

Effekter av avvannet rejektivann og sjøvannstilsetning  
på rensegrader ved renseanlegg i Kristiansand

Treatment efficiency affected by dewatered return-  
streams and seawater addition in Kristiansand

Ola Skår Dahl

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITTENSKAP  
Institutt for matematiske realfag og teknologi  
Masteroppgave 30 sip. 2013



## Forord

Denne hovedoppgaven er sluttproduktet av min mastergrad innen Vann- og Miljøteknikk ved institutt for Matematiske Realfag og Teknologi ved UMB som avsluttes desember 2013.

Oppgaven er skrevet i samarbeid med Kristiansand kommune og en stor takk rettes til Torleif Jacobsen og Magne Lorentzen som lot meg overta laboratoriet ved Bredalsholmen og supplerte nødvendig utstyr til å gjennomføre de nærmere 800 analysene som ble utført. En like stor takk rettes til driftsoperatører Oddvar Vårdal, Torleiv Sædberg og Loc Tan Nguyen som tok meg imot med åpne armer og var til stor hjelp med så vel praktiske som faglige problemer.

Veileder førsteamanuensis Lasse Vråle fortjener en stor takk for all bistand han har ytt med å overkomme de mange faglige barrierer jeg har støtt på, både i forkant av og ikke minst gjennom denne perioden. Uten han hadde denne oppgaven aldri vært en realitet.

Mine medstudenter på fløy 5 fortjener en takk for alle kaffipauser og nødvendige avbrekk i en ellers så ensporet hverdag.

Sist men ikke minst rettes den største takken til min kjæreste Anna for at du i det hele tatt ble med til Ås når jeg foreslo å begynne på skole igjen.

Ola Dahl  
Ås, 13.12.2013

## Innholdsfortegnelse

<b>Figuroversikt.....</b>	<b>4</b>
<b>Tabelloversikt.....</b>	<b>5</b>
<b>1. Sammendrag.....</b>	<b>6</b>
Abstract.....	7
<b>2. Innledning .....</b>	<b>8</b>
<b>3. Anleggsbeskrivelser.....</b>	<b>10</b>
<b>3.1 Odderøya renseanlegg .....</b>	<b>10</b>
Prosesstrinn: .....	11
<b>3.2 Bredalsholmen renseanlegg .....</b>	<b>14</b>
Prosesstrinn: .....	14
<b>4. Metode/teori .....</b>	<b>17</b>
4.1 Ordforklaringer.....	17
4.2 Koagulering, flokkulering og separering ved kjemisk rensing.....	17
4.3 Gjeldende lover .....	20
4.4 Biogassprosess.....	21
4.5 Virkning av organisk stoff i resipienten. ....	23
4.6 Kloridinterferens .....	25
4.7 Laboratoriarbeid .....	26
4.7.1 Innsamling av prøver og produksjon av jartester. ....	27
4.7.2 Metoder for analyser.....	28
<b>5 Resultater .....</b>	<b>30</b>
5.1 Innledende bemerkninger.....	30
5.2 Kontrollanalysene ved Odderøya og Bredalsholmen renseanlegg 2012 .....	32
5.3 Mengder og konsentrasjoner innløp Odderøya og Bredalsholmen renseanlegg .....	33
5.4 Variasjoner i innløp- og rejektivannskonsentrasjoner benyttet i jartester. ....	34
5.5 Påvirkning av sentrifugenes rejektivann i returstrømmene på renseresultatene ....	37
5.5.1 Analyseresultater jartest 1, 2, 3, 4, 5, 6 og 12 .....	37
5.6 JKL-doseringens påvirkning .....	49
5.6.1 Vurdering av koagulantdose og fellingspH område.....	49
5.6.2 Analyseresultater jartest 7, 8 og 9 for å avklare koagulantdose og pH i fellingsprosessen.....	49
5.7 Hurtiginnblandingens påvirkning.....	55
5.7.1 Undersøkelse av hurtiginnblandingens innvirkning i jartest 14 og 15 .....	55
5.8 Sjøvannets påvirkning på renseeffekter og utslippskonsentrasjoner. ....	59
5.8.1 Bakgrunn for sjøvannsforskene.....	59
5.8.2 Analyseresultater jartest 10 og 11 .....	60
5.8.3 Analyseresultater jartest 13 .....	63
5.9 Sjøvannets mulige påvirkning på partikkelseperasjonen i sedimenteringsbassengene.....	67
<b>6. Diskusjon av resultatene.....</b>	<b>69</b>
6.1 Rejektivannets påvirkning.....	69
6.2 JKL-doseringens påvirkning .....	73
6.3 Hurtiginnblandingens påvirkning .....	74
6.4 Sjøvannets påvirkning på kjemisk felling.....	75
6.5 Sjøvannets påvirkning på KOF analyser .....	76
6.6 Sjøvannets påvirkning på sedimenteringsbassengene .....	78

<b>7. Konklusjon</b> .....	<b>79</b>
<b>8. Referanser:</b> .....	<b>81</b>

## Figuroversikt

Figur 1: Flytskjema Odderøya Renseanlegg (illustrasjon: Kristiansand kommune) .....	11
Figur 2: Flytskjema Bredalsholmen Renseanlegg (illustrasjon: Kristiansand kommune) .....	14
Figur 3: Fordeling av næringsstoffer i avløpsvann. Illustrasjon: Petter Jensen, forelesning THT280.....	17
Figur 4: Restkonsentrasjoner av Tot-P og Orto-P ved felling med hhv. aluminium og jernklorid (Ødegaard et al.).....	18
Figur 5: Laboratorium ved Bredalsholmen renseanlegg .....	26
Figur 6: Vannprøvetaker og vannprøve.....	27
Figur 7: Kolber og reagenser benyttet .....	28
Figur 8: Illustrasjon tilsetningspunkt rejektivann og sjøvann ved Bredalsholmen.....	31
Figur 9: Innløpskonsentrasjoner i innløpsvannet fra døgnblandprøver fra Odderøya og Bredalsholmen som ble benyttet i jartestene.....	34
Figur 10: Rejektivannkonsentrasjoner i stikkprøver fra Odderøya og Bredalsholmen som ble benyttet i jartester.....	35
Figur 11: Gjennomsnittlig renseeffekt ved Bredalsholmen for alle 3 jartestene ved økende rejektivannstilsetning. ....	45
Figur 12: Gjennomsnittlig renseeffekt for 3 jartester ved Odderøya ved økende rejektivannstilsetning .....	46
Figur 13: Gjennomsnittlige utslippskonsentrasjoner fosfor. ....	47
Figur 14: Gjennomsnittlige utslippskonsentrasjoner KOF.....	48
Figur 15: Renseeffekt ved økende JKL-dosering Odderøya, jartest 8 .....	51
Figur 16: Renseeffekt økende JKL-dosering Bredalsholmen, jartest 9.....	53
Figur 17: Renseeffekt ved økende hurtiginnblanding jartest 14 ved Odderøya.....	57
Figur 18: Renseeffekt ved økende hurtiginnblanding jartest 15 ved Bredalsholmen.....	58
Figur 19: Renseeffekt økende sjøvannstilsetning jartest 10 .....	61
Figur 20: renseeffekt økende sjøvannstilsetning jartest 11 .....	62
Figur 21: Konduktivitet ved økende sjøvannstilsetning. ....	63
Figur 22: Utslippskonsentrasjoner for KOF jartest 13.....	65
Figur 23: Rensegrader KOF ved økt sjøvann i jartest 13 tatt ved Odderøya, men uten tilsats av rejektivann .....	66
Figur 24: Konduktivitet som funksjon av dyp i sedimenteringsbasseng.....	67
Figur 25: Utslippskonsentrasjoner mot pH.....	72

## Tabelloversikt

Tabell 1: Rensegrader definert i forurensningsforskriften.....	20
Tabell 2: Prosesstrinn anaerob nedbrytning (Morken 2013).....	21
Tabell 3: Omregningsfaktorer for ulike benevninger for alkalitet (Ødegaard et al.).....	29
Tabell 4: Betingelser for jartester utført i undersøkelsen høsten 2013 .....	30
Tabell 5: Analyseresultat mal med benevnelser .....	31
Tabell 6: Analyser av ukeblandprøver ved Odderøya og Bredalsholmen 2012 .....	32
Tabell 7: Månedsrapport oktober 2013 .....	33
Tabell 8: Analyser innløp og rejeckt.....	36
Tabell 9: Analyseresultater jartest 1 for Odderøya renseanlegg utført 3. oktober 2013.	38
Tabell 10: Analyseresultater jartest 2 for Bredalsholmen renseanlegg utført 3. oktober 2013.....	39
Tabell 11: Analyseresultater jartest 3 for Odderøya renseanlegg utført 8. oktober 2013. ....	40
Tabell 12: Analyseresultater jartest 4 for Bredalsholmen renseanlegg utført 8. oktober 2013.....	41
Tabell 13: Analyseresultater jartest 5 for Odderøya renseanlegg utført 9. oktober 2013. ....	42
Tabell 14: Analyseresultater jartest 6 for Bredalsholmen renseanlegg utført 9. oktober 2013.....	43
Tabell 15: Analyseresultater jartest 12 ved Odderøya renseanlegg utført 23. oktober 2013.....	43
Tabell 16: Analyseresultater jartest 7 ved Odderøya renseanlegg 9. oktober 2013.....	50
Tabell 17: Analyseresultater jartest 8 ved Odderøya renseanlegg utført 21. oktober 2013 .....	50
Tabell 18: Analyseresultater jartest 9 ved Bredalsholmen renseanlegg utført 21. oktober 2013.....	52
Tabell 19: Analyseresultater jartest 14 for Odderøya renseanlegg utført 24. oktober 2013.....	55
Tabell 20: Analyseresultater jartest 15 for Bredalsholmen renseanlegg utført 24. oktober 2013.....	56
Tabell 21: Analyseresultater jartest 10 for Odderøya renseanlegg utført 22. oktober 2013.....	60
Tabell 22: Analyseresultater jartest 11 for Bredalsholmen renseanlegg utført 22. oktober 2013.....	61
Tabell 23: Analyseresultater jartest 13 for Odderøya renseanlegg utført 23. oktober 2013.....	64
Tabell 24: Redusert renseeffekt ved å tilsette 5 % rejeckt vann sammenlignet med 0 %, utregnet etter følgende formel: $(1 - (5 \% / 0 \%))$ .....	70

## 1. Sammendrag

Anaerob utråtning av slam ved renseanlegg medfører at man kan produsere energirik biogass som kan benyttes til varmeenergi, elektrisitetsproduksjon eller utvinnes til biodiesel. Dette kan være med å bedre økonomien til renseanleggene. Men anaerob utråtning av slam medfører og at det slammet man i første omgang har brukt tid og ressurser på å felle ut av avløpet løses opp igjen. Dette skaper en ekstrabelastning ved renseanlegget ved at rejektivannet fra fortykningen av det utråtnede slammet er et høykonsentrat av forurensninger som føres tilbake til renseanleggets innløp for å bli rensert på nytt. Ved å studere kontrollerte økninger av rejektivannet i jartester ser denne oppgaven på problematikken rundt denne returstrømmen. Forsøkene er utført av undertegnede i laboratorium ved Bredalsholmen renseanlegg hvor det er benyttet døgnblandprøver og rejektivann fra sentrifuger fra Odderøya og Bredalsholmen. Anleggene er prosessmessig like, men Odderøya har anaerob utråtning, Bredalsholmen har ikke. Det er gjennomført 15 jartester og nærmere 800 ulike analyser for å belyse overnevnte problematikk.

Forsøkene viser at rejektivann etter anaerob utråtning har en alkalitet 5 ganger høyere enn uten anaerob utråtning. Dette medfører at man på tross av økte JKL doseringer sliter med å senke pH til fellingsoptimale verdier. Renseeffekten synker med 2,5 % for fosfor, og 7,3 % for organisk stoff målt som KOF for hver prosent tilsatt rejektivann fra avvannet anaerobt utråtnet slam. Dette er dobbelt så kraftig reduksjon som for ikke-anaerobt utråtnet slam.

I tillegg til konsekvensene rejektivannet bidrar med, er også konsekvensene av å sørge for god hurtiginnblanding, JKL doseringene og å tilsette sjøvann blitt studert.

Jartester med hurtiginnblanding viste en forbedret renseseffekt ved å øke hurtiginnblandingen. Rensegraden økte med inntil 6% for fosfor, og 3 % for organisk stoff målt som KOF bare ved å øke graden av hurtiginnblanding.

Jartester med økende JKL dosering viste at man er avhengig av å felle ved pH under 6 for å klare å nå sekundærrensekravene anleggene er pålagt (tidsbegrenset fritatt dette kravet frem til 01.06.2016). Det ble og påvist at det anaerobt utråtnede slammets rejektivann økte JKL forbruket og at underdosering medfører større reduksjon i rensesgrad enn uten anaerobt utråtnet slams rejektivann.

Jartester med økende sjøvannstilsetning viste at å tilsette sjøvann som hjelpekoagulant øker rensesgraden med 1 % for fosfor og 0,5 % for organisk stoff målt som KOF for hver prosent tilsatt sjøvann.

Det ble imidlertid også avdekket at akkrediterte KOF analyser påvirkes i så stor grad av interferens med kloridinnholdet i sjøvann at å benytte denne som avgjørende analyseparameter for hvorvidt man klarer å overholde renseskravene ikke ansees som forsvarlig for kystnære renseanlegg. Dette er kunnskap som ble fremsatt for 20 år siden, men i 2005 ble sekundærrensekravet innført med krav om rensing målt som KOF og den dag i dag lider renseanlegg under dette.

## Abstract

Anaerobic digestion of sludge at water treatment plants provides the opportunity to produce energy-rich biogas that can be used as thermal energy, electricity production or extraction of biodiesel. This may help to improve the economy of the treatment plants. The digestate has to be separated into its solid and liquid phase; however, the digestion process dissolves the sludge so that more pollutants are returned with the reject water to the inlet of the treatment plant to be re-processed.

The purpose of this paper is studying the effect of the reject-water on the treatment efficiency. Wastewater and reject water has been sampled at both Bredalsholmen treatment plant and Odderøya treatment plant. Both treatment plants use chemical precipitation, however the later also includes anaerobic digestion.

15 jarrest and nearly 800 different analyzes have been performed at Bredalsholmen treatment plant's laboratory in order to elucidate the above issues.

The analyzes show that reject water with anaerobic digestion has an alkalinity five times higher than the reject water that has not undergone anaerobic digestion. This results in higher chemical consumption and problems achieving low enough pH to ensure optimal precipitation. The treatment efficiency decreases by 2,5 % measured for phosphorus and 7,3 % measured as COD for every percent added reject water. This reduction is twice that of the reject water that has not undergone anaerobic digestion.

In addition to the negative consequences of the reject water, the effects of providing sufficient rapid mixing, chemical dosages and adding of seawater were studied.

The rapid mix jarrest showed that increasing the mixing from 200 – 400 RPM increased the treatment efficiency by up to 6 % for phosphorus and 3 % for organic matter measured as COD. Increasing the chemical dosage showed that in order to reach the requirements of secondary treatment one has to ensure a pH of less than 6. The jarrest showed that the anaerobic digested reject water needed higher chemical dosages, and were far more sensitive too low dosages than the reject water that had not been anaerobically digested.

Jarrests with increasing addition of seawater showed that adding seawater increased the treatment efficiency with 1 % for phosphorus and 0,5 % for organic substances measured as COD for every percent added seawater.

However, it was also revealed that accredited COD analyzes are affected to the greatest degree of interference with chloride in seawater, so that using this as a crucial parameter analysis of whether one is able to comply with treatment requirements are not considered prudent for coastal plants. This knowledge was put forward 20 years ago, but in 2005 the secondary treatment requirements introduced calling for purification measured as COD. And now treatment plants are struggling to comply with the law, based on an improper analysis.



## 2. Innledning

Biogassproduksjon ansees av myndighetene for å være en vinn-vinn løsning i forbindelse med å tilfredsstille forskriften om organisk gjødsel som sier at slammet skal være hygienisert og stabilisert. Ved å benytte anaerob utråtning stabiliserer man noe av slammet ved at 30-55 % av det organiske innholdet forbrukes til metanproduksjon (Johnsen et al. 1991). Det innebærer at videre forråtnelse er noe redusert og forårsaker mindre luktproblemer. Utråtnet slam fra renseanlegg i Kristiansand sendes allikevel videre til aerob maskinell kompostering. Metangassen som produseres benyttes som en fri energikilde til det forgående hygieniseringstrinnet som består i å varme opp slammet slik at patogene mikroorganismer dør og slammet hygieniseres.

For biologiske renseanlegg er man avhengige av å ha anaerob utråtning for å avvanne slammet. For mange Norske anlegg som baserer seg på kjemisk rensing er det ikke nødvendig, men ved innføring av anaerob behandling kan dette ha utilsiktede konsekvenser. Biogassprosessen løser opp slammet produsert i renseanlegget for å danne metangass. Dette medfører at slamvannet etter avvanning av utråtnet slam er sterkt forurenset av organisk stoff og ammoniakk (Ødegaard et al. 2012). Dette må så føres tilbake til innløpet på renseanlegget hvor det medfører en stor ekstrabelastning og kan bidra til å senke den totale rensegraden på renseanlegget.

Fokuset i den norske avløpsrensingen har i stor grad vært på fosforreduksjon ved kjemisk felling (tertiær rensing) for å forhindre eutrofiering. I den europeiske avløpsrensingen har fokuset vært på organisk stoffreduksjon ettersom man her finner sakterennende elver som er mer utsatt for oksygenvikt som beskrevet i kapittel 4.5. Etter at EUs avløpsdirektiv (91/271/EEC) ble innlemmet i forurensningsforskriften har dette medført at mange renseanlegg har fått krav om og også tilfredsstille sekundærrensekravet. Kjemisk felling uten anaerob utråtning fjerner 90 % fosfor, 81 % BOF<sub>5</sub> og 73 % KOF (Ødegaard 1992) mens sekundærrensekravet krever 70 % BOF<sub>5</sub>- og 75 % KOF reduksjon.

Den organiske stoffreduksjonen måles bl.a. som reduksjon av KOF. Denne analysemetoden er svært sårbar for interferens med sjøvann. Gitt Norges demografi ligger mange store renseanlegg langs kysten, og flere av disse benytter sjøvann som en hjelpekoagulant i renseprosessen.

Denne oppgaven tar for seg de overnevnte temaene ved å se på Odderøya og Bredalsholmen renseanlegg, to renseanlegg lokalisert i Kristiansand. Disse anleggene renser avløpet fra Kristiansand og sentrale deler av Vennesla kommune. Anleggene er prosessmessig likt oppbygd, men Odderøya renseanlegg har i tillegg anaerob utråtning. Begge anleggene benytter sjøvann i renseprosessen.



Hensikten med denne mastergradsoppgaven er å belyse hvordan rejektivannet fra avvannet utråtnet slam som returvann tilbake til innløpet påvirker renseeffekten målt for fosfor og KOF. Opprinnelig var det og planlagt å gjennomføre analyser også for nitrogen, som er antatt å være den parameteren som blir størst påvirket av returstrømmer. Dette lot seg dessverre ikke gjennomføre grunnet for sen kjemikalieleveranse.

I tillegg er målsetningen også å teste ut virkningen av sjøvann på renseeffekten av KOF. Dette gjelder både det sjøvannet som lekker inn på avløpsnettets før innløpsprøvetakeren og det sjøvannet som tilsettes i renseprosessen som hjelpekoagulant. Den negative klorid interferensen på KOF analysen er tidligere påvist i 1990 årene da fritak for KOF analysen ble gitt, men virker senere glemt av myndighetene (Vråle 2013b). For å teste ut virkningen av både returvannstrømmer og sjøvann på renseeffekter og utløpskonsentrasjoner, er det blant annet benyttet jartester. Disse er kjørt som sensitivitetsanalyser ved at økende doseringer av enten rejektivann eller sjøvann er tilsatt i jartestbegreene.

## 3. Anleggsbeskrivelser

### 3.1 Odderøya renseanlegg

Odderøya renseanlegg stod ferdig i 1992, og har en kapasitet på 62 500 personenheter. Anlegget betjener grovt sett Kristiansandsområdet øst for E39 samt sentrale deler av Vennesla. I tillegg er anlegget mottak for septikslam, slam fra mindre renseanlegg i distriktet, fett fra fettavskillere og våtorganisk avfall fra storhusholdninger. Anlegget er et primærrenseanlegg som benytter JKL som fellingskjemikalie, og benytter nærhet til sjøen ved å tilsette sjøvann for å effektivisere den kjemiske fellingen. I tillegg har anlegget anaerob utråtning av slammet som en del av slambehandlingen.

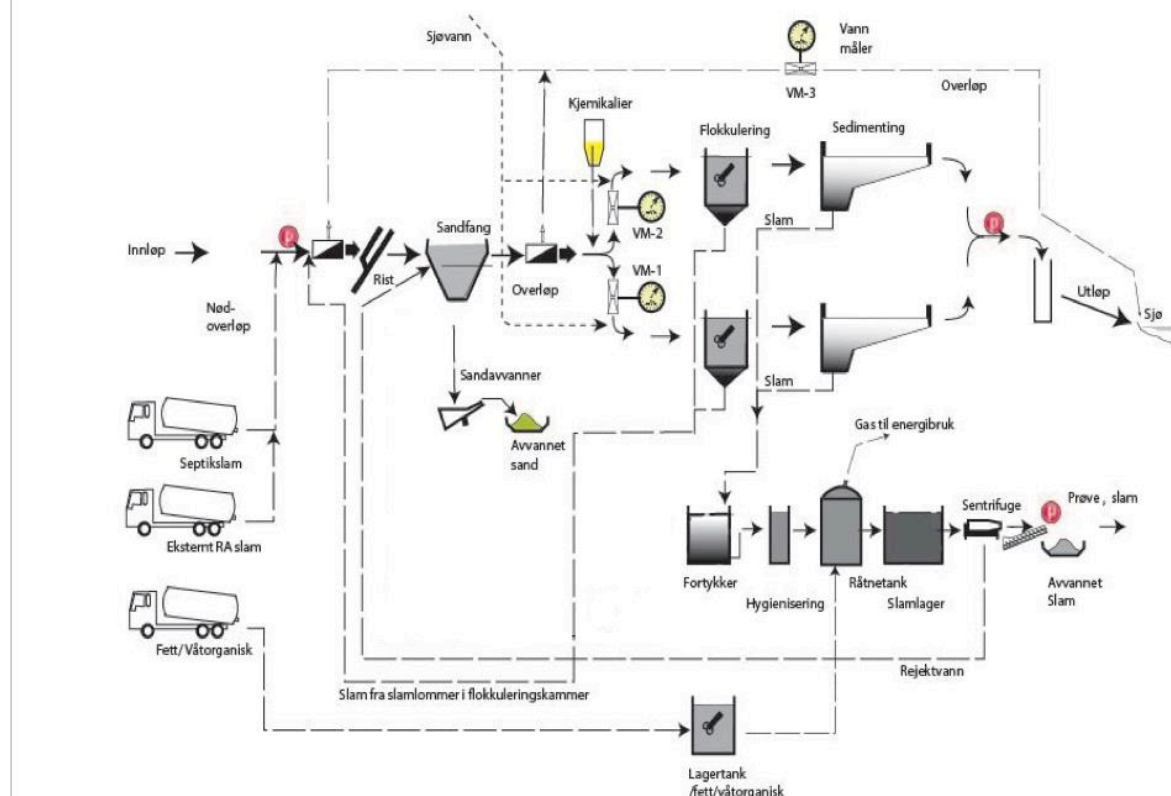
Anlegget er pålagt å tilfredsstille sekundærrensekravet og fosforfjerning. Frem til 1.6.2016 er imidlertid anlegget unntatt sekundærrensekravet (Fylkesmannen)

Anlegget er pålagt å rapportere analyser av følgende ukeblandprøver: 24 KOF, 24 BOF<sub>5</sub>, 24 Tot-P, 4 Tot-N, 6 tungmetall og 3 miljøgifter.

Etter at Korsvikfjorden renseanlegg som hadde kalksjøvannsfelling ble lagt ned i 2011, har avløpsvannet fra østsiden av Kristiansand også blitt tilført Odderøya renseanlegg. Det innebærer at dagens belastning ligger på ca. 80 000 personekvivalenter. Denne ekstrabelastningen medfører at anlegget har fått krav om, og foreløpig dispensasjon fra, sekundærrensing (Sivertsen 2013). Utvidelse av anlegget er under planlegging, forventes ferdigstilt i 2017, og forventes å tilfredsstille sekundærrensekravet.

I forbindelse med utvidelsen planlegges det å legge ned Bredalsholmen renseanlegg og videreføre avløpsvannet til Odderøya. (Lorentzen 2013a)

## Flytskjema



Figur 1: Flytskjema Odderøya Renseanlegg (illustrasjon: Kristiansand kommune)

### Prosesstrinn:

**Prøvetakingspunkt:** Ved innløpet er det montert prøvetakingsutstyr. Her tas mengdeproporsjonale døgnblandprøver som benyttes til produksjon av ukeblandprøver og daglige interne analyser av fosfor. Det er det overskytende av denne døgnblandprøven som er benyttet som innløpsvann i forsøkene presentert i kapittel 5.

**Nødoverløp:** Dersom anlegget får driftsproblemer, eller vannmengden blir større enn anleggets, inkludert overløpets, kapasitet vil nødoverløpet tre i kraft. Da vil avløpet gå direkte til utløp, dette har imidlertid ikke skjedd på lang tid.

**Rist:** Ristene montert ved anlegget har til hensikt å fjerne store fremmedlegemer som q-tips, mobiltelefoner, kluter osv.

**Sandfang:** Her fjernes mindre fremmedlegemer som sand, kaffegrut, fett og flytestoffer.

**Overløp:** Dersom vannmengden inn på anlegget er større enn det kjemiske rensetrinnets kapasitet vil overskuddet gå i overløp. Vannet som går i overløp vil ha gjennomgått mekanisk rensing. Overløpet trer i kraft ved 2500 m<sup>3</sup>/h.

**Kjemikalier:** Etter overløpet deles vannstrømmen i to parallelle løp og tilsettes kjemikalier. Kjemikaliene tilsettes i et vannstandssprang og turbulensen som oppstår her sørger for kjemikalieinnblandingen. Denne hurtiginnblandingen kan muligens forbedres. Kjemikaliedoseringen er avhengig av vannføringen samt overstyres av pH nedstrøms i flokkuleringskammeret.

**Vannmåler:** Det benyttes til sammen tre Parshallrenner for å måle vannmengdene på anlegget. Disse måler vannmengden som en funksjon av høyden. På overløpet er den montert en 24 tommers renne som måler både overløp og nødoverløp, denne har kapasitet til å måle vannføring opp til 3266 m<sup>3</sup>/h. Etter overløpet deles vannstrømmen i to parallelle løp, hvor hvert løp har montert en 12 tommers renne med kapasitet til å måle vannføringer opp til 1593 m<sup>3</sup>/h, imidlertid trer overløpet i kraft ved vannføring større enn 2500 m<sup>3</sup>/h, slik at det aldri er målt større vannføring enn 1250 m<sup>3</sup>/h i disse. Til sammen har anlegget en kapasitet til å måle vannføringer opp til 5766 m<sup>3</sup>/h.

**Sjøvann:** Det tilsettes sjøvann til prosessen etter vannføringen er målt.

**Flokkulering:** Etter Parshallrenna deles begge vannstrømmer i ytterligere to løp og ledes til 4 flokkuleringskamre. I disse aggregeres partiklene til større sedimenterbare partikler.

**Sedimentering:** Anlegget har 4 parallelle sedimenteringsbasseng. Slammet sedimenterer og skrapes bort til slamlommene ved hjelp av slamskraper. Etter nevnte utvidelse er det planlagt totalt 7 sedimenteringsbasseng på anlegget.

**Utløp:** Det rensede vannet (supernanten) fra sedimenteringsbassengene renner kontinuerlig ut i utløpsrenner. Ved utløpet er det montert en utløpsprøvetaker som tar mengdeproporsjonale utløpsprøver. I likhet med innløpsprøvene benyttes denne til produksjon av ukeblandprøver og interne analyser av fosforutslipp og i tillegg jernrest

**Fortykket:** Hensikten med en fortykker er å øke TS % i slammet. På Odderøya renseanlegg dekanteres imidlertid ikke vann fra fortykkeren slik at ingen reell fortykking oppnås.

**Hygienisering:** I første trinn varmes slammet opp til 60-65 grader i 60 min. Dette for å hygienisere slammet (inaktivere bakterier og parasittegg i slammet) før den sendes videre til neste trinn råtnetanken.

**Råtnetank:** Anlegget har montert to SBR tanker, hver på 1300 m<sup>3</sup>. Disse har en gjennomsnittlig oppholdstid på ca. 20 døgn. Her dannes metangassen som forbrennes og benyttes til varmeenergi ved anlegget.

Lagertank fett/våtorganisk: Odderøya renseanlegg mottar ca. 1800 m<sup>3</sup> fett og våtorganisk avfall årlig. Dette lagres i egen lagertank og benyttes som ekstra karbonkilde i råtnetanken.

Slamlager: Etter at slammet er hygienisert og stabilisert i de to forgående trinnene blir det lagret i slamlageret. Dette fungerer som en buffertank hvor slammet kan akkumuleres utenfor arbeidstid når sentrifugene ikke er i drift.

Sentrifuge: Siste trinn i prosessen er å sentrifugere slammet for å øke TS % i borttransportert slam. Her sentrifugeres slammet til en TS på 30 %. Rejektvannet ledes så tilbake til innløpet etter prøvetaker via pumper med en kapasitet på 24 m<sup>3</sup>/h som driftes til slamlageret er tomt. Disse pumpene driftes kun i arbeidstiden, slik at minst 2/3 av døgnet er det ingen rejektivannbelastning ved anleggene. Dette innebærer og at prosentvis tilsetning av rejektivann er avhengig av vannføringen inn på anlegget. Basert på gjennomsnittlig vannføring i oktober tilsvarer rejektivannstrømmen en belastning på ~2 %. Det er dette vannet som er benyttet som rejektivann fra Odderøya renseanlegg i forsøkene presentert i kapittel 7.

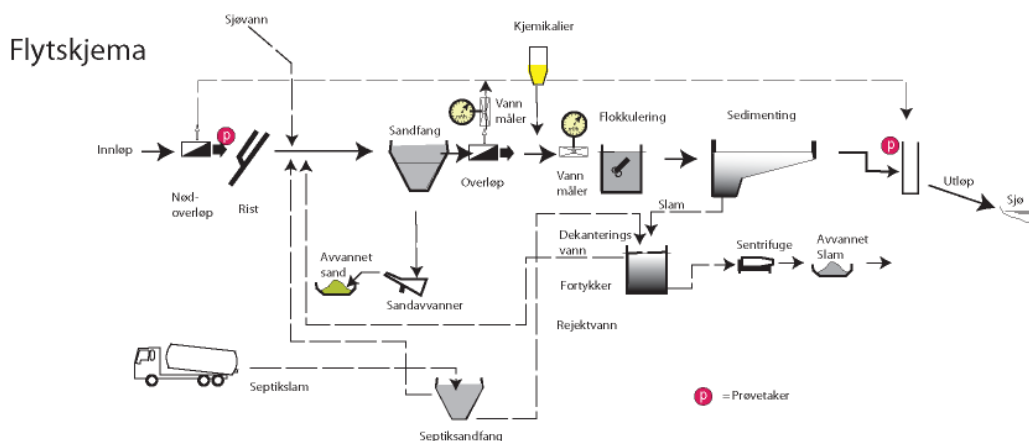
Prøvetakingspunkt slam: Det tas prøver av det avvannede slammet for å bestemme TS %.

Etter avvanning transporteres slammet til Støleheia avfallsanlegg hvor det blandes med slam fra Bredalsholmen renseanlegg for å produsere kompost.

### 3.2 Bredalsholmen renseanlegg

Bredalsholmen Renseanlegg stod ferdig i 1990 og har en kapasitet på 35 000 personenheter. Anlegget betjener grovt sett områdene vest for E39 som inkluderer Vestheiene, Vågsbygda og Flekkerøya. Anlegget er et primærrenseanlegg som benytter JKL som fellingskjemikalie, og benytter nærhet til sjøen ved å tilsette sjøvann for å effektivisere den kjemiske fellingen. Anlegget er pålagt å tilfredsstille sekundærrensekravet og fosforfjerning. Frem til 1.1.2020 er imidlertid anlegget unntatt sekundærrensekravet (Fylkesmannen), innen den tid er anlegget planlagt nedlagt og avløpet videreført til Odderøya renseanlegg.

Anlegget er pålagt å rapportere analyser av følgende ukeblandprøver: 24 KOF, 24 BOF<sub>5</sub>, 24 Tot-P, 6 Tot-N og 6 tungmetall. (Lorentzen 2013b)



Figur 2: Flytskjema Bredalsholmen Renseanlegg (illustrasjon: Kristiansand kommune)

#### Prosesstrinn:

**Nødoverløp:** Dersom anlegget får driftsproblemer, eller vannmengden blir større enn anleggets, inkludert overløpets, kapasitet vil nødoverløpet tre i kraft. Da vil avløpet gå direkte til utløp, dette har imidlertid ikke skjedd på lang tid.

**Prøvetakingspunkt:** Etter nødoverløpet er det montert prøvetakingsutstyr. Her tas mengdeproporsjonale døgnblandprøver som benyttes til produksjon av ukeblandprøver og daglige interne analyser av fosfor. Det er det overskytende av denne døgnblandprøven som er benyttet som innløpsvann i forsøkene presentert i kapittel 5.

**Rist:** Det er montert to rister på anlegget. Disse har til hensikt å fjerne store fremmedlegemer som q-tips, mobiltelefoner, kluter osv.

**Sjøvannstilsetning:** Sjøvann tilsettes etter rist, og før sandfang.

Dekanteringsvann: Fra fortykker ledes til innløpet etter rist.

Sandfang: Her fjernes mindre fremmedlegemer som sand, kaffebrut, fett og flytestoffer.

Overløp: Dersom vannmengden inn på anlegget er større enn det kjemiske rensetrinnets kapasitet vil overskuddet gå i overløp, dette skjer ved vannføringer over 1350 m<sup>3</sup>/h. Vannet som går i overløp vil ha gjennomgått mekanisk rensing, men da det ikke er montert prøvetakingspunkt rapporteres overløp lik innløpskonsentrasjoner.

Kjemikalier: Etter overløpet tilsettes kjemikalier i et vannstandssprang og turbulensen som oppstår her sørger for kjemikalieinnblanding. Denne hurtiginnblanding kan muligens forbedres. Kjemikaliedoseringen er avhengig av vannføringen samt overstyres av pH nedstrøms i flokkuleringskammeret

Vannmåler: Etter overløpet er det installert to identiske 12 tommer Parshallrenner, en for å måle vannmengde som renses, den andre for å måle overløpet. Måleområdet for Parshallrennene er 12 – 1593 m<sup>3</sup>/h. Til sammen har anlegget kapasitet til å måle vannføringer inntil 2943 m<sup>3</sup>/h før nødoverløpet trer i kraft. Til sammenligning er den største målte vannføringen det siste året på 1430 m<sup>3</sup>/h, og nødoverløpet har ikke vært i bruk på flere år.

Flokkulering: I flokkuleringskammene aggregeres partiklene til større sedimenterbare partikler. Anlegget er bygget slik at vannstrømmen deles i to parallelle linjer etter parshallrenna, per dags dato benyttes kun en av disse.

Sedimentering: Anlegget har 2 parallelle sedimenteringsbasseng. Slammet sedimenterer og skraper bort til slamlommene ved hjelp av slamskraper.

Utløp: Supernanten i sedimenteringsbassengene renner kontinuerlig ut i utløpsrenner. Ved utløpet er det montert en utløpsprøvetaker som tar mengdeproporsjonale utløpsprøver. I likhet med innløpsprøvene benyttes denne til produksjon av ukeblandprøver og interne analyser av fosforutslippet og i tillegg jernrest.

Fortykker: Hensikten med en fortykker er å øke TS % i slammet. Anlegget benytter gravitasjonsfortykker og dekanteringsvannet ledes tilbake til innløpet. Fortykkeren fungerer også som slamlager når anlegget er ubemannet.

Sentrifuge: Siste trinn i prosessen er å sentrifugere slammet for å øke TS % i borttransportert slam. Anlegget benytter Noxon sentrifuger til å avvanne slammet til en TS ca. 30 %. Rejektvannet ledes så tilbake til innløpet på sandfanget via pumper med en kapasitet på 17 m<sup>3</sup>/h som driftes til slamlageret er tomt, dette fremgår imidlertid ikke av flytskjema over. Disse pumpene driftes kun i arbeidstiden, slik at minst 2/3 av døgnet er det ingen rejektivannbelastning ved anleggene. Dette innebærer og at prosentvis



tilsetning av rejektivann er avhengig av vannføringen inn på anlegget. Basert på gjennomsnittlig vannføring i oktober tilsvarer rejektivannstrømmen en belastning på ~3 %. Det er dette vannet som er benyttet som rejektivann fra Bredalsholmen renseanlegg i forsøkene presentert i kapittel 7.

Prøvetakingspunkt slam: Det tas prøver av det avvannede slammet for å bestemme TS %.

Det avvannede slammet transporteres til Støleheia Avfallsanlegg for kompostering

I tillegg har anlegget mulighet for å ta imot slam, men volummessig er dette en forsvinnende liten belastning med et snitt i perioden 2007-2010 på 350 m<sup>3</sup>/år.

## 4. Metode/teori

### 4.1 Ordforklaringer

Alk = Alkalitet (mmol/l)

BOF = Biokjemisk oksygenforbruk (mg O/l), se eget avsnitt

COD = KOF

Gråvann = delen avløpsvann som ikke stammer fra toalettet.

Hygienisering = utsette slammet for høy temperatur over tid for å inaktivere bakterier og parasittegg (Ødegaard et al. 2012)

JKL = Jernklorid, fellingskjemikalie benyttet ved renseanleggene i denne undersøkelsen.

KOF = Kjemisk oksygenforbruk (mg O/l), se eget avsnitt

Kond = Konduktivitet ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )

Ledningsevne = Konduktivitet ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )

N = Nitrogen

Orto-P = Ortofosfat, løst del av fosfor som planter kan benytte seg av ( $\text{PO}_4\text{-P}$ )

Stabilisering = redusere organisk stoffinnhold for å forhindre videre forråtnelse og luktdannelse (Ødegaard et al. 2012)

P = Fosfor (P)

prosess pH = pH målt under flokkulering. I denne undersøkelsen målt etter sedimentering i jarbeger

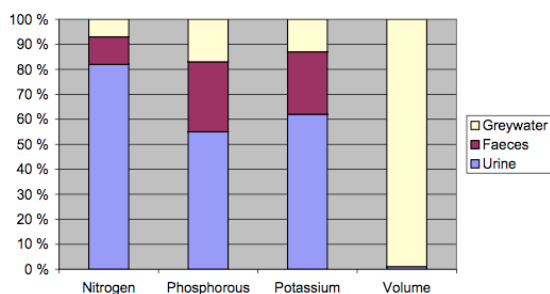
Tot-P = Sum av alle fosforforbindelser

TS % = Tørrstoffprosent, eks: TS=3 % = 97 % vann

Turb = Turbiditet (NTU)

### 4.2 Koagulering, flokkulering og separering ved kjemisk rensing

Hensikten med rensing av avløpsvann er å fjerne forurensninger fra vannfasen før denne ledes til utløp. For de som ikke har noe forhold til renseteknologi ut over det de ser forsvinner ned i toalettskålen kan dette virke som en forholdsvis enkel oppgave, men ser man til næringsstoffene man ønsker å fjerne ser man at det humane bidraget i stor



Figur 3: Fordeling av næringsstoffer i avløpsvann. Illustrasjon: Petter Jensen, forelesning THT280

grad kommer fra urin som vist i Figur 3. Når man også ser til innløpet på et avløpsrenseanlegg vil man og se at det meste av det som en gang var enkle sedimenterbare partikler har blitt løst opp. Store deler av forurensingene er som stabile kolloider, noe som innebærer at de

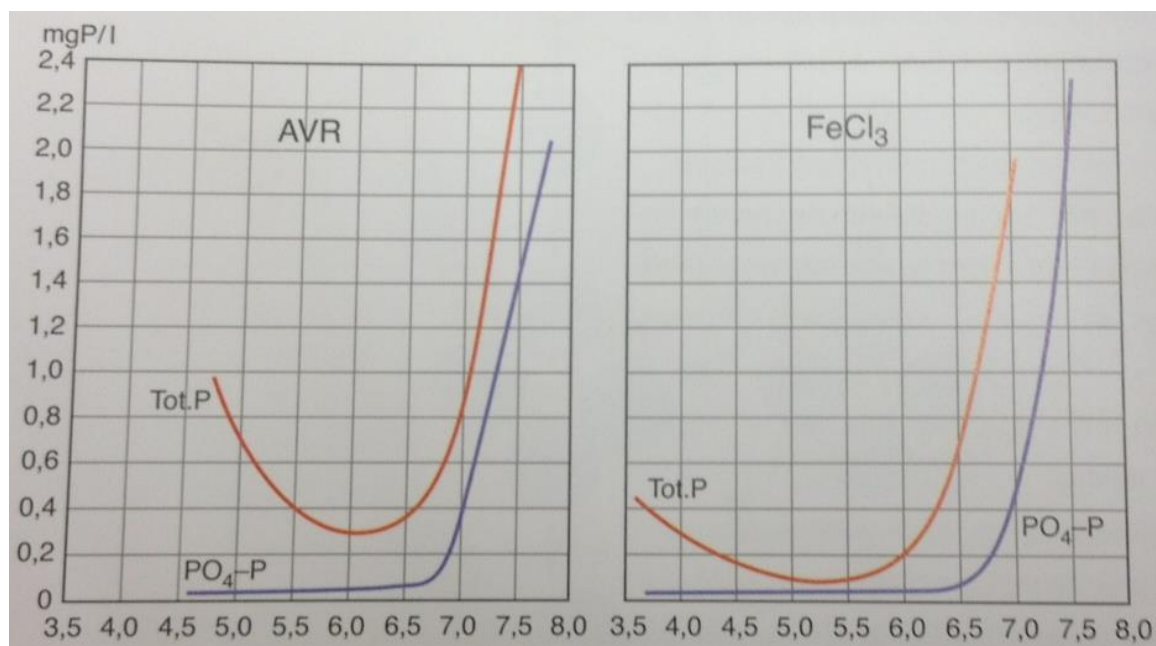
holder seg i vannfasen og ikke lar seg sedimentere. Grunnen til at disse holder seg stabile er at rundt den negativt ladede

partikkelen danner det seg en sky av positive mot-ioner, også kalt dobbeltlaget, som nøytraliserer partikkelen og hindrer at de koagulerer til større partikler.

Innen avløpsrensing ønsker man å fjerne disse partiklene. Dette kan gjøres enten kjemisk eller biologisk eller i en kombinasjon av disse. Denne oppgaven baserer seg på analyser fra kjemiske renseanlegg, og det videre fokuset ligger på de kjemiske prosessene som foreligger.

Ved å tilsette et fellingskjemikalie, en koagulant, oppnår man en rask reaksjon med både fosforen i vannet som danner metallfosfat, og vannet selv som danner metallhydroksid. Denne reaksjonen er over i løpet av noen få sekunder slik at det er av stor viktighet å ha god innblanding av kjemikaliene slik at de rekker å virke med hele vannmassen. Metallhydroksidene som dannes oppstår så raskt at de omsvøper de kolloidale partiklene, noe som har gitt prosessen navnet omsvøpingsprosess.

Som beskrevet over har kolloidene et lag med ioner som holder partiklene i suspensjon. Ved å endre de elektrolytiske forholdene i vannet kan man redusere tykkelsen på dette laget og i tillegg oppnå en komprimering av dobbeltlaget som gjør at partiklene lettere reagerer med kjemikaliene. Dette gjøres billigst ved å tilsette 2-3 % sjøvann og er således mest aktuelt for kystnære renseanlegg. (Ratnaweera 2012)



Figur 4: Restkonsentrasjoner av Tot-P og Orto-P ved felling med hhv. aluminium og jernklorid (Ødegaard et al.)

Figur 4 viser oss sammenhengen mellom typiske restkonsentrasjoner av fosfor og prosess pH. Figuren viser at man oppnår best rensing med JKL med en pH ~5,5. pH reguleres med kjemikaliedosering. Ofte opplever man dog at det felles ved høyere pH enn den optimale da det er mulig å nå rensekravene ved lavere enn optimal dosering. Dette er et spørsmål om økonomi (Ødegaard et al. 2012)

Etter at kjemikaliene er tilsatt transporteres vannet videre til flokkulering hvor man fasiliteter partikkelagglomerering (prosessen begynner idet kjemikaliene tilsettes og foregår også i kanaler og rør frem til flokkuleringskammene). Dette kan gjøres ved fysiske prosesser hvor man rører rundt i vannet eller på andre måter skaper turbulens i vannet, man kan også tilsette hjelpeflokkulanter som fungerer som en brobygger mellom de nydannede fnokkene og øker tyngden på disse. Dette vil kunne redusere oppholdstid i flokkuleringsbassengene.

Etter flokkuleringen må fnokkene fjernes fra vannfasen enten ved sedimentering, flotasjon eller filtrering. Ved sedimentering lar man fnokkene synke i kraft av sin egenvekt, ved flotasjon tar man en delstrøm av rensed vann, ca. 5 %, som trykkes med luft og som sendes tilbake inn i innløpsstrømmen med flokkulerte partikler. Luften i returvannet utløser ørsmå luftbobler som fester seg til fnokkene og løfter de opp til vannoverflaten og slammet skrapes av (Vråle 2013b). Ved filtrering filtreres vannet gjennom et filter som holder fnokkene tilbake. Den praktiske tilnærmingen til de forskjellige metodene kan variere, men generelt så er sedimentering den enkleste metoden og minst utsatt for driftsproblemer. Flotasjon, lamellsedimentering og filtrering kan være langt mer arealeffektive, men heftet med større energiforbruk og vedlikeholdsbehov.

Det rensede vannet ledes til utløp, mens slammet ledes til slambehandling hvor fortykning normalt er første trinn. Her er fokuset på å redusere vannmengden i slammet, altså øke tørrstoffinnholdet (TS %) fra omkring 1 % i slamlommene til omkring 30 % hvor det har konsistens sammenlignbart med lett fuktig matjord. (Ratnaweera 2012)

### 4.3 Gjeldende lover

Regulering av utslipp av kommunalt avløpsvann tilsvarende større eller lik 10 000 p.e. til sjø er hjemlet i forurensningsforskriften kapittel 14. § 14-2 definerer rensegrader som følgende:

Tabell 1: Rensegrader definert i forurensningsforskriften.

Primærrensing	Renseprosess der både: 1) BOF <sub>5</sub> -mengden i avløpsvannet reduseres med minst 20 % av det som blir tilført renseanlegget eller ikke overstiger 40 mg O <sub>2</sub> /l ved utslipp og 2) SS-mengden i avløpsvannet reduseres med minst 50 % av det som blir tilført renseanlegget eller ikke overstiger 60 mg/l.
Sekundærrensing	En renseprosess der både: 1) BOF <sub>5</sub> – mengden i avløpsvannet reduseres med minst 70 % av det som blir tilført renseanlegget eller ikke overstiger 25 mg O <sub>2</sub> /l ved utslipp og 2) KOF <sub>cr</sub> – mengden i avløpsvannet reduseres med minst 75 % av det som blir tilført renseanlegget eller ikke overstiger 125 mg O <sub>2</sub> /l ved utslipp.
Fosforfjerning	En renseprosess der fosformengden i avløpsvannet reduseres med minst 90 % av det som blir tilført renseanlegget.
Nitrogenfjerning	En renseprosess der nitrogenmengden i avløpsvannet reduseres med minst 70 % av det som blir tilført renseanlegget.

Etter at forurensningsforskriften innlemmet EUs avløpsdirektiv (91/271/EEC) med virkning fra 15. desember 2005, gjelder det at etablerte utslipp som ikke endres vesentlig etter 1. januar 2007 fortsatt er gjeldende. Ved nye anlegg eller dersom vesentlige endringer, det være seg økt tilknytning, ombygging og lignende, gjennomføres ved eksisterende anlegg må anleggseier forvente å bli pålagt å tilfredsstille sekundærrensekrevet. For områdene i nedbørsfeltet til sør- og østlandet samt Grimstadvfjorden ved Bergen er det også krav om fosforfjerning. Nitrogenfjerningskravet gjelder for områdene Nordre Follo, Oslo, Jessheim og Lillehammer.

Prøvetakingen skal rapporteres til fylkesmannen og anlegg >10 000 p.e. er pålagt 24 akkrediterte prøver/år for hver parameter anlegget skal rense for.

For å ta høyde for ekstremhendelser er det tillatt at et gitt antall prøver ikke behøver å oppfylle rensekravene, for fullstendig oversikt vises det til forurensningsforskriften, men av 24 prøver er det tillatt at inntil 3 ikke tilfredsstiller kravene.

Dersom en av prøvene overskrider grenseverdiene med 100 % plikter anleggseier snarest å varsle Fylkesmannen.

(Forurensningsforskriften §14)

## 4.4 Biogassprosess

Anaerob utråtning, anaerob nedbrytning, biogassprosess er alle navn som beskriver det samme, en prosess hvor store organiske molekyler brytes ned til stadig mindre og mindre molekyler for å ende opp til sluttproduktene metan og karbondioksid. Prosessen er et resultat av en rekke kompliserte mikrobiologiske prosesser som hver for seg påvirker biogassproduksjonen. I det følgende vil noen av disse bli belyst og satt i relevant kontekst.

Det finnes tre typer biogassreaktorer

- Batchreaktorer hvor all substratet mates inn i reaktoren og denne får stå til prosessen er ferdig. Kjører man prosessen til den er helt ferdig vil man få fullt biogassutbytte.
- Kontinuerlig reaktor hvor nytt substrat kontinuerlig mates inn i reaktoren og gammelt substrat pumpes ut. I motsetning til batch-reaktoren vil man i en kontinuerlig reaktor ikke oppnå full utnyttelse av biogasspotensialet da noe unedbrutt organisk materiale vil bli pumpet ut før det er nedbrutt.
- Semi-kontinuerlig reaktor som er en kombinasjon av de to overstående hvor nytt substrat mates inn med jevne mellomrom, f.eks. 5 ganger om dagen.

Den anaerobe nedbrytningen skjer gjennom fire stadier, hydrolyse, acidogonese, acetogonese og metanogonese.

Tabell 2: Prosesstrinn anaerob nedbrytning (Morken 2013)

<b>Hydrolyse</b>		
Fett	→	Lipid
Karbohydrat	→	Sukker
Protein	→	Aminosyrer
<b>Acidogonese/fermentering</b>		
Lipid	→	VFA
Sukker	→	Alkohol
Aminosyrer	→	
<b>Acetogonese/anaerob oksidering</b>		
VFA	→	Eddiksyre eller
Alkohol	→	Hydrogen og CO <sub>2</sub>
<b>Metanogonese</b>		
Eddiksyre	→	Metan
Hydrogen og CO <sub>2</sub>	→	

Hydrolysetrinnet er essensielt for at prosessen skal komme i gang. Molekylene som mates til reaktoren er simpelthen for store til at mikroorganismene kan nyttiggjøre seg av dem. Derimot utskiller de enzymer som kan bryte ned molekylene.

I acidogonesetrinnet fortsetter nedbrytningsprosessen og det er mange av de samme mikroorganismene som utførte hydrolysen som også er aktive her og omdanner produktene fra hydrolysen til organiske syrer (acid). Siden prosessen danner syrer medfører dette også at pH i reaktoren synker gjennom dette trinnet.

I acetogonesetrinnet er det forskjellige organismer som omdanner de organiske syrene til hhv eddiksyre eller hydrogen og CO<sub>2</sub>. Fettsyrene blir imidlertid ikke brutt ned i

acetogonesetrinnet.

Metanogonesetrinnet er det siste trinnet i prosessen, hvor sluttproduktene metan og CO<sub>2</sub> dannes. Ca. 70 % av biogassen som dannes i en reaktor kommer fra eddiksyre, men de organismene som bryter ned hydrogen er av stor betydning ettersom acetogonesetrinnet vil stoppe opp dersom hydrogenet ikke fjernes fra prosessen. Etter at de to siste trinnene har løst opp syrene medfører dette at pH igjen stiger.

Selv om pH varierer gjennom prosessen gir biogassprosesser generelt en svært høy alkalinitet som motvirker endringer i pH. Allikevel stiger pH relativt mye. Denne øker spesielt mot slutten av prosessen fordi alkalinitet i stor grad kommer av oppløst CO<sub>2</sub> som ved pH 8 foreligger som bikarbonat i vannet og som er i likevekt med CO<sub>2</sub> i omgivelsene. Som nevnt innledningsvis dannes CO<sub>2</sub> under metanogonesen og øker alkaliteten.

Som man ser av oversikten er biogassprosessen en sammenflettet prosess av mange reaksjoner, og over er det kun løst beskrevet hovedtrekkene i prosessen. I tillegg har faktorer som temperatur, pH og substrater reaktoren mates med stor påvirkning på prosessen. Generelt kan man si at en biogassprosess består av en rekke ulike mikroorganismer og kan tilpasses ulike forhold så lenge disse er stabile, men samtidig er den også veldig var for variasjoner da nye mikroorganismer må få tid til å dannes dersom variasjonen slår ut de gamle. Flaskehalsen i prosessen er metanogonesen. De metanproduserende organismene er ikke bakterier, men urbakterier og mer sensitive mot endringer i bl.a. pH. De bruker og opp til 12 dager på å formere seg, noe som setter en begrensning oppholdstiden da man risikerer å vaske dem ut av prosessen dersom den hydrauliske oppholdstiden blir for kort.

Takten de forskjellige reaksjonene skjer i er avhengig av substratet som reaktoren mates med, og det er ikke mulig eksakt å beregne hvilket utbytte man vil få av et substrat eller en miks av substrater. Derfor omhandler mesteparten av forskningen på dette feltet nettopp det å blande sammen ulike substrater og beregne biogasspotensialet for nettopp den miksen. (Morken 2013)

Anaerob utråtning har vært brukt i stor utstrekning i Europa fordi det har vært vanlig å benytte biologisk rensing der. For å kunne avvanne slammet fra en biologisk rensesprosess er man avhengig av anaerob utråtning. Etter at det i 1995 kom krav om hygienisering og stabilisering av slam i Norge, mente mange at anaerob utråtning kunne være en løsning her, men det viste seg at sammenhengen mellom kjemisk renseset slam og anaerob utråtning ikke var den samme som for biologisk renseset slam, og man måtte modifisere prosessen (Vråle 2013a).



#### 4.5 Virkning av organisk stoff i resipienten.

Dersom en resipient blir overbelastet med organisk stoff vil sapping oppstå. Dette innebærer at det organiske stoffet blir nedbrutt av mikroorganismer, og problemene dette medfører er fortrenning av den naturlige organismefloraen og unaturlig høyt oksygenforbruk som kan medføre ulevelige forhold for akvatiske organismer og råtnende forhold som kan medføre lukt. Disse problemene kan medføre problemer med å benytte seg av resipienten, enten det er til nytt konsum i en drikkevannsresipient eller om det er til rekreasjon. Oksygenvikten forekommer oftest i fjorder, innsjøer og langsomt flytende elver (Ødegaard et al. 2012).

Overbelastning av næringssalter vil føre til uønsket algevekst (eutrofiering) som produserer vesentlig større organiske stoffmengder ute i resipienten og blir således også en kilde til sapping. Lang forskningsaktivitet ved NIVA førte til at det fra 1970/71 ble innført krav om kjemisk rensing. Mjøsaaksjonen i 1975 satte ytterligere fokus på overbelastning av fosfor i Mjøsa og fikk på alvor satt behovet for rensing i Norge på dagsordenen. Fosfor og nitrogen er næringssaltene som er begrensende faktor for algevekst i hhv ferskvann og saltvann. Den organiske belastningen resipienten kan oppleve som følge av eutrofiering, ligger i størrelsesorden 6-12 ganger den man finner i urensset kloakk (Vråle 2012) slik at for å unngå sapping i dyplaget er rensing av næringssalter minst like viktig som rensing av organisk stoff.

Organisk stoff kan angis på tre forskjellige måter,  $BOF_{5/7}$ ,  $KOF_{CR}$  og TOC.

Kjemisk oksygenforbruk, KOF, gir et mål på hvor mye oksygen som forbrukes til å oksidere alt organisk stoff. Metoden baserer seg på at nesten alle organiske forbindelser lar seg oksidere av sterke oksidasjonsmidler under sure betingelser. Som  $KOF_{CR}$  antyder, benyttes dikromat for å oksidere og man kan forvente et utbytte på 95-100 % av teoretisk verdi. Hvorvidt  $KOF_{CR}$  gir et representativt bilde på det reelle oksygenforbruket i resipienten er avhengig av i hvor stor grad det finnes oksiderbare uorganiske forbindelser som bl.a. klorid, nitritt, hydrogensulfid, svoveldioksid og toverdige jern i vannet. Disse oksideres av dikromat og fører således til høyere oksygenforbruk i analysen enn det man oppnår i resipienten.

I motsetning til KOF, måles biokjemisk oksygenforbruk, BOF, uten tilsetning av oksideringsmiddel. Som en kuriositet måler man  $BOF_5$  over 5 dager fordi i Themsen, hvor problemet med oksygenfattig vann først ble satt i system, har vannet en oppholdstid på 5 dager.  $BOF_7$  benyttes ofte fordi det er bedre tilpasset en arbeidsuke hvor man kan avslutte prøven samme ukedag som den startet, og således også utføre BOF analyser på mandager og tirsdager. BOF gir et mål på hvor mye oksygen som forbrukes til å oksidere det lett nedbrytbare stoffet i en prøve og gir således et mer realistisk bilde på hva som reelt kan skje i en resipient. Det innebærer imidlertid ikke at det gir et helt realistisk bilde på hva som vil skje da det kan ta lengre enn både 5 og 7 dager før alt det lett nedbrytbare stoffet blir nedbrutt, men man regner at  $BOF_7$  utgjør

80-90 % av den totale BOF. Imidlertid finnes det også for BOF flere feilkilder. Faktorer som temperatur, substrattilgjengelighet og delingshastighet påvirker oksygenforbruket. I en BOF analyse er disse forhold kontrollert og standardisert, noe som ikke er tilfellet i en resipient og vil således være en feilkilde. En annen feilkilde er at noen uorganiske forbindelser, bl.a. toverdige jern, kan oksideres og vil gi et for høyt oksygenforbruk, men langt mer alvorlig er det dersom man har stoffer som inhiberer den biologiske prosessen og dermed gir et for lavt oksygenforbruk.

TOC er en annen tilnærming til organisk stoff hvor man angir mengden løst og partikulært karbon uten å se på hvilken oksidasjonstilstand det foreligger i. Denne metoden sier altså ikke hvor mye oksygen det organiske stoffet forbruker.

(Hovind)

## 4.6 Kloridinterferens

I 1994 påviste Lasse Vråle og Håvard Hovind at kystnære renseanlegg kan være utsatt for en alvorlig systemfeil i KOF analysene, nemlig kloridinterferens. Denne vil som vist over medføre at man overvurderer det organiske innholdet i avløpet og dermed ikke gir et korrekt bilde av hvordan renseanleggene presterer. Dette kan i ytterste konsekvens medføre at man blir pålagt å utvide eksisterende anlegg og at dette bli dimensjonert på feil grunnlag.

Deres undersøkelser viste at Skådevika renseanlegg i Flekkefjord i praksis fikk en kraftig økning i KOF fra innløp til utløp fra 170 mg O/l ved innløp til 280 mg O/l ved utløpet når det ikke ble tilsatt kvikksølv i analysen. Det ble altså en negativ renseeffekt. Dette kom av kloridinterferens da dette anlegget tilsatte sjøvann som en del av renseprosessen nedstrøms innløpsprøvetakeren.

For å bøte på dette problemet er man avhengig av at den som utfører analysen tilsetter tilstrekkelig kvikksølvklorid som vil maskere kloridinterferensen i prøven. I samme undersøkelse gjorde man også dette parallelt, og resultatene for samme prøve tilsatt kvikksølvklorid var 26 mg O/l ved innløp og 21 mg O2/l ved utløp. Vråle bemerker at innlekking av sjøvann i innløpsprøven var ekstremt stor på grunn av høyvann ved denne prøven, men eksemplet illustrerer konsekvensene av feilaktige analyser.

Som man ser av eksemplet over gikk rensegraden fra -65 % til 20 % noe som viser at man må være bevisst på problemstillingen dersom man skal ha grunnlag for å vurdere analyseresultatene.

Artikkelen fra Vråle og Hovind i Vann i 1994 referer også til at Bredalsholmen hadde dårlige resultater for KOF og Kristiansand kommune hadde mottatt sterk kritikk fra Fylkesmannen for ikke å overholde kravet til KOF fjerning i 1992. En tabell viser lave COD (KOF) resultater på tross av høye fosforresultater i perioden fra januar 1992 til desember 1993. KOF resultatene varierte fra 27 % til 37 % i flere forsøksperioder hvor renseprosessen ble variert fra kalksjøvannsfelling til jernsjøvannsfelling, mens fosforfjerningen i hele perioden var ca. 88 til 93 %. Problemer var tydeligvis feilmåling av KOF på grunn av interferens med klorid og varierende sjøvannsinntrengning på nettet.

Det vises til at grunnen til denne problemstillingen eksisterer er tredelt. For det første var kravet om kvikksølv for KOF analyser fjernet fra Norsk Standard gjennom hele 80-tallet, videre viste det seg at det var en viss usikkerhet om når kvikksølv var nødvendig å tilsette, men det er også rimelig å anta at kostnadene og problemene med kvikksølv som avfall ved laboratoriene har vært en pådriver for ikke å benytte seg av denne tilleggsmetoden ved KOF analysen.

(Vråle & Hovind 1994)

#### 4.7 Laboratoriarbeid

Metodene for prøvetakingsprogram og analyser som beskrives under ble utarbeidet i samarbeid med Torleif Jacobsen, Lasse Vråle og undertegnede, samt ved å studere bruksanvisningene for apparatene og reagensene.



Figur 5: Laboratorium ved Bredalsholmen renseanlegg

#### 4.7.1 Innsamling av prøver og produksjon av jartester.

Undersøkelsene på Odderøya RA og Bredalsholmen RA ble utført ved å benytte overskuddet fra døgnblandprøvene etter driftsoperatørene hadde tatt ut sitt til daglig drift. Rejektvann ble tatt fra påslippet ved innløpet ved hvert av anleggene. Rejektvannet ble hentet tidligst 30 min etter rejektivannsdoseringen ble startet for dagen for å sørge for at det var dagferskt rejektivann som ble benyttet. Prøvene fra Odderøya RA ble transportert til laboratoriet ved Bredalsholmen RA hvor analysene ble gjennomført. Sjøvannet for alle forsøk ble hentet fra påslippet ved innløpet på Bredalsholmen renseanlegg. JKL ble hentet fra doseringspunkt ved Bredalsholmen RA.

For å produsere jartestbegrene ble en 1000ml kolbe tilsatt rejektivann og sjøvann i forhåndsbestemt dose (10 ml pr prosent), og deretter ble kolben fylt opp med døgblendprøve til 1000 ml. For en jartest ble det benyttet 6 slike begre med økende mengde variabel parameter angitt for hvert forsøk.

Ved jartestens begynnelse ble det dosert JKL til hvert beger samtidig som hurtigomrøringen ble igangsatt. Etter endt sedimentering ble det tatt prøver av supernanten i hvert beger ca. 1 cm under overflaten.

For konduktivitetsanalyser i sedimenteringsbassengene ble det benyttet en "Water Sampler" fra "The Science Source" til å hente vannprøver fra ulike dyp. Som vist i Figur 6 består denne av to baller festet med en strikk gjennom et rør. Når utløsermekanismen løses ut lukker ballene igjen vannvolumet i røret. Denne ble lettere modifisert med vekter for lettere å synke samt at snoren som fungerte som både løfte og utløsermekanisme ble markert for hver meter for å angi hvilket dyp den befant seg i. Vannprøven tatt opp ble overført til litermål og konduktivitet målt.



Figur 6: Vannprøvetaker og vannprøve.



#### 4.7.2 Metoder for analyser.

Tot-P: 50 ml prøve ble tilsatt 2 ml svovelsyre og 2 poser persulfat og kokt i 30 min. Etter nedkjøling ble 2 ml lut tilsatt, 25 ml prøve tatt ut og tilsatt en pose fosfat og analysert ved bruk av Hach DR2800. De nevnte poser er prefabrikkerte doser tilpasset 25 ml prøve. Prøvene tatt fra supernant ble 2 x fortynnet mens prøver fra innløp og rejeckt ble 10 x fortynnet, en rejeckt vannsprøve ble og 50 x fortynnet.

Orto-P: Hach LCK349 og Hach LCK350 reagenser ble benyttet for å måle ortofosfat. Disse ble benyttet på hhv. supernant fra jartester og døgnblandprøve da forskjellen er målområdet reagensene analyserer for. LCK349 måler i intervallet 0,05-1,50 mg PO<sub>4</sub>-P/l mens LCK350 måler i intervallet 2-20 mg PO<sub>4</sub>-P/l. Reagensene ble analysert i Hach DR2800



Figur 7: Kolber og reagenser benyttet

KOF<sub>ufiltrert</sub> og KOF<sub>filtrert</sub>: Døgnblandprøver og rejeckt vannet ble analysert for både KOF<sub>ufiltrert</sub> og KOF<sub>filtrert</sub>, jartestene ble kun analysert for KOF<sub>ufiltrert</sub>. Hach LCK114 og Hach LCK314 reagenser ble benyttet for å måle KOF. Hach LCK114 har analyseområde fra 150-1000 mg O<sub>2</sub>/l og ble benyttet for døgnblandprøvene, mens Hach LCK314 har analyseområde fra 15-150 mg O<sub>2</sub>/l og ble benyttet for supernant fra jartestene. For jartest 13 ble også Hach LCI500 med analyseområde fra 0-150 mg O<sub>2</sub>/l benyttet. Prøvevolum ble tilsatt reagensene som så ble ført til Hach LT200 hvor de ble holdt ved 148 °C i 2 timer før de ble kjølt ned og analysert med Hach DR2800.

SS: Whatman GF/C med lysåpning 1,2µm ble plassert i en aluminiumsskål og veid før prøven startet. Deretter ble filteret plassert over en vakuumbolbe og satt under vakuumbolbe. Så ble så mye prøve som var mulig å filtrere før filteret gikk tett (5-50 ml) plassert på filteret (etter et par forsøk ble det erfart hvor mye som lot seg filtrere av forskjellige kvaliteter). Filteret ble så lagt tilbake på aluminiumsskålen og lagt i tørkeskap i 1 time. Etter tørking ble filteret veid og SS regnet ut etter formelen:

$$SS[mg/L] = \frac{\Delta vekt[g] * 1.000.000}{prøvevolum[mL]}$$

Filtratet etter SS-prøven ble benyttet for å måle KOF<sub>filtrert</sub>.

Alkalitet: Alkalitet og bufferevne er to begreper som ofte lett kan blandes sammen. Alkalitet defineres som mengden sterk syre (1M HCl benyttet) som trengs for å titrere en prøve ned til pH=4,5, mens bufferevnen er prøvens evne til å motstå denne pH endringen.

Titreringskurven man får ved å plote pH mot forbrukt syre vil da gi to ting, krysningpunktet mellom kurven og pH=4,5 gir alkaliteten, mens helningen på kurven gir bufferevnen.

Alkalitet kan oppgis med ulike benevninger og sammenhengen vises i Tabell 3 under.

**Tabell 3: Omregningsfaktorer for ulike benevninger for alkalitet (Ødegaard et al.)**

	mmol / L	mekv / L	mg HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> / L	mg CaCO <sub>3</sub> / L
Alkalitet	1,0	1,0	61	50

$$\text{Alkalitet [mol/L]} = \frac{\text{forbrukHCl[L]} * \text{konsentrasjonHCl[mol/L]}}{\text{prøvevolum[L]}}$$

I laboratoriearbeidet ble alkaliteten målt ved at konsentrert saltsyre ble med assistanse fra Vannlaboratoriet AS fortynt til 1M løsning som ble benyttet til titrering. Av praktiske grunner ble 0,1 L prøve benyttet og titreringen ble gjort ved bruk av pipette som doserte 20-200 µL HCl. pH ble målt kontinuerlig, forbrukt saltsyre notert og titreringen avsluttet når pH=4,5 var nådd.

I laboratoriearbeidet var det kun forbruket av HCl som varierte slik at omregningen fra forbrukt HCl til alkalitet forenkles til

$$\text{Alkalitet [mmol/L]} = \frac{X[\mu\text{L}]\text{HCl} * 10^{-6} [\text{L}/\mu\text{L}] * 1[\text{mol/L}]}{0,1[\text{L}]} * 1000[\text{mmol/mol}] = X[\mu\text{L}] * 10^{-2} [\text{mmol}/\mu\text{L/L}]$$

pH: EDT GP353 pH måler ble benyttet for å måle pH. Denne ble kalibrert 25.09 ved å benytte løsninger med pH 4, 7 og 10.

Ledningsevne: EDT FE287 ble benyttet for å måle ledningsevne. Instrumentet justerte seg selv etter ledningsevnen og gav svar i hhv µS/cm og ms/cm etter hvor sterk ledningsevnen i prøven var.

Turbiditet: Kolbe ble fylt med 25 ml supernatant fra jartest og analysert med bruk av Hach DR2000. Hach DR2000 trengte med jevne mellomrom, som den informerte om, å nullstilles. Det ble benyttet destillert vann til dette.



## 5 Resultater

### 5.1 Innledende bemerkninger.

Rapporten baserer seg på undersøkelser utført egenhendig i lokalt laboratorium ved Bredalsholmen renseanlegg samt konduktivitetsmålinger utført i sedimenteringsbasseng både ved Odderøya og Bredalsholmen renseanlegg.

Laboratoriearbeidet bestod i å analysere døgnblandprøver fra automatiske prøvetakere for innløpsvannet, stikkprøver av rejektivann, sjøvann og prøver av supernant, altså det øverste rensede vannet fra jartester etter sedimentering.

Totalt ble det gjennomført 15 jartester og betingelsene testene ble utført under fremgår av tabellen under.

Tabell 4: Betingelser for jartester utført i undersøkelsen høsten 2013

	Anlegg	Dato	Variabel parameter	Fast parameter			Hurtigomrøring		Sakteomrøring		Sedimentering
				Sjøvann	g JKL/m <sup>3</sup>	rejekt	RPM	tid	RPM	tid	
Jartest 1	Odderøya	03.okt	Rejekt	4,70 %	318		200	30 sek	20 RPM	10 min	> 40 min
Jartest 2	Bredalsholmen	03.okt	Rejekt	3 %	225		200	30 sek	20 RPM	10 min	> 40 min
Jartest 3	Odderøya	08.okt	Rejekt	4,70 %	318		200	30 sek	20 RPM	10 min	> 40 min
Jartest 4	Bredalsholmen	08.okt	Rejekt	3 %	177		200	30 sek	20 RPM	10 min	> 40 min
Jartest 5	Odderøya	09.okt	Rejekt	4,70 %	318		200	30 sek	20 RPM	10 min	> 40 min
Jartest 6	Bredalsholmen	09.okt	Rejekt	3 %	195		200	30 sek	20 RPM	10 min	> 40 min
Jartest 7	Odderøya	09.okt	JKL	3 %		4 %	200	30 sek	20 RPM	10 min	> 40 min
Jartest 8	Odderøya	21.okt	JKL	3 %		4 %	200	30 sek	20 RPM	10 min	> 40 min
Jartest 9	Bredalsholmen	21.okt	JKL	3 %		4 %	200	30 sek	20 RPM	10 min	> 40 min
Jartest 10	Odderøya	22.okt	Sjøvann		318	4 %	200	30 sek	20 RPM	10 min	> 40 min
Jartest 11	Bredalsholmen	22.okt	Sjøvann		219	4 %	200	30 sek	20 RPM	10 min	> 40 min
Jartest 12	Odderøya	23.okt	Rejekt	4,70 %	318		350	30 sek	20 RPM	10 min	> 40 min
Jartest 13	Odderøya	23.okt	Sjøvann		225	0 %	200	30 sek	20 RPM	10 min	> 40 min
Jartest 14	Odderøya	24.okt	RPM	4,70 %	318	4 %	0-400	30 sek	20 RPM	10 min	> 40 min
Jartest 15	Bredalsholmen	24.okt	RPM	3 %	135	4 %	0-400	30 sek	20 RPM	10 min	> 40 min

Det viktig å merke seg at datoene angitt i Tabell 4 viser til dato forsøkene er utført. Innløpsvannet som er benyttet i jartestene er hentet fra døgnblandprøvene som er tatt døgnet før fra kl. 07.00 til 07.00 samme døgn. Ved sammenligning med fullskalaanlegg er dette tatt hensyn til.

Med unntak av jartest 15 ble samtlige jartester utført med døgnblandprøve fra hvert anlegg.

Uheldigvis ble døgnblandprøvene for Bredalsholmen slått ut av driftsoperatørene 23. og 24. oktober, slik at det ikke lot seg gjennomføre parallelle jartester med økende rejektivannsdosering fra 23. oktober. For jartest 24. oktober ble det benyttet øyeblikksprøve hentet fra innløpet kl. 12.00 som grunnlag for å gjennomføre jartest 15.



Figur 8: Illustrasjon tilsetningspunkt rejektivann og sjøvann ved Bredalsholmen.

Rejektivannet som ble benyttet med økende doseringer ble hentet fra utløpet av returledningen til kanalen mellom innløpsledning nedstrøms prøvetakers sugeledning og sandfang ved begge anlegg. Dette er illustrert i Figur 8 som viser tilsetningspunktet ved Bredalsholmen. Benyttet sjøvann ble hentet samme sted. JKL ble hentet direkte fra Bredalsholmen doseringspunkt.

Utgangspunktet for dosering av sjøvann, rejektivann og JKL fra Odderøya var månedsrapport for august som ble opplyst å være en representativ måned for normal

drift. For Bredalsholmen hvor laboratoriet var lokalisert var nærheten til dagferske data medvirkende til at JKL-doseringen ble justert lik det reelle forbruket ved Bredalsholmen renseanlegg.

Resultatene som vises senere i dette kapittelet vil bli presentert på form som Tabell 5. Av plasshensyn er benevnelser ikke tatt med i analyseresultatene, men disse er å finne i malen.

Tabell 5: Analyseresultat mal med benevnelser

Jartest nr.	Variabel parameter og mengde
Tot-p	mg P/l
Orto-P	mg P/l
KOF <sub>ufiltrert</sub>	mg O/l
KOF <sub>filtrert</sub>	mg O/l
SS	mg /l
Alk	mmol/l
pH <sub>før JKL</sub>	pH før JKL
pH <sub>etter JKL</sub>	pH etter JKL
Kond	µS/cm
Turb	NTU

## 5.2 Kontrollanalysene ved Odderøya og Bredalsholmen renseanlegg 2012

De akkrediterte kontrollanalysene som sendes inn til Fylkesmann for 2012 er vist i Tabell 6. I Kristiansand kommune tas det ukeblandprøver annenhver uke. Denne produseres av døgnblandprøver tatt gjennom hele uken.

Tabell 6: Analyser av ukeblandprøver ved Odderøya og Bredalsholmen 2012

uke nr	mg P/l						mg O/l						mg O/l					
	Odderøya			Bredalsholmen			KOF <sub>cr</sub> Odderøya			Bredalsholmen			BOF <sub>5</sub> Odderøya			Bredalsholmen		
	inn	ut	%red	inn	ut	%red	inn	ut	%red	inn	ut	%red	inn	ut	%red	inn	ut	%red
1+2	3,3	0,21	93,6 %	3,5	0,4	87,7 %	270	80	70,4 %	310	85	72,6 %	123	26	78,9 %	104	36	65,4 %
3+4	5,2	0,26	95,0 %	5,8	0,3	95,5 %	230	130	43,5 %	390	160	59,0 %	137	62	54,7 %	194	75	61,3 %
5+6	5,6	0,24	95,7 %	6,6	0,1	98,8 %	530	170	67,9 %	500	190	62,0 %	262	89	66,0 %	272	81	70,2 %
7+8	4	0,19	95,3 %	4	0,3	93,5 %	270	85	68,5 %	230	85	63,0 %	125	45	64,0 %	112	44	60,7 %
9+10	4,6	0,18	96,1 %	4,9	0,1	97,6 %	420	170	59,5 %	450	140	68,9 %	274	79	71,2 %	272	99	63,6 %
11+12	7,7	0,19	97,5 %	6,8	0,1	97,9 %	640	160	75,0 %	550	150	72,7 %	270	66	75,6 %	257	66	74,3 %
13+14	8,7	0,22	97,5 %	7,8	0,2	97,6 %	500	210	58,0 %	580	190	67,2 %	195	87	55,4 %	282	89	68,4 %
15+16	5,1	0,13	97,5 %	6,7	0,1	98,1 %	530	160	69,8 %	360	95	73,6 %	248	69	72,2 %	227	64	71,8 %
17+18	3,3	0,11	96,7 %	4,2	0,3	93,8 %	350	80	77,1 %	430	130	69,8 %	116	34	70,7 %	164	53	67,7 %
19+20	4	0,17	95,8 %	4,4	0,2	95,0 %	260	90	65,4 %	360	120	66,7 %	109	49	55,0 %	168	58	65,5 %
21+22	5,8	0,2	96,6 %	7,2	0,2	97,6 %	410	160	61,0 %	350	130	62,9 %	198	62	68,7 %	156	46	70,5 %
23+24	5,8	0,2	96,6 %	7,1	0,2	97,5 %	510	190	62,7 %	640	200	68,8 %	217	44	79,7 %	321	68	78,8 %
25+26	3,6	0,2	94,4 %	4,2	0,1	96,9 %	530	180	66,0 %	470	160	66,0 %	230	73	68,3 %	197	57	71,1 %
27+28	5,2	0,18	96,5 %	6,2	0,2	97,4 %	480	140	70,8 %	400	85	78,8 %	213	57	73,2 %	190	35	81,6 %
29+30	4	0,23	94,3 %	5,9	0,1	97,8 %	420	410	2,4 %	510	140	72,5 %	183	160	12,6 %	199	67	66,3 %
31+32	4,5	0,17	96,2 %	5,4	0,2	97,0 %	310	90	71,0 %	570	160	71,9 %	131	44	66,4 %	292	49	83,2 %
33+34	4,4	0,25	94,3 %	6	0,2	96,2 %	390	100	74,4 %	200	110	45,0 %	177	44	75,1 %	85	34	60,0 %
35+36	3,8	0,18	95,3 %	7,6	0,2	97,2 %	250	70	72,0 %	400	85	78,8 %	127	34	73,2 %	171	43	74,9 %
37+38	2,7	0,27	90,0 %	5,5	0,2	96,0 %	270	70	74,1 %	200	49	75,5 %	117	37	68,4 %	91	22	75,8 %
39+40	4,4	0,16	96,4 %	2,9	0,3	89,0 %	305	88	71,1 %	160	65	59,4 %	253	51	79,8 %	75	21	72,0 %
41+42	3,2	0,15	95,3 %	4,4	0,3	93,6 %	220	120	45,5 %	400	110	72,5 %	82	59	28,0 %	215	35	83,7 %
43+44	4,06	0,18	95,6 %	5,6	0,3	95,2 %	255	100	60,8 %	310	105	66,1 %	146	49	66,4 %	135	43	68,1 %
45+46	3,2	0,15	95,3 %	3,1	0,4	88,4 %	220	120	45,5 %	380	130	65,8 %	82	59	28,0 %	194	35	82,0 %
47+48	2,1	0,31	85,2 %	2,4	0,4	84,6 %	202	75	62,9 %	237	100	57,8 %	72	32	55,6 %	98	40	59,2 %
49+50	6	0,34	94,3 %	7,5	0,3	96,5 %	420	118	71,9 %	522	133	74,5 %	140	45	67,9 %	199	54	72,9 %
51+52				4,2	0,1	96,7 %				450	110	75,6 %				155	32	79,4 %
Gj.snitt	4,57	0,20	95,1 %	5,38	0,22	95,1 %	368	135	62,7 %	398	124	68,0 %	169	58	63,0 %	186	52	71 %
Krav			90 %			90 %			75 %			75 %			70 %			70 %
Ant. prøver<krav	1			2			10			13			15			11		

Tabell 6 viser akkrediterte analyser for Tot-P, KOF<sub>cr</sub> og BOF<sub>5</sub> utført ved Odderøya og Bredalsholmen renseanlegg i 2012. Markert med oransje er de analyser som ikke tilfredsstillers utslippskravene. I de oppgitte data fra Odderøya var ikke årets siste to uker med.

Som vi ser klarer anleggene rensekravene for fosfor i nesten alle årets prøver, men ser man til organisk stoff, både som KOF og BOF, ser man at målingene er noe helt annet. Her er det viktig å merke seg at både utløpskonsentrasjon og rensegrad må feile for at prøven ikke blir godkjent. Som man kan lese av tabellen klarer ingen av anleggene rensekravene for organisk stoff da 10-15 av 25/26 prøver overskrider grensene. Inntil 3 tillates. Vi ser og at fylkesmannen har blitt varslet 25 ganger om prøver som overskrider utslippskonsentrasjonen med 100 %.

### 5.3 Mengder og konsentrasjoner innløp Odderøya og Bredalsholmen renseanlegg.

Tabell 7: Måned rapport oktober 2013

Måned rapport oktober 2013																							
dag	Innløp m3/t			Overløp m3/d		pH innløp		pH flokkulering			Konduktivitet		JKL/m3			%Sjøvann		Tot-P inn		Tot-P ut		Rensegrad	
	Bre	Odd1	Odd2	Bre	Odd	Bre	Odd	Bre	Odd1	Odd 2	Bre	Odd	Bre	Odd 1	Odd 2	Bre	Odd	Bre	Odd	Bre	Odd	Bre	Odd
t 1	288	341	303			7,1	6,6	5,8	6,17	6,2	711	1000	257	423	416	3	5,7	8,6	7,7	0,31	0,31	96,4 %	96,0 %
o 2	273	329	294			7,2	6,6	5,8	6,14	6,22	691	1047	269	417	432	3	5,9	8,7	8,5	0,2	0,28	97,7 %	96,7 %
t 3	282	325	290			7,1	6,5	5,8	6,12	6,15	663	967	261	408	404	3	4	8,5	8,1	0,25	0,21	97,1 %	97,4 %
f 4	760	721	711	2	2012	7,2	6,7	5,9	6,09	6,17	501	538	103	207	206	3	1,8	4,3	8	0,33	0,19	92,3 %	97,6 %
l 5	1250	854	821	9	158	7	6,9	5,9	5,85	5,97	278	853	64	164	173	3	2,3	1,9	2,7	0,45	0,29	76,3 %	89,3 %
s 6	316	456	408			7,3	7,1	5,8	5,9	5,97	393	868	130	295	317	3	2,4	2,5	2,7	0,14	0,1	94,4 %	96,3 %
m 7	467	438	393			7,3	7,1	5,8	6,09	6,03	500	1269	174	364	322	3	2,3	5,4	4,4	0,21	0,08	96,1 %	98,2 %
t 8	432	439	398		384	7,3	6,9	5,8	6,08	6,1	573	956	195	347	345	3	2,3	5	6,7	0,18	0,19	96,4 %	97,2 %
o 9	403	409	367		28416	7,4	6,7	5,8	6,06	6,11	673	865	201	353	364	3	2,3	6,1	6,6	0,2	0,2	96,7 %	97,0 %
t 10	366	399	359			7,3	6,7	5,8	6,09	5,97	766	885	211	360	328	3	2,3	7,6	7,4	0,25	0,18	96,7 %	97,6 %
f 11	346	378	338			7,6	7	5,8	6,09	6,1	1296	1067	233	369	379	3	2,2	6	7,6	0,08	0,15	98,7 %	98,0 %
l 12	307	346	305			7,6	7	5,8	6,07	6,16	731	791	240	368	399	3	2,2	6,1			0,09	98,5 %	
s 13	312	343	302			7,6	6,9	5,8	6,07	6,12	871	835	240	371	391	3	2,2	6,1			0,12	98,0 %	
m 14	338	374	333			7,5	6,9	5,8	6,14	6,11	840	898	232	392	378	3	2,7	6,7	7,3	0,17	0,21	97,5 %	97,1 %
t 15	326	361	319			7,3	6,9	5,9	6,11	6,07	762	943	222	376	368	3	3,2	7,3	9,3	0,23	0,27	96,8 %	97,1 %
o 16	323	357	317			7,2	6,8	5,9	6,14	5,98	870	1067	218	390	328	3	3,3	8,6	7,5	0,37	0,17	95,7 %	97,7 %
t 17	319	354	312			7,3	6,8	5,9	6,12	6,17	1069	1064	228	378	421	3	3,4	9,1	9,9	0,3	0,23	96,7 %	97,7 %
f 18	311	348	306			7,4	6,8	5,8	6,14	5,94	1372	1333	240	395	337	3	3,4	7,4	10	0,24	0,19	96,8 %	98,1 %
l 19	276	328	287			7,5	6,8	5,9	6,12	6,07	778	886	259	382	424	3	3,4	6,4	7,8	0,1	0,2	98,4 %	97,4 %
s 20	389	491	445			7,6	6,8	5,8	6,05	6,04	735	1617	207	304	317	3	3,6	5,5	6,2	0,1	0,14	98,2 %	97,7 %
m 21	386	383	343			7,6	6,8	5,8	6,14	5,99	868	2578	219	381	326	3	3,5	6	5,9	0,13	0,2	97,8 %	96,6 %
t 22	806	818	792		11	7,4	6,9	5,9	6,06	6,05	584	1079	136	229	195	3	2,9	9,5	6,8	0,48	0,18	94,9 %	97,4 %
o 23	1159	929	905	105	233	7,3	7,1	5,9	6,08	6,09	595	1953	79	200	184	3	2,9	2,7	3,7	0,45	0,15	83,3 %	95,9 %
t 24	875	687	634			7,4	7,1	5,8	6,05	6,1	1080	3055	77	248	242	3	3,7	3,5	3,3	0,33	0,16	90,6 %	95,2 %
f 25	622	590	548	1	841	7,6	7,1	5,8	6,09	5,96	568	956	138	267	236	3	3,2	3,1	4,8	0,37	0,13	88,1 %	97,3 %
l 26	1220	894	864	3	203	7,2	7	5,8	5,94	6	373	2052	69	186	198	3	3,1	2,2	4	0,33	0,19	85,0 %	95,3 %
s 27	1171	928	910	22	1401	7,3	6,8	5,8	5,99	6,12	812	2705	70	174	203	3	2,9	1,9	2,5	0,66	0,13	65,3 %	94,8 %
m 28	1049	891	859	3	1	7,4	7,1	5,8	6,03	6,05	1498	3246	81	217	177	3	3,2	2,4	2,4	0,5	0,2	79,2 %	91,7 %
t 29	714	734	688			7,5	6,9	5,8	5,99	6,09	1853	3804	121	236	241	3	3,5	3,9	2,3	0,49	0,12	87,4 %	94,8 %
o 30	480	564	511			7,6	6,7	5,8	6,08	5,97	1093	3626	167	312	241	3	3,7	4	4	0,18	0,12	95,5 %	97,0 %
t 31	543	626	574			7,5	7	5,8	6,04	5,84	1549	3329	154	275	171	3	3,6	3,8	4,6	0,21	0,11	94,5 %	97,6 %

Tabell 7 viser en sammenfatning av måned rapportene for Bredalsholmen (Bre) og Odderøya (Odd) renseanlegg og gir et bilde på de daglige variasjonene man opplever. Mengder hentes fra datalogger, konduktiviteten måles ved innløpet og Tot-P analysene gjøres på døgnblandprøver og utføres av driftsoperatørene i laboratoriene ved renseanleggene.

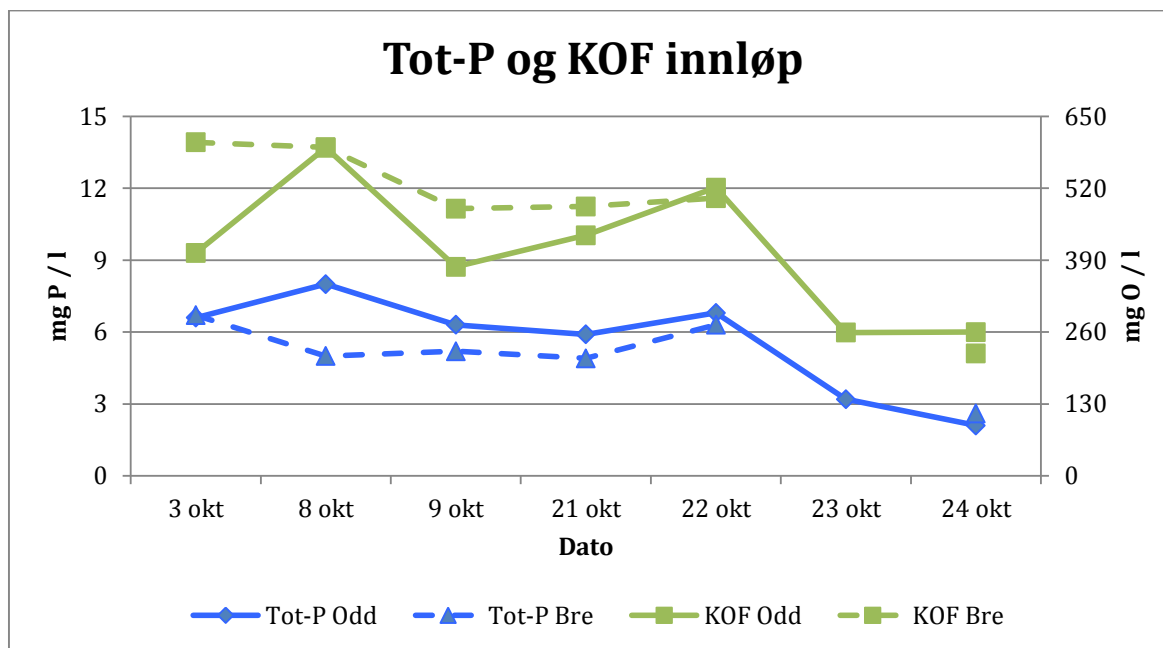
Odderøya renseanlegg har to parallelle linjer som avløpsvannet fordeles på. I Tabell 7 over referer Odd1 og Odd2 til hver av disse. Hver linje deles etter JKL dosering i to, slik at det totalt er 4 flokkulerings- og sedimenteringsbasseng. pH måles i hvert av disse, i Tabell 7 er det imidlertid av plasshensyn regnet ut gjennomsnittet av pH målingene for hver linje. Dager markert blått viser til dager som kan sammenlignes med undersøkelsene utført, korrigert for at døgnblandprøver, som forklart tidligere, nødvendigvis må analyseres dagen etter den er tatt.

Overløpet ved Odderøya 9. oktober er større enn innløpet, uvisst årsak.

Helgen 12-13 oktober har ikke oppgitt Tot-P analyser for Odderøya renseanlegg, uvisst årsak.

## 5.4 Variasjoner i innløp- og rejektivannskonsentrasjoner benyttet i jartester.

Kvaliteten på avløpsvannet varierer fra dag til dag, under vises målinger for Tot-P og KOF<sub>ufiltrert</sub> utført på døgnblandprøver fra innløpet og stikkprøver av rejektivannet som viser disse variasjonene. Målingene er utført i forbindelse med jartester som ble utført samme dato og med dette vannet.

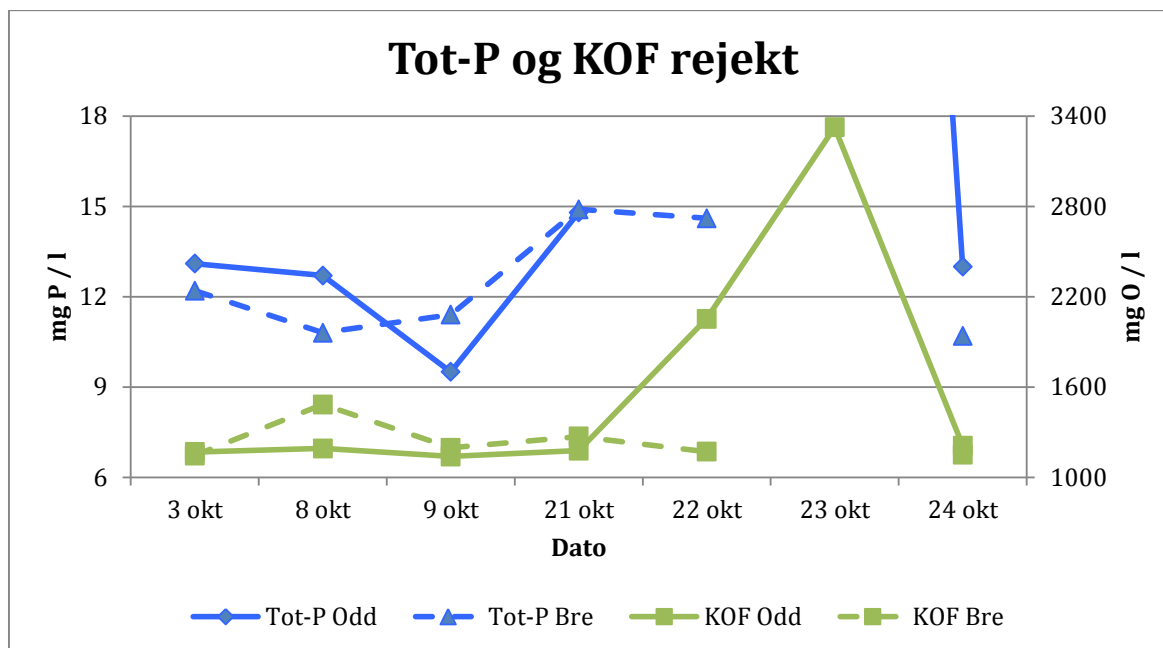


Figur 9: Innløpskonsentrasjoner i innløpsvannet fra døgnblandprøver fra Odderøya og Bredalsholmen som ble benyttet i jartestene.

Her ser vi at jevnt over holder innløpsvannet ved Odderøya rensanlegg en høyere fosforkonsentrasjon, mens Bredalsholmen rensanlegg har en noe høyere organisk belastning målt som KOF. 23 oktober ble det ikke gjort analyser på vann fra Bredalsholmen rensanlegg, og målingene 24. oktober baserer seg på en øyeblikksprøve tatt kl. 12.00, ikke en døgnblandprøve resten av analysene baserer seg på.

Som vi ser synker innløpskonsentrasjonene 23. og 24. oktober. Dette skyldes et kraftig regnskyll som traff Kristiansand og medførte store fremmedvannsmengder.





Figur 10: Rejeckt vannkonsentrasjoner i stikkprøver fra Odderøya og Bredalsholmen som ble benyttet i jartester.

Her ser vi at rejeckt vannet viser til noe av de samme tendensene, men at sammenhengene ikke er like konsekvente. Spesielt merker man seg 22. og 23. oktober. 22 oktober lot det seg ikke måle Tot-P av rejeckt vannet fra Odderøya renseanlegg da denne prøven ikke ble tilstrekkelig fortynnet. 23 oktober ble prøven fortynnet 50 ganger og gav et Tot-P innhold på 77 mg P/l, det antas at Tot-P prøven som ikke lot seg måle ligger i denne størrelsesorden. Årsaken til denne økningen lot seg ikke klarlegge. Som for innløpet ble det heller ikke analysert rejeckt vann fra Bredalsholmen 23. oktober.

I tillegg til Tot-P og KOF ble døgnblandprøvene og rejeckt vannet analysert for SS, alkalitet, konduktivitet, pH og KOF<sub>filtrert</sub>. I tabellen under vises samtlige innløp- og rejecktanalyser.

Tabell 8: Analyser innløp og rejekt

	03.okt		08.okt		09.okt		21.okt		22.okt		23.okt		24.okt	
	Innløp	Rejekt	Innløp	Rejekt	Innløp	Rejekt	Innløp	Rejekt	Innløp	Rejekt	Innløp	Rejekt	Innløp	Rejekt
Odderøya														
Tot-P	6,6	13,1	8	12,7	6,3	9,5	5,9	14,8	6,9	N/A	3,2	77	2,8	13
Orto-P	5,35	8,38	4,42	6,59	4,14	3,72	3,24	21,6	4,19	49,7	1,55	33,8	1,54	8,08
KOF <sub>filtrert</sub>	403	1168	593	1192	378	1138	435	1177	521	2053	259	3326	260	1210
KOF <sub>filtrert</sub>	198	1127	183	974	173	917	115	1077	136	1105	76,5	2231	77,6	984
SS	314	1400	260	1300	200	500	140	1300	260	6200	180	12400	80	1000
Alkalitet	4,65	41,9	4	49,5	3,9	41	3,53	42,9	4,16	48,25	2,1	78	2,2	44
pH	7,29	7,82	7,02	7,74	7,08	7,62	7,03	7,88	7,17	7,49	7,38	7,42	7,31	8,23
Kond	900	7430	1040	7400	686	6500	1618		1398	5140	841		1489	4750
Bredalsholmen														
Tot-P	6,7	12,2	5	10,8	5,2	11,4	4,9	14,9	6,3	14,6			2,6	10,7
Orto-P	6,28	5,77	3,38	16,8	4,13	7,8	3,11	20,5	4,65	6,04			1,76	5,77
KOF <sub>filtrert</sub>	630	1145	594	1484	483	1196	487	1271	502	1170			221	1150
KOF <sub>filtrert</sub>	207	740	222		153	783	154	854	144	973			107	950
SS	233	600	100	1500	300	1200	171	1800	180	800			40	800
Alkalitet	4,1	8,8	2,45	15,25	3,1	10,8	3,25	13,75	3,5	11			1,8	12
pH	7,06	6,55	7	6,99	6,92	6,66	7,22	6,61	7,1	6,43			7,2	6,9
Kond	735	3270	503	3200	581	3320	700	2740	820	2390			~1600	1888

For tre av fosforanalysene, merket med rødt, ser vi at Tot-P < Orto-P. Dette innebærer at en av disse er feil da Orto-P er en del av Tot-P og nødvendigvis må være lavere.

Av grafen er det og interessant å merke seg at konduktiviteten på innløpet er høyere ved Odderøya enn Bredalsholmen. Dette tyder på at det mer sjøvann lekker inn på ledningsnettet som leder til Odderøya enn til Bredalsholmen. Analyser av nettet er ikke gjennomført, slik at hvorvidt dette skyldes tilstand på nettet eller lengden på nettet vites ikke.

Vi ser og at pH og særlig alkalitet på rejektivannet ved Odderøya er høyere enn ved Bredalsholmen.



## 5.5 Påvirkning av sentrifugenes rejektivann i returstrømmene på rensresultatene

For å undersøke rejektivannets påvirkning på renseseffekten ble det lagt opp til å gjennomføre jartester med økende rejektivannsdosering som eneste variabel for begge rensenanlegg. Det var planlagt 10 slike jartester i alt, men siden døgnblandprøvene fra Bredalsholmen rensenanlegg ble slått ut for tidlig den 23. og 24. oktober, ble det kun gjennomført 7 jartester med økende rejektivannsdosering.

Odderøya og Bredalsholmen rensenanlegg doserer rejektivann fra sentrifugene via pumper med fast kapasitet på hhv 24 og 17 m<sup>3</sup>/h. Tilsetningsprosenten er avhengig av tilførselen til anlegget. Tar vi utgangspunkt i et innløp på 1000 m<sup>3</sup>/h ved Odderøya rensenanlegg og 500 m<sup>3</sup>/h ved Bredalsholmen rensenanlegg tilsvarer dette hhv 2,4 % og 3,4 % tilsatt rejektivann. I forsøkene er det lagt opp til en dosering i intervallet 0-5 % tilsatt rejektivann.

Sentrifugene ved anleggene kjøres kun i arbeidstiden, inntil 7 timer/dag, og leverer vann til et rejektivannsbasseng hvor de nevnte pumper pumper rejektivannet videre til innløpet. Tilførselen av rejektivann skjer i det samme tidsrommet, noe som innebærer at store deler av døgnet ikke har noen rejektivannsbelastning.

### 5.5.1 Analyseresultater jartest 1, 2, 3, 4, 5, 6 og 12

Jartest 1 ble gjennomført 3. oktober og begrene ble fremstilt ved at 4,7 % (47 ml) sjøvann og 0-5 % (0-50 ml) ble blandet med vann fra døgnblandprøven til et totalvolum på 1000 ml. Begrene ble tilsatt 318 g JKL/m<sup>3</sup> samtidig som hurtiginnblandingen startet. Etter endt sedimentering ble prøver tatt av supernatten. Det ble benyttet pipette for Orto-P- og KOF analyser som krevde 2 ml prøvevolum, og en sprøyte med forlenget spiss til å ta ut Tot-P analyser som krevde 50 ml prøvevolum.

Jartest 1 ble gjennomført 3. oktober og det ble iblandet 4,7 % sjøvann, tilsvarende rapportert dosering ved Odderøya rensenanlegg, og rejektivann som fremgår av tabellen. JKL doseringen var på 318 g JKL/m<sup>3</sup>.

Tabell 9: Analyseresultater jartest 1 for Odderøya renseanlegg utført 3. oktober 2013

Jartest 1	0 % rejekt	1 % rejekt	2 % rejekt	3 % rejekt	4 % rejekt	5 % rejekt	innløp	rejekt	sjø
Tot-p	0,62	0,81	1,07	1,27	1,29	1,42	6,6	13,1	
Orto-P	0,412	0,512	0,724	0,866	0,978	1,13	5,35	8,38	
KOF <sub>ufiltrert</sub>	114	119	141	153	166	176	403	1168	
KOF <sub>filtrert</sub>							198	1127	
SS							314	1400	
Alk							4,65	41,9	2,2
pH <sub>før JKL</sub>	7,09	7,2	7,25	7,32	7,36	7,38	7,29	7,82	7,83
pH <sub>etter JKL</sub>	6,04	6,14	6,23	6,28	6,33	6,38			
Kond	3490	3670	3690	3770	3860	3910	900	7430	42900
Turb	18	26	40	57	76	99			

Tabell 9 viser hvordan rejektivannet har en dramatisk negativ effekt på renseresultatet. I beger 1 som ikke har noen påvirkning av rejektivann er utslippskonsentrasjonen av Tot-P 0,62 mg/l, som tilfredsstillende 90 % (0,66 mg P/L) rensing. Økende innblanding av rejektivannet øker konsentrasjonen betydelig og mer enn doubler fosforutslippet allerede ved 3 % rejektivannstilsetning. For KOF oppnås renskravet i beger 1 og 2 men for større rejektivannsmengder overskrides kravet. Forklaringen ligger delvis i det høye alkalitetsinnholdet i Odderøyas rejektivann på hele 41,9 mmol/l samtidig som pH er høy. Dette fører til at fellings pH-verdi øker med økende rejektivannsdosering og pH i fellingsprosessen blir høyere enn optimalt område for JKL.

Det kan også leses av stadig økende turbiditetsverdier i supernanten.

Det skal også bemerkes at konduktiviteten (ledningsevnen) er relativt høy med 900  $\mu\text{S}/\text{cm}$  i innløpsvannet og som bemerket i kapittel 6.3 tyder dette på litt inndeckende sjøvann på nettet. Dessuten er ledningsevnen i rejektivannet på hele 7430  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Hvor mye av dette som skyldes sjøvann og hvor mye som skyldes andre oppløste stoffer i råtnetankens slamvann er usikkert.

Jartest 2 ble gjennomført 3. oktober og det ble tilsatt 3 % sjøvann tilsvarende doseringen ved Bredalsholmen renseanlegg og rejektivann som fremgår av tabellen under. Det ble dosert 225 g JKL/m<sup>3</sup> som tilsvarte det reelle forbruket som varierte mellom 200 og 250 g JKL/m<sup>3</sup> i tidsrommet jartesten ble utført.

Tabell 10: Analyseresultater jartest 2 for Bredalsholmen renseanlegg utført 3. oktober 2013

Jartest 2	0 % rejekt	1 % rejekt	2 % rejekt	3 % rejekt	4 % rejekt	5 % rejekt	innløp	rejekt	sjø
Tot-p	1,01	1,05	1,07	1,19	1,07	0,94	6,7	12,2	
Orto-P	0,74	0,73	0,788	0,865	0,779	0,689	6,28	5,77	
KOF <sub>ufiltrert</sub>	139	136	147	154	152	157	630	1145	
KOF <sub>filtrert</sub>							207	740	
SS							233	600	
Alk							4,1	8,8	2,2
pH <sub>før JKL</sub>	6,99	7,05	6,97	6,97	6,96	6,94	7,06	6,55	7,83
pH <sub>etter JKL</sub>	6,16	6,23	6,25	6,3	6,26	6,2			
Kond	2520	2470	2510	2470	2510	2650	735	3270	42900
Turb	43	37	42	45	54	58			

Ved jartest 2 ble fortrefeligheten av å ha konduktivetsmåler oppdaget. Konduktiviteten ble målt i alle beger før klargjøring til JKL-dosering, og det ble oppdaget at begeret for 1 % rejektivannstilsetning kun hadde en konduktivitet på 852  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Da var det raskt å konkludere med at det ikke var tilsatt saltvann i begeret, og nytt beger med saltvann ble produsert og benyttet i jartesten.

Som vi ser av resultatene i jartest 2 oppnås det dårlige rensegrader jevnt over hele testen. Ved 0 % tilsatt rejektivann er utløpskonsentrasjonen på Tot-P på hele 1.01 mg P/l som tilsvarer 5 % under rensekravet. Ved tilsetning av rejektivann ser vi at denne utslippskonsentrasjonen øker frem til 3 %, men for 4 % og 5 % blir fosforinnholdet lavere igjen. Tot-P analysene ble i dette forsøket ikke fortynnet og Hach DR2800 som ble benyttet for å lese av resultatene reduserer nøyaktigheten på målinger over 1 mg P/l noe som reduserer nøyaktigheten på disse analysene, men man kan med sikkerhet si at de er for høye. Etter denne første labdagen med jartest 1 og 2 ble også supernanten fortynnet før analyse.

KOF konsentrasjonene viser en svak økende tendens ved økende rejektivannstilsetning. Som konsentrasjon klarer ingen av disse rensekravene, men målt som % reduksjon klarer man akkurat rensekravet på 75 % reduksjon som med dette innløpsvannet tilsvarer 157,5 mg O/l. Disse dårlige utslippskonsentrasjonene kan skyldes en noe lav JKL dosering. I månedsrapport mottatt i ettertid fremgår det at vannet denne døgnblandprøven representerer ble felt med 269 g JKL/m<sup>3</sup>. I videre forsøk ved Bredalsholmen ble døgnverdier benyttet.

Sammenligner vi jartest 1 og 2 ser man at begge forsøk reduserer rensegraden ved økende rejektivannstilsetning, men rejektivannet fra Odderøya viser betraktelig større påvirkning enn rejektivannet fra Bredalsholmen.

Jartest 3 ble gjennomført 8. oktober og det ble iblandet 4,7 % sjøvann, tilsvarende rapportert dosering ved Odderøya renseanlegg, og rejektivann som fremgår av tabellen. JKL doseringen var på 318 g JKL/m<sup>3</sup>.

**Tabell 11: Analyseresultater jartest 3 for Odderøya renseanlegg utført 8. oktober 2013.**

Jartest 3	0 % rejeckt	1 % rejeckt	2 % rejeckt	3 % rejeckt	4 % rejeckt	5 % rejeckt	innløp	rejeckt	sjø
Tot-p	0,48	0,8	0,88	0,98	1,16	1,42	8	12,7	
Orto-P	0,309	0,614	0,593	0,681	0,779	0,882	4,42	6,59	
KOF <sub>ufiltrert</sub>	82,3	99,5	121	119	134	157	593	1192	
KOF <sub>filtrert</sub>							183	974	
SS							260	1300	
Alk							4	49,5	
pH <sub>før JKL</sub>	7,1	7,12	7,2	7,23	7,27	7,3	7,02	7,74	7,58
pH <sub>etter JKL</sub>	5,9	6	6,11	6,19	6,24	6,31			
Kond	3630	3540	3430	3710	3870	4000	1040	7400	34900
Turb	17	39	67	64	75	89			

Tabell 11 viser at man uten tilsatt rejektivann med god margin klarer rensekravene for både Tot-P og KOF, men allerede ved kun 1 % tilsatt rejektivann ligger man akkurat på grensen til å klare rensekravet for Tot-P, og ved 5 % rejeckt har utslippskonsentrasjonene nesten tredoblet seg. KOF målingene viser at utslippskonsentrasjonene nesten dobler seg, og ved 5 % klarer man ikke rensekravene verken som utslippskonsentrasjon eller rensegrad som for denne prøven tilsvarer 148,25 mg O/l.

Resultatene i jartest 3 viser relativ lik tendens som jartest 1, men resultatet fra beger til beger er noe bedre. Her ser vi at for Tot-P tilfredsstillende tilsetning av 0 % og 1 % rejeckt rensekravet men ved ytterligere tilsetning økes utslippskonsentrasjonene betraktelig, og kraftigere enn for jartest 1. Sammenligner vi rejektivannet ser vi at det er to ting som i særlig grad skiller jartest 1 og 3. KOF<sub>filtrert</sub> viser at en større del av det organiske stoffet foreligger på partikulær form, noe som kan forklare at jartest 3 fjernet mer organisk stoff målt som KOF. Den andre forskjellen er alkaliteten som øker fra 41,9 til 49,5 mellom jartest 1 og 3.

Jartest 4 ble gjennomført 8. oktober og det ble tilsatt 3 % sjøvann tilsvarende doseringen ved Bredalsholmen renseanlegg og rejektivann som fremgår av tabellen under. Det ble dosert 177 g JKL/m<sup>3</sup> som tilsvarer snittforbruk over døgnet for den aktuelle døgnblandprøven. Tot-P analysene ble i første omgang ikke korrekt gjennomført, resultatene vist i Tabell 12 er analyser utført ved å benytte Hach LCK314 reagenser, som angir Tot-P med en desimal større nøyaktighet. Denne feilen betyr og at Tot-P analysene er utført med ytterligere en times sedimentering. KOF<sub>filtrert</sub> ble uheldigvis ikke målt i denne analysen.

**Tabell 12: Analyseresultater jartest 4 for Bredalsholmen renseanlegg utført 8. oktober 2013.**

Jartest 4	0 % rejeckt	1 % rejeckt	2 % rejeckt	3 % rejeckt	4 % rejeckt	5 % rejeckt	innløp	rejeckt	sjø
Tot-p	0,682	0,93	0,968	0,894	1,25	1,12	5	10,8	
Orto-P	0,69	0,836	0,883	0,821	0,906	0,823	3,38	16,8	
KOF <sub>ufiltrert</sub>	149	161	178	178	181	176	594	1484	
KOF <sub>filtrert</sub>							222		
SS							100	1500	
Alk							2,45	15,25	
pH <sub>før JKL</sub>	6,92	6,85	6,83	6,8	6,78	6,78	7	6,99	7,58
pH <sub>etter JKL</sub>	6,01	6,05	6,09	6,09	6,13	6,08			
Kond	2270	2300	2250	2340	2250	2300	503	3200	34900
Turb	37	64	65	73	85	80			

Man kan lese av Tabell 12 at ingen av målingene tilfredsstillere rensekrav, verken målt som utslippkonsentrasjoner eller rensegrad. Men man observerer en forverrende trend ved økende rejektivannsdosering. Imidlertid snur denne ved 5 % tilsetning av rejektivann. Hva dette skyldes vites ikke, men man ser av pH-verdiene at denne har sunket for siste beger. Her ligger pH noe nærmere fellingsområde for JKL og rensegraden økes.

Jartest 5 ble utført 9. oktober og det ble iblandet 4,7 % sjøvann, tilsvarende rapportert dosering ved Odderøya renseanlegg, og rejektivann som fremgår av tabellen. JKL doseringen var på 318 g JKL/m<sup>3</sup>.

**Tabell 13: Analyseresultater jartest 5 for Odderøya renseanlegg utført 9. oktober 2013.**

Jartest 5	0 % rejeckt	1 % rejeckt	2 % rejeckt	3 % rejeckt	4 % rejeckt	5 % rejeckt	innløp	rejeckt	sjø
Tot-p	0,64	0,66	0,8	0,92	1,14	1,24	6,3	9,5	
Orto-P	0,466	0,527	0,556	0,689	0,805	0,883	4,14	3,72	
KOF <sub>ufiltrert</sub>	96,6	106	114	128	143	150	378	1138	
KOF <sub>filtrert</sub>							173	917	
SS							200	500	
Alk							3,9	41	
pH <sub>før JKL</sub>	6,94	7,03	7,08	7,1	7,14	7,17	7,08	7,62	7,85
pH <sub>etter JKL</sub>	5,86	6,02	6,02	6,03	6,09	6,09			
Kond	3100	3100	3290	3310	3380	3490	686	6500	37100
Turb	20	25	34	52	75	70			

Jartest 5 viser like tendenser som jartest 1 og 3, hvor man ser en dramatisk reduksjon i rensegrad ved økende rejektivannstilsetning. Ingen av begrene i jartest 5 klarer rensekravet for Tot-P, men vi finner at utslippskonsentrasjonen tilnærmet doubler seg fra 0 % til 5 % tilsatt rejektivann. Som man husker fra Tabell 11 for jartest 3 viste denne en tilsvarende tredobling, men for jartest 5 ser man at alkaliteten er nede på nivå med jartest 1 som viste en dobling i utslippskonsentrasjoner. men igjen viser jartesten at rejektivannet for samme JKL dose gir dårligere og dårligere resultat både for Tot-P og KOF.

Begrene for 0 %, 1 % og 2 % tilsatt rejektivann klarer kravene utslippskravene for KOF med hensyn på utslippskonsentrasjon, men sett som % reduksjon i forhold til innløpet klarer ingen av prøvene 75 % reduksjon.

Jartest 6 ble gjennomført 9. oktober og det ble tilsatt 3 % sjøvann tilsvarende doseringen ved Bredalsholmen renseanlegg og rejektivann som fremgår av tabellen under. Det ble dosert 195 g JKL/m<sup>3</sup> som tilsvarer snittforbruk over døgnet for den aktuelle døgnblandprøven. 8 oktober mottok Bredalsholmen renseanlegg 8,2 m<sup>3</sup> septikslam. Dette har ikke blitt fanget opp i døgnblandprøvetaker, men mengdemessig kan i underkant av 1 ‰ av rejektivannet bestå av slam fra septikslammet.

Tabell 14: Analyseresultater jartest 6 for Bredalsholmen renseanlegg utført 9. oktober 2013.

Jartest 6	0 % rejekt	1 % rejekt	2 % rejekt	3 % rejekt	4 % rejekt	5 % rejekt	innløp	rejekt	sjø
Tot-p	0,82	0,84	0,9	0,88	0,86	1,02	5,2	11,4	
Orto-P	0,693	0,665	0,72	0,705	0,681	0,717	4,13	7,8	
KOF <sub>ufiltrert</sub>	117	121	129	144	148	161	483	1196	
KOF <sub>filtrert</sub>							153	783	
SS							300	1200	
Alk							3,1	10,8	
pH <sub>før JKL</sub>	6,81	6,79	6,75	6,74	6,70	6,70	6,92	6,66	7,85
pH <sub>etter JKL</sub>	6,04	6,09	6,07	5,93	6,04	6,07			
Kond	2390	2260	2250	2350	2330	2250	581	3320	37100
Turb	31	30	40	47	48	63			

Målingen for KOF<sub>filtrert</sub> kan være noe fortynnet da det ble oppdaget tilbakeslag av springvann inn i oppsamlingskolben under dette forsøket.

Tabell 14 viser at ingen av Tot-P analysene klarer rensekravet, og selv om det ikke observeres en klar sammenheng mellom tilsatt rejektivann og utslippskonsentrasjoner ser man en viss økning. Ser man til KOF målingene viser disse en større sammenheng mellom utslippskonsentrasjoner og tilsatt mengde. Av begrene i jartest 6 vil 0 % og 1 % klare utslippskravet mhp utslippskonsentrasjoner, mhp % reduksjon vil kravet være på 120,75 mg O/l slik at beger tilsatt 1 % rejektivann akkurat ikke klarer kravet.

Jartest 12 ble utført 23. oktober og det ble iblandet 4,7 % sjøvann, tilsvarende rapportert dosering ved Odderøya renseanlegg, og rejektivann som fremgår av tabellen. JKL doseringen var på 318 g JKL/m<sup>3</sup>. I motsetning til de overstående jartester ble denne, grunnet uoppmerksomhet, gjennomført med en hurtiginnblanding på 350 o/min. Denne jartesten var planlagt som en del av en ny serie jartester to uker etter de overstående jartester, men som bemerket lot kun denne 1 av 4 planlagte jartester seg gjennomføre.

Tabell 15: Analyseresultater jartest 12 ved Odderøya renseanlegg utført 23. oktober 2013.

Jartest 12	0 % rejekt	1 % rejekt	2 % rejekt	3 % rejekt	4 % rejekt	5 % rejekt	innløp	rejekt	sjø
Tot-p	0,2	0,26	0,16	0,18	1,08	0,18	3,2	77	
Orto-P	0,07	0,094	0,066	0,052	0,306	0,051	1,55	33,8	
KOF <sub>ufiltrert</sub>	32,2	43,9	60,8	40,2	149	122	259	3326	
KOF <sub>filtrert</sub>							76,5	2231	
SS							180	12400	
Alk							2,1	78	
pH <sub>før JKL</sub>	7,03	7,03	7,01	6,98	6,99	7	7,38	7,42	
pH <sub>etter JKL</sub>	5,54	5,76	5,79	5,91	5,98	6,12			
Kond	2370	2370	2400	2400	2420	2440	841		13710
Turb	2	7	3	5	72	11			

Som nevnt ble denne testen gjennomført med høyere turtall i hurtiginnblandingen. Tabell 7 viser også at det var vesentlig høyere vannmengder inn på anlegget sammenlignet med de tidligere undersøkelsene. Tot-P konsentrasjonen i innløpsvannet var dessuten vesentlig lavere som tyder på stor fremmedvannstilførsel. En eller trolig flere av disse faktorene spiller inn på at resultatene for jartest 12 hvor det oppnås vesentlig lavere konsentrasjoner i rensset vann. Men tendensen er den samme at særlig KOF konsentrasjonene øker systematisk med økende rejektivannsdosering.

Tabell 7 viser og at grunnet de høye vannmengdene inn på Odderøya renseanlegg nedjusteres JKL doseringen til hhv 229 og 195 g JKL/m<sup>3</sup>. Dette medfører at denne jartesten er overdosert med JKL. Her er det veldig interessant å se på utviklingen av prosess pH. Denne viser i all tydelighet at pH for 0 % tilsatt rejektivann er vesentlig lavere enn i andre forsøk, men at den øker betydelig for hver % tilsatt rejektivann. Dette skyldes alkaliteten i rejektivannet som gir hvert beger økt bufferevne.

Grunnen til at jartest 12 ble gjennomført med høyere turtall enn de andre kom av at det ble diskutert hvorvidt turtallet på hurtiginnblandingen kunne være en medvirkende faktor til at jartestene med rejektivannstilsetning jevnt over oppnådde lavere rensegrader enn fullskala anleggene. I forbindelse med dette ble knapper skrudd på, og ikke tilbakestillt til opprinnelig posisjon.

Man ser og at undersøkelsene for 4 % tilsatt rejektivann skiller seg vesentlig ut samtidig som prosess pH følger lik utvikling som de resterende begrene. Årsaken til dette vites ikke.

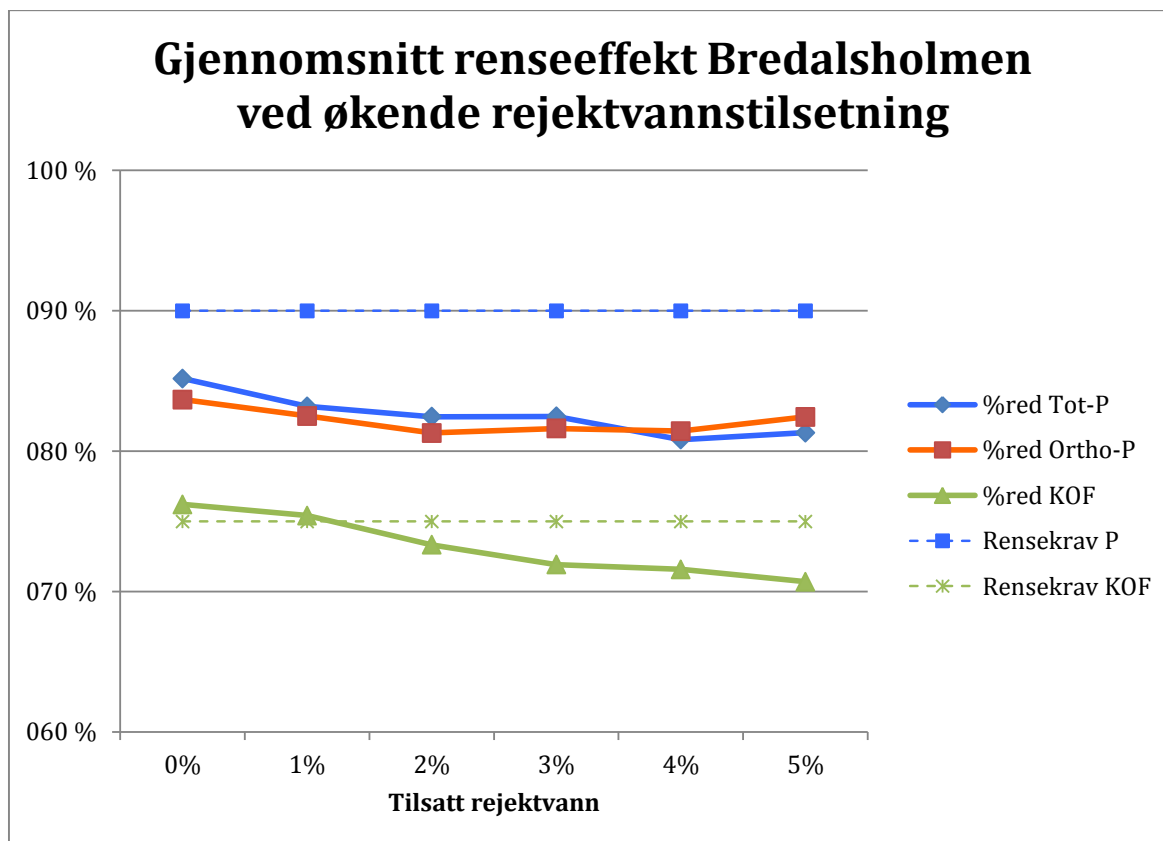
Det er og verd å merke seg de høye konsentrasjonene målt i rejektivannet. Rejektivannsprøven denne dagen, samt for jartest 10 dagen før, skiller seg vesentlig fra de resterende rejektivannsprøvene og anses som ekstremverdier. Dette viste seg og som en vesentlig endring i lukt og farge sammenlignet med andre rejektivannsprøver.

Det ble etterspurt om noe unormalt foregikk ved Odderøya renseanlegg, men ingen kunne rapportere noe unormalt.

Måleusikkerheten for Tot-P til rejektivannet i jartest 12 kan antas å være noe høyere enn for andre forsøk da denne ble fortynnet 50 ganger, før den nærmet seg måleskalaen til apparatet. Hach DR2800 har måleskala opp til 1 mg P/l, men angir også verdier over dette. Denne 50 ganger fortynnede prøven målte 1,54.

I figuren under er det regnet ut gjennomsnittlige rensegrader i prosent basert på målingene fra jartest 2, 4 og 6.



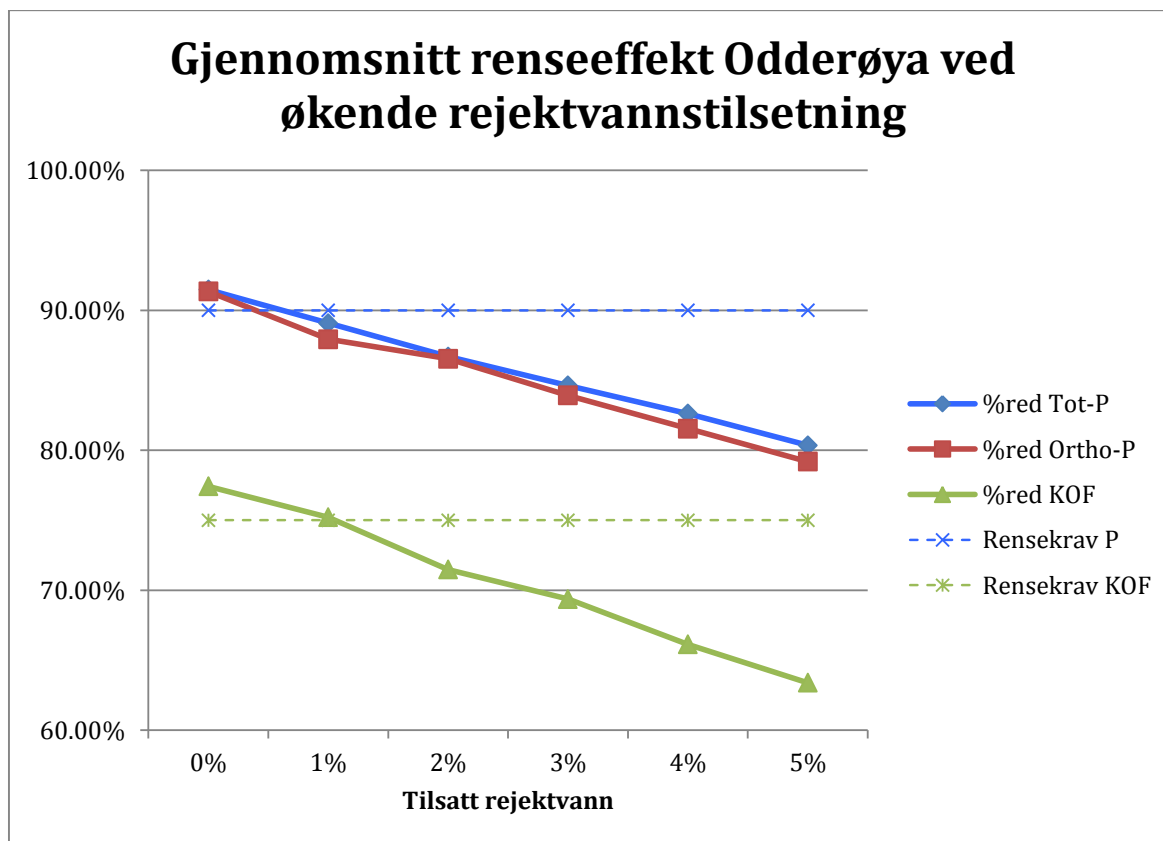


Figur 11: Gjennomsnittlig renseeffekt ved Bredalsholmen for alle 3 jartestene ved økende rejeftvannstilsetning.

Figur 11 viser oss en svakt synkende renseeffekt for fosfor og organisk stoff ved økende tilsetning av rejeftvann ved Bredalsholmen renseanlegg. Resultatene viser og at rensegraden for alle forsøkene ligger under utslippskravene, men det antas at dette først og fremst skyldes for lav jernklorid dosering. Dette ser man ved at prosess pH er noe høy. Til sammenligning hadde Bredalsholmen renseanlegg som vist i Tabell 7 ca. 10 % høyere rensegrad enn det som ble oppnådd i jartest.

Effekten rejeftvannet har på rensingen representeres ved den negative helningen kurvene har. Som vi ser går renseeffekten for Tot-P ned fra 85 % til 81 %, og for KOF reduseres renseeffekten fra 76 % til 71 %.

Figur 12 viser gjennomsnittlige rensegrader fra jartest 1, 3 og 5 og viser hvordan rensegraden kobles mot økende tilsetning av rejeftvann. Målingene fra jartest 12 er utelatt i denne grafen.



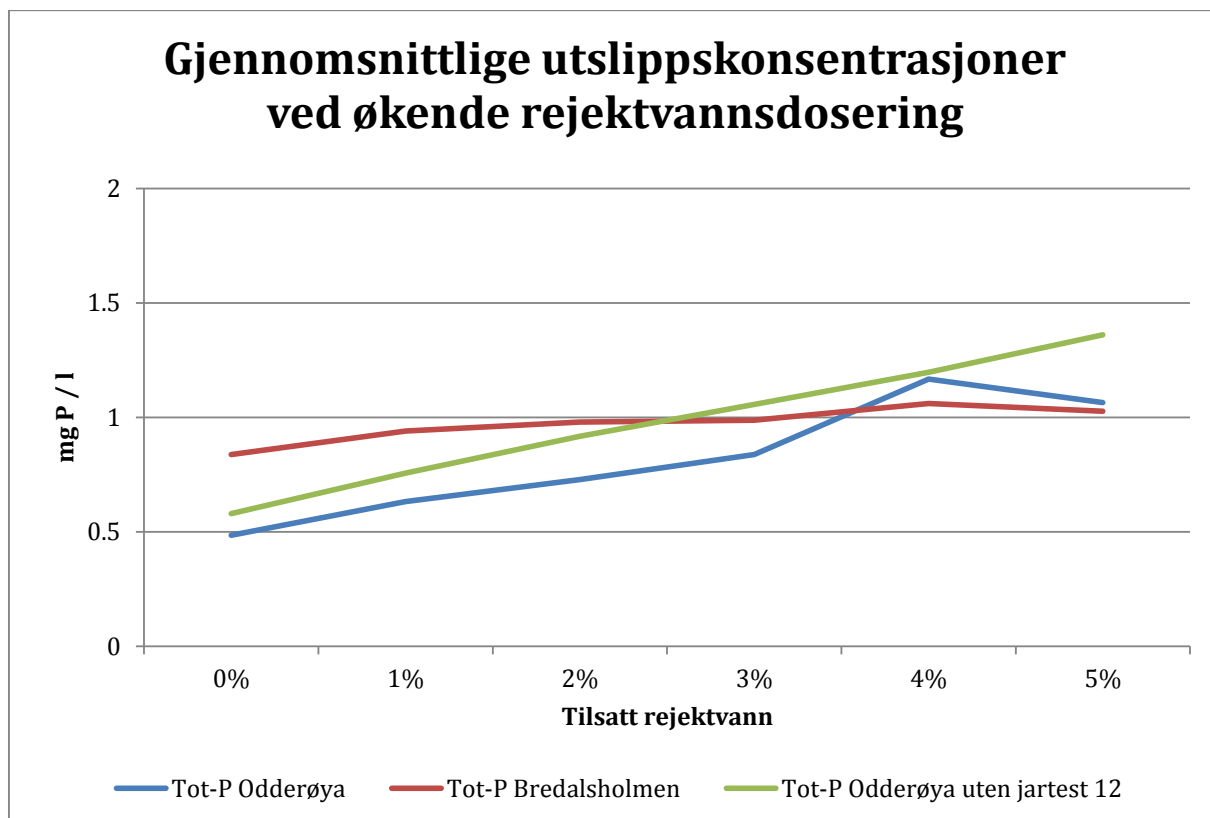
Figur 12: Gjennomsnittlig renseeffekt for 3 jartester ved Odderøya ved økende rejektivannstilsetning

Figur 12 viser at Odderøya renseanlegg har en vesentlig kraftigere negativ påvirkning på oppnådd rensegrad ved økende tilsetning av rejektivann.

Sammenligner man helningen på grafene ser man at Odderøyas rejektivann påvirker renseeffekten med over 2 % for hver prosent tilsatt rejektivann. Dette er over dobbelt så kraftig som for Bredalsholmens rejektivann, som reduserer rensegraden med omtrent 1 % for hver prosent tilsatt rejektivann.

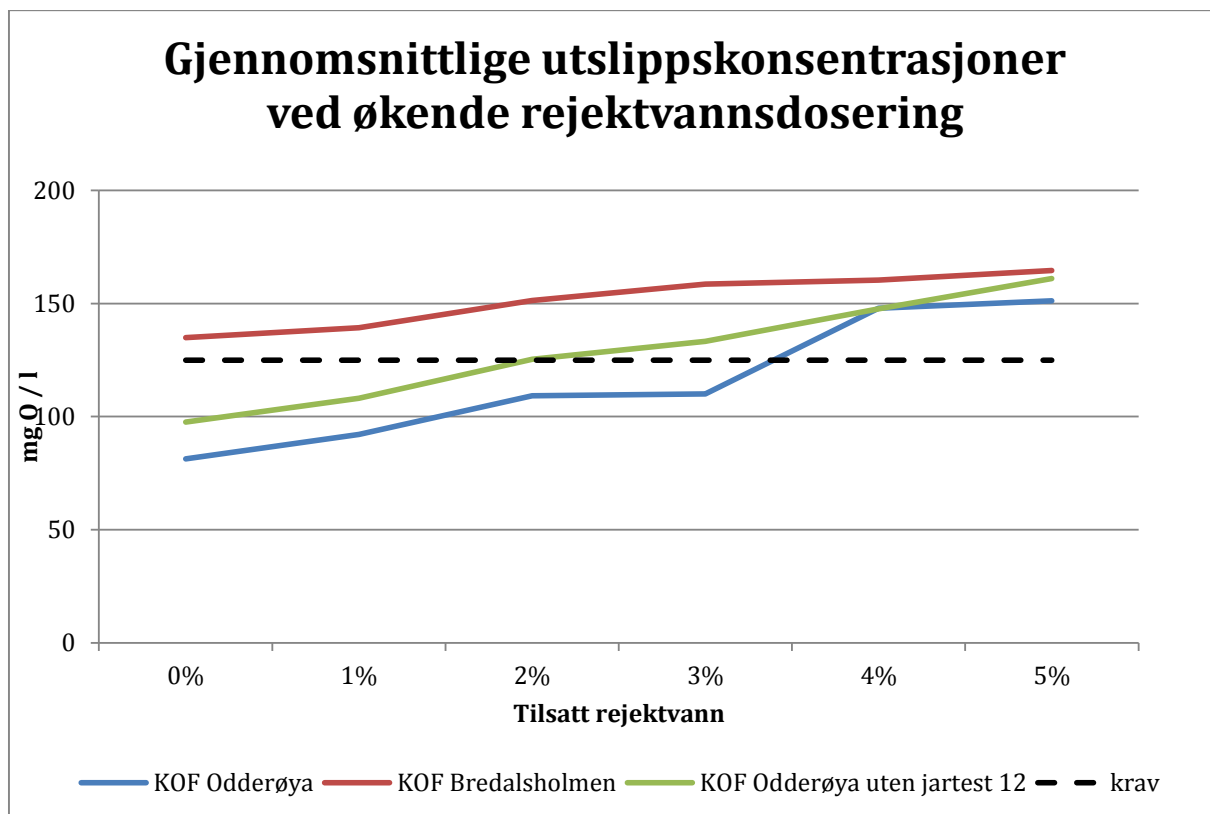
Dette har sin naturlige forklaring ved at det utråtnede slammet har et rejektivann som får en enormt høy alkalitet og samtidig stiger pH i slammet gjennom råtnetanken. Dette fører til at rejektivannet som returneres til innløpet nedstrøms innløpsprøvetaker, løfter pH i fellingsprosessen betydelig og senker rensegraden som vist i forsøkene.

I Figur 13 og Figur 14 under er gjennomsnittlige utslippskonsentrasjoner for fosfor og KOF regnet ut og viser forskjellene mellom anleggene. For Odderøya er det laget to kurver, en med og en uten resultatene fra jartest 12. Som tidligere nevnt har jartest 12 en noe annerledes utvikling og disse ekstremverdiene påvirker gjennomsnittet i stor grad.



Figur 13: Gjennomsnittlige utslippskonsentrasjoner fosfor.

Denne figuren viser oss i likhet med Figur 11 og Figur 12 at utslippet av fosfor øker vesentlig kraftigere med økt tilsetning av rejektivann ved Odderøya renseanlegg enn ved Bredalsholmen renseanlegg. Som man ser mer enn doubler utslippskonsentrasjonene ved Odderøya seg, mens for Bredalsholmen finner man ikke langt nær den samme økningen. Det er ikke lagt til en egen linje for rensekrav da denne er en % reduksjon av innløpskonsentrasjonen.



Figur 14: Gjennomsnittlige utslippskonsentrasjoner KOF.

I Figur 14 finner vi at de samme trendene gjelder også for rensing av organisk stoff målt som KOF nemlig at rejektivannet fra Odderøya rensesanlegg har en vesentlig sterkere påvirkning på rensesresultatene enn rejektivannet fra Bredalsholmen rensesanlegg. Som vi ser her viser resultatene fra Bredalsholmen at ingen av tilsetningsgradene klarer utslippskravet, dette er en sannhet med modifikasjoner da KOF kravet er en kombinasjon av en øvre grense og % reduksjon som vist i kapittel 4.3. Som man ser i Figur 11 tilfredsstilles renseskravet ved 0 % og 1 % tilsatt rejektivann målt som % reduksjon ved Bredalsholmen rensesanlegg. For Odderøya rensesanlegg ved 2 % tilsatt rejektivann overskrides utslippsgrensen akkurat med 125,3 mg O/l.

## 5.6 JKL-doseringens påvirkning

### 5.6.1 Vurdering av koagulantdose og fellingspH område.

Etter å ha vurdert resultatene fra jartest 1-6 ble det klart at jartestene ikke oppnådde tilsvarende resultater som i fullskalaanleggene. I en jartest klarer man ikke å simulere samme betingelser som i et fullskalaanlegg, men man har bedre kontroll på prosessen og eliminerer flere feilkilder og normalt bør man være i stand til å oppnå bedre resultater enn fullskala renseanlegg. Sett opp mot resultatene i jartest 1-6 ser man at prosess pH er noe høy i de fleste forsøkene. Derfor ble det lagt opp til å gjennomføre jartester hvor dette ble vurdert.

Først ble det gjennomført et innledende forsøk, jartest 7, hvor hensikten var å innhente foreløpige resultater til å forberede neste økt ved laboratoriet to uker senere. I arbeidet videre ble det i samtale med Lasse Vråle avgjort at JKL doseringen for jartest 8 og 9 skulle basere seg på en titrering av innløp iblandet rejeckt og sjøvann i samme dose som under jartester. Dette ble gjennomført samme dag og med samme vann som hhv jartest 8 og 9 ved at døgnblandprøve iblandet 4 % rejeckt vann og 3 % sjøvann ble titrert med JKL til pH 4. Mengden forbrukt JKL ble så fordelt i 6 intervaller, tilsvarende antall jarbeger.

Titreringen gav at vannet fra Odderøya krever 37 % mer JKL enn vannet fra Bredalsholmen for å nå pH=4. Det bemerkes at vannet fra Odderøya holder høyere start-pH, og endte med noe lavere slutt-pH noe som reduserer denne prosentsetsatsen. Det er likevel interessant å sammenligne dette med fullskalaanlegget data fra fullskalaanleggene, vist i Figur 7, som viser at Odderøya i snitt doserer 75 % mer JKL enn Bredalsholmen, en dobling av hva titreringen tilsier.

### 5.6.2 Analyseresultater jartest 7, 8 og 9 for å avklare koagulantdose og pH i fellingsprosessen

Som nevnt over ble jartest 7 gjennomført som et arbeidsgrunnlag for planleggingen av jartest 8 og 9. Denne ble gjennomført med kun 4 jarbeger, da det kun var 4 liter døgnblandprøve igjen etter tidligere jartester denne dagen. Dette innebærer en viss risiko for at særlig det siste begeret (396 g JKL/m<sup>3</sup>) kan ha hatt et større innhold av partikulære forurensninger som har sedimentert til bunn av beholderen enn andre forsøk. Beholderen ble alltid ristet godt før hvert uttak, men et visst bunnfall finner sted også i en døgnblandprøve.

I forsøkene ble det iblandet 4 % rejeckt vann og 3 % sjøvann. JKL doseringen ble satt til 99 g JKL/m<sup>3</sup>. Det ble av tidsmessige årsaker ikke gjennomført KOF analyser av disse jarbegrene.

Tabell 16: Analyseresultater jartest 7 ved Odderøya rensanlegg 9. oktober 2013

Jartest 7	99 g JKL/m <sup>3</sup>	198 g JKL/m <sup>3</sup>	297 g JKL/m <sup>3</sup>	396 g JKL/m <sup>3</sup>	innløp	rejekt	sjø
Tot-p	1,58	1,55	1,23	1,27	6,3	9,5	
Orto-P	1,5	1,23	0,931	0,855	4,14	3,72	
KOF u					378	1138	
KOF f					173	917	
SS					200	500	
Alk					3,9	41	
pH <sub>før JKL</sub>	7,3	7,26	7,18	7,18	7,08	7,62	7,85
pH <sub>etter JKL</sub>	6,86	6,48	6,21	6,21			
Kond	2640	2640	2600	2600	686	6500	37100
Turb	82	84	73	80			

Som det fremgår i Tabell 16 synker fosforinnholdet som forventet med økende JKL dosering. Det er interessant og viktig å merke seg koblingen mellom prosess pH (pH<sub>etter JKL</sub>) og Tot-P. Denne viser at fellingen er avhengig av oppnådd prosess pH. Her ser vi og at selv om doseringen for det siste begeret øker, så holder prosess pH og fosforinnholdet seg tilnærmet stabilt. Det antas at dette henger sammen med et mulig forhøyet innhold av partikulære forurensninger. Dette kan også sees av at Tot-P øker, mens Orto-P reduseres noe.

Jartest 8 ble utført 21. oktober og bestod av døgnblandprøve fra Odderøya rensanlegg iblandet 3 % sjøvann og 4 % rejektivann. JKL doseringen var basert på titrering av prøve med tilsvarende blandingsforhold ned til pH < 4.

Tabell 17: Analyseresultater jartest 8 ved Odderøya rensanlegg utført 21. oktober 2013

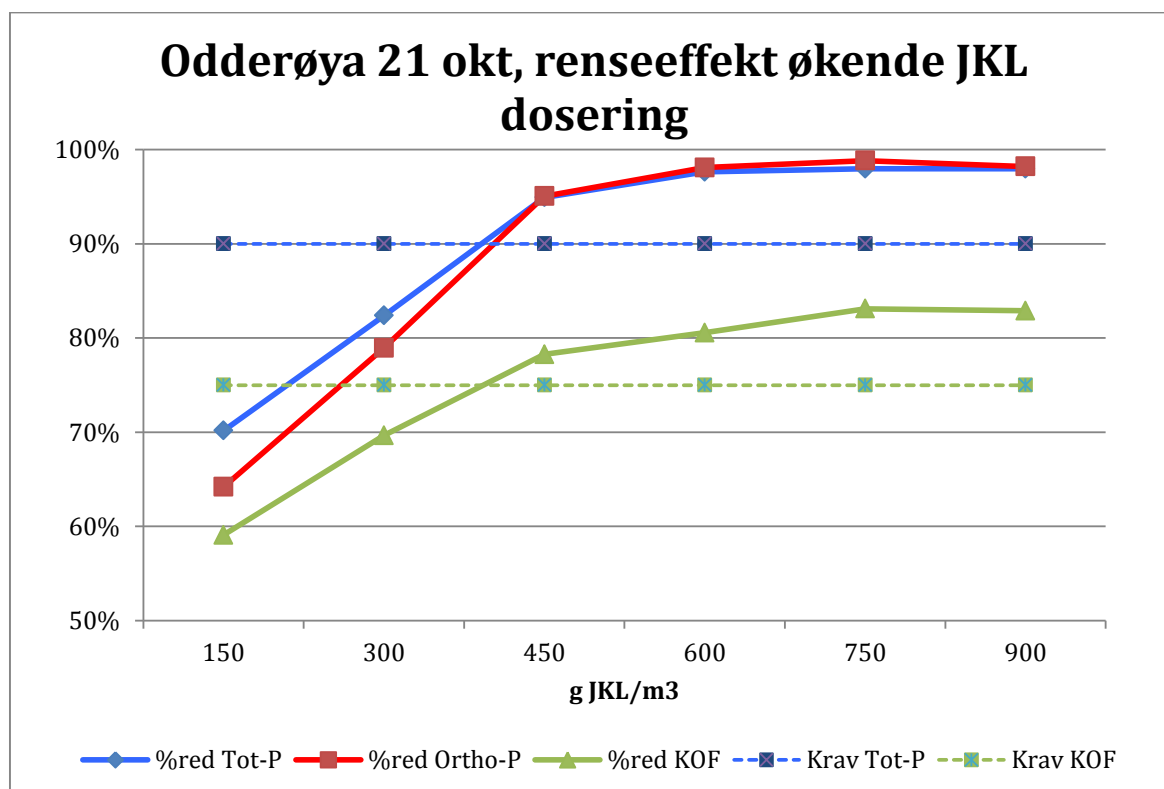
Jartest 8	150 g JKL / m <sup>3</sup>	300 g JKL / m <sup>3</sup>	450 g JKL / m <sup>3</sup>	600 g JKL / m <sup>3</sup>	750 g JKL / m <sup>3</sup>	900 g JKL / m <sup>3</sup>	innløp	rejekt	sjø
Tot-P	1,76	1,04	0,3	0,14	0,12	0,12	5,9	14,8	
Orto-P	1,16	0,682	0,16	0,062	0,038	0,058	3,24	21,6	
KOF <sub>ufiltrert</sub>	178	132	94,6	84,6	73,5	74,4	435	1177	
KOF <sub>filtrert</sub>							115	1077	
SS							140	1300	
Alk							3,53	42,9	
pH <sub>før JKL</sub>	7,17	7,15	7,18	7,17	7,15	7,15	7,03	7,88	
pH <sub>etter JKL</sub>	6,61	6,23	5,85	5,37	4,66	3,72			
Kond	2830	2860	2840	2840	2840	2850	1618		23700
Turb	98	64	38	14	8	17			

Analysene av rejektivannet i Tabell 17 viser at Tot-P < Orto-P. Dette skyldes at fosforinnholdet i prøven var så høyt at det gikk over skalaen til Hach DR2800. Apparatet forsøker da å gi en verdi, men denne vil ikke være så nøyaktig. Det samme gjelder

Orto-P. Disse verdiene bør ikke tillegges stor vekt, men man vil gjøre rett i å anta at Tot-P trolig er mye høyere enn oppgitt i Tabell 17.

Analysene viser og sammenhengen mellom pH og rensegrad. pH er naturligvis avhengig av JKL doseringen, og som vi ser reduseres fosforinnholdet betraktelig. Frem til og med 600 g JKL/m<sup>3</sup> ser vi at det er et tilnærmet lineært forhold mellom JKL doseringen og pH reduksjonen, mens etter nevnte dosering avtar dette forholdet. Dette viser at bufferevnen alkaliteten representerer avtar ved økende dosering. Man ser og at rensegraden for fosfor ikke øker nevneverdig mellom de tre siste doseringene, noe som er naturlig da det renses 98 % slik at dosering over 600 g JKL/m<sup>3</sup> vil være å overdosere. Det fremgår og av pH som synker kraftig ved de siste doseringer. Ut fra dette forsøket fremgår det at 600 g JKL/m<sup>3</sup> vil være en optimal dosering. Selv om rensegraden kun økes fra 95 % til 98 % innebærer dette at utslippet halveres.

Ut fra resultatene i jartest 8 er det regnet ut rensegrad ved øktende JKL dosering. Denne presenteres i grafen under.



Figur 15: Renseeffekt ved økende JKL-dosering Odderøya, jartest 8

Som man ser av Figur 15 må man ved dette blandingsforholdet dosere minst 400 g JKL/m<sup>3</sup> for å komme over rensekravene, til sammenligning ble det benyttet hhv 304 og 317 g JKL/m<sup>3</sup> for de to linjene ved Odderøya renseanlegg denne dagen. Dette er spesielt interessant med tanke på at Odderøya renseanlegg i dag sliter med å klare sekundærrensekravet. Dette tyder på at Odderøya renseanlegg underdoserer JKL i forhold til behovet tatt rejektivannet i betraktning og forsøket viser at det er mulig å tilfredsstille sekundærrensekravet.

Som nevnt over innebærer økningen fra 450 til 600 g JKL/m<sup>3</sup> 3 % økning i rensegrad, men dette tilsvarer en halvering av utslippskonsentrasjonen og det fysiske utslippet i samme intervall.

I Tabell 18 er tilsvarende forsøk utført med samme blandingsforhold, men med vann fra Bredalsholmen renseanlegg. Titrering med JKL gir at man her trenger en lavere dose for å nå pH=4, noe som er naturlig den lavere alkaliteten tatt i betraktning.

**Tabell 18: Analyseresultater jartest 9 ved Bredalsholmen renseanlegg utført 21. oktober 2013**

Jartest 9	110 g JKL / m <sup>3</sup>	219 g JKL / m <sup>3</sup>	329 g JKL / m <sup>3</sup>	438 g JKL / m <sup>3</sup>	548 g JKL / m <sup>3</sup>	657 g JKL / m <sup>3</sup>	innløp	rejekt	sjø
Tot-P	1,08	0,42	0,24	0,16	0,1	0,08	4,9	14,9	
Orto-P	0,677	0,287	0,192	0,101	0,044	0,03	3,11	20,5	
KOF <sub>ufiltrert</sub>	87,3	107	94,8	80,8	79,1	68,3	487	1271	
KOF <sub>filtrert</sub>							154	854	
SS							171	1800	
Alk							3,25	13,75	
pH <sub>før JKL</sub>	6,9	6,89	6,91	6,9	6,92	6,9	7,22	6,61	
pH <sub>etter JKL</sub>	6,49	6,12	5,9	5,63	4,65	4,03			
Kond	2160	2120	2090	2150	2100	2130	700	2740	23700
Turb	67	33	25	18	14	11			

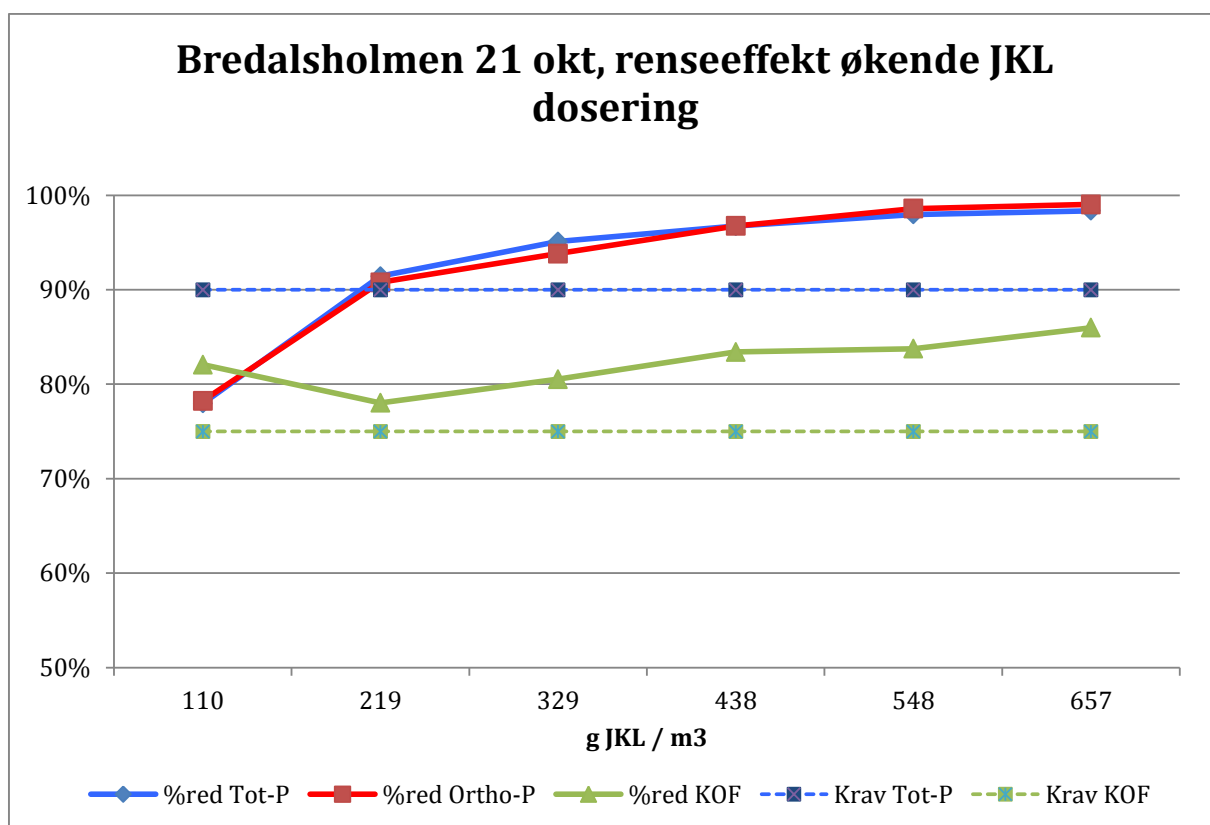
Analysene av rejektivann i Tabell 18 viser at Tot-P < Orto-P. Dette skyldes at fosforinnholdet i prøven var så høyt at det gikk over skalaen til Hach DR2800. Apparatet forsøker da å gi en verdi, men denne vil ikke være så nøyaktig. Det samme gjelder Orto-P. Disse verdiene bør ikke tillegges stor vekt, men man vil gjøre rett i å anta at Tot-P trolig er mye høyere enn oppgitt i Tabell 18

KOF<sub>ufiltrert</sub> for jartest med 219 og 329 g JKL/m<sup>3</sup> ble trolig kontaminert med mindre enn en dråpe JKL som festet seg til pipetten prøven ble tatt med og har muligens økt oksygenforbruket i prøvene noe som øker KOFverdien noe.

Sammenlignet med resultatene fra Odderøya finner vi igjen en del av de samme tendensene ved at rensegraden økes betraktelig så snart pH beveger seg under 6, men til forskjell fra Odderøya skjer dette ved vesentlig lavere JKL doseringer noe som skyldes lavere alkalitet i rejektivannet. I denne sammenhengen er det og viktig å påpeke at alkaliteten i døgnblandprøvene er i samme størrelsesorden, men at forskjellen ligger i de 4 % tilsatt rejektivann.

Rensegrader fra Bredalsholmen renseanlegg er fremstilt grafisk i figuren under.





Figur 16: Renseeffekt økende JKL-dosering Bredalsholmen, jartest 9

Figur 16 viser at rensegraden for KOF er noe redusert for 219 og 329 g JKL/m<sup>3</sup>.

Det ble som nevnt observert en kontaminering av prøvene for disse to begrene, men hvorvidt det har økt oksygenforbruket eller om muligens prøven for 110 g JKL/m<sup>3</sup> er noe høy og skulle hatt en lavere rensegrad kan ikke sies med sikkerhet.

Som vi ser av grafen må det, gitt dette blandingsforholdet, doseres minst 219 g JKL/m<sup>3</sup> for å oppnå rensekravene. Til sammenligning ble det denne dagen dosert 207 g JKL/m<sup>3</sup> ved Bredalsholmen renseanlegg. Dette tyder på en underdosering ved fullskalaanlegget, men som vi ser av doseringsmengdene kreves det mindre JKL for å felle ut forurensningene ved Bredalsholmen sammenlignet med Odderøya. Forsøket viser at å dosere ut over 438 g JKL/m<sup>3</sup> har begrensede effekt sammenlignet med økningen i JKL, og dette sees som optimal dose. Det er imidlertid ikke like tydelig som ved Odderøya da man opplever økt renseeffekt ved høyere doser.

Det er interessant å merke seg at både Odderøya og Bredalsholmen virker å ha et felles punkt ved hhv 450 og 329 g JKL/m<sup>3</sup> hvor rensegraden for fosfor ligger på 95 %. Dette punktet representerer både at pH faller under 6 i fellingen samt er det siste punktet hvor vi ser store økninger i rensegraden. Dette innebærer selv om ytterligere dosering vil øke rensegraden bør det utføres en kost/nytte vurdering for å bestemme hvorvidt ytterligere dosering vil være lønnsomt. Skal det slik prosess igangsettes vil det og være naturlig å vurdere andre kjemikalier som kan passe til de faktiske forhold og

returstrømmer, spesielt med tanke på prosess pH som holder seg høy. Aluminiumsalter feller f. eks ved høyere pH enn JKL (Gillberg et al.), og vil være et naturlig alternativ, men flere kjemikalietyper bør vurderes og testes ut ved anleggene.

## 5.7 Hurtiginnblandingens påvirkning

De kjemiske prosessene som foregår når man tilsetter fellingskjemikalier er så sterke at de splitter vannmolekylene fra  $H_2O \rightarrow OH + H^+$ . Kjemikaliene som tilsettes vil nå binde seg med enten OH- eller fosformolekylene. Siden sannsynligheten for at kjemikaliene finner et OH molekyl er i størrelsesorden 200.000 ganger større enn for å finne et fosformolekyl. Hele den kjemiske prosessen er over i løpet av noen få sekunder, slik at ønsker man å fjerne fosfor fra vannet er det særdeles viktig å øke sannsynligheten for kjemikaliene å treffe fosformolekylene. Dette gjøres ved å sørge for at kjemikaliene tilsettes et sted hvor vannet har høy turbulens slik at kjemikaliene tilnærmet umiddelbart er blandet ut i hele vannmassen. (Gillberg et al.)

For å avdekke effekten av hurtiginnblanding ble det gjennomført 2 jartester med avløpsvann fra hhv Odderøya og Bredalsholmen renseanlegg 24. oktober. Begge forsøkene ble gjennomført med 4 % tilsatt rejektivann.

### 5.7.1 Undersøkelse av hurtiginnblandingens innvirkning i jartest 14 og 15

Undersøkelsen er utført ved at hurtigomrøringen (Rapid Mix) i jartesten er endret fra 0 til 400 o/min fra beger 1 til beger 6 og omrøringstiden har vært 30 sekunder.

Analyseresultatene for økende intensitet i hurtiginnblanding er vist i Tabell 19 og Tabell 20 nedenfor. Jartest 14 er iblandet 4,7 % sjøvann, 4 % rejektivann og 318 g JKL/m<sup>3</sup>. Jartest 15 er iblandet 3 % sjøvann, 4 % rejektivann og 135 g JKL/m<sup>3</sup> som tilsvarte forbruket når øyeblikksprøven ble hentet.

Tabell 19: Analyseresultater jartest 14 for Odderøya renseanlegg utført 24. oktober 2013

Jartest 14	0 O/MIN	200 O/MIN	250 O/MIN	300 O/MIN	350 O/MIN	400 O/MIN	innløp	rejekt	sjø
Tot-p	0,66	0,35	0,35	0,24	0,23	0,16	2,8	13	
Orto-P	0,4	0,223	0,219	0,161	0,157	0,081	1,54	8,08	
KOF <sub>ufiltrert</sub>	92,5	63	59,8	59,4	53,8	56,4	260	1210	
KOF <sub>filtrert</sub>							77,6	984	
SS							80	1000	
Alk							2,2	44	
pH <sub>før JKL</sub>	7,68	7,71	7,68	7,69	7,73	7,7	7,31	8,23	
pH <sub>etter JKL</sub>	6,29	6,35	6,33	6,32	6,33	6,34			
Kond	3010	3000	3020	3040	3010	3040	1489	4750	16500
Turb	74	35	30	22	24	13			

Grunnet at uoppmerksomhet er det sannsynlig at beger merket 200 o/min har holdt 250 o/min, og beger merket 350 o/min har holdt 400 o/min i noen sekunder av hurtigomrøringen.

Tabell 20: Analyseresultater jartest 15 for Bredalsholmen renseanlegg utført 24. oktober 2013.

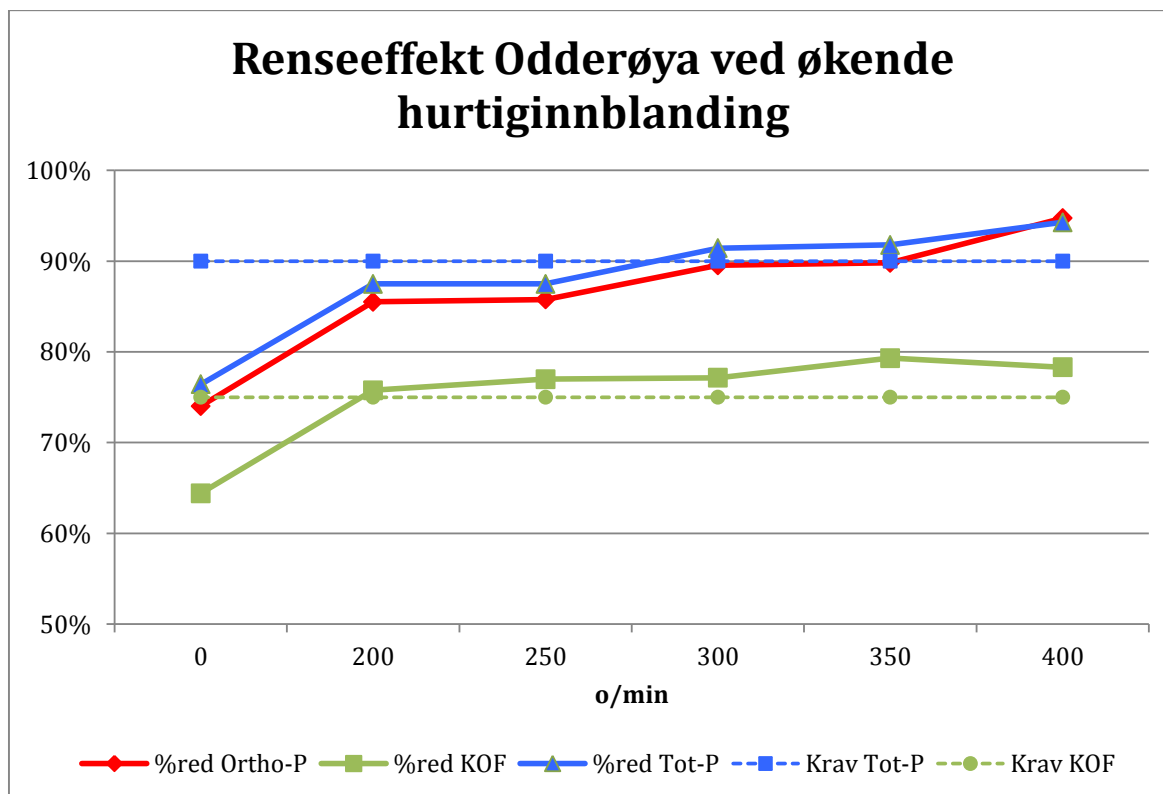
Jartest 15	0 O/MIN	200 O/MIN	250 O/MIN	300 O/MIN	350 O/MIN	400 O/MIN	innløp	rejekt	sjø
Tot-p	0,88	0,48	0,44	0,36	0,5	0,38	2,6	10,7	
Orto-P	0,702	0,388	0,365	0,263	0,381	0,258	1,76	5,77	
KOF <sub>ufiltrert</sub>	97,3	78,9	77,7	78,7	89,7	79,6	221	1150	
KOF <sub>filtrert</sub>							107	950	
SS							40	800	
Alk							1,8	12	
pH <sub>før JKL</sub>	6,96	6,95	6,93	6,96	7,04	6,95	7,2	6,9	
pH <sub>etter JKL</sub>	6,12	6,16	6,22	6,19	6,21	6,25			
Kond	2170	2190	2150	2120	2170	2140	~1600	1888	16500
Turb	33	41	33	38	42	77			

Som nevnt tidligere var døgnblandprøven denne dagen slått ut ved Bredalsholmen. Slik at jartest 15 er basert på øyeblikksprøve hentet kl. 12.00. Det ble opplyst at tilrenningstiden til anlegget var på mellom 1 og 6 timer avhengig av langt unna renseanlegget man er. Tidspunktet prøven ble tatt på representerer dermed avløpsvannet produsert fra morgen og formiddag i Vågsbygda.

Kl. 12.00 var vannføringen inn på anlegget omkring 800 m<sup>3</sup>/h, og JKL-doseringen i jartest 15 er basert på Bredalsholmen renseanleggs dosering ved tilsvarende vannføring.

Konduktiviteten ble ikke målt på øyeblikksprøven, og verdien oppgitt i tabell er hentet fra datasystemet ved Bredalsholmen renseanlegg for samme klokkeslett. Ved måling av konduktivitet i beger ble det oppdaget at beger for 350 o/min hadde en konduktivitet på 3020µS/cm, noe som innebærer at for mye sjøvann var tilsatt dette beger. Nytt beger ble produsert.

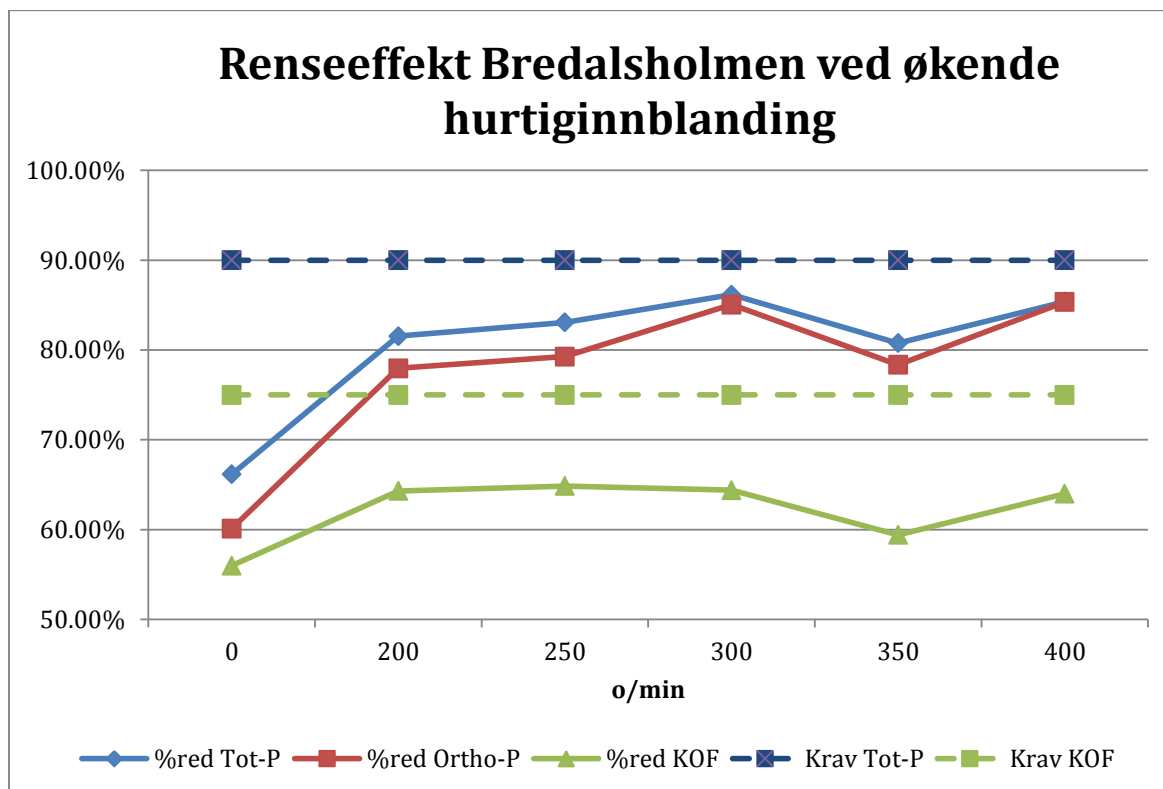
Resultatene for Odderøya er grafisk fremstilt i Figur 17.



Figur 17: Renseeffekt ved økende hurtiginnblanding jartest 14 ved Odderøya

Figur 17 viser at det er en klar sammenheng mellom økt intensitet i hurtiginnblandingen og økning i rensegrad spesielt for fosfor men også for KOF.. Veldig tydelig er det når man sammenligner ved ikke å ha hurtiginnblanding (0 o/min) i det hele tatt. Men for sammenligningen bør man se på intervallene fra 200 – 400 o/min som viser en økt renseeffekt fra 88 % til 94 % for Tot-P. Interessant er det også og å se at rensegraden for KOF ikke viser samme klare trenden, men kun øker med 3 % innen samme intervall. Dette kan være påvirket av at en del av KOFanalysen skyldes interferens med sjøvann.

Resultatene for Jartesten på vann fra Bredalsholmen er vist i Figur 18



Figur 18: Renseeffekt ved økende hurtiginnblanding jartest 15 ved Bredalsholmen

Figur 18 viser ikke like stor påvirkning av rensegrad fra hurtiginnblanding som den man så fra Odderøya. Det kan være at denne jartesten ble fikk noe lav JKL-dosering, men andre ukjente forhold kan og ha spilt inn her. Minner igjen på at denne jartesten er basert på en øyeblikksprøve, og således mer tilfeldig enn de resterende jartester. Vedrørende nedgangen vi ser for 350 o/min kan dette komme av at det ble produsert nytt beger for denne.

Fullskalaanleggene benytter et vannstandssprang for innblanding av JKL. Her tilsettes JKL idet vannet har kritisk strømming over terskelen, og turbulensen som dannes sørger for innblanding av JKL. Det er ikke klarlagt hvilket turtall dagens innblanding tilsvarer for sammenligning med oppnådde resultater, men det antas at det finnes forbedringspotensial ved dagens løsning.

## 5.8 Sjøvannets påvirkning på renseseffekter og utslippkonsentrasjoner.

### 5.8.1 Bakgrunn for sjøvannsforsøkene.

Bredalsholmen renseanlegg tilsetter konsekvent 3 % sjøvann til rensesprosessen, Odderøya renseanlegg opplyste om gjennomsnittlig tilsetning 4,7 % i august, noe som er lagt som grunnlag for denne undersøkelsen. I forbindelse med denne undersøkelsen ble det avdekket at sjøvannspumpene ved Odderøya renseanlegg i lengre tid hadde overdosert sjøvannstilsetningen. Odderøya renseanlegg utbedret derfor sjøvannspumpene og styringssystemet sitt i løpet av perioden undersøkelsen. Dette innebærer at den reelle belastningen på fullskalaanlegget har vært langt høyere enn 4,7 % i lengre tid mens det fra oktober av er justert ned til rundt 3 %.

Sjøvann i avløpsrensing ble først introdusert i forbindelse med kalksjøvannsfelling på grunn av magnesiuminnholdet som reduserte kalkdoseringen og samtidig økte renseseffekten. Dette på grunn av utfelling av magnesiumhydroksid. Ved overgangen mange renseanlegg har vært gjennom til felling med JKL ble det oppdaget at også her bidrar sjøvann til å redusere JKLforbruket. Mekanismene bak dette er ikke helt klarlagt, men sjøvannet reduserer dobbeltlagsbindingene rundt kolloidene og øker ionestyrken (Vråle 2013c).

For å teste ut effekten sjøvannet har på renseseffekten ble det 22. oktober utført to jartester, jartest 10 og 11. Her ble det tilsatt sjøvann fra 0-10 %, begge testene ble tilsatt 4 % rejektivann.

I sin artikkel "Analyse av organisk stoff ved norske renseanlegg" publisert i VANN 4/94 viste Lasse Vråle og Håvard Hovind at sjønære norske renseanlegg kunne vise til grove feilanalyser av KOFinnholdet i både innløp og utløp. Dette skyldtes at kloridinnholdet i sjøvann som enten lekker inn på nettet eller tilsettes som en del av rensesprosessen også lar seg oksidere i KOF analysen, og således gir en langt høyere KOFverdi enn det organiske stoffet tilsvarer. Dette kloridinnholdet lar seg maskere ved bruk av kvikksølv, men Norsk Standard for KOF analyser ble i 1978 endret til og ikke å inneholde krav om tilsetning av kvikksølv. Dette punktet ble gjeninnført i 1991, men i forbindelse med nevnte artikkel ble det oppdaget at en del laboratorier misforsto dette til å bety at dersom kloridinnholdet var på over 1000 mg Cl-/l skulle det tilsettes kvikksølv, men 1000 mg Cl-/l er imidlertid ment som øvre grense for metoden, med kvikksølv tilsatt. En del andre laboratorier gav også uttrykk for at de ikke ønsket å benytte kvikksølv, trolig på grunn av kostnadene med kvikksølv som spesialavfall (Vråle & Hovind).

Konsekvensene av dette kan være at anleggseier blir pålagt å oppgradere anlegget, en kostnad i "hundremillioners-klassen" på grunnlag av feilaktige analyser i "hundrekroners-klassen".

I forbindelse med denne oppgaven hadde denne viktige problemstillingen en gylden mulighet til å bli belyst igjen, og jartest 13 utført 23. oktober viser resultatene fra denne undersøkelsen. Her ble døgnblandprøve fra Odderøya, i likhet med jartest 10 og 11,

tilsatt 0-10 % sjøvann. Grunnet usikkerheter vedrørende kvaliteten på rejektivannet denne dagen, ble dette utelatt fra undersøkelsen. Fokuset i denne jartesten var på KOF analyser, og det ble utført tre parallelle KOF analyseserier, hvorav en ble utført ved eksternt laboratorium uten at dette ble informert om noe mer enn å analysere for KOF.

### 5.8.2 Analyseresultater jartest 10 og 11

Jartest 10 og 11 ble gjennomført 22. oktober med døgnblandprøve fra hhv Odderøya og Bredalsholmen renseanlegg. Prøvene ble tilsatt 4 % rejektivann fra de respektive renseanlegg og jartesten fra Odderøya renseanlegg ble felt med 318 g JKL/m<sup>3</sup> mens jartesten fra Bredalsholmen renseanlegg ble felt med 219 g JKL/m<sup>3</sup>. Sjøvann ble dosert i 2 % intervaller fra 0-10 %. Det ble ikke gjennomført målinger av kloridinnhold for noen av forsøkene, slik at en evt. interferens med klorid i KOF målingene er ikke avdekket. Hach LCK314 som ble benyttet for KOF målinger har en toleranse på inntil 1500 mg Cl<sup>-</sup>/l.

Fra Odderøya renseanlegg ble det denne dagen, og dagen etter, mottatt unormalt kraftig forurenset rejektivann. Dette er omtalt i forbindelse med jartest 12, og årsak ikke avdekket.

**Tabell 21: Analyseresultater jartest 10 for Odderøya renseanlegg utført 22. oktober 2013.**

Jartest 10	0 % sjøvann	2 % sjøvann	4 % sjøvann	6 % sjøvann	8 % sjøvann	10 % sjøvann	innløp	rejekt	sjø
Tot-p	1,26	1,12	1,08	1,02	0,88	0,78	6,9	N/A	
Orto-P	0,824	0,644	0,645	0,632	0,528	0,469	4,19	49,7	
KOF <sub>ufiltrert</sub>	156	146	149	140	137	134	521	2053	
KOF <sub>filtrert</sub>							136	1105	
SS							260	6200	
Alk							4,16	48,25	
pH <sub>før JKL</sub>	7,18	7,18	7,18	7,18	7,18	7,19	7,17	7,49	
pH <sub>etter JKL</sub>	6,31	6,27	6,26	6,22	6,19	6,18			
Kond	1628	2300	2840	3330	3840	4380	1398	5140	21800
Turb	64	54	56	49	47	42			

Tot-P målingen for rejeftet ble fortynnet 10 ganger før analyse, dette var imidlertid ikke tilstrekkelig fortynning, og prøve overskred måleskala. Viser og til jartest 12 som hadde tilsvarende problem, men med ytterligere fortynning og det anslås at fosforinnholdet var i samme størrelsesorden.

Som vi ser, oppnås det reduksjon av både fosfor og organisk stoff, også dersom man tar høyde for fortynningen tilsetningen bidrar med. Dette viser at tilsetning av sjøvann bidrar positivt til renseprosessen. Ingen av forsøkene klarer imidlertid å tilfredsstille rensekravene, men i dette forsøket har nok det unormalt kraftig forurenset rejektivann vært en medvirkende årsak til dette. Resultatene fra jartest 10 er fremstilt grafisk i Figur 19 under.

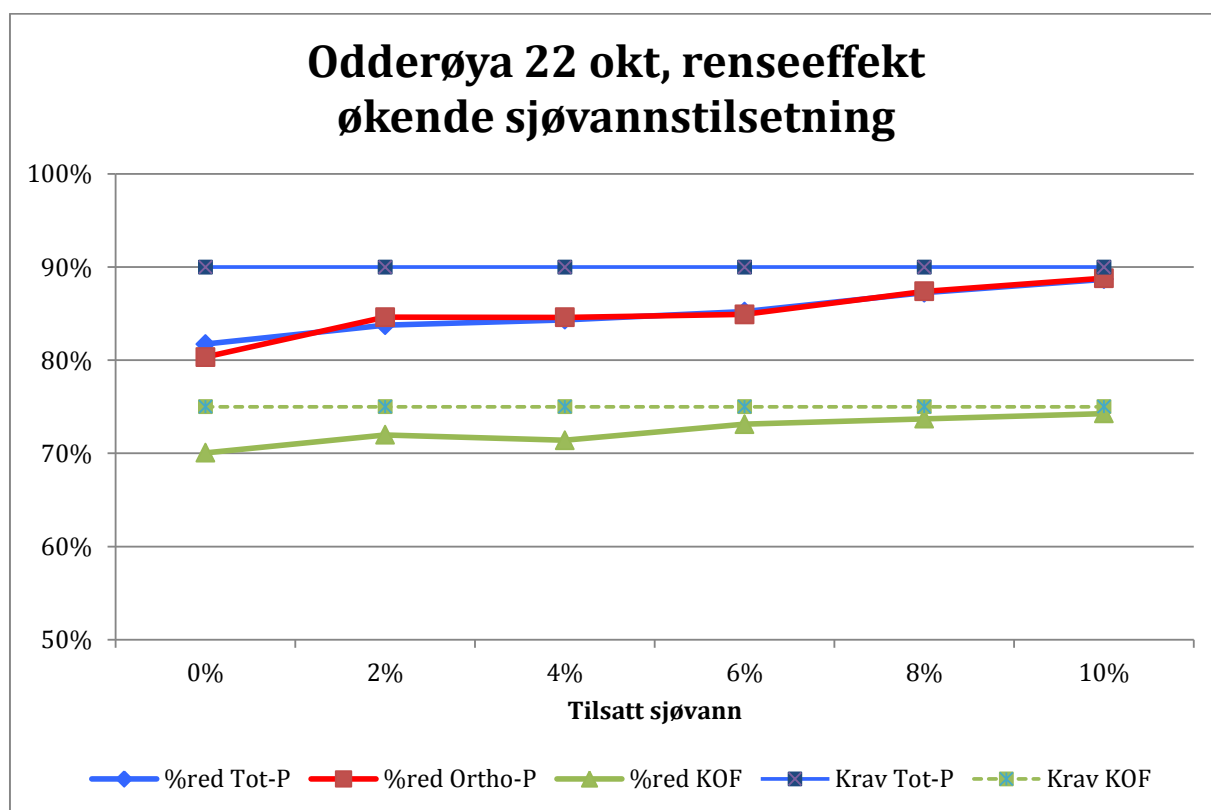


Tabell 22: Analyseresultater jartest 11 for Bredalsholmen renseanlegg utført 22. oktober 2013.

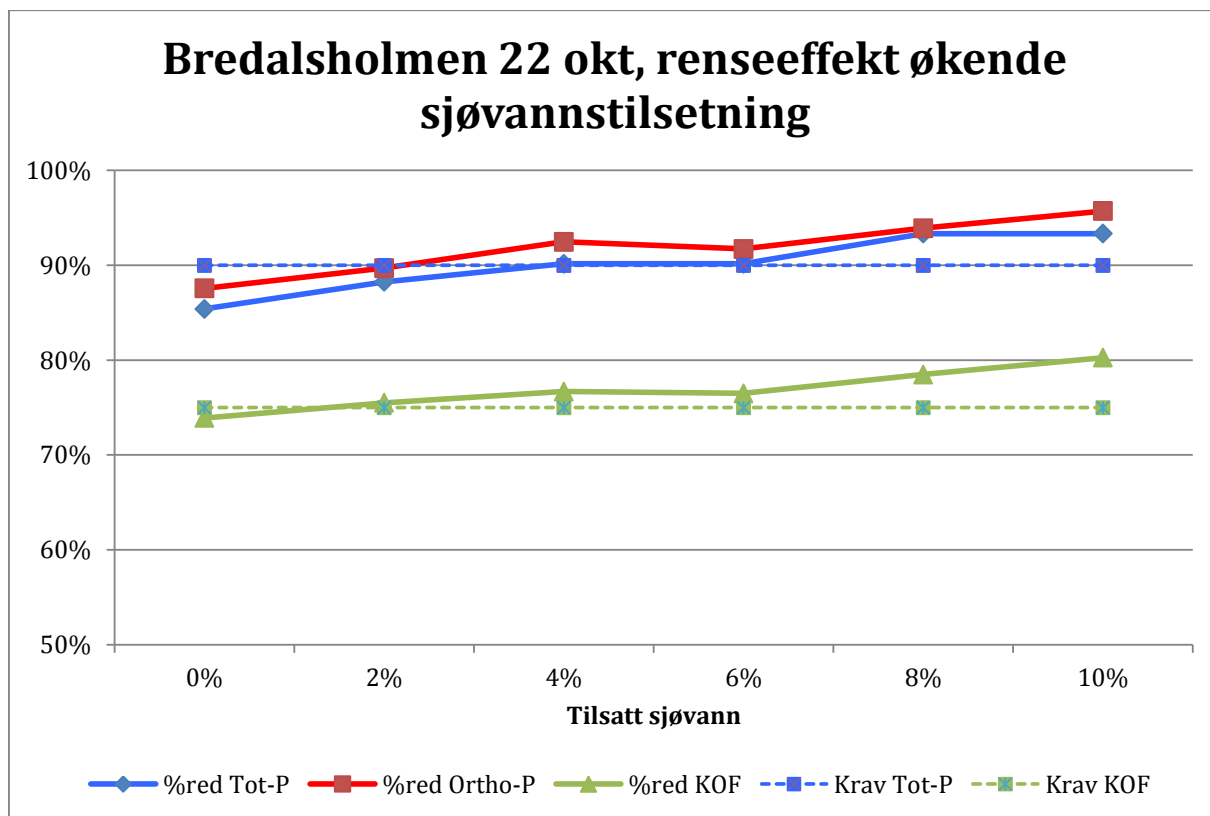
Jartest 11	0 % sjøvann	2 % sjøvann	4 % sjøvann	6 % sjøvann	8 % sjøvann	10 % sjøvann	innløp	rejekt	sjø
Tot-p	0,92	0,74	0,62	0,62	0,42	0,42	6,3	14,6	
Orto-P	0,578	0,479	0,35	0,385	0,283	0,199	4,65	6,04	
KOF <sub>ufiltrert</sub>	131	123	117	118	108	99,1	502	1170	
KOF <sub>filtrert</sub>							144	973	
SS							180	800	
Alk							3,5	11	
pH <sub>før JKL</sub>	6,86	6,86	6,86	6,85	6,83	6,83	7,1	6,43	
pH <sub>etter JKL</sub>	6,18	6,16	6,12	6,06	6,05	6,04			
Kond	929	1711	2460	3140	3730	4360	820	2390	21800
Turb	40	42	28	37	23	21			

Resultatene fra jartest 11 gir oss de samme tendenser som vi finner i jartest 10, nemlig at økt tilsetning av sjøvann gir bedre renseresultater også når det tas hensyn til fortykningseffekten sjøvannet bidrar med.

Resultatene fra Odderøya er grafisk fremstilt i Figur 19, og fra Bredalsholmen i Figur 20.



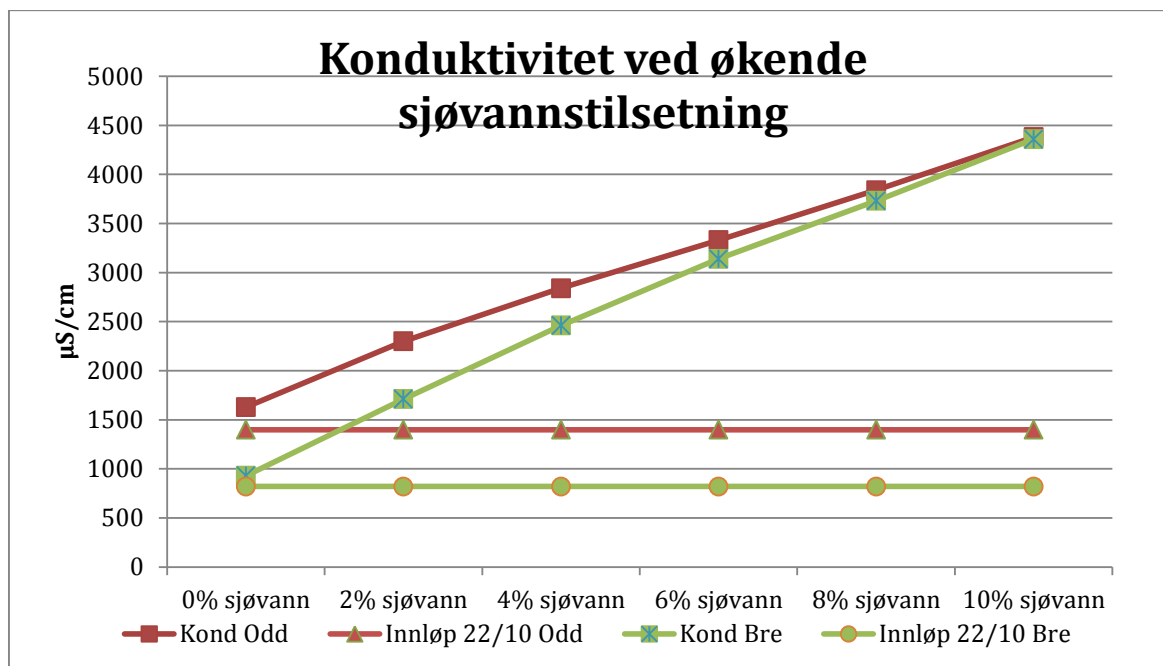
Figur 19: Renseseffekt økende sjøvannstilsetning jartest 10



Figur 20: renseeffekt økende sjøvannstilsetning jartest 11

Figur 19 og Figur 20 viser at renseeffekten øker med økende tilsetning av sjøvann. Det er gjort beregninger som viser at når man tar hensyn til fortynningen som oppstår, vil denne påvirke resultatet med omkring 1% redusert renseeffekt ved 10% sjøvannstilsetning, slik at fortynningseffekten er neglisjerbar. Det er ikke gjort beregninger på hvor mye JKL man kan spare ved å benytte sjøvann i prosessen, men dette må veies opp imot hvor mye mer JKL man benytter ved å øke vannmengden inn i anlegget som man oppnår med å tilsette sjøvann. Som nevnt over oppnås ikke rensekravet, trolig på grunn av sterkt forurenset rejeaktvann, for forsøkene ved Odderøya renseanlegg, men for Bredalsholmen renseanlegg ser man at tilsetningen av sjøvann kan bidra til å øke rensegraden over rensekravet.

Basert på observasjon av konduktiviteten i jartest 10 og 11 kan man som vist i figuren under se at det er en tilnærmet lineær sammenheng mellom mengde tilsatt sjøvann og konduktivitet.



Figur 21: Konduktivitet ved økende sjøvannstilsetning.

Som vi kan lese av Tabell 21 og Tabell 22, stiger konduktiviteten i begrene proporsjonalt med sjøvannstilsetningen som vist i Figur 21. For Odderøya renseanlegg stiger den fra 1628  $\mu\text{S}/\text{cm}$  til 4380  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , og i vannet fra Bredalsholmen stiger den fra 929  $\mu\text{S}/\text{cm}$  til 4360  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Regnet om til økning per % får vi hhv 275 og 343  $\mu\text{S}/\text{cm}$  økning for hver prosent tilsatt sjøvann. Dette funnet gir oss at hver prosent tilsatt sjøvann øker konduktiviteten i størrelsesorden 300  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Dette funnet stemmer og overens med at sjøvannet i mine forsøk har holdt en konduktivitet stort sett mellom  $\sim 20\,000$  og  $\sim 40\,000$   $\mu\text{S}/\text{cm}$ , og 1 % av dette er i størrelsesorden 300  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

### 5.8.3 Analyseresultater jartest 13

I denne jartesten er det benyttet 3 ulike typer KOF analyser. LCK 314, den som er benyttet i alle andre KOF analyser i denne mastergradsoppgaven på internt Hach instrument. Det er en ferdig reagens levert av Hach. LCI 500 er en annen reagens av samme produsent, og denne ble benyttet av to årsaker. Først og fremst for å få en dobbelt sjekk av analyser utført i eget laboratorium, men også fordi den var tilgjengelig. Begge disse reagensene inneholder kvikksølv som maskerer kloridinterferensen sjøvannet bidrar med, og LCI500 inneholder nok kvikksølv til å maskere et kloridinnhold på inntil 1000 mg Cl-/l og måler KOF i intervallet 0-150 mg O/l, mens LCK314 maskerer inntil 1500 mg Cl-/l og måler KOF i intervallet 15-150 mg O/l.

Merking av prøven «Ekstern» viser prøver sendt til eksternt akkreditert laboratorium for å vurdere om problemstillingen Lasse Vråle og Håvard Hovind tok opp i norsk vann 4/94 fortsatt er gjeldende. Prøveserien ble randomisert før den ble sendt til eksternt laboratorium.

Grunnet de store vannmengdene denne dagen, samt at rejektivannet ble utelatt fra dette forsøket ble JKL doseringen redusert til 225 g JKL/m<sup>3</sup>. Dette tilsvarer og den reelle doseringen døgnblandprøven ble dosert ved Odderøya renseanlegg.

De oppnådde resultatene for jartest 13 er presentert i Tabell 23 nedenfor

**Tabell 23: Analyseresultater jartest 13 for Odderøya renseanlegg utført 23. oktober 2013**

Jartest 13	0 % sjøvann	2 % sjøvann	4 % sjøvann	6 % sjøvann	8 % sjøvann	10 % sjøvann	innløp	sjø
Tot-P	0,07		0,08	0,10	0,08	0,07	3,2	
KOF <sub>LCK314</sub>	26,1	27,9	31,4	32,5	27,7	35,6	259	
KOF <sub>LCI500</sub>	26,7	34,0	34,4	38,5	20,1	19,9		
KOF <sub>ekstern</sub>	40	35	49	50	55	75		
KOF <sub>filtrert</sub>							76,5	
SS							180	
Alk							2,1	
pH <sub>før JKL</sub>	7,27	7,23	7,25	7,26	7,30	7,31	7,38	
pH <sub>etter JKL</sub>	6,7	6,4	6,7	6,7	6,7	6,8		
Kond	852	1610	2280	2850	3480	3960	841	13710
Turb	5	9	6	9	8	6		

Analysene for KOF<sub>ekstern</sub> i Tabell 23 er utført av eksternt laboratorium. Det samme gjelder for pH<sub>etter JKL</sub> da denne ble forglemt i eget arbeid.

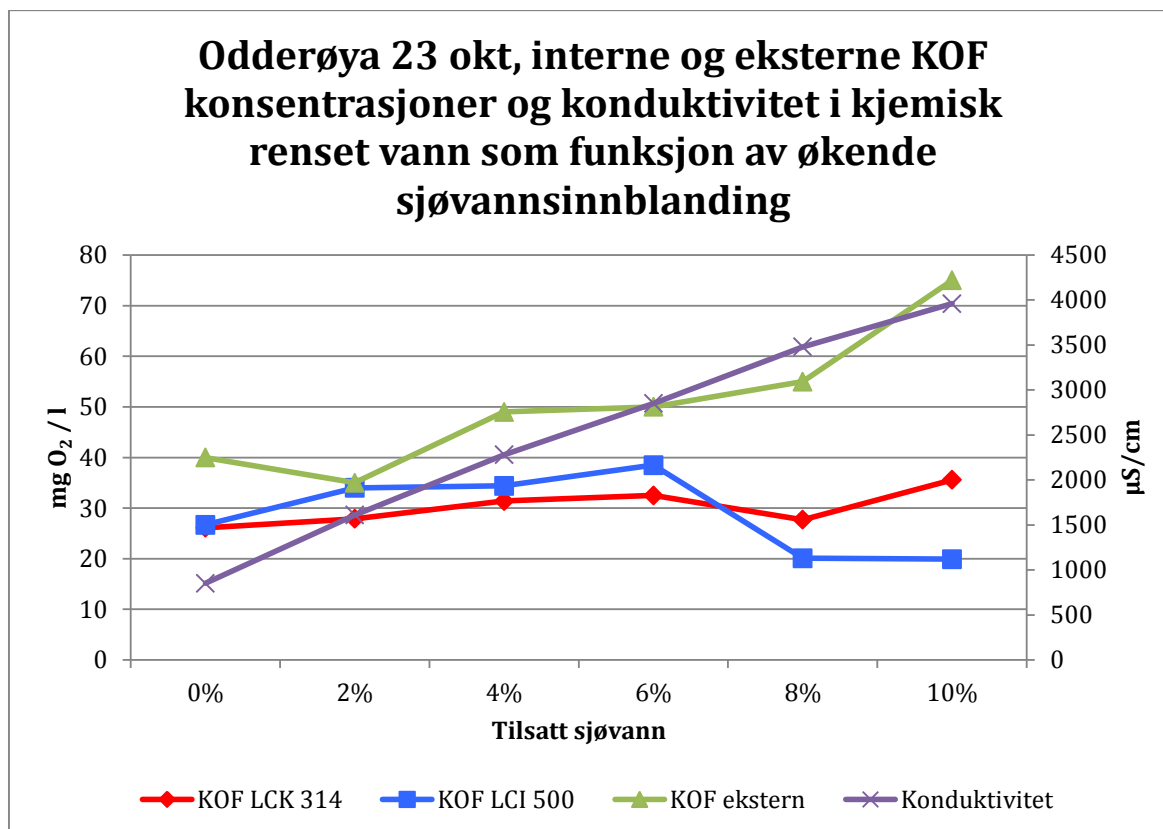
Det bør bemerkes at innløpsvannet var betydelig påvirket av nedbør og fremmedvann denne dagen med lave innløpskonsentrasjoner.

Verdiene for 8 og 10 % sjøvann analysert med LCI500 må sees bort i fra i denne analysen da disse ikke har fått fullstendig oksidering. Årsaken var 13 prøver som skulle kokes i apparat med plass til 11 prøver. Disse to ble valgt bort da LCK314, som er benyttet i alle andre analyser samt 0-prøver for LCI500 ble prioritert.

Tot-P analyse for 2 % sjøvann gav ikke utslag ved måling, trolig skyldes det menneskelig feil.

Som vi ser, oppnås det rensegrader på 97-98 % for fosfor noe som tyder på at dette tynnet vannet uten rejektivann lett lar seg rense selv om pH er høyere enn forventet. Turbiditetsmålingene viser og at denne jartesten produserte det reneste utløpsvannet gjennom hele undersøkelsen.

Resultatene er grafisk fremstilt i Figur 22 nedenfor.

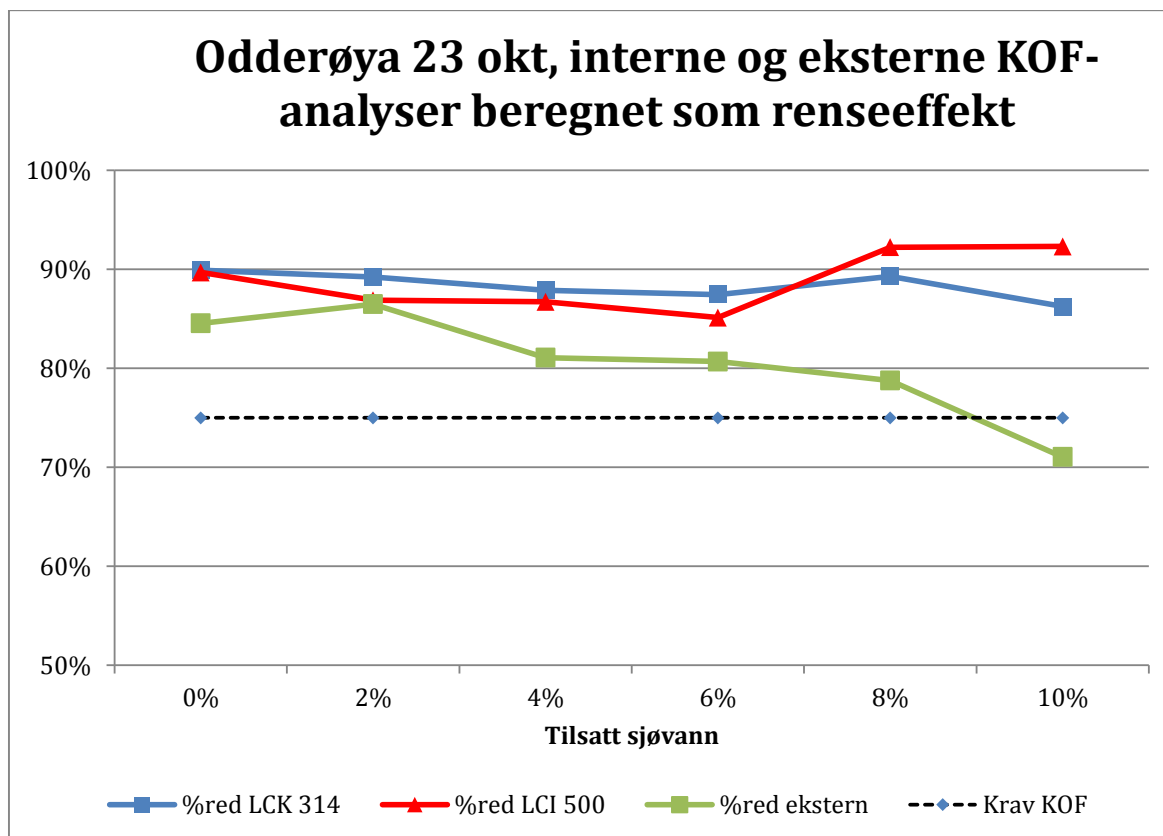


Figur 22: Utslippskonsentrasjoner for KOF jartest 13

Figur 22 viser KOF konsentrasjonene i jartestbegrenes rensede vann sammen med resulterende konduktivitet som er proporsjonal med saltinnholdet i prøvene som følge av økende sjøvannsdosering. Figuren demonstrerer klart at analysene som er gjort med Hach reagenser i internt laboratorium og som inneholder kvikksølv, ikke viser store økninger i utslippsvannet (supernanten i toppen av jartestbegrene) av organisk stoff målt som KOF. Derimot kan det konstateres at de eksterne analysene viser økende registrert KOF i utslippsvannet, altså som høyere KOF verdi. Dette skyldes åpenbart ikke organisk stoff, men økende interferens med uorganisk klorid i sjøvannet som er den eneste variabelen her. Ved 10 % tilsatt sjøvann ser vi at de eksterne analysene gir dobbelt så høye KOF verdier.

Vi har heller ingen kontroll på om KOF verdien målt ned interne HACH reagenser skulle vært ennå lavere ved økende sjøvannsdosering, fordi vi ikke kjenner til om kvikksølvinnholdet i reagensene er høyt nok til å nøytralisere alt kloridinnhold i jartest begrene.

I Figur 23 nedenfor fremstilles resultatene fra Tabell 23 uttrykt som renseeffekt.



Figur 23: Rensegrader KOF ved økt sjøvann i jartest 13 tatt ved Odderøya, men uten tilsats av rejeaktvann

Figur 23 som uttrykker renseeffekt for de samme analysene viser klart at de akkrediterte prøvene fra eksternt laboratorium gir en lavere og minkende rensegrad for økende sjøvannsinnblanding.

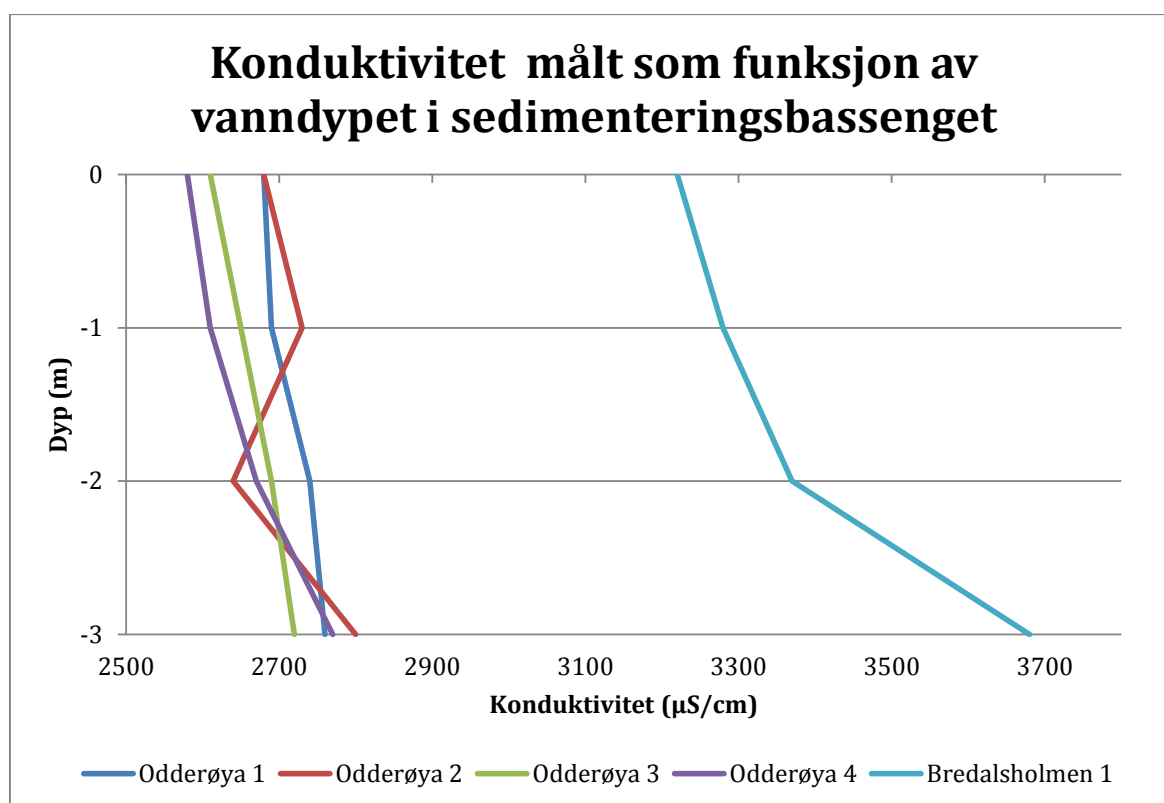
Ved 0 % tilsatt sjøvann er forskjellen i rensegrad 5 %. dette skyldes innlekket sjøvann på nettet, anslått til 2 % basert på observasjon i kapittel 5.8.2. Ved 10 % tilsatt sjøvann er differansen i rensegrad på hele 21 %, og her vil de akkrediterte prøvene være lavere enn tillatt rensekrav for KOF på 75 %.

Det minnes om at innløpsvannet ved denne undersøkelsen var svært fortynnet av fremmed vann. KOF analysene målt med interne Hach reagenser som inneholder kloridmaskerende kvikksølv derimot klarer rensekravet for renseeffekt for KOF.

Det er svært viktige observasjoner.

## 5.9 Sjøvannets mulige påvirkning på partikkelseparasjonen i sedimenteringsbassengene.

Sjøvannet som kommer inn, kontrollert ved tilsetning eller ukontrollert via lekkasjer, til renseanlegget kan bidra til å redusere sedimenteringsbassengets partikkelseparasjon ved at volumet og oppholdstiden reduseres på grunn av tetthetsstrømmer. For å avklare om dette var et problem ved renseanleggene i Kristiansand, ble det tatt konduktivitetsmålinger ved ulike dyp i samtlige sedimenteringsbasseng ved både Odderøya og Bredalsholmen renseanlegg. Odderøya renseanlegg har 4 sedimenteringsanlegg, hvor basseng 2 var satt i drift etter service ca. en måned før prøvetakingen. Bredalsholmen renseanlegg drifter kun en linje ved anlegget og denne var satt i drift ca. en uke før prøvetakingen. Målingene kan derfor være mindre representative. Resultatene er vist i Figur 24 nedenfor.



Figur 24: Konduktivitet som funksjon av dyp i sedimenteringsbasseng

Figur 24 viser at det er det en økning i konduktivitet mot dypet, dersom vi antar at dette kun kommer av tetthetsstrømmer forårsaket av saltvann og setter man dette i sammenheng med funnene gjort i kapittel. 5.8.2 ser man at dette for Odderøya renseanlegg sine forsøksserier innebærer mindre enn en prosent økning i saltvannsinholdet. For forsøksserien ved Bredalsholmen renseanlegg ser man at denne



Økningen den siste meteren innebærer at saltvannsinholdet ved bunn av bassenget er 1 % høyere enn resten av bassenget. Dette antyder at det er etablert en tetthetsstrøm ved bunn av bassenget. Hvorvidt dette skyldes oppstartsproblemer ved igangsetting av ny linje, eller et etablerende problem kan ikke sies med sikkerhet uten videre målinger.

## 6. Diskusjon av resultatene

### 6.1 Rejektivannets påvirkning

Returvannet fra slambehandlingsprosessene som sendes tilbake til innløpet nedstrøms prøvetaker består av dekantvann fra fortykkere og rejektivann fra den våte fraksjonen fra avvanningsmaskinene. Ved Odderøya kjøres ikke dekantvann ut av fortykkerne slik at fortykkeren bare brukes som slamsilo og slammet til råtnetanken vil derfor få samme tørrstoff innhold som i slamlommene i sedimenteringsbassengene. Det har derfor heller ikke vært mulig å ta prøver av slamvannet før og etter utråtning slik at endringen i slamvannskvaliteten kan studeres direkte slik som var hensikten opprinnelig.

Ved Bredalsholmen kjøres fortykkeren med dekantvann, men dette ble ikke undersøkt spesielt.

Rejektivannet er vannet som stammer fra sentrifugene som avvanner slammet og er hentet fra fortykket slam ved Bredalsholmen og utråtnet slam ved Odderøya. Det utråtnede slammet transporteres videre til et slamlager som gjennom døgnet fylles opp, og ved arbeidshagens begynnelse starter driftsoperatørene sentrifugene. Så lenge sentrifugene går, tilføres det rejektivann til innløpet ved begge anleggene. Ved Odderøya renseanlegg har sentrifugene en kapasitet på 24 m<sup>3</sup>/h og ved Bredalsholmen renseanlegg har de en kapasitet på 17 m<sup>3</sup>/h. Sentrifugene kjøres kun i arbeidstiden, slik at minst 2/3 av døgnet tilføres det ikke rejektivann.

Prosenttilsatsen rejektivann er avhengig av vannføringen inn, som varierer sterkt. I løpet av undersøkelsen var gjennomsnittlig vannføring inn på Odderøya renseanlegg på 1022 m<sup>3</sup>/h, og ved Bredalsholmen renseanlegg lå den på rundt 552 m<sup>3</sup>/h. Legger man overnevnte vannføring til grunn har man ved Odderøya renseanlegg ~2,4 % rejektivannstilsetning og ved Bredalsholmen ~3,1 % rejektivannstilsetning. I undersøkelsene er det benyttet 0-5 % rejektivannstilsetning.

Når man ser på det faktum at minst 2/3 av døgnet ikke har noen rejektivannsbelastning er det betimelig å lure på hvorvidt dette er av stor betydning, men sett i lys at rejektivannet blir tilført renseanlegget i samme tidsrom som morgentilrenningen, hvor økte vannmengder og forurensninger fra husholdningene, ankommer anlegget vil en reduksjon av renseeffekten i dette tidsrommet medføre større utslipp enn om rejektivannet ble tilført i andre tidsrom. Den nevnte morgentilrenningen er ingen momentan hendelse, men er helt avhengig av tilrenningstiden fra husholdning til renseanlegg. Ser man til Bredalsholmen er denne tilrenningstiden fra 1 til 6 timer, noe som gjør at den økte forurensningen som kommer til anlegget spres ut over hele formiddagen. Dette øker viktigheten av å ha fokus på effekten rejektivannsbelastningen medfører.

Hovedfokuset gjennom hele perioden har vært å se på hvordan rejektivann fra renseanlegg både med anaerob utråtning og uten påvirker renseprosessen. For å vise

det har det blitt gjort parallelle forsøk ved Odderøya- og Bredalsholmen renseanlegg, to prosessmessig like anlegg med ett unntak, Odderøya renseanlegg har anaerob utråtning.

Figur 11 og Figur 12 viser hovedtrekkene av resultatene vedrørende rejektivannets påvirkning på renseseffekt. Her ser vi at for Bredalsholmen renseanlegg, som ikke har anaerob utråtning, så reduseres renseseffekten med 4,5 % for Tot-P, og 7,3 % for KOF, mens den tilsvarende reduserte renseseffekten for Odderøya renseanlegg, som har anaerob utråtning, er 12,2 % for Tot-P og 18,4 % for KOF når man sammenligner renseseffekten for 0 % tilsatt rejektivann og 5 % tilsatt rejektivann. Dette tilsvarer en renseseffekts reduksjon per tilsatte prosent rejektivann på ca. 1 % for fosfor og 1,5 % for KOF ved Bredalsholmen renseanlegg, mens ved Odderøya renseanlegg er tilsvarende reduksjon på 2,5 % for fosfor og 3,7 % for KOF.

**Tabell 24: Redusert renseseffekt ved å tilsette 5 % rejektivann sammenlignet med 0 %, utregnet etter følgende formel:  $(1 - (5 \% / 0 \%))$**

	Odderøya		Bredalsholmen	
	Tot-P	KOF	Tot-P	KOF
03.okt	13 %	21 %	-1 %	4 %
08.okt	13 %	15 %	10 %	6 %
09.okt	11 %	19 %	5 %	12 %
Snitt	12,16 %	18,35 %	4,49 %	7,25 %

Tabell 24 viser samme data brutt ned på døgnbasis, og som man kan lese av tabellen varierer tallene ikke uventet rundt gjennomsnittet, men samtidig bekrefter den at det

eksisterer en tydelig forskjell mellom de to renseanleggene.

For å bringe klarhet i hva denne markante forskjellen mellom de to renseanleggene skyldes må man se til hvilke forskjeller dataene viser.

Først kan vi se til innløpet, hvor Figur 9 viser forskjellene mellom anleggene. I løpet av perioden datainnsamlingen har funnet sted kan man se at Odderøya har en noe høyere fosforkonsentrasjon i innløpet sitt mens Bredalsholmen har noe høyere KOF konsentrasjon i sitt innløp. Samtidig viser figuren oss at konsentrasjonene er innenfor samme størrelsesorden slik at man ikke kan legge forklaringen på dette.

Ser vi videre til Figur 10 som viser variasjonene i rejektivannet, ser vi de samme tendensene her med unntak av Odderøyas rejektivann 22 og 23 (ikke vist i denne graf) oktober som var av en hel annen karakter enn alle andre prøver. Forklaring på dette har ikke blitt oppdaget.

Gjennom alle rejektivannsforsøk har rejektivannet vært den eneste variabelen, slik at skal man finne årsaken til disse forskjellene må man se på hvilke egenskaper dette har.

Rejektivannet er analysert for Tot-P, Orto-P,  $KOF_{\text{ufiltrert}}$ ,  $KOF_{\text{filtrert}}$ , SS, alkalitet, pH og konduktivitet. Av disse målingene, som vist i Tabell 8, ser vi at Odderøya har et noe høyere innhold av  $KOF_{\text{filtrert}}$ , enn Bredalsholmen. Dette tyder på at den anaerobe

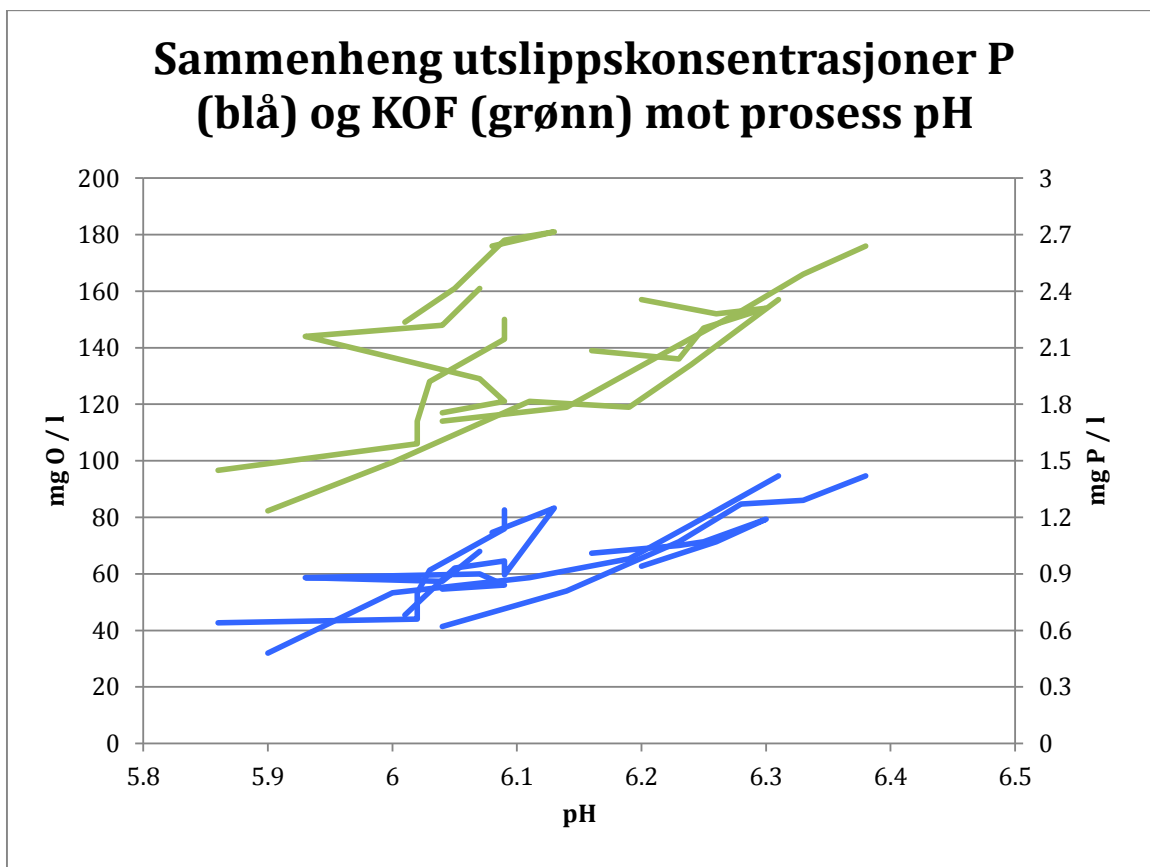
utråtningen har løst opp en større andel av det organiske stoffet som sentrifugene ikke klarer å skille fra vannfasen. SS analysene viser ingen klare forskjeller i rejektivannet. Den store forskjellen mellom anleggene finner man imidlertid i rejektivannets pH, alkalitet og konduktivitet.

Konduktiviteten i rejektivannet fra Odderøya er over dobbelt så høy som ved Bredalsholmen.

pH i rejektivannet fra Bredalsholmen svinger rundt pH ~6,5 til ~7, mens rejektivannet fra Odderøya svinger rundt ~7,6 til ~7,9 med unntak av de siste tre dagene. Dette kan tyde på at det var en prosessubalanse i råtnetanken som forårsaket de unormalt høye konsentrasjonene i rejektivannet 22. og 23. oktober. Dette henger også tett sammen med alkaliteten som er den virkelig store forskjellen. For mens alkaliteten ved Bredalsholmen renseanlegg varierer mellom 8,8 og 15,25 mmol/l er den 5 ganger høyere ved Odderøya renseanlegg hvor den varierer mellom 41 og 78 mmol/l.

Dette viser at den største forskjellen mellom kvaliteten på rejektivannet, med unntak av rejektivannet fra Odderøya 22. og 23. oktober som av ukjent årsak hadde høye forurensningskonsentrasjoner, er alkaliteten. Denne kommer fra den anaerobe utråtningen som utføres ved Odderøya renseanlegg for å produsere biogass. Alkaliteten kommer av at bikarbonat, som er i likevekt med løst CO<sub>2</sub> i råtnetanken, skaper den nødvendige bufferkapasiteten for at mikroorganismene her skal kunne ha stabile leveforhold. Den høye alkaliteten medfører imidlertid at en større dose JKL må tilsettes for å senke prosess pH til en fellingsoptimal dose i etterfølgende rensetrinn. Dette fremgår tydelig av Tabell 7, som viser at Odderøya i snitt doserer 310 g JKL/m<sup>3</sup> mens Bredalsholmen i snitt doserer 177 g JKL/m<sup>3</sup>, en økning på 75 %. Denne økningen representerer effekten den anaerobe utråtningen har på JKL doseringen. Men selv ikke denne økning i dosering er nok til å utjevne rensresultatene.

Den høye alkaliteten som føres tilbake til innløpet medfører at det blir vanskeligere å holde en fellingsoptimal pH i flokuleringsstrinnet. I grafen under er data fra jartest 1-6 benyttet til å plote målte utslippskonsentrasjoner mot prosess pH.



Figur 25: Utslippskonsentrasjoner mot pH

Figur 25 viser oss tydelig at utslippskonsentrasjonene øker med økende pH. Grafen inkluderer samtlige målinger, så noen "avstikkere" finner man, men trenden er tydelig. Viktig å merke seg at de aller fleste målingene ligger mellom pH 5,9 og 6,3, ett spenn på 0,4. På tross av dette finner man store endringer i utslippskonsentrasjonene. Dette viser viktigheten av korrekt prosess pH.

## 6.2 JKL-doseringens påvirkning

JKL-doseringen må sies å være den viktigste parameteren når det kommer til kjemisk rensing med JKL. Både Odderøya og Bredalsholmen renseanlegg benytter JKL som fellingskjemikalie og styrer doseringen etter vannføringen inn på anlegget. I tillegg overstyres doseringen av pH i flokkuleringsbassengene. Viser til Tabell 7 hvor disse verdier oppgis.

For å avdekke betydningen JKL doseringen har for rensegrad ble det utført 3 jartester. Den første, jartest 7, var en forberedende jartest, utført som et arbeidsgrunnlag for å forberede for jartest 8 og 9.

Jartest 8 og 9 avdekker først og fremst at vannet på Bredalsholmen renseanlegg krever mindre JKL for å felle ut forurensninger. Det er også interessant hvordan kurvene i Figur 15 og Figur 16 utvikler seg. Her ser vi Odderøya har et mye større sprang i rensegrad mellom 150 og 450 g JKL/m<sup>3</sup> enn det tilsvarende spranget man finner ved Bredalsholmen mellom 110 og 329 g JKL/m<sup>3</sup>. Dette viser oss at Bredalsholmen krever mindre JKL for å oppnå samme rensegrad, det viser også at Odderøya renseanlegg er mer sårbart for underdosering enn det man vil oppleve ved Bredalsholmen renseanlegg. Videre viser resultatene at punktet 450/329 g JKL/m<sup>3</sup> er den mengden hvor pH i flokkuleringen går under 6. Når man vet at på Odderøya renseanlegg feller ved pH rundt 6 viser dette oss at her vil trolig fullskalaanlegget kunne øke rensegraden sin ved å redusere pH i flokkuleringsbassengene sine til i underkant av pH=6. Bredalsholmen renseanlegg har jevnt over en pH på like under 6 i sine flokkuleringsbasseng, slik at her vil man kunne øke rensegraden noe, men kun marginalt. Denne oppgaven har ikke tatt høyde for en kost/nytte effekt ved økt JKL forbruk mot rensegrad, men som nevnt tidligere har Odderøya renseanlegg ca. 75 % større JKL-forbruk enn Bredalsholmen renseanlegg, målt per m<sup>3</sup>, og disse resultatene indikerer at man muligens burde øke dette ennå mer for å oppnå felling ved pH under 6. For Odderøya som vil bli omfanget av krav om å rense også for organisk stoff målt som KOF viser det seg at også her spiller JKL doseringen stor rolle. Ut i fra resultatene, både for utslippskonsentrasjoner og rensegrad, ser man at å dosere til pH under 6 (450 g JKL/m<sup>3</sup> i dette forsøket) utgjør forskjellen mellom å klare kravet eller ikke.

### 6.3 Hurtiginnblandingens påvirkning

Resultatene i kapittel 5.7 viser at hurtiginnblanding har en positiv effekt på rensegraden, og ser man til resultatene fra jartest 14 viser disse at renseeffekten for Tot-P øker med 6 % fra 88 % til 94 %. Det faktum at KOF ikke har like stor økning i rensegrad viser at en større del av JKL binder seg til fosforen i vannet ved økende hurtiginnblanding og feller denne ut, og som vi ser ved 400 o/min (maksimal intensitet) øker rensegraden for ortofosfat med nesten 5 % noe som tyder på at en større andel av den løste fosforen lar seg felle ved mer intens hurtiginnblanding. Ser vi til jartest 15 viser ikke denne de samme tendensene gjennom hele testen, men frem til 300 o/min. Årsaken til dette er uviss, men det antas at det har skjedd en feil. De 4 første jartestene viser at hurtiginnblanding har en positiv effekt for fosforreduksjonen

Ser man jartest 14 og 15 under ett ser man imidlertid at renseeffekten bedres ved hurtigere innblanding slik at å tilrettelegge for best mulig hurtiginnblanding er et tiltak man bør sørge for ved dosering av fellingskemikalier. Ved utenlandske anlegg har hurtiginnblanding et mye høyere fokus enn i Norge (Vråle 2013b).

Det bemerkes og at prøvene er ikke analysert for klorid. Dersom kloridinnholdet i prøvene >1500 mg Cl/l vil rensegraden for KOF forsterkes og ytterligere øke viktigheten av hurtiginnblanding.

## 6.4 Sjøvannets påvirkning på kjemisk felling

Sjøvann kan av kystnære renseanlegg benyttes som en gratis hjelpekoagulant. Sjøvannet fungerer ved at det komprimerer dobbeltlaget rundt kolloidene (Ødegaard et al. 2012) og bidrar til redusert kjemikaliebehov, noe som er svært økonomisk gunstig. Det er arbeider av Vråle med kalksjøvannsfelling i 1973 og i samarbeid med VEAS i forbindelse med kjemisk rensing på 80-tallet, som påviste disse positive effektene første gang (Vråle 2013b). Driftspersonalet ved renseanleggene i undersøkelsen samt en tidligere masteroppgave utført ved Bredalsholmen renseanlegg (Rawcliffe & Stickler 2001) bekrefter at å tilsette sjøvann har positive effekter.

Både Bredalsholmen og Odderøya renseanlegg benytter sjøvann i renseprosessen sin, og betydningen av dette ble derfor undersøkt 22. oktober i jartest 10 og 11.

Som man ser av resultatene fra disse jartestene får man en svakt økende renseseffekt ved økende sjøvannstilsetning noe som viser at sjøvannet har en forbedrende effekt på renseprosessen. Målt som rensesgrad øker renseseffekten med omtrent 1 % for fosfor og 0,5 % for KOF for hver prosent tilsatt sjøvann. Tar man høyde for fortynningseffekten endrer dette ikke bildet vesentlig slik at man har en reell forbedret renseseffekt, og ikke en fortynningseffekt. Samtidig må man ha fokus på at for hver prosent sjøvann som tilsettes økes de mengdeproporsjonale tilsatte kjemikaliedosene tilsvarende med de økonomiske konsekvenser det medfører.



## 6.5 Sjøvannets påvirkning på KOF analyser

Lasse Vråle og Håvard Hovinds artikkel fra 1994 konkluderte med at kloridinterferensen i KOF analyser i stor grad påvirket analyseresultatene. En stikkprøve utført ved Skådevika renseanlegg viste at anlegget hadde en innløpskonsentrasjon på 170 mg O/l og en utløpskonsentrasjon på 280 mg O/l, altså en negativ renseeffekt på -65 % for organisk stoff målt som KOF uten kvikksølvtilsatt. Dette skyldes at Norsk Standard på denne tiden hadde utelatt kravet om tilsetning av kvikksølv i KOF-analyser, og at dette skulle være opp til det enkelte laboratoriet å bestemme om det var nødvendig. Den samme prøven ble også analysert med kvikksølv tilsatt og fikk denne på samme analyseprøve en KOF verdi på 26 mg O/l som innløpskonsentrasjon og 21 mg O/l som utløpskonsentrasjon, altså en 20 % reduksjon. (Vråle & Hovind 1994)

Det er en såpass graverende oppdagelse at den i forbindelse med denne undersøkelsen 20 år senere var ønskelig å se hvorvidt denne problemstillingen fortsatt var gjeldende. 23 oktober ble jartest 13 gjennomført, en jartest hvor døgnblandprøve fra Odderøya renseanlegg ble tilsatt en kontrollert økende mengde sjøvann fra 0 % til 10 % i 2 % intervaller. Her ble to KOF analyser utført på eget laboratorium av undertegnede med hhv LCK314 og LCI500 analysereagenser. Samtidig ble den samme prøven sendt til eksternt akkreditert laboratorium for analyse. Figur 22 viser resultatene av disse sammen med konduktiviteten, som er proporsjonal med saltinnholdet, målt i hvert beger og her finner man mens resultatene fra analysen utført med LCK314 øker fra 26,1 mg O/l til 35,6 mg O/l gjennom testen, så øker de eksterne resultatene fra 40 mg O/l til 75 mg O/l. Dette viser oss at sjøvannet som er den eneste variabelen i denne undersøkelsen påvirker analyseresultatene, men av en helt annen art. Økningen i utløpskonsentrasjon fra 0 % tilsatt sjøvann til 10 % tilsatt sjøvann er på 36 % for analyser utført med LCK314, mens den for de eksterne analysene er den på 88 %. Dette viser at den samme problematikken med feilmålinger med KOF analyser i dag.

Denne oppgaven går ikke inn på kjemien i analysene, men i kommunikasjon med det eksterne laboratoriet som ble benyttet kom det frem at det ble benyttet kvikksølv også i disse analysene, noe gjør at man ikke utelukkende kan konkludere med at dette er årsaken, men det er jo hele tiden spørsmål om det tilsettes nok til å eliminere all klorid. Det kan også være andre interferenser. Hvilke kvikksølv mengder som ble tilsatt og om de er tilstrekkelige vites ikke. I den overnevnte artikkelen presiseres det imidlertid et moment som kan spille inn her. Metoden for KOF analyse benyttet i 1994 har en øvre grense ved 1000 g Cl<sup>-</sup> (klorid) /l. Dette er altså en øvre grense for når analysen kan benyttes med tilsatt kvikksølv, og ikke en grense hvor kvikksølvtilsetningen skal starte. (Vråle & Hovind). Hach reagensene benyttet på egne analyser har en toleranse på hhv 1500 og 1000 mg Cl<sup>-</sup>/l for LCI314 og LCK500. Kloridinnholdet er imidlertid ikke målt av undertegnede i denne undersøkelsen.

Begge renseanleggene i denne undersøkelsen har konduktivitetsmåler på innløpet som kan si noe om saltvannsinntrengningen. Det er opplyst at man merker en økning i

konduktiviteten ved høyvann noe som viser at det er en sammenheng mellom vannstand og innlekking. Konduktivitetsmålingene har gjort det mulig å fortsette denne trenden, og Figur 21 viser oss at det er en tilnærmet lineær sammenheng mellom mengden tilsatt sjøvann og målt konduktivitet. Stigningstallet til kurven gir oss et bilde av hvordan sjøvannet påvirker konduktiviteten per prosent tilsatt sjøvann og sett under ett anslås det at 1 % sjøvann tilsvarer en konduktivitetsøkning i størrelsesorden 300  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , avløpsvann som ikke er påvirket av sjøvann oppgis å ha en konduktivitet på 200 (Ødegaard et al. 2012). Dette stemmer også overens med at sjøvann i oppgis til å ha en konduktivitet på 30 000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  som gir oss at 1 % sjøvann tilsvarer 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Ut ifra dette kan vi anslå at innløpsvannet med en konduktivitet på 800  $\mu\text{S}/\text{cm}$  inneholder  $((800-200)/300)$  2 % sjøvann, mens innløpsvann med en konduktivitet på 1400  $\mu\text{S}/\text{cm}$  inneholder  $((1400-200)/300)$  4 % sjøvann.

Ved renseanleggene doseres sjøvannet etter innløpsprøvetakeren noe som innebærer at sjøvannsandelen i en innløpsprøve og en utløpsprøve er ulik. Som vist over har innløpet en sjøvannsandel på 2-4 %, mens det doseres ytterligere 3-4 % sjøvann ved anleggene. Ser vi tilbake Figur 22 ser vi at differansen mellom de interne og eksterne KOF analysene øker ved økende sjøvannstilsetning dermed vil usikkerheten ved utløpsmålingene være større enn ved innløpsmålingene. Dette bidrar potensielt til ytterligere å redusere den reelle rensegraden renseanleggene oppnår.

Jf. forurensningsforskriften skal organisk stoffreduksjon, ved sekundærrensing, tilfredsstillende analyser både for KOF og BOF. Denne undersøkelsen omhandler ikke organisk stoff målt som BOF. Rapporteringsregimet for anlegg i størrelsesorden lik Odderøya og Bredalsholmen består av analyser av 24 ukeblandprøver. For å ta høyde for ekstremhendelser kan 3 av disse overskride grenseverdiene. Dersom den fjerde dårligste analysen viser 125,1 mg O/l vil imidlertid ikke renseanlegget tilfredsstillende sekundærrensekravet. Samtidig vet man og at næringsstoffene fosfor og nitrogen er de begrensende faktorene for uønsket økt algevekst (eutrofiering). Denne eutrofieringen har potensial til å produsere 6-12 ganger mer organisk stoff i resipienten enn den som kommer inn på renseanlegget (Vråle 2012), og har dermed et vesentlig høyere sapprobieringspotensial.

Basert på resultatene stilles det spørsmål om egnetheten til KOF som analyseparameter for organisk stoffreduksjon ved kystnære renseanlegg. I ytterste konsekvens viser resultatene her at norske kommuner kan bli pålagt å oppgradere renseanleggene til også å inkludere organisk stoffreduksjon ved å bygge biologiske rensetrinn som heller ikke vil redusere kloridinnholdet. Dette er utgifter i milliardklassen som påføres kommune-Norge etter en ordrett oversettelse av et EU-direktiv. Etter undertegnede oppfatning vil man oppnå langt større miljømessige gevinster ved å benytte disse pengene på å rydde opp i lekkasjer, og sørge for at mest mulig av avløpet faktisk når renseanlegget.

## 6.6 Sjøvannets påvirkning på sedimenteringsbassengene

Ved denne undersøkelsens start ble konsekvensene av sjøvannsinnlekking diskutert, og muligheten for at det danner seg tetthetsstrømmer i sedimenteringsbassenget hvor tyngre sjøvann fortrenger avløpsvann og omvendt, og dermed reduserer det effektive sedimenteringsvolumet. Bakgrunnen for denne teorien lå i den rapporterte variasjonen i ledningsevne ved Bredalsholmen. Ledningsevnen ble rapportert å øke ved høyvann, og sett i sammenheng med at man for avløpsledninger regner innlekking i størrelsesorden 0,2-1,0 l/s km (Lindholm et al. 2012) er det rimelig å anta at ledningsevnen er tett koblet til saltvannsinnmengning. For å undersøke om dette medfører problemer i sedimenteringsbassengene ble det den 29. september og 10. oktober utført konduktivitetsmålinger i sedimenteringsbassengene og Figur 24 viser resultatene fra disse undersøkelsene. Som vi ser her er det ved sedimenteringsbassengene ved Odderøya renseanlegg en svak økning i konduktiviteten, mens ved Bredalsholmen renseanlegg er det en noe sterkere konsentrasjon gjennom hele bassenget og en kraftigere økning mot bunnen av bassenget. Basert på analysen i kapittel 5.9 kan man si at endringen i saltvannsinholdet som funksjon av dybden ved Odderøya hvor endringen i konduktivitet i basseng 4 er på 190  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , tilsvarer under 1 %, mens ved Bredalsholmen ser vi at konduktivitetsendringen fra overflaten til 2 meters dyp er på 150  $\mu\text{S}/\text{cm}$  og den siste meteren er på 310  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Dette tilsvarer en økning av saltvannsinholdet på 0,5 % de to første meterne og 1 % den siste meteren, slik at her kan man si at det er dannet seg en tetthetsstrøm. Det må imidlertid presiseres at bassenget ved Bredalsholmen var satt i drift bare en uke før dette forsøket ble gjennomført og at man bør gjøre ytterligere undersøkelser for å se om dette er et problem eller om man her har observert et oppstarts fenomen.

Ut fra enkle undersøkelser i renseanleggene med målinger av konduktivitet som funksjon av bassengdyp, kunne det påvises en svak økning i ledningsevnen mot dypet. Men flere undersøkelser og bedre utstyr bør benyttes for å kunne slå fast om dette er et problem for sedimenteringseffekten.

## 7. Konklusjon

Det ble påvist at rejektivannet fra anaerobt utråtnet slam reduserer renseseffekten dobbelt så kraftig som rejektivann uten anaerob utråtning. Målt for fosfor ble rensesegraden redusert hhv 2,5 % og 1 % for hver prosent tilsatt rejektivann. Målt for KOF ble rensesegraden redusert hhv 7,3 % og 3,7 % for hver prosent tilsatt rejektivann. Denne effekten skyldes alkaliteten i det anaerobt utråtnede slammet som er 5 ganger høyere. Dette medfører at mer kjemikalier må tilsettes for å opprettholde gunstig prosess pH. Det ble rapportert at i undersøkelsesperioden var JKL forbruket 75 % høyere ved Odderøya renseanlegg som har anaerob utråtning.

Undersøkelsen viser at å opprettholde en prosess pH på under 6 er forskjellen mellom å klare utslippskravene eller ikke.

Allerede ved 1 % tilsetning av rejektivann reduseres rensesegraden faretruende nær utslippskravene. Rejektivannet tilsettes kun i arbeidstiden, det innebærer at det tilsettes i tidsrommet hvor morgentilrenningen (hvor de største humane forurensningene når anlegget) er størst og normal rejektivannstilsetning tilsvarer 2-3 %.

Effekten av forbedrende tiltak som sjøvannstilsetning, JKL dosering og hurtiginnblanding er blitt testet ut. Jartest med økende mengde sjøvann viste at rensesegraden for fosfor økte med 8 % og KOF økte med 5 % over intervallet fra 0-10 % tilsatt sjøvann. Jartest med JKL dosering viste at å dosere til under pH=6 var forskjellen på å klare renseskravet eller ikke. For Odderøya renseanlegg med anaerob utråtning tilsvarte dette en dosering på 450 g JKL/m<sup>3</sup>, for Bredalsholmen renseanlegg tilsvarte dette en dosering på 329 g JKL/m<sup>3</sup>. Odderøya renseanlegg viste imidlertid til en betydelig større sensitivitet, med dårligere rensesegrader, ved lavere dosering enn overnevnte. Jartest med økende hurtiginnblanding viste at renseseffekten økes med økende hurtiginnblanding. Kobling mellom hurtiginnblanding i jartest og fullskalaanlegg er imidlertid ikke funnet, men det antas at kjemikalieinnblanding har forbedringspotensial ved renseanleggene.

Det ble avdekket alvorlige funn med akkrediterte KOF analyser. Undersøkelser utført for 20 år siden avdekket at sjøvannets kloridinnhold interfererte med KOF analysene og gav unaturlig høye analyseresultater. De samme fenomenene ble funnet nå 20 år senere. Det som har skjedd i mellomtiden er at EUs avløpsdirektiv er blitt innlemmet i den norske forurensningsforskriften. Dette innebærer at norske anlegg blir pålagt å rense organisk stoff målt som KOF 2 % bedre enn det Hallvard Ødegaard avdekket at norske kjemiske renseanlegg faktisk renses i 1990. Lekkasje på avløpsnett bringer sjøvann inn på nettet og allerede ved innløpsprøvene viste det seg at denne sjøvannsinterferensen reduserte rensesegraden for KOF med 5 % i de akkrediterte analysene. Ytterligere sjøvann tilsettes ved renseanlegget, og ved 4 % tilsatt sjøvann ble renseseffekten redusert med 7 %. Ekstremtilfellet med 10 % tilsatt sjøvann viste at rensesegraden KOF ble senket med

hele 15 %. Dette viser oss at sjønære renseanlegg ikke vil kunne klare å tilfredsstille rensekravene ved å benytte denne type analyse. Mange renseanlegg befinner seg i den situasjonen at de må bygge om for å klare å tilfredsstille de nye kravene. Ofte blir det lagt opp til biologisk rensing. Denne vil heller ikke redusere kloridinnholdet slik at man vil oppleve de samme systematiske feilene selv etter en kostbar utbygging. Det er ikke utført noen kost/nytte analyse, men myndighetene bør vurdere hvorvidt de milliarder som vil renne ut av slunkne kommunekasser kan forsvares med et ikke-målbart krav.

## 8. Referanser:

- Forurensningsforskriften. (2004). *Forskrift om begrensning av forurensning*.
- Fylkesmannen. (2013). *Odderøya avløpsrensaneanlegg - utslippstillatelse*. Miljøvernnavdelingen. Kristiansand: Fylkesmannen i Vest-Agder.
- Gillberg, L., Hansen, B., Karlsson, I., Enkel, A. N. & Pålsson, A. (2003). *About water treatment*. Helsingborg: Kemira Kemwater. 220 s.
- Hovind, H. (1990). Bestemmelse av organisk stoff i avløpsvann. *Niva-rapport*, O-89023. 39 s.
- Johnsen, K., Lileng, K., Sigvaldsen, L., Næss, I. & Holdhus, O. (1991). Aerob og anaerob slambehandling. *Norvar*, 20A/1991. Ottestad. 57 s.
- Lindholm, O., Endresen, S., Smith, B. T. & Thorolfsson, S. (2012). Veiledning i dimensjonering og utforming av VA-transportsystem. *Norsk Vann Rapport*, 193/2012. Hamar. 132 s.
- Lorentzen, M. (2013a). *BE\_090105 Beskrivelse av Odderøya rensaneanlegg*. Kristiansand: KAPA. 44 s. Upublisert manuskript.
- Lorentzen, M. (2013b). *BE\_03010101: Beskrivelse av Bredalsholmen rensaneanlegg*. Kristiansand: KAPA. 26 s. Upublisert manuskript.
- Morken, J. (2013). *Biogassprosesser*. Ås: UMB (forelesning 26.02.2013).
- Ratnaweera, H. (2012). *Kjemisk felling*. Ås: UMB (Forelesning 23.03.12).
- Rawcliffe, M. F. & Stickler, M. (2001). Optimalisering av Bredalsholmen Rensaneanlegg. Grimstad: HiA. 94 s.
- Sivertsen, F. A. (2013). *Odderøya RA - Forprosjektrapport*. Kristiansand. 41 s.
- Vråle, L. & Hovind, H. (1994). Analyse av organisk stoff ved norske rensaneanlegg. *Vann*, 29 (4): 287-294.
- Vråle, L. (2012). *Kloakk på ville veier*. Ås: UMB (Forelesning 09.03.12).
- Vråle, L. (2013a). *Forslag til undersøkelser ved rensaneanlegg i Kristiansand basert på mastergradsoppgave fra institutt IMT ved UMB på Ås*. Drammen (Planleggingsdokument 21.08.13).
- Vråle, L. (2013b). *Personlig meddelelse* (09.12.2013).
- Vråle, L. (2013c). *Resultater#4.kommentarer Lasse 22 nov.docx* (e-post til Ola Dahl 24.11.13).
- Ødegaard, H. (1992). *Fjerning av næringsstoffer ved rensing av avløpsvann*: Tapir forlag.
- Ødegaard, H., Lindholm, O., Mosevoll, G., Thorolfsson, S., Sægrov, S., Østerhus, S. & Heistad, A. (2012). *Vann- og avløpsteknikk*. Hamar: Norsk Vann. 704 s.