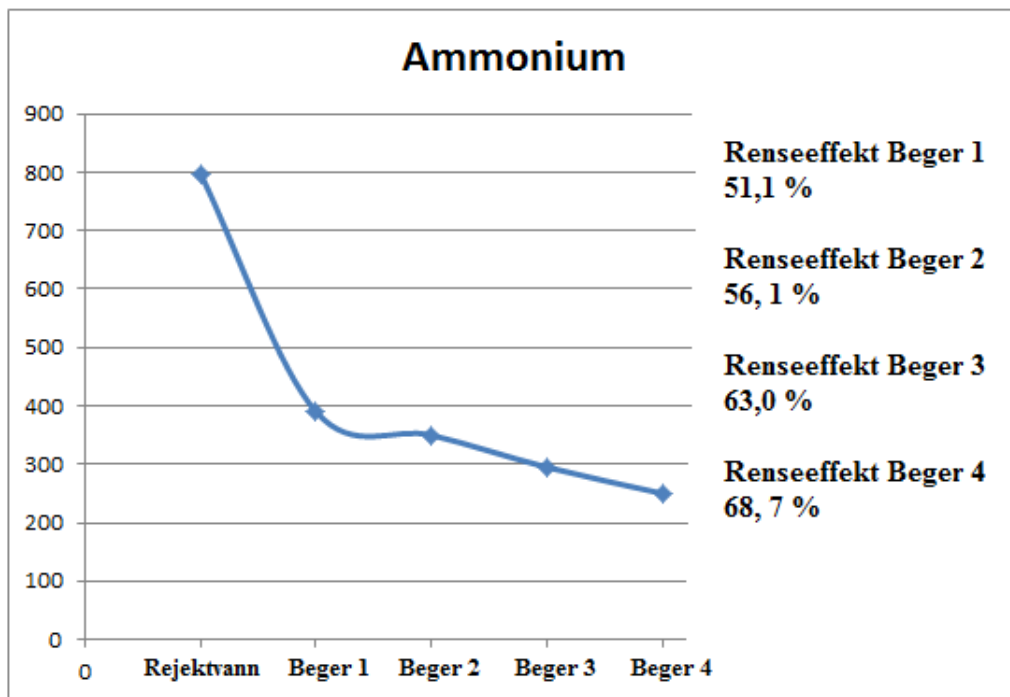
Tabell 15. Renseresultater i alle 4 begerne med kalk og økende sjøvannsdosering ved pH 9,5

	Kalk ml	Sjøvann ml	pH	Alkalitet mmol/l	Total P mg/l	Orto P mg/l	Ammonium mg/l
Rejekt			7,7	62,3	38,5	29,9	798
Beger 1	80	50	9,5	57,6	8,26	4,81	390
Beger 2	80	100	9,5	50,2	3,86	1,62	350
Beger 3	80	200	9,5	55	6,13	3,91	295
Beger 4	80	300	9,5	36	4,79	3,33	250



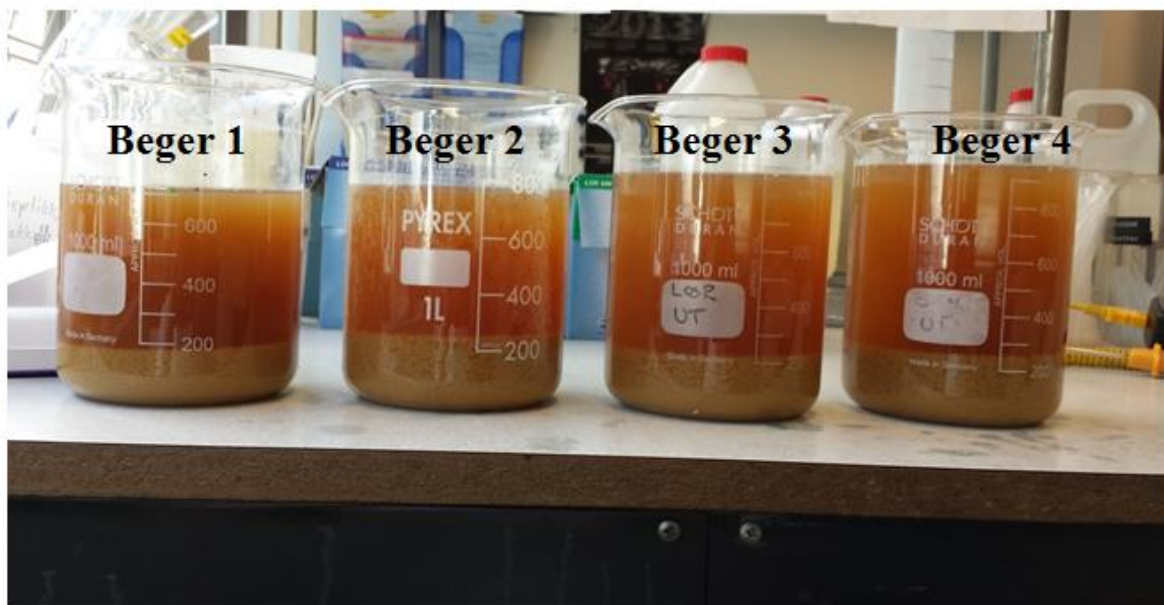
Figur 20. Renseeffekt total fosfor

Her ble det oppnådd ennå bedre fosfor rensing en i forsøk presentert i tabell 13. Men det er verd å merke seg at også pH verdien er høyere her med 9,5 mot 9,1 i forsøk tabell 13. pH i rejektivannet er målt etter sjøvannsdosering.



Figur 21. Renseeffekt Ammonium

Ammonium viser spesielt bedre renseseffekt enn i tabell 13.



Figur 22. Kalk og sjøvannsdosering ved konstant pH og varierende sjøvannsdosering.

5.4 Felling av rejevtvann med kalk og Magnesiumklorid.

Tilsvarende forsøk er gjort tidligere med kalk og sjøvann men her har vi erstatter sjøvann med magnesium klorid for kjemisk felling av rejevtvann.

Magnesium klorid ble hentet fra laboratoriet på Bioforsk i Ås. Magnesium klorid leveres i pulverform og ble derfor løst opp i destillert vann. Magnesium klorid har kjemisk formel $MgCl_2 \cdot 6H_2O$ med molarmasse $W = 203,30 \text{ g/mol}$. 11 gram av magnesium klorid ble løst opp i 1 liter vann for forsøket.

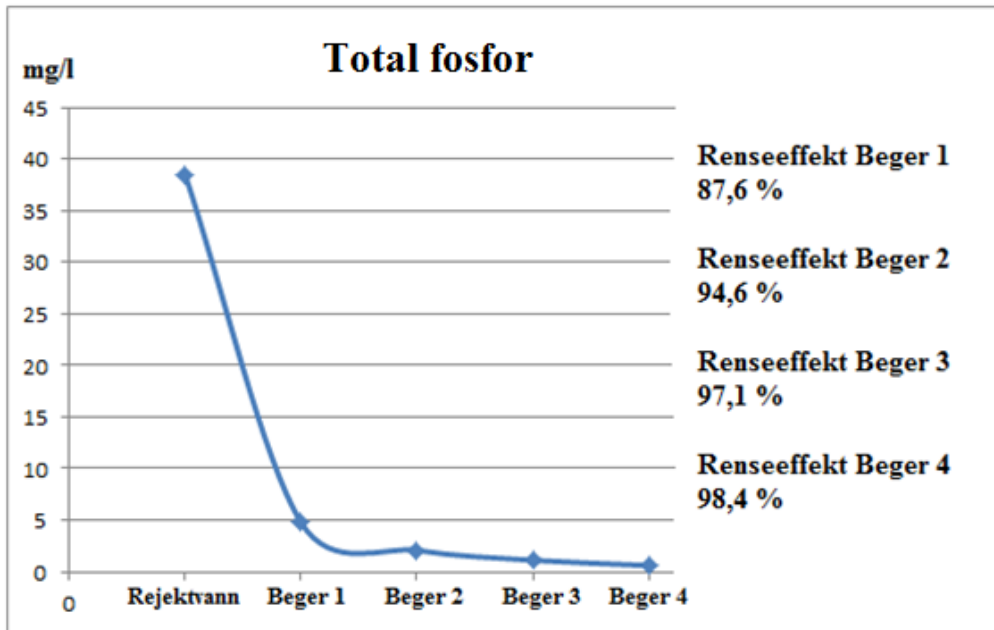
Forsøk nr 1 med kalk og magnesium klorid utført 19.11.13

I hvert beger ble det tilsatt 600 ml rejevtvann. Titrering med kalkslurry var gjort på forhånd slik at vi visste mengde kalk som måtte til for å komme opp til pH 11,4. Det ble tilsatt 150 ml kalkslurry i hvert beger og økende mengde magnesium i rejevtvann. All væsken i begrene ble omrørt i jartest og analysene ble tatt 2 timer senere. Kalkslurrien har en styrke på 5,0 % som hydratkalk altså 50 g $Ca(OH)_2$.

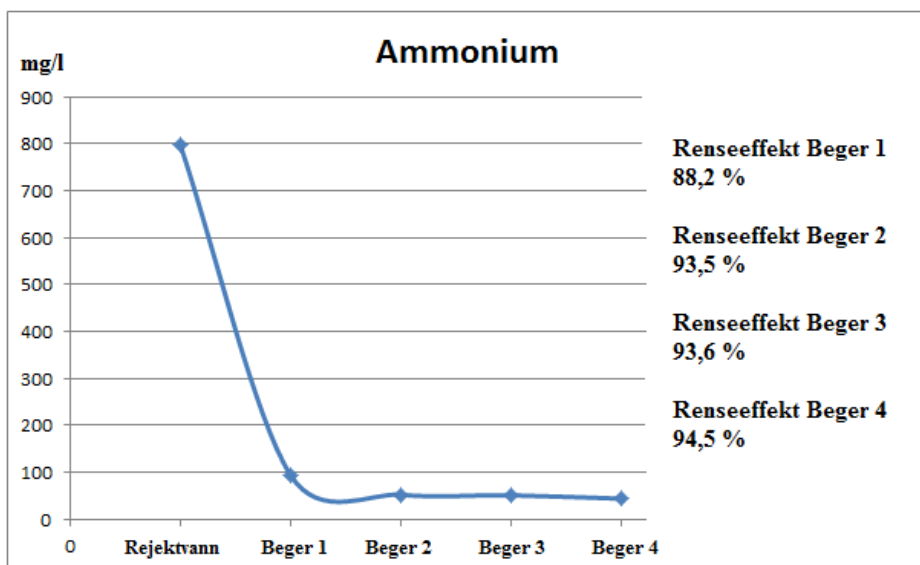
Tabell 16. Renseresultater i alle 4 begrene med kalk og magnesiumdosering ved pH 11,4

	Kalk ml	Magnesiumklorid ml	pH	Alkalitet mmol/l	Total P mg/l	Orto P mg/l	Ammonium mg/l
Rejekt			7,7	62,3	38,5	29,9	798
Beger 1	150	50	11,4	51,8	4,78	2,39	93,9
Beger 2	150	100	11,4	43,9	2,09	0,89	52
Beger 3	150	200	11,4	40,6	1,13	0,15	50,8
Beger 4	150	300	11,4	51,9	0,61	0,08	43,6

Resultatene for fjerning av total fosfor viser her meget gode resultater. Men det skjer allerede ved laveste dosering av magnesium. Det kan tenkes at det meget gode rensresultatet for fosfor er like mye et resultat av den høyeste pH verdien i forsøkene til nå nemlig 11,4 og i mindre grad av øket magnesium dosering. Dette kunne vært avklart ved et ennå bedre analyseprogram. (Vråle 2013 Personlig meddelelse).



Figur 23. Renseeffekt total fosfor

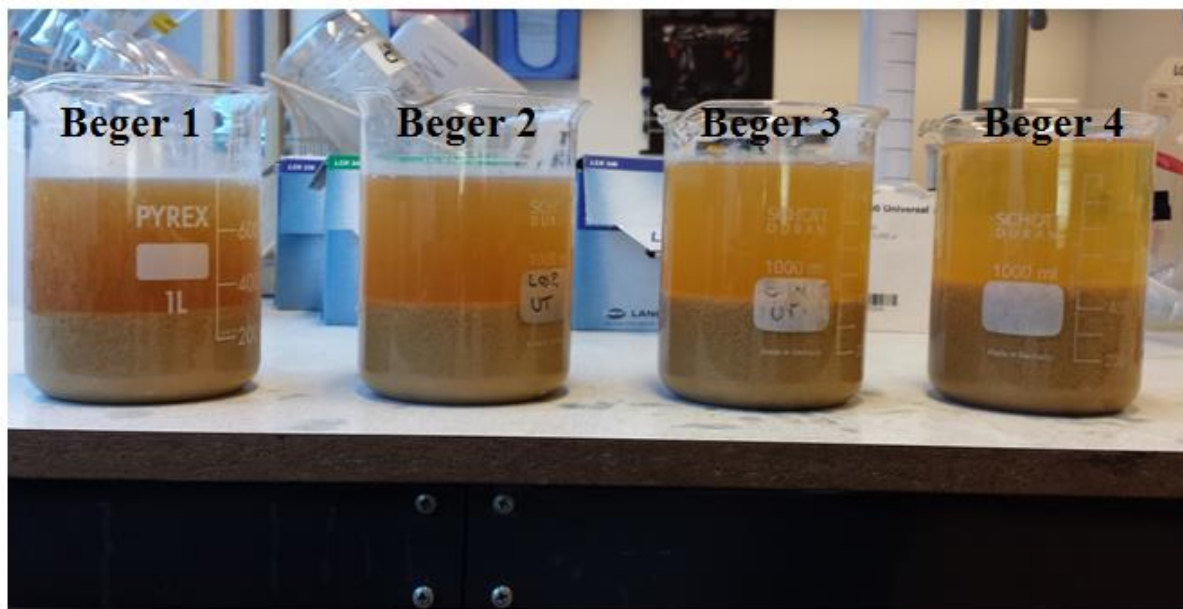


Figur 24.

Renseeffekt Ammonium

Ammonium innholdet i rensset vann blir også svært bra, men her er det igjen spørsmål om ammoniumanalysen er representativ.

Bilde i figuren 25 viser at det her spesielt i beger 4 til høyre med høyest magnesium dosering begynner å se klar ut. Det er typisk for virkningen av utfelt magnesium hydroksid, men bedre optimalisert omrøring eventuelt også polymerdosering kan bedre supernatantens vannkvalitet ytterligere.



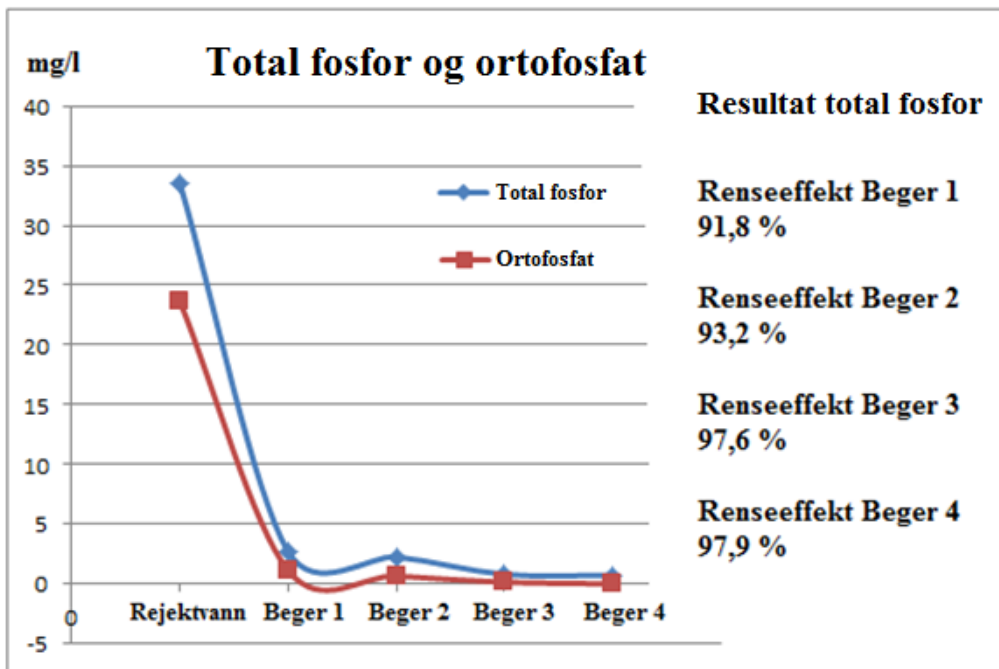
Figur 25. Viser resultat etter felling med kalk og magnesiumklorid

Forsøk nr. 2 med kalk og magnesium klorid 27.11.13

Dette forsøket ble utført 27.11.13 og er helt identisk med forsøk nr 1 som ble utført 19.11.13. Her har vi tatt med Tot N og KOF i rejektivann som vi ikke fikk med forrige gang. Tot N i rejektivann ble tatt på en akkreditert laboratorum.

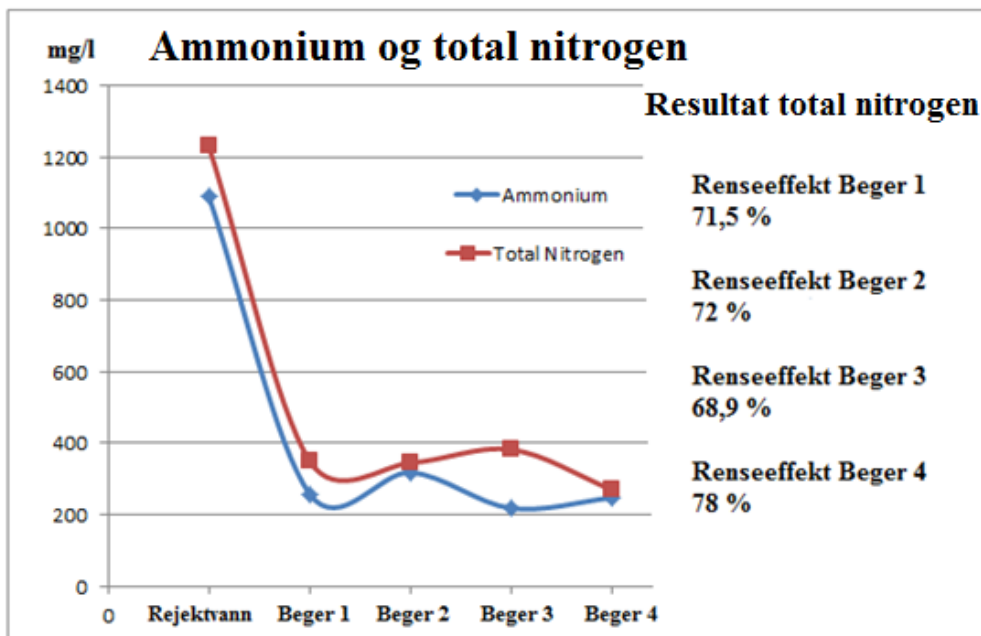
Tabell 17. Renseresultater i alle 4 begrene med kalk og magnesiumdosering ved pH 11,2

	Kalk ml	Magnesiumklorid ml	pH	Alkalitet mmol/l	Total P mg/l	Ortho P mg/l	Ammonium mg/l	KOF mg/l	Total N mg/l
Rejekt			7,6	34,6	33,6	23,7	1090	7290	1230
Beger 1	150	50	11,2	55,7	2,74	1,16	258	1360	350
Beger 2	150	100	11,2	68	2,27	0,68	318	1410	345
Beger 3	150	200	11,2	46	0,82	0,15	218	882	382
Beger 4	150	300	11,2	52,7	0,72	0,02	247	902	270



Figur 26. Renseeffekt total fosfor og ortofosfat

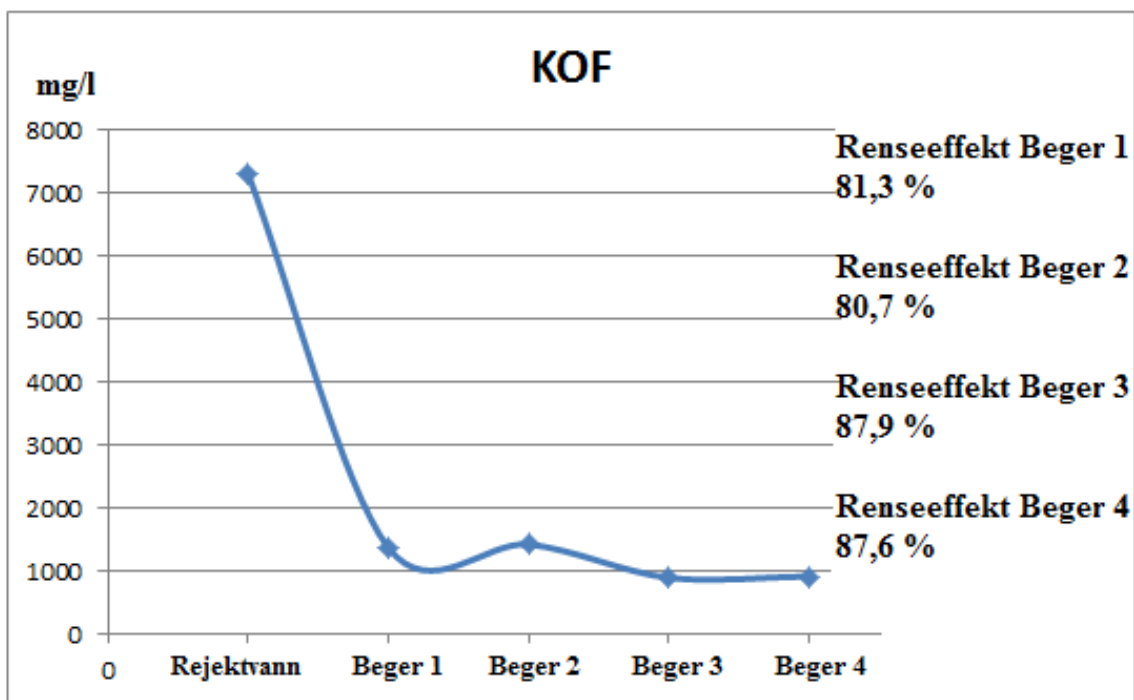
Dette forsøket viser meget interessante resultater. Renseresultatet for total fosfor viser meget bra resultater allerede i beger 1 med minst magnesium dosering og en renseeffekt i rejeckt vannet på 91,8 % dette er økende til 97,9 % ved en stor magnesium dose, men det er nesten viktig og spørre om det er økonomisk optimalt. Ortofosfat resultatene viser også at reduksjonen av løst fosfor er ekstrem og kanskje unødvendig bra.



Figur 27. Renseeffekt Ammonium og total nitrogen.

For Nitrogen rensing er resultatene også uhyre viktige og bra. Total nitrogen analysen av rejektivann er tatt av ekstern laboratoriet mens total analysene i alle 4 begerne er analysert på Nordre Follo rensesanlegg. Total nitrogenanalysene og ammonium analysene følger hverandre meget bra og siden Tot-N er tatt på akkreditert laboratorium må det forutsettes at at begge analysene er riktige.

Det oppnås altså en renseseffekt på Tot-N på 71,5 % allerede i beger 1. Det kan jo tyde på at magnesium doseringen i rejektivannet ikke er avgjørende og at høy pH felling ved 11,2 er vel så viktig. Det kan bli viktig fremover å undersøke hvilke andre koagulant metaller som foreligger i utrånnet slam ved NFRA.



Figur 28. Renseeffekt KOF

Også KOF analysene er oppsiktsvekkende ved dette forsøket. Allerede i beger 1 oppnås en renseseffekt på 81,3 % for KOF. Dette varierer litt i de videre begerne, men er høyest i beger 3 med KOF analyse på 89,9. Dette skiller seg sterkt ut fra forsøkene i Tabell 14 som jo fikk dårligere resultater når sjøvannsdosen sannsynligvis økte på grunn av kloridinterferensen.

I forsøkene ovenfor med økende magnesium klorid ses ingen slik forverring siden her blir klorid tilsetningen vesentlig mindre.

Figur nr 29 viser de fire jartest begrene fra siste forsøk med høy pH på 11,2 ved kalkfelling og økende dosering magnesiumklorid. Som det ses utfelles store mengder sannsynligvis med kalsiumkarbonat, magnesium hydroksid, organisk stoff, noe kalsiumfosfat eller apatitt og noe struvitt. Dette må undersøkes nærmere. (Vråle 2013 personlig meddelelse).



Figur 29. Kjemisk felling med magnesium klorid

Renseresultater med magnesiumklorid er formidabel. Renseeffekten med begge forsøk viser reduksjon av total fosfor opptil 98 %. Renseeffekt på ammonium i forsøk 1 er tvilsom siden mesteparten av ammonium finnes som ammoniakk ved pH 11,4. I forsøk ble rejektivann sendt til ekstern laboratorium for Tot-N analysen og derfor har vi også fått med rensesultater på total nitrogen i forsøk 2. Felling med magnesium klorid ved pH 11,2 i forsøk 2 viser renseseffekt opptil 78 % for Tot-N. I forsøk 1 var det ikke tid nok til å analysere KOF, men forsøk 2 viser en KOF reduksjon på opptil 87 %. Det er ingen tvil om at magnesium klorid ved pH over 11 har god renseseffekt. Det er ikke noe forskjell på Magnesiumklorid som fellingskjemikalie og sjøvann. Problemet er bare at sjøvann inneholder mye mere klorid ioner relativt sett som ødelegger KOF analysen på grunn av interferens. Dette gjelder særlig for eksterne akkrediterte laboratorier.

5.5 Kjemisk felling av blanding innløpsvann og rejektivann med Polyaluminiumkloridhydroksid (PAX-18)

Bakgrunnen for å analysere upåvirket innløpsvann blandet med noen mengder rejektivann er å undersøke muligheter for reduksjon av KOF og nitrogen innhold i forsedimenteringsbassenget. Det er i forsedimenteringsbassengets innløp rejektivannet tilsettes i dag og hvor det blir blandet med innløpsvannet. Alle målinger og analyser utført på innløpsvannet er som døgnblandprøver og gir et mer representativt grunnlag for undersøkelser hvor innløpsvannets store variasjoner fra time til time er utjevnet.

Mesteparten av kostnadene til rensetrinnet for biologisk nitrogenfjerning som følger etter forsedimenteringsbassenget skyldes det store behovet luftmengde som medgår til blåsemaskinene. Også innkjøpet av ekstern karbonkilde i form av metanol er en stor utgiftspost. Det biologiske nitrogenfjerningstrinnet er basert på prosessene nitrifikasjon og denitrifikasjon og som må dimensjoneres både på basis av innkommende kg organisk stoff/døgn enten målt som BOF_5 eller KOF. I tillegg vil bidraget av kg ammonium eller Tot-N pr. døgn være direkte koblet til utgiftene. Muligens vil også tomgangskjøring av blåsemaskinene bety en begrensning i hva som kan spares, men anlegget har så vidt det er forstått to hydrauliske linjer så ved store besparelser i belastningen av organisk stoff og ammonium kan man kanskje klare å kjøre bare en linje i perioder.

Hensikten med denne undersøkelsen er å sjekke muligheten for om organisk stoff målt som KOF og nitrogen kan reduseres i forsedimenteringsbassenget slik at belastning på biologisk nitrogenfjerningstrinn blir redusert og dermed kostnader bespart.

5.5.1 Analyser av døgnblandprøver fra innløpsvannet og utløpsvannet fra forsedimenteringsbasseng.

NFRA tar døgnblandprøver av innløpsvannet og analyserer dem for total fosfor og total nitrogen hver dag. I forbindelse med min studie ble det montert en ekstra døgnblandprøvetaker etter forsedimenteringsbasseng, men før opp-pumping til biologisk trinn, slik at det ville være mulig å studere hva som skjedde i forsedimenteringsbassenget der rejektivann ble sluppet på nattes tid. I utløpsvannet fra forsedimenteringsbassenget inngår både innløpsvann og rejektivann og dekantvann.

Tabell 18. Døgnblandprøver tatt 19.11.2013

	pH	Alkalitet mmol/l	Total P mg/l	Orto P mg/l	Ammonium mg/l	KOF mg/l
Innløpsvannet	6,7	11,6	4,74	2,93	43	339
Etter forsedimenteringsbasseng	6,6	37,6	2,34	1,93	36,6	450
Renseeffekter %		-224	50,5	34,1	14,8	32,7

Tabell 19. Døgnblandprøve tatt 27.11.2013

	pH	Alkalitet	Total Fosfor	Ortho fosfor	Ammonium	KOF
Innløpsvannet	7,6	10,1	5,22	2,57	33,5	481
Etter forsedimenteringsbasseng	6,6	12,2	2,9	1,66	36,1	470
Renseeffekt %		-20,7	44,4	34,2	7,2	2,28

Tabell 20. Stikkprøve og døgnblandprøve tatt 28.11.2013

	pH	Alkalitet	Total Fosfor	Ortho fosfor	Ammonium	KOF
Innløpsvannet	6,6	17,1	5,84	3,16	65,9	350
Etter forsedimenteringsbasseng	6,9	17,9	4,5	3,87	53,3	369

Her er innløpsprøve tatt som stikkprøve da personalet på renseanlegget kastet døgnblandprøve grunnet misforståelse. Prøve etter forsedimenteringsbasseng er derimot døgnblandprøve. Her blir renseseffekten mer tvilsome da prøvene er tatt på ulike tidspunkter.

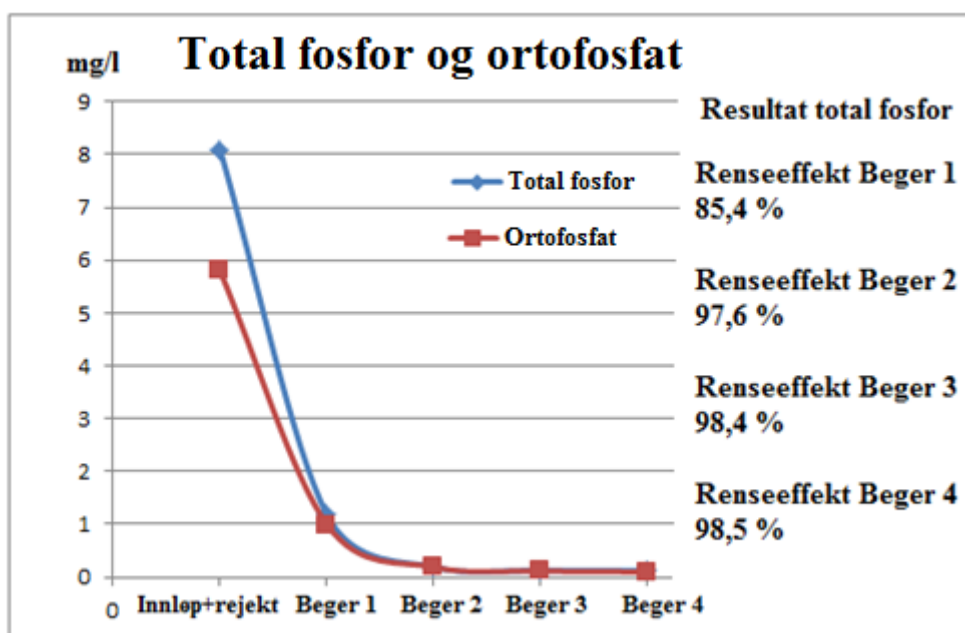
5.5.2 Forsøk 1 med kjemisk felling med PAX-18 (27.11.2013) og økende koagulant dosering

I hvert av de 4 begerne ble det tilsatt 800 ml døgnblandprøve (fra 27.11.13) innløpsvann og 16 ml rejektivann fra sentrifugert utrånnet slam. pH i innløpsvannet økte fra 6,7 til 6,85 etter rejektivann blanding. Konsentrasjonen av ufortynnet PAX-18 var høy og ble derfor fortynnet med 5ml Pax-18 og 5ml vann(fortynning 1:2). Økende mengde kjemikalie ble dosert i hvert

beger og pH ble avlest. Vannet i begerne ble omrørt i jartest og analysene ble tatt 2 timer senere.

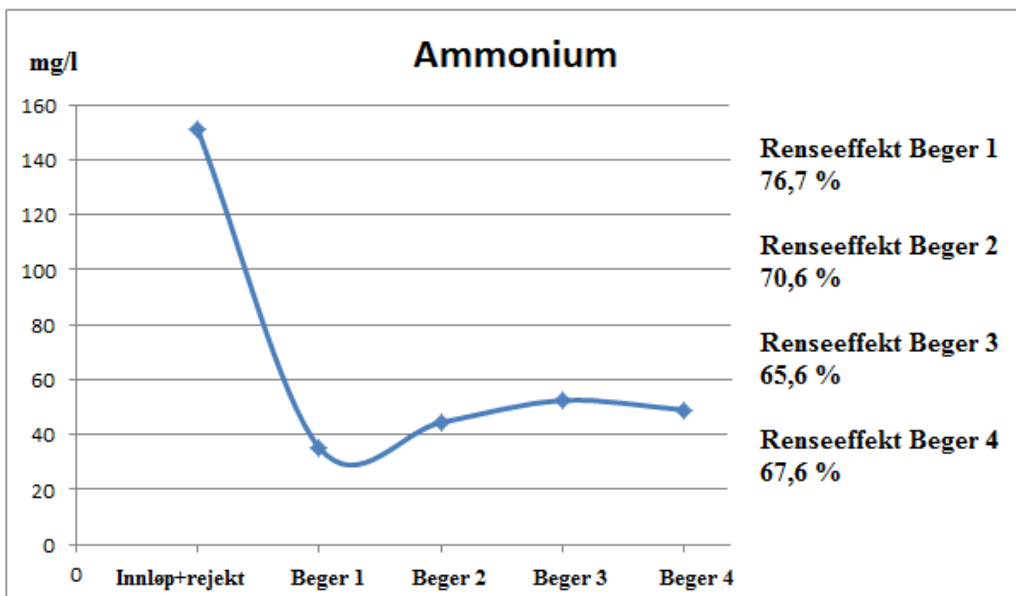
Tabell 21. Økende koagulentdosering med konstant rejektivannsmengde.

	Start pH	pH etter koagulent dosering	Rejektivannsmengde ml	Koagulantdose (ml) Fortynnetvare 1:2	Tot P mg/l	Orto P mg/l	Ammonium mg/l	Alkalitet mmol/l	KOF mg/l
Innløp+rejekt	6,85				8,1	5,8	151,1	24,5	539
Beger 1	6,85	6,1	16	0,2	1,18	0,996	35,2	9,17	252
Beger 2	6,85	5,7	16	0,5	0,194	0,188	44,4	10,3	220
Beger 3	6,85	5,5	16	0,8	0,127	0,116	52,4	11,8	210
Beger 4	6,85	4,7	16	1,1	0,121	0,101	49	11,3	183



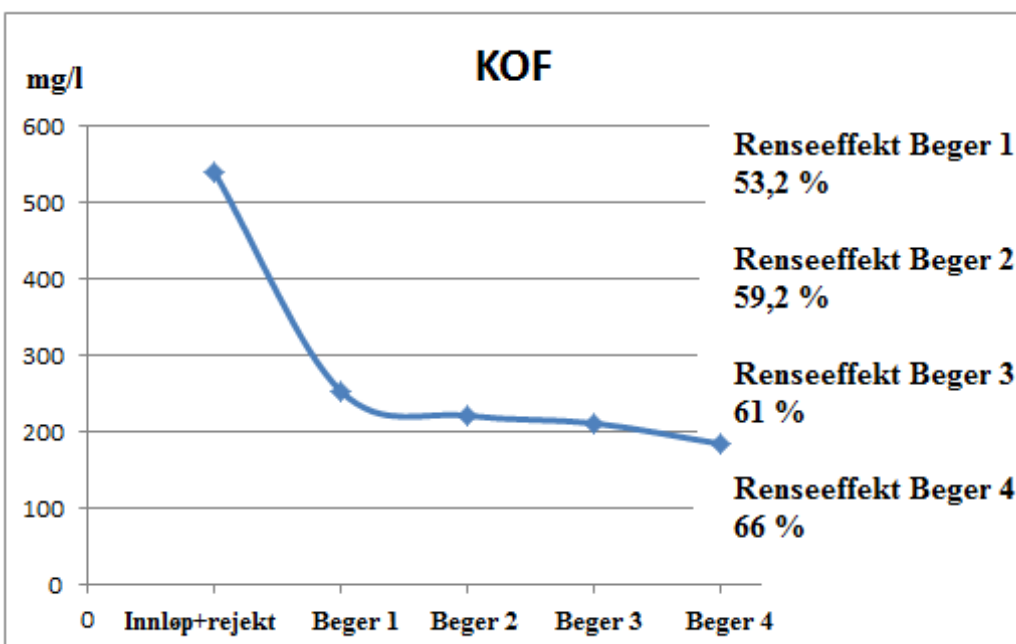
Figur 30. Renseeffekt total fosfor og ortofosfat.

Resultatene viser meget gode renseseffekter med hensyn på Tot-P og Orto-P. Resultatene tyder på at doseringen er i høyeste laget for eksempel med pH 4,7.



Figur 31. Renseeffekt Ammonium

Ammonium resultatene er svært overraskende. Det bør undersøkes om ammoniumanalysen er representativ. Allerede i beger 1 er renseeffekten 77 % og så blir den dårligere. Årsaken til dette er ukjent og bør testes ut videre.



Figur 32. Renseeffekt KOF

KOF renseeffekten er også overraskende god med fra 53 % reduksjon i beger 1 til 66 % reduksjon i beger 4. Hvis disse resultatene er riktige vil de gi store besparelser i en fullskala forfelling.

5.5.3 Forsøk 2 med Kjemisk felling med PAX-18 (27.11.2013) og økende rejektivannsdosering.

Dette forsøket er tilnærmet lik forrige utført på samme døgnblandprøve, men her er rejektivmengder økende mens koagulent dose er konstant. Målet er å finne ut om økende rejektivmengder vil påvirke kjemikalieforbruken eller bli det samme. Start pH er forskjellig siden det er forskjellig mengde rejektiv i hvert beger.

I hvert beger ble det tilsatt 800 ml døgnblandprøve innløpsvann og økende mengde rejektivann. pH i innløpsvann er 6,7 og endrer seg når rejektivann tilsettes. Konsentrasjonen av PAX-18 var høy og ble derfor fortynnet med 5ml Pax-18 og 5ml vann. En koagulant dose på 0,8 ml PAX- ble tilsatt i hvert beger og pH avlest. Dette tilsvarer den dosen som var i beger 3 i forrige test. All væsken i begrene ble omrørt i jartest og analysene ble tatt 2 timer senere.

Tabell 22. Økende mengde rejektivann med konstant koagulentdosering.

	Start pH	pH etter koagulent dose	Rejektivmengde ml	Koagulantdose ml Fortynnet 1:2	Tot P mg/l	Orto P mg/l	Ammonium mg/l	Alkalitet mmol/l	KO F mg/l
Beger 1	7,8	6,6	8	0,8	0,101	0,75	40,1	8,30	72,2
Beger 2	7,9	6,66	16	0,80	0,125	0,113	50,5	24,6	208
Beger 3	7,9	6,88	32	0,80	2,3	1,6	60,3	26,1	217
Beger 4	7,96	6,8	40	0,80	3,3	2,5	66,9	29,0	195

Resultatene merket gult har samme dosering som i foregående test og viser nærmest identiske resultater. Resultatene er også her meget bra, men blir markert dårligere når rejektivannsdoseringen øker og spesielt for fosfor reduksjonen. Her er det ikke tatt analyser av blanding innløpsvann og rejektivann for å sammenligne renseeffekten da rejektivmengden er forskjellig og det hadde da tatt veldig mye tid og bruk av mange kyvetter.

5.5.4 Forsøk 3 med kjemisk felling med PAX-18 (28.11.13) kombinert med kalkdosering ved pH økning til ca 9.0.

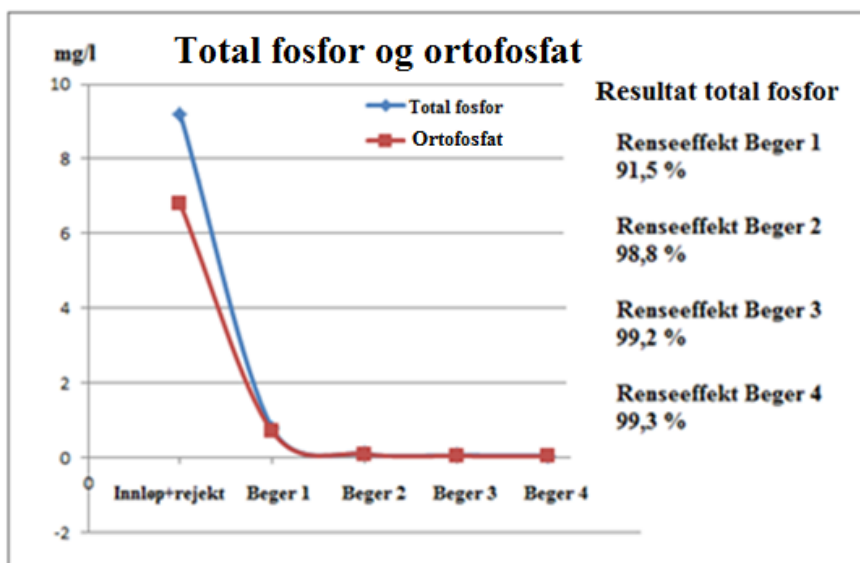
Dette forsøket er lik forsøk 1 med den forskjell i at det ble tilsatt kalkslurry i innløpsvann+rejektivannet etter koagulentdosering. pH i alle 4 begrene ble forskjellig grunnet

økende mengde koagulent, derfor ble det tilført økende mengde kalkslurry for å få pH 9,0 i alle begerne. Hensikten er å se om pH endring vi gi utslag på renseeffekten.

I hvert beger ble det tilsatt 800 ml fra stikkprøve innløpsvann og 16 ml rejektivann. pH i innløpsvannet økte fra 7,6 til 8,2 etter rejektivann blanding. Konsentrasjonen av ufortynnet PAX-18 var høy og ble derfor fortynnet med 5ml Pax-18 og 5ml vann. Økende mengde kjemikalie både kalkslurry og PAX-18 ble dosert i hvert beger og pH ble avlest. pH ble ulik i alle begerne grunnet ulik koagulentmengde og derfor ble økende mengde kalkslurry tilsatt for å få pH 9 i alle 4 begerne. All væsken i begerne ble omrørt i jartest og analysene ble tatt 2 timer senere.

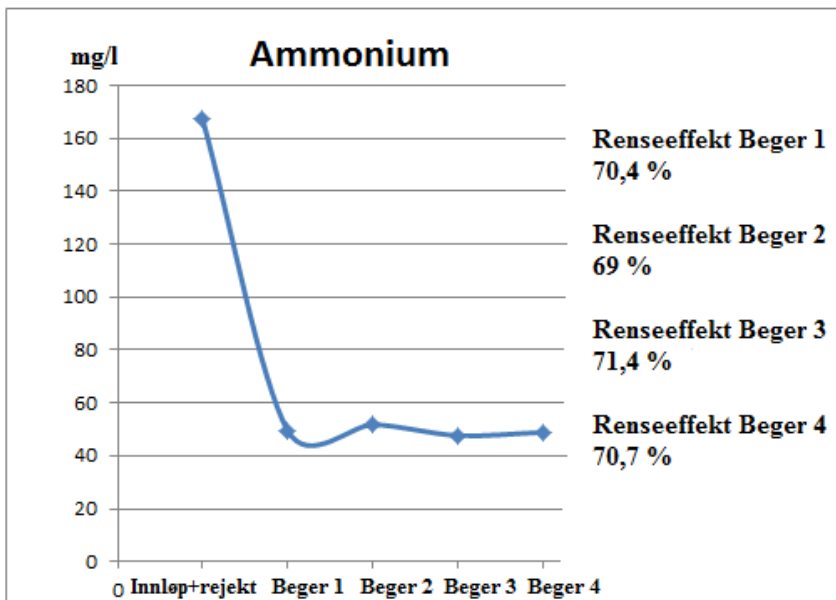
Tabell 23.

	Start pH	pH etter koagulent dose	Rejektivmengde ml	Kalk ml	Koagulantdose	Tot P mg P/l	Ortho fosfor	Ammonium mg N/l	Alkalitet mek/l	Kof
Innløp+rejekt	8,2					9,2	6,8	167	26,5	546
Beger 1	8,2	7,26	16	2	0,2	0,785	0,699	49,5	5,46	155
Beger 2	8,2	6,94	16	3	0,5	0,107	0,1	51,8	4,93	118
Beger 3	8,2	6,2	16	5	0,8	0,068	0,049	47,7	4,4	109
Beger 4	8,2	5,7	16	5,5	1,1	0,064	0,04	48,9	3,97	104



Figur 32. Renseeffekt total fosfor og ortofosfat.

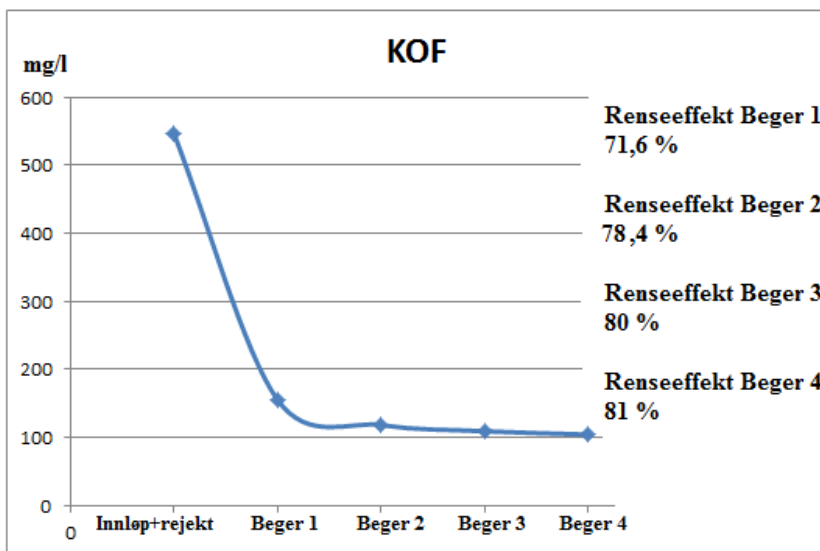
Dette forsøket viser at total fosfor reduksjon er høyere ved pH 9 enn ved forsøk 1 figur 30. Da bakteriene har behov for liten mengde ortofosfat i biologisk trinn kan det spørres om det er lønnsomt å fjerne så mye ortofosfatet deretter å tilsette den igjen i biologisk rensetrinn. Muligens det må brukes mindre mengde koagulentdose.



Figur 33.

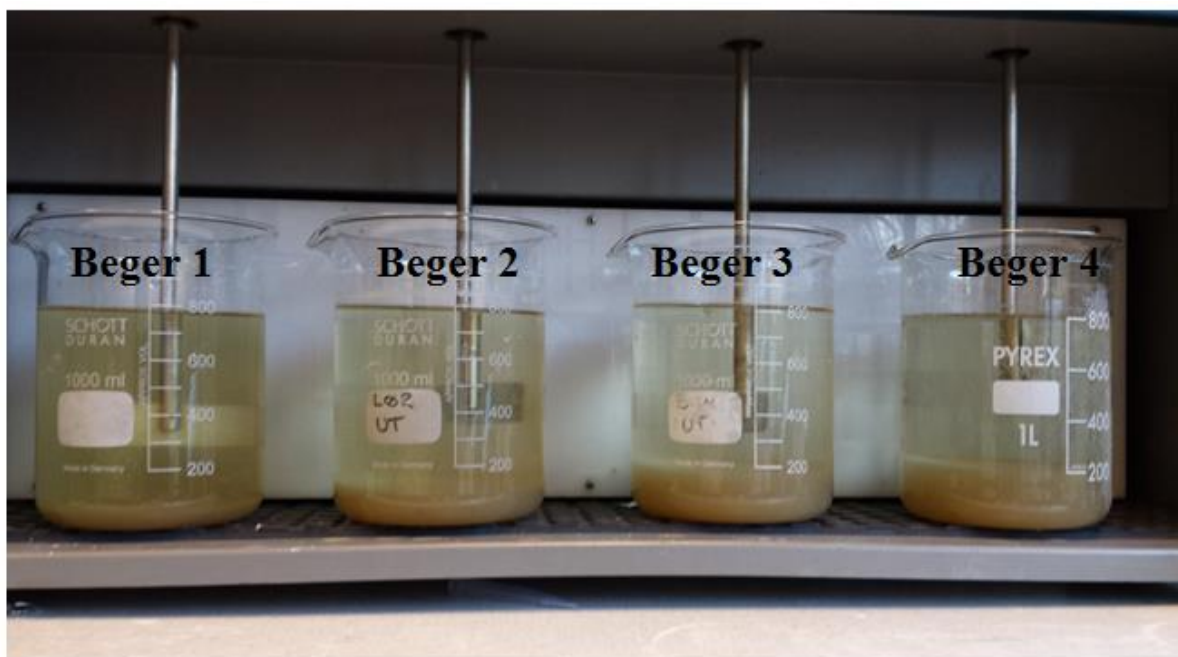
Renseeffekt Ammonium

Dette forsøket viser at ammonium reduksjon er høyere ved pH 9 enn ved forsøk 1 figur 31.



Figur 34. Renseeffekt KOF

Dette forsøket viser at KOF reduksjon er høyere ved pH 9 enn ved forsøk 1 figur 32.



Figur 35. Felling med PAX-18

Kapittel 6

Konklusjon

Ut fra arbeidet som er gjort i forbindelse med denne oppgaven kan det konkluderes med:

- KOF i rejektvann på Nordre Follo rensesanlegg er mye høyere en det som er oppgitt i litteraturen med gjennomsnitt på 6111 mg/l.
- Total nitrogen (N) analysen på rejektvannet lar seg ikke måle med Hach-Lange kyvettene grunnet den høye konsentrasjonen. Rejektvannet måtte sendes til ekstern laboratoriet for å få resultat.
- Den høye konsentrasjon av Nitrogen i rejektvannet fra utrånnet slam kan være årsaken til at de NFRA ikke klarer å oppfylle nitrogenkravet gitt i utslippstillatelsen.
- Kombinasjon av blanding kalk og magnesiumklorid/sjøvann gir en bra renseeffekt på rejektvannet fra utrånnet slam med høyverdig gjødsel som sluttprodukt. Struvitt felling gir god reduksjon av fosfor, nitrogen og organisk stoff.
- Ved forfelling i forsedimenteringsbassenget kan innhold av organisk stoff og nitrogen reduseres og dermed belastning på nitrogenfjerningsrinn.
- Ved reduksjon av organisk materialet i forsedimenteringsbassenget blir luftbehovet mindre og NFRA kan kutte ut den ene luftblåseren til biologisk nitrogenfjerningsanlegg.

Kapittel 7

Referanser

Fettig J. og Ødegaard H. (1988), Fjerning av nitrogen i kommunale renseanlegg ved hjelp av fysisk/ kjemiske metoder. Rapport. Norsk hydroteknisk laboratorium. ISBN 82-595-5476-3

Ødegaard H. (1992), Fjerning av næringsstoffer ved rensing av avløpsvann. Tapir forlag. ISBN-13: 97-8825-1911-092

Battistoni, P., De Angelis, A., Pavan, P., Prisciandaro, M. & Cecchi, F., 2001. Phosphorus removal from a real anaerobic supernatant by struvite crystallization. *Water Research*, 35 (9), pp. 2167-2178.

Jaffer, Y., Clark, T.A., Pearce, P. & Parsons S.A., 2002. Potential phosphorus recovery by struvite formation. *Water Research*, 36, pp. 1834-1842.

Kumashiro, K., Ishiwatari, H. & Nawamura, Y., 1998. A pilot plant study on using seawater as a magnesium source for struvite precipitation. [Online]

Adnan, A., D.S. Mavinic, and F.A. Koch. (2003). Pilot-scale study of phosphorus recovery through struvite crystallization – examining the process feasibility. *Journal of Environmental Engineering Science* 2:315-324.

Emiroglu, B. (2008), Treatment of reject water. Masteroppgave. Graduate School of Natural and Applied Sciences. Dokuz Eylül University.

Francis Narteh Ocansey (2005), New trends in treatment of rejectwater from dewatering of sludge. Masteroppgave. Lunds Tekniska Högskola, Avdelningen för Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik.

Froncois Tissot (2009), Avdelningen för Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik. Masteroppgave. Luleå University of Technology

Biological sludge liquor treatment at municipal wastewater treatment plants – a review (2010), by D. J. I. Gustavsson, VA SYD







Use of Desalinated Reject Water as a Source of Magnesium for Phosphorus Recovery. (Kazi P. Fattah, Sina Shabani, and Aqeel Ahmed, 2013)

pH controlled reject water treatment (B. Wett, R. Rostekk, W Rauch and K Ingerle, 1998)

Internett lenker

nfra.no

Utstyr brukt i forsøkene.

Utstyr	Bilde
Vekt	
Pipetter	
pH måler	
Spektrofotometer	
Jartester	
Hach-Lange kyvetter	
For oppvarming av kyvetteprøver	