



Forord

Denne masteroppgaven er gjennomført i samarbeid med Odderøya renseanlegg i Kristiansand. Den er et sluttprodukt av min mastergrad i Vann- og Miljøteknikk ved Institutt for matematiske realfag og teknologi (IMT) ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Oppgaven ble utarbeidet i perioden januar 2015 – mai 2015 og tilsvarer et semester på 30 studiepoeng.

Samarbeidet med gjengen på Odderøya renseanlegg har vært til stor glede og inspirasjon gjennom prosjektperioden både faglig og sosialt. Vil først få takke min eksterne veileder seksjonsleder Torleif Jacobsen som gjennom hele perioden la til rette for mange interessante undersøkelser, samt ga gode råd på veien. Ellers skal også driftsoperatør og labansvarlig Per Otto Bronebakk ha takk for å gi meg fri tilgang til laboratoriet og god praktisk hjelp underveis. Måten jeg ble tatt imot og inkludert på Odderøya renseanlegg er virkelig til etterfølgelse. Så en stor takk rettes til hele arbeidsgjengen her.

Vil også få takke «gutta» på Bredalsholmen renseanlegg som var til god hjelp under mine besøk der, samt kom med mange gode innspill.

Veileder ved NMBU, professor Harsha Ratnaweera fortjener også en stor takk for gode samtaler og faglige innspill i forkant av og underveis i arbeidet.

Dette har vært en interessant oppgave som har gitt meg god innsikt i de ulike prosessene i et renseanlegg, samt god erfaring knyttet til innsamling og måling av miljøtekniske parametere.

John André Vegge

Ås, 28.05.2015

Sammendrag

I Norge er mange av landets avløpsrenseanlegg bygget som primærrenseanlegg. Etter at EUs avløpsdirektiv (91/271/EEC) i 2005 ble innlemmet i forurensingsforskriften har derimot kravet om sekundærrensing i større grad blitt aktuelt for en rekke av disse. En slik ombygging av et renseanlegg, fra å omfatte primærrensing til sekundærrensing, innebærer i mange tilfeller store kostnader. For å redusere disse kostnadene er det blitt en naturlig konsekvens at flere av renseanleggene i dag ser på mulighetene for sammenslåing. Dette innebærer i mange tilfeller at det ene legges ned, mens det andre gjennomgår en større ombygging.

I denne oppgaven er det blitt sett på den fremtidige sammenslåing av de to renseanleggene i Kristiansand: Odderøya (ORA) og Bredalsholmen (BRA). Denne oppgaven tar i hovedsak for seg hvilken påvirkning denne sammenslåingen vil ha på doseringen av jernklorid på anlegget. Det viste seg ved en tidligere sammenslåing av ORA og Korsvikfjorden renseanlegg (KRA) at doseringen av jernklorid økte med omtrent 30 % etter sammenslåingen. Dette til tross for at avløpsvannet fra KRA bare utgjorde en liten andel av den samlede vannmengden.

I arbeidet med oppgaven er det gjennomført en omfattende analyse av avløpsvannet ved innløpet til alle de tre nevnte anleggene. Vannprøvene ble hentet inn fordelt over døgnet ved hjelp av rulettprøvetaker og er analysert med hensyn til Tot-P, KOF og pH. Disse resultatene ble videre benyttet som grunnlag for å simulere avløpsvannets parametere på ORA før sammenslåing med KRA og etter sammenslåingen med BRA. Dermed kunne også den prosentvise endringen beregnes. Endringene beregnet fra sammenslåingen av ORA og KRA ble benyttet som sammenligningsgrunnlag. Her ble det indikert at sammenslåingen av ORA og KRA førte til en økning i konsentrasjonen av både Tot-P og KOF. Mens økningen for Tot-P ble anslått til omtrent 34 %, ble det for konsentrasjonen av KOF indikert en økning på omtrent 28 %. Det kan i tillegg se ut til at pH-verdien jevnt over har hatt en liten økning etter sammenslåingen.

For sammenslåingen av ORA og BRA ble det i tillegg til simuleringer på bakgrunn av prøvene tatt fordelt over døgnet også gjort simulering på bakgrunn av akkrediterte prøver tatt over året. Alle disse simuleringene viste en gjennomsnittlig økning av konsentrasjonen av både Tot-P og KOF også ved denne sammenslåingen. Simuleringene over året viste en mye lavere økning enn hva som var tilfellet for simuleringene over døgnet. For Tot-P ble det over året antydnet en gjennomsnittlig økning i konsentrasjonen på henholdsvis 4.5 og 0.7 % på bakgrunn av analysene gjennomført i 2013 og 2014. Over døgnet varierte den derimot mellom 5 og 19 %. Også for konsentrasjonen av KOF ble det indikert en lavere økning over året enn over døgnet. Her ble det indikert en gjennomsnittlig økning på omtrent 0.9 % over året, mens det over døgnet ble antydnet en økning mellom 8 og 24 %. Endringen av pH-verdien er det derimot stilt større usikkerhet til, men det kan se ut som man kan forvente en svak reduksjon etter sammenslåing.

På bakgrunn av disse simuleringene og med hovedvekt på den gjennomsnittlige økningen i konsentrasjonen av Tot-P, blir det i denne oppgaven antydnet at det bør forventes en svak økning i den gjennomsnittlige doseringen av jernklorid over året etter sammenslåing. I tillegg vil det anbefales å ta høyde for at det på enkelte dager derimot vil kunne bli en mer betydelig økning. Det ser allikevel ikke ut til at det vil bli en økning av et slikt omfang som hva som var tilfellet ved sammenslåingen av Odderøya- og Korsvikfjorden renseanlegg.

Abstract

In Norway, many of the wastewater treatment plants are built as primary treatment plants. In 2005, the EU's wastewater Directive (91/271/EEC) was incorporated into the Norwegian regulation of pollution ("Forurensningsforskriften"). Several of the treatment plants were now obliged to also relate to the requirement for secondary treatment. In order to comply with these requirements most of them have to initiate expansions. To reduce the cost of this developments a sensible consequence would be to merge several treatment plants. This implies in many cases that some of them have to be closed down, while the remaining ones have to be redeveloped.

This present study is concentrating on the merger of two treatment plants in Kristiansand scheduled in the future: Odderøya (OTP) and Bredalsholmen (BTP). The main subject discussed here is what influence the merger will have concerning the dosage of ferric chloride on OTP after the merger. Previously OTP has been merged with another treatment plant, Korsvikfjorden (KTP). In this last case the dose of ferric chloride was increased with about 30 %, despite the fact that the wastewater from KTP only accounted for a small proportion of the totality of wastewater.

Therefore a comprehensive analysis of the wastewater at the inlet of all this three treatment plants was carried out. The water samples were taken over a 24-hours period, with use of a roulette sampler and analyzed for Tot-P, COD and pH. These results were in the next step used to do a simulation of the parameters in the wastewater at ORA before the merging with KTP and what could be expected after merging with BTP. From this the change in percent was calculated. The changes indicated from the simulation of the previous merging of OTP and KTP where used as a basis for the comparison. These last simulations indicated that the concentration of both Tot-P and COD had an increase after the merger. For Tot-P it was estimated to roughly 34 %, while the simulation of the COD concentration indicated an increase of 28 %. In addition, it appears that the pH over the day has smoothly increased.

The simulation of the changes after the merger of OTP and BTP, was done with the use of analyzes of the parameters through the day and accredited analyzes through the year. All this simulations implied that the average concentration of both Tot-P and COD will gain an increase after merging. The simulation over the year was showing however a smaller increase than what was implied from the simulation through the day. The analyzes conducted in 2013 and 2014 suggest an average increase in concentration of Tot-P of 4.5 % and 0.7 %. On the other hand the simulations through the day varied between 5 and 19 %. Also for the concentration of COD the two years investigated, indicated a smaller increase than the simulation through the day; for the first the average increase is 0.9 %, while the simulations through the day varies between 8 and 24 %. As far as pH is concerned, it is difficult to find a clear trend of change. It is, however likely that a slight reduction after the merger, can be expected.

With main focus on the average increase of the concentration of Tot-P, this study, based on the presented simulations, suggested that a slight increase of ferric chloride dosed, should be expected. It is also recommended to take into account that on some days it may be a significant increase. Anyway, it does not seem to be an increase of such scope as was experienced when the merger of the treatment plant on Korsvikfjorden with the plant on Odderøya took place.

Innholdsfortegnelse

| | |
|--|--------|
| Forord..... | I |
| Sammendrag..... | II |
| Abstract..... | III |
| Figuroversikt..... | VI |
| Tabelloversikt..... | VII |
| 1.0 Innledning..... | - 2 - |
| 2.0 Kort beskrivelse av dagens anlegg..... | - 4 - |
| 2.1 Odderøya renseanlegg..... | - 4 - |
| 2.2 Bredalsholmen renseanlegg..... | - 5 - |
| 3.0 Teori/Litteraturstudie..... | - 6 - |
| 3.1 Ordforklaringer..... | - 6 - |
| 3.2 Aktuelle lover..... | - 6 - |
| 3.3 Koagulering, flokkulering og separering ved kjemisk rensing..... | - 7 - |
| 3.4 Miljøtekniske parametere..... | - 8 - |
| 4.0 Metode..... | - 16 - |
| 4.1 Innsamling av prøver..... | - 16 - |
| 4.2 Laboratoriearbeid og metoder for analyse..... | - 18 - |
| 4.2.1 Tot-P og Orto-P..... | - 19 - |
| 4.2.2 KOF..... | - 20 - |
| 4.2.3 SS..... | - 21 - |
| 4.2.4 pH..... | - 22 - |
| 4.2.5 Alkalitet..... | - 22 - |
| 4.2.6 Ledningsevne..... | - 22 - |
| 5.0 Resultater..... | - 24 - |
| 5.1 Analyseresultater av avløpsvannet ved innløp på KRA, BRA og ORA..... | - 24 - |
| 6.0 Diskusjon av resultatene..... | - 40 - |
| 6.1 Påvirkninger av fremtidig sammenslåing av BRA og ORA..... | - 40 - |
| 6.1.1 Simulerte parameterverdier før sammenslåing av KRA og ORA..... | - 40 - |
| 6.1.2 Simulerte parameterverdier etter sammenslåing av BRA og ORA..... | - 46 - |
| 6.1.3 Sammenligning av sammenslåingen av ORA og KRA og sammenslåingen av ORA og BRA..... | - 58 - |
| 6.2 Forslag til videre arbeid..... | - 60 - |
| 7.0 Konklusjon..... | - 63 - |

| | |
|--|------|
| 8.0 Referanser | 64 - |
| Vedlegg 1: Septik og rejektivann ORA | 66 - |
| Vedlegg 2: Sammenheng mellom KOF og BOF ₅ | 70 - |

Figuroversikt

| | |
|---|------|
| Figur 1: Hovedavløpsnett i Kristiansand med tilknytningsområdet til renseanleggene. | 2 - |
| Figur 2: Plantegning over Odderøya renseanlegg | 4 - |
| Figur 3: Plantegning over Bredalsholmen renseanlegg | 5 - |
| Figur 4: Sammenhengen mellom KOF og BOF ₅ (kommunalt avløpsvann) | 11 - |
| Figur 5: Sammenhengen mellom KOF og BOF ₅ (innslag av næringsmiddelavløp) | 11 - |
| Figur 6: Rulettprøvetakere av typen Teledyne ISCO 3700 | 16 - |
| Figur 7: Innsiden av prøvetakerens pumpehus | 17 - |
| Figur 8: Vektlagt sil av polypropylen | 17 - |
| Figur 9: Laboratoriet på Odderøya renseanlegg | 18 - |
| Figur 10: Prosedyre for måling av Tot-P og Orto-P ved bruk av LCK 349 og LCK 350 | 19 - |
| Figur 11: Oversikt – påvisning av fosfor | 19 - |
| Figur 12: Prosedyre for måling av KOF ved bruk av LCK 114 og LCK 314 (Kilde: Lange: LCK 314) | 20 - |
| Figur 13: Reagenser benyttet til måling av Tot-P, Orto-P og KOF | 20 - |
| Figur 14: Filteroppsats benyttet til filtrering av prøvene | 21 - |
| Figur 15: Titreringsoppsett benyttet til beregning av prøvenes alkalitet. | 22 - |
| Figur 16: Variasjon i mengde og konsentrasjon av Tot-P over et døgn - innløp på ORA, BRA og KRA ... | 31 - |
| Figur 17: Variasjon i mengde og konsentrasjon av KOF over et døgn - innløp på ORA, BRA og KRA.. | 31 - |
| Figur 18: Variasjon for pH og vannmengde over et døgn - innløp på ORA, BRA og KRA | 31 - |
| Figur 19: Variasjon av mengde og konsentrasjon av Tot-P over et år – innløp ORA og BRA | 37 - |
| Figur 20: Variasjon av mengde og konsentrasjon av KOF over et år - innløp på ORA og BRA | 37 - |
| Figur 21: Variasjon av mengde og konsentrasjon av BOF over et år - innløp på ORA og BRA | 38 - |
| Figur 22: Variasjon for gjennomsnittlig pH over et år - innløp på ORA og BRA | 38 - |
| Figur 23: Variasjon for vannmengde over et år - innløp på ORA og BRA | 39 - |
| Figur 24: Simulert mengde og konsentrasjon av Tot-P - innløp på ORA før sammenslåing ORA/KRA ... | 43 - |
| Figur 25: Simulert mengde og konsentrasjon av KOF - innløp på ORA før sammenslåing av ORA/KRA | 44 - |
| Figur 26: Simulert pH - innløp på ORA før sammenslåing av ORA/KRA | 44 - |
| Figur 27: Simulert vannmengde - innløp på ORA før sammenslåing av ORA/KRA | 45 - |
| Figur 28: Simulert Tot-P-konsentrasjon - innløp ORA etter sammenslåing av ORA/BRA | 52 - |
| Figur 29: Simulert Tot-P-mengde - innløp ORA etter sammenslåing av ORA/BRA | 52 - |
| Figur 30: Simulert Tot-P konsent. og mengde - innløp ORA etter sam.slåing av ORA/BRA (år) | 53 - |
| Figur 31: Simulert KOF-konsentrasjon - innløp ORA etter sammenslåing av ORA/BRA. | 54 - |
| Figur 32: Simulert KOF-mengde - innløp ORA etter sammenslåing av ORA/BRA | 54 - |
| Figur 33: Simulert KOF-mengde - innløp ORA etter sammenslåing av ORA/BRA (år) | 55 - |
| Figur 34: Simulert BOF-mengde - innløp ORA etter sammenslåing av ORA/BRA (år) | 55 - |
| Figur 35: Simulert pH - innløp ORA etter sammenslåing av ORA/BRA | 56 - |
| Figur 36: Simulert pH - innløp ORA etter sammenslåing av ORA og BRA (år) | 56 - |
| Figur 37: Simulert vannmengde - innløp ORA etter sammenslåing av ORA/BRA | 57 - |

Figur 38: Simulert vannmengde - innløp ORA etter sammenslåing av ORA/BRA (år) - 57 -

Tabelloversikt

| | |
|---|--------|
| Tabell 1: Analyseresultater innløp ORA 23.-24.02.2015 | - 24 - |
| Tabell 2: Analyseresultater innløp ORA 25.-26.02.2015 | - 25 - |
| Tabell 3: Analyseresultater innløp BRA 09.-10.03.2015 | - 26 - |
| Tabell 4: Analyseresultater innløp BRA 11.-12.03.2015 | - 27 - |
| Tabell 5: Analyseresultater KRA 18.-19.03.2015 | - 28 - |
| Tabell 6: Nøkkeltall fra analysene - ORA, BRA og KRA. | - 29 - |
| Tabell 7: Beregnet prosentvis andel – BRA/ORA | - 30 - |
| Tabell 8: Beregnet prosentvis andel – KRA/ORA. | - 30 - |
| Tabell 9: Analyseresultater av ukeblandprøver fra innløp ved ORA 2013 | - 32 - |
| Tabell 10: Analyseresultater av ukeblandprøver fra innløp ved BRA 2013 | - 33 - |
| Tabell 11: Analyseresultater av ukeblandprøver fra innløp ved ORA 2014 | - 34 - |
| Tabell 12: Analyseresultater av ukeblandprøver fra innløp ved BRA 2014 | - 35 - |
| Tabell 13: Nøkkeltall fra analyseresultatene – ORA/BRA i 2013 og 2014 | - 36 - |
| Tabell 14: Prosentvis andel BRA/ ORA (år). | - 36 - |
| Tabell 15: Utregnede parameterverdier - ORA før sammenslåing av ORA 23.-24.02/KRA 18.-19.03.... | - 42 - |
| Tabell 16: Utregnede parameterverdier - ORA før sammenslåing av ORA 25.-26.02/KRA 18.-19.03.... | - 42 - |
| Tabell 17: Beregnet prosentvis økning – ORA/KRA | - 43 - |
| Tabell 18: Beregnede parameterverdier - ORA etter sammenslåing av ORA 23.-24.02/BRA 09.-10.03 - | 50 - |
| Tabell 19: Beregnede parameterverdier - ORA etter sammenslåing av ORA 25.-26.02/BRA 11.-12.03 - | 50 - |
| Tabell 20: Beregnede parameterverdier - ORA etter sammenslåing av ORA 23.-24.02/BRA 11.-12.03 - | 50 - |
| Tabell 21: Beregnede parameterverdier - ORA etter sammenslåing av ORA 25.-26.02/BRA 09.-10.03 - | 50 - |
| Tabell 22: Beregnede parameterverdier - ORA etter sammenslåing av ORA/BRA 2013/2014 | - 50 - |
| Tabell 23: Beregnede parameterverdier - ORA etter sammenslåing av ORA/BRA 2013/2014 | - 50 - |
| Tabell 24: Beregnet prosentvis økning - innløp på ORA/BRA | - 51 - |
| Tabell 25: Beregnet prosentvis økning - innløp ORA/BRA 2013/2014 | - 51 - |

1.0 Innledning

I Norge ble det på 1970- og 1980- tallet etablert en rekke kjemiske primærrenseanlegg som følge av økt fokus på å begrense eutrofiering av resipientene. Etter at EUs avløpsdirektiv (91/271/EEC) i 2005 ble innlemmet i forurensingsforskriften har derimot kravet om sekundærrensing i større grad blitt aktuelt for en rekke av disse anleggene. Ombygging av renseanlegg fra å omfatte primærrensing til sekundærrensing innebærer i mange tilfeller store kostnader. For å redusere disse kostnadene er det blitt en naturlig konsekvens at flere renseanlegg i dag ser på mulighetene for sammenslåing. Dette innebærer i mange tilfeller nedleggelse av det ene anlegget og en større ombygging av det andre.

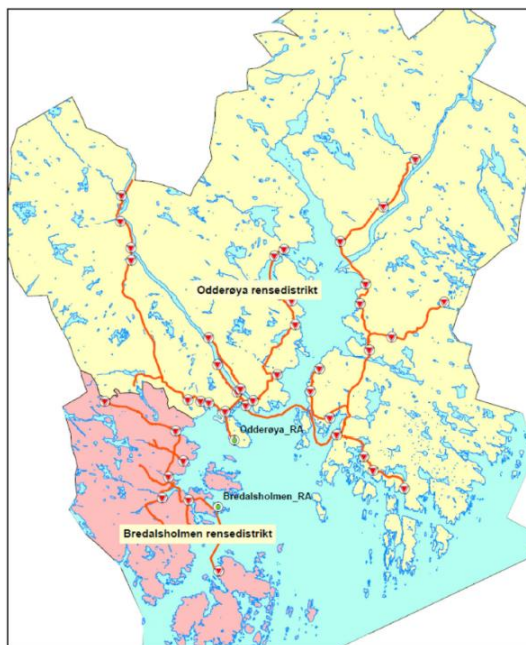
Dette beskriver i stor grad situasjonen for renseanleggene i Kristiansand kommune. Her har det siden 1993 vært tre større avløpsrenseanlegg:

- Korsvikfjorden renseanlegg (1978) (KRA)
- Bredalsholmen renseanlegg (1989) (BRA)
- Odderøya renseanlegg (1993) (ORA)

På bakgrunn av at forurensningsforskriften ble revidert viste omfattende utredninger at de tre renseanleggene i Kristiansand ikke var i stand til å tilfredsstille sekundærrensekravet. Dette resulterte i at KRA renseanlegg i juni 2011 ble lagt ned. Et overføringsanlegg ble bygget slik at avløpsvannet fra anleggets tilknytningsområde kunne pumpes over til ORA (Sivertsen, F. A., 2013). Overføringsledningen ble lagt som sjøledning over til Kvadraturen med tilkobling til eksisterende overføringsledning på Tangen (figur 1).

Nedleggelsen av KRA og overføringen av avløpsvannet til ORA resulterte i en økt pe-belastning fra ca. 60 000 pe til ca. 80 000 pe. Den gjennomsnittlige tilrenningen økte i denne perioden (2010) fra 17 000 m³/dag til 23 000 m³/dag (2011) (Lorentzen, M. 2013a). Det ble på bakgrunn av videre utredninger også besluttet at BRA skulle avvikles og at ORA skulle gjennomgå en omfattende ombygging og utvidelse. Det nye anlegget er forventet ferdigstilt i 2017 og vil da ta imot og behandle alt avløpsvann i både Kristiansand og Vennesla kommune.

Det er i denne anledning kommet ønske fra ORA om å gjennomføre en analyse av avløpsvannet på de to anleggene. Bakgrunnen for dette ligger i erfaringer gjort ved sammenslåingen av KRA og ORA. I forkant av denne ble det antatt at påvirkningen av avløpsvannet fra KRA ikke skulle ha de store påvirkningene på rensesystemet og det samlede kjemikalieforbruket på ORA. Disse antagelsene bygde blant annet på at avløpsmengden fra KRA bare utgjorde en liten andel av det samlede avløpsvannet på ORA.



Figur 1: Hovedavløpsnett i Kristiansand med tilknytningsområdet til renseanleggene. Vennesla kommune er her ikke tatt med. Sjøledning fra tidligere Korsvikfjorden renseanlegg strekker seg over fjorden (Kilde: Kristiansand Ingeniørvesen: 2012)

Realiteten ble derimot ikke som forventet. Etter sammenslåingen viste det seg at den gjennomsnittlige dosen jernklorid økte med omtrent 30 % (beregnet på bakgrunn av gjennomsnitt 2006-2009 og 2011-2014). Den økningen var så stor at det ble behov om å søke kommunen om ekstra bevilgninger for å dekke de uforutsette kostnadene. Når det nå er planlagt en sammenslåing av BRA og ORA ønsker man derfor å være bedre forberedt på i hvilken grad det vil bli behov for å øke doseringen av jernklorid.

Hensikten med denne masteroppgaven har derfor vært å karakterisere avløpsvannet ved innløpet på de tre renseanleggene for å kunne utrede hvilken påvirkning sammenslåingen av ORA og BRA vil ha på kjemikaliedoseringen. For å kartlegge variasjonene fordelt over døgnet ble det på alle tre derfor benyttet rulettprøvetakere med innhenting hver time. Disse ble analysert for blant annet Tot-P, Orto-P, KOF, SS, Alkalitet, pH og ledningsevne. Alle disse parameterne er i oppgaven nærmere beskrevet. Men i resultat og diskusjon er det i hovedsak fokusert på Tot-P, KOF og pH. Dette til tross for at kravene i forurensningsforskriften også er satt opp med hensyn til reduksjon av SS og BOF_5 . Grunnen til dette er at disse analysene er svært tidkrevende og derfor ikke praktisk lot seg gjennomføre på et så stort omfang av prøver. Tot-P, KOF og pH er alle parametere som har stor påvirkning på fellingsprosessen på primærrenseanlegg og vil derfor i stor grad kunne være med å gi svar på hvilken påvirkning den fremtidige sammenslåingen vil ha på doseringen av jernklorid.

Oppgavetekst:

Sammenslåing av flere renseanlegg til større anlegg kan være hensiktsmessige av ulike årsaker. I tillegg til transportkostnader og hydraulisk kapasitet på det gjenværende anlegget, kan det være hensiktsmessig å ta hensyn til belastninger av næringsstoff og andre forurensinger. Disse kan resultere i annerledes vannkvalitet enn forutsatt. En slik endring kan forårsake store prosessendringer, og er derfor viktig å ta med i det totale kostnadsbildet. Renseanleggene i Kristiansand planlegger en videre sammenslåing av sine anlegg og benyttes i denne oppgaven som en case studie for å belyse noen av de faktorene som bør tas hensyn til ved sammenslåing av ulike renseanlegg.

2.0 Kort beskrivelse av dagens anlegg

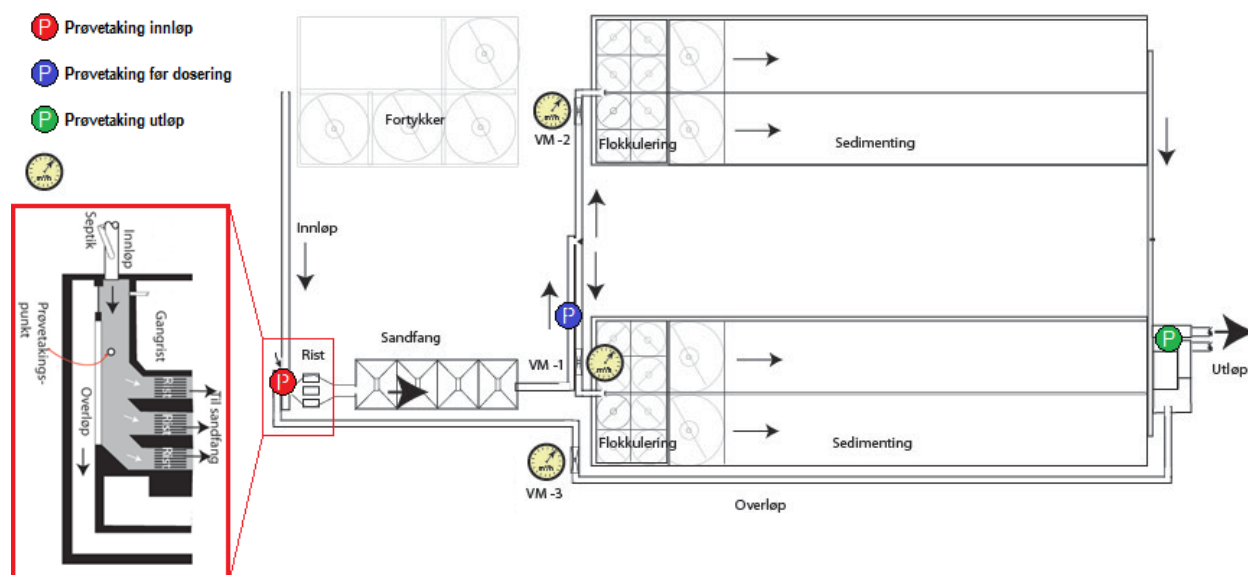
2.1 Odderøya renseanlegg

Odderøya renseanlegg ble satt i drift i 1993. Det er et kjemisk primærrenseanlegg som benytter jernklorid som fellingskjemikalie. For å forbedre denne fellingsprosessen tilsettes i tillegg ca. 3 % sjøvann målt i volum av innløpsvannmengder som hjelpekoagulant. Anlegget har en beregnet anleggskapasitet på 62 500 pe, men er i dag mottaker av alt avløpsvannet i Kristiansand og Venesla foruten Vågsbygd, Flekkerøy og Vestheiene (Lorentzen, M. 2013a). Dette tilsvarer som sagt en belastning på ca. 80 000 pe. På bakgrunn av sammenslåingen med Korsvik renseanlegg har Odderøya renseanlegg derfor fått dispensasjon for sekundærrensekravet frem til 01.06.2016 (Fylkesmannen. 2013). Ellers kan det nevnes at anlegget er mottaker av ca. 2500 m³ septikslam i måneden (Lorentzen, M. 2013a). Dette tilføres det resterende avløpsvannet i innløpskammeret foran ristene ved anlegget (se figur 2). Rejektvannet fra sentrifugene tilføres i retur i kanal før sandfang.

Avløpsvannet tilføres anlegget via en pumpeledning for så å renne gjennom anlegget med selvføll. Renseprosessen består i dag av følgende trinn (se også figur 2):

- 3 stk. maskinrensede rister i parallell
- 2 stk. luftede sand-/fettfang i parallell
- Fellingskjemikaliedoseringsanlegg og sjøvannstilsettingsanlegg med doseringspunkt i kanaler til kjemisk trinn
- 4 stk. flokkuleringslinjer i parallell med 4 flokkuleringsbasseng i serie i hver linje
- 2 stk. sedimenteringslinjer i parallell med 2 stk. sedimenteringsbasseng i parallell i hver linje.
- Samlekanal etter sedimenteringsbassengene til utløpskum.

Det er som nevnt besluttet at Odderøya renseanlegg skal gjennomgå en omfattende ombygging og utvidelse. Denne utvidelsen er ikke nærmere beskrevet i denne oppgaven men er gjennomgått i Odderøya RA – Forprosjektrapport (Sivertsen, F.A. 2013).



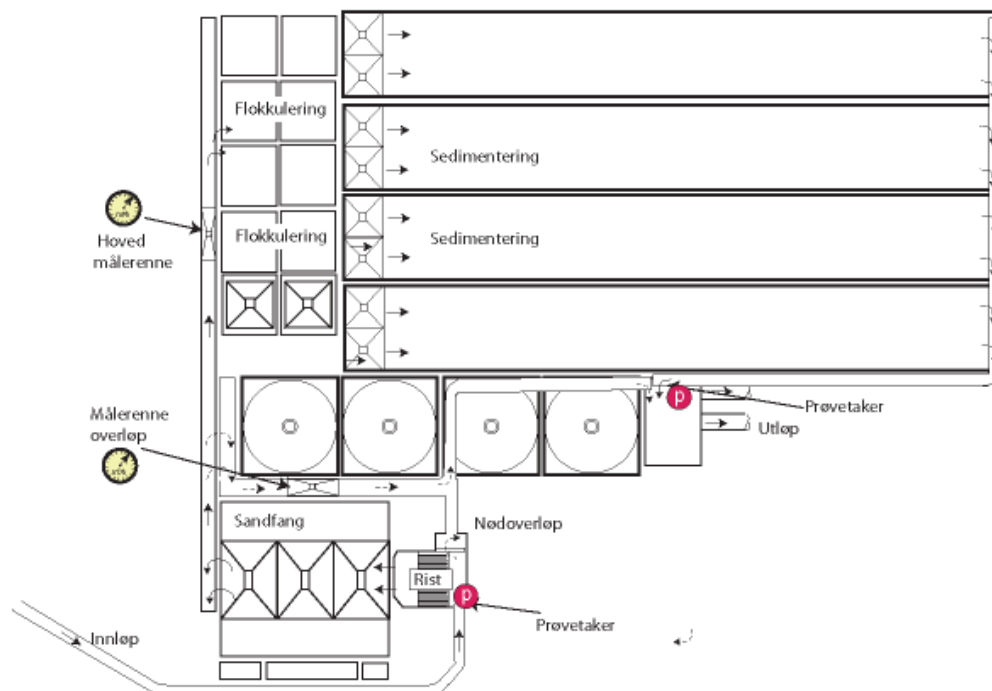
Figur 2: Plantegning over Odderøya renseanlegg hvor de tre prøvetakingspunktene, samt vannmålere er tegnet inn. I tillegg følger det med en mer detaljert tegning av innløpet. (Lorentzen, M. 2013a)

2.2 Bredalsholmen renseanlegg

Bredalsholmen Renseanlegg ble satt i drift i 1990. Anlegget er et kjemisk primærrenseanlegg som benytter jernklorid som fellingskjemikalie. Som hjelpekoagulant benyttes ca. 3 % sjøvann målt i volum av innløpsvannmengden. Den beregnede kapasiteten på anlegget er 35 000 pe og er mottaker av avløpsvannet fra Vågsbygd, Flekkerøy og Vestheiene (Lorentzen, M. 2013b). Anlegget mottar kun små mengder septikslam som leveres direkte til septiksandfanget. Det blir derfor ikke rensert som del av avløpsvannet. Avvanningen fra septiksandfanget tilføres derimot, sammen med rekjektvannet fra sentrifugene, i kanal før sandfang. Avløpsvannet pumpes inn til anlegget og passerer følgende prosessstrinn (se figur 3):

- 2 stk. maskinrensede rister i parallell.
- Sjøvannstilsettingsanlegg med doseringspunkt i kanaler før sandfang.
- 2 stk. luftede sand-/fettfang i parallell.
- Fellingskjemikaliedoseringsanlegg med doseringspunkt i kanaler til kjemisk trinn.
- 2 stk. flokkuleringslinjer i parallell med 4 flokkuleringsbasseng i serie i hver linje. Per dags dato benyttes kun en av linjene.
- 2 stk. sedimenteringslinjer i parallell med 2 stk. sedimenteringsbasseng i parallell i hver linje. Per dags dato benyttes kun en av linjene.
- Samlekanal etter sedimenteringsbassengene til utløpskum.

Plan



Figur 3: Plantegning over Bredalsholmen Renseanlegg hvor de to prøvetakingspunktene, samt vannmålere er tegnet inn. (Lorentzen, M. 2013b)

3.0 Teori/Litteraturstudie

3.1 Ordforklaringer

| | |
|---------------|--|
| BRA | = Bredalsholmen renseanlegg |
| BOF | = Biokjemisk oksygenforbruk (mg O ₂ /l), se eget avsnitt |
| Dose | = Er i denne oppgaven benyttet om hvilken masse JKL det trengs per volum avløpsvann. |
| JKL | = Jernklorid, fellingskjemikalie benyttet ved renseanleggene i denne undersøkelsen. |
| KRA | = Korsvik renseanlegg/Korsvik pumpestasjon |
| KOF | = Kjemisk oksygenforbruk (mg O ₂ /l), se eget avsnitt |
| Konsentrasjon | = Er i denne oppgaven benyttet som massen av et stoff per volum avløpsvann. |
| Ledningsevne | = Konduktivitet (μS/cm) |
| ORA | = Odderøya renseanlegg |
| Orto-P | = Ortofosfat (mg/l) |
| P | = Fosfor, se eget avsnitt |
| Simulert | = Simulert er i denne oppgaven benyttet om antatte verdier på bakgrunn av beregning. |
| Tot-P | = Sum av alle fosforforbindelsene (mg/l) |

3.2 Aktuelle lover

I Forurensningsforskriften kapittel 14 beskrives kravene som stilles til utslipp av kommunalt avløpsvann fra større tettbebyggelser. For utslipp til sjø gjelder dette tettbebyggelser som er større enn 10 000 pe. I § 14-2 er rensegraden for slike bebyggelser definert som følger:

a) Primærrensing: En renseprosess der både:

- 1) BOF₅ -mengden i avløpsvannet reduseres med minst 20 % av det som blir tilført renseanlegget eller ikke overstiger 40 mg O₂/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 ved utslipp.*

b) Sekundærrensing: En renseprosess der både:

- 1) BOF₅ -mengden i avløpsvannet reduseres med minst 70 % av det som blir tilført renseanlegget eller ikke overstiger 25 mg O₂/l ved utslipp og*
- 2) KOF_{CR} -mengden i avløpsvannet reduseres med minst 75 % av det som blir tilført renseanlegget eller ikke overstiger 125 mg O₂/l ved utslipp.*

c) Fosforfjerning: En renseprosess der fosformengden i avløpsvannet reduseres med minst 90 % av det som blir tilført renseanlegget.

d) Nitrogenfjerning: En renseprosess der fosformengden i avløpsvannet reduseres med minst 70 % av det som blir tilført renseanlegget.»

I vedlegg 1 punkt 1.2 til kapittel 11 i forurensningsforskriften er kyststrekningen Svenskegrensen til Lindesnes definert som følsomme områder. Dette innebærer at utslipp fra ORA skal gjennomgå fosforfjerning. I tillegg påpekes det at kommunalt avløpsvann fra eksisterende anlegg som endres vesentlig skal gjennomgå sekundærrensing. Men dette kan det derimot gjøres midlertidig unntak fra i forkant av større ombygginger på renseanlegget. Som tidligere nevnt har ORA derfor fått dispensasjon for sekundærrensekravet frem til 01.06.2016 (Fylkesmannen. 2013). Kravet om nitrogenfjerning gjelder derimot bare for områdene Nordre Follo, Oslo, Jessheim og Lillehammer.

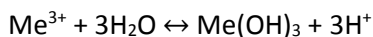
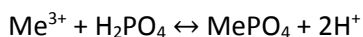
Når det gjelder prøvetaking er det for anlegg tilknyttet mer enn 10 000 pe pålagt å gjennomføre 24 akkrediterte prøver per år og rapportere dette til fylkesmannen. Det er derimot tillatt at inntil 3 av disse prøvene ikke tilfredsstiller kravene. Dette for å ta høyde for uvanlige forhold som f. eks. kraftig nedbør.

3.3 Koagulering, flokkulering og separering ved kjemisk rensing

Både ORA og BRA er per i dag rene kjemiske primærrensaneanlegg. Dette innebærer at avløpsvannet etter fullført forbehandling (rist og sandfang) føres til kanaler hvor fellingsmiddel doseres. I sandfanget er de fleste tyngre partiklene blitt fjernet og store deler av forurensningene i avløpsvannet befinner seg nå som oppløst og finpartikulært (kolloidalt) stoff. I avløpsvann med normal pH vil de fleste av disse kolloidene være negativt ladet (Ødegaard et al. 2012). Det danner seg derfor en sky av positive motioner rundt kolloidene og på den måten nøytraliserer dem til stabile kollider. Dette er med å hindre kolloidene fra å koagulere sammen med hverandre.

Ved tilførsel av fellingsmiddel vil derimot en kjemisk reaksjon inntreffe som innebærer at flere ulike fellingsmekanismer inntreffer samtidig. Kort fortalt omfatter disse mekanismene at de kolloide stoffene destabiliseres og at det legges til rette for at kolloidene kan koagulere sammen til større fnokker. Det er viktig å være klar over at for høy kjemikaliedosering kan ha motvirkende effekt og forårsake restabilisering av kolloidene. Dermed vil man kunne få, på samme måte som ved underdosering, utslipp med høyt partikkelinnhold.

Det er i læreboken «Vann- og avløpsteknikk» (Ødegaard et al. 2012) satt opp en svært forenklet kjemisk ligning over hva som skjer etter at fellingsmiddelet er tilsatt avløpsvannet. Aluminium og jern er her behandlet med en felles kjemisk betegnelse, Me^{3+} :



Metallet i fellingsmiddelet reagerer altså med fosfatet i avløpsvannet og felles dermed ut som metallfosfat. Noe av metallet reagerer derimot også med selve vannet og felles ut som hydroksid. Ved begge disse situasjonene vil det skje en økning av H^+ -ioner. Dermed vil det skje en reduksjon av avløpsvannets alkalitet som videre fører til et fall i pH. For fellingsprosess hvor JKL benyttes som fellingsmiddel er den optimale pH mellom 5,5 og 6,0.

Men for at kolloidene i større grad skal få mulighet til å komme i kontakt med hverandre er det viktig med tilstrekkelig bevegelse i vannmassene. Derfor blir avløpsvannet ført videre til en flokkuleringsfase. Denne fasen er avgjørende for en effektiv oppbygging av separerbare fnokker. På ORA er flokkuleringsbassengene plassert i serie. Det vil her være mest hensiktsmessig å ha nedadgående intensitet på omrøringen for å oppnå store og tunge fnokker ved overgangen til sedimenteringsbassengene. Grunnen til dette er at for høy intensitet på omrøringen kan føre til at fnokkene rett og slett blir slått i stykker og brytes opp til mindre partikler igjen.

I anleggenes sedimenteringsbasseng separeres de oppbygde fnokkene fra avløpsvannet ved at de nå tunge fnokkene synker til bunnen av bassenget. Ved hjelp av slamskaper blir slammet ført til slamlommer hvor slammet føres videre til slambehandling.

3.4 Miljøtekniske parametere

3.4.1 Fosfor

En viktig del av renseprosessen er fjerning av fosfor. Fosfor er sammen med nitrogen det næringsstoffet som har størst betydning for det biologiske livet i vannresipientene. Overbelastning av disse nærings saltene vil kunne føre til uønsket oppblomstringen av alger, såkalt eutrofiering (Mork, K. 1997). For å kunne opprettholde god vannkvalitet og beskytte økosystemene i resipientene er det derfor nødvendig med god rensing av fosfor. Etter at Norge på 80-tallet startet å regulere bruken av fosfor i vaske- og rengjøringsmidler har innholdet av fosfor i avløpsvannet hatt en betydelig nedgang (Berge, G. og Mellem, K. 2010). Det meste av fosforet kommer derfor i dag fra toalettene. Et normalutslipp av fosfor er ifølge statistisk sentralbyrå 1,6 gram per person per døgn (Berge, G. og Mellem, K. 2010).

I avløpsvann foreligger fosfor i følgende former:

- Organisk bundet fosfor
- Uorganisk fosfor
 - o Polyfosfater (pyrofosfat, $P_2O_7^{4-}$ og tripolyfosfat, $P_3O_{10}^{5-}$)
 - o Ortofosfat ($H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-} og PO_4^{3-})

Mengden og fordelingen av disse ulike fosforformene er av stor interesse for å kunne karakterisere avløpsvannet, samt for å kartlegge hvor optimal renseprosessen er på et anlegg. For å kunne foreta måling av de ulike fraksjonene er det hensiktsmessig å analysere innholdet av fosfor med hensyn på om fosforet er partikulært bundet eller løst (Ødegaard et al. 2012). Det løste fosforet betegnes her som fosforet som befinner seg i avløpsvannet etter at det suspenderte stoffet er filtrert ut. Mens det bundne fosforet da er det resterende fosforinnholdet. Dette beregnes som differansen mellom det totale innholdet av fosfor og det totale innholdet av løst fosfor (se figur 11). Det er her viktig å merke seg at innholdet av løst fosfor er avhengig av porøsiteten og karakteristikken for filteret som benyttes. Flere ulike filtre kan benyttes, men ved norske laboratorier er gjeldende praksis at glassfiberfilter av typen GF/C, med poreåpning 1,2 μm , benyttes for avløpsvann (mer om valg av filter se. kap. 4.4.3) (Helness, H. 2004).

Ved en slik analyse vil det uorganiske fosforet foreligge i form av løst fosfor. Det organiske bundne fosforet vil derimot kunne bli skilt ut både som partikulært bundet og løst. Grunnen til dette er at noe av fosforet som er bundet opp i kolloidalt organisk materiale vil kunne slippe gjennom poreåpningen på filteret og dermed bli regnet som løst fosfor (Carlson, R.E. og J. Simpson. 1996). Andelen løst fosfor vil derfor være mindre dersom filter med mindre poreåpning benyttes. Det partikulært bundne fosforet kan forekomme som mineralprodukter, adsorpsjonskomplekser og som organisk fosfor og lar seg lett rense sammen med annet partikulært og kolloidalt stoff (Ødegaard et al. 2012).

Ved selve analysen av avløpsvannets innhold av fosfor er prinsippet at fosforionene i prøven reagerer med molybdat og antimonioner i en sur løsning. Dermed vil det dannes et antimonyl fosfatmolybdat kompleks (Norsk Standard NS-EN ISO 6878:2004). Dersom prøven skal måles for totalt innhold av fosfor må fosforet løses helt opp ved å koke prøven i en time. Ved å hoppe over dette steget for den filtrerte prøven vil man kunne måle prøvens innhold av ortofosfat. Til slutt tilføres askorbinsyre for å reduserer denne forbindelsen til en kolloidal blå fosformolybdensyre. Denne absorpsjonen kan måles fotometrisk ved en bølgelengde på 880 nm.

3.4.2 Organisk stoff

Avløpsvannets innhold av organisk stoff er også av stor interesse med tanke på avløpsrensing. De viktigste stoffene i så måte er forbindelser som forbruker oksygen, ettersom dette er av betydning både med tanke på resipientene og spesielt på de biologiske renseprosessene. Disse stoffene består for det meste av proteiner (40-60 %), karbohydrater (25-50 %), fettsyrer (8-12 %) og i «ferskt» avløpsvann også urea (Metcalf & Eddy Inc. 2003). Urea befinner seg derimot for det meste bare i «ferskt» avløpsvann ettersom det brytes raskt ned.

Disse organiske stoffene vil kunne befinne seg i avløpsvannet både som løst og partikulært bundet. Bundet organisk stoff kan bestå av syntetiske, organiske molekyler med både enkle og svært kompliserte strukturer. Man skiller derfor også gjerne mellom om stoffene er lett, tungt eller ikke biologisk nedbrytbart (Ødegaard et al. 2012). For å separere det løste fra det bundne organiske stoffet filtreres prøvene ved bruk av filter (se mer om filtrering kap. 4.4.3). Denne fordelingen er av stor interesse blant annet ved valg og dimensjonering av renseprosesser. I de to påfølgende underkapitlene beskrives de to metoder for karakterisering av avløpsvannets organiske stoff.

3.4.2.1 BOF

For måling av avløpsvannets innhold av organisk stoffer er BOF₅-metoden den mest brukte (Metcalf & Eddy Inc. 2003). BOF er forkortelsen for biokjemisk oksygenforbruk. Dette er en metode som benyttes for å beregne mengden av organisk materiale som kan brytes ned mikrobiologisk i løpet av 5 dager. Under bestemte forhold måles massekonsentrasjonen av oksygenet som forbrukes ved nedbrytningen av det organiske og uorganiske materiale i avløpsvannet (Norsk Standard NS-EN 1899-1:1989). Egentlig oppnås ikke bakterienes endelige verdi før etter omtrent 20 til 30 dager. Men dette avbrytes derimot etter et bestemt antall dager for å redusere prøvetiden (Ødegaard H. 2005).

Kravene til organisk stoff i avløpsvannet er i Norge satt med hensyn på BOF₅-verdien på utslippene. Begrunnelsen for dette er i hovedsak at dette er den parameteren som best beskriver det faktiske forbruket av oksygen det organiske materialet i utslippene vil ha i resipientene. Denne metoden sier i tillegg noe om hvor lett det organiske materialet brytes ned (Ødegaard et al. 2012).

Både ORA og BRA benytter Vannlaben AS til akkrediterte kontrollanalyse av BOF₅. Analysen gjøres her i henhold til Norsk Standard NS-EN 1899-1. BOF₅ oppgis ofte som mg O₂/l, men er i denne oppgaven bare oppgitt med benevningen mg/l.

3.4.2.2 KOF

KOF er forkortelsen for kjemisk oksygenforbruk. Dette er et mål for avløpsvannets innhold av kjemisk nedbrytbart, organisk stoff (Pedersen, B. 2014). Analyse av avløpsvannets KOF bygger på en kjemisk oksidasjonsreaksjon hvor massekonsentrasjonen av oksygen er ekvivalent til mengden oksidasjonsmiddel som forbrukes ved nedbrytning av det oppløst og suspenderte materialet i prøven (Metcalf & Eddy Inc. 2003). Ved analyse av avløpsvann benyttes kaliumdikromat ($Kr_2Cr_2O_7$) som oksidasjonsmiddel.

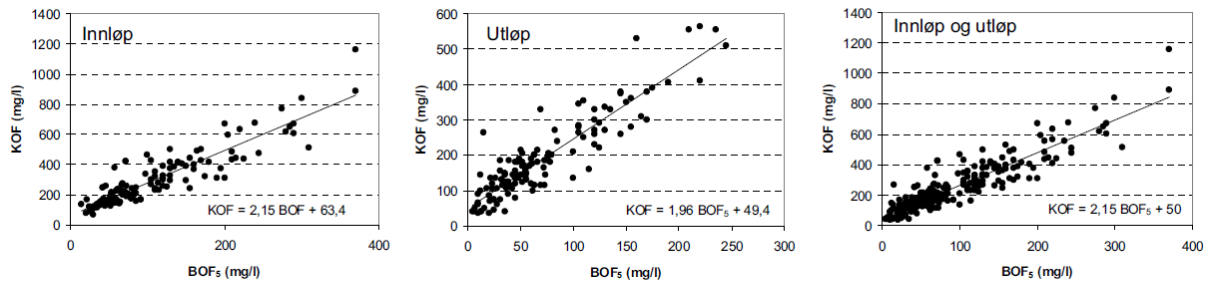
Prøven blir da tilført en forberedt løsning bestående av kaliumdikromat og svovelsyre (H_2SO_4). For også å oksidere de mer refraktære stoffene benyttes sølvsulfat (Ag_2SO_4) som katalysator. Mengden KOF beregnes med hensyn på mengden redusert kaliumdikromat. Redusert kaliumdikromat kan bestemmes ved å måle absorbansen til Cr^{3+} fotometrisk med en bølgelengde på rundt 600 nm. Dette kan også registreres med øynene som en grønn farge. Denne metoden benyttes for KOF-mengder opp til 1000 mg/l. Dersom det skal måles for KOF mengder benyttes derimot en bølgelengde på omtrent 440 nm. Det er da absorbansen til Cr^{6+} som måles. Dette kan ses som en gulaktig farge (Norsk Standard NS-EN ISO 15705:2002). KOF oppgis ofte som mg O_2/l , men er i denne oppgaven ofte bare oppgitt med benevnningen mg/l.

Analyse av KOF er ikke en del av primærrensekravet. Det er derimot langt mer effektivt å analysere KOF enn det er med BOF_5 . Mens en BOF_5 -test tar 5 dager kan en KOF-test gjennomføres i løpet av i overkant av to timer. Benytter man den mest effektive metoden kan man sitte med resultatet av KOF testen etter omtrent 20 minutter. Dette er derfor en god parameter å benytte som driftsparameter. Sammenlignet med BOF_5 er derimot viktig å ta med at denne metoden også innebærer innholdet av det tungt- og ikke biologisk nedbrytbare organiske stoffet (Ødegaard H. 2005). Dette er nærmere beskrevet i det påfølgende underkapittel.

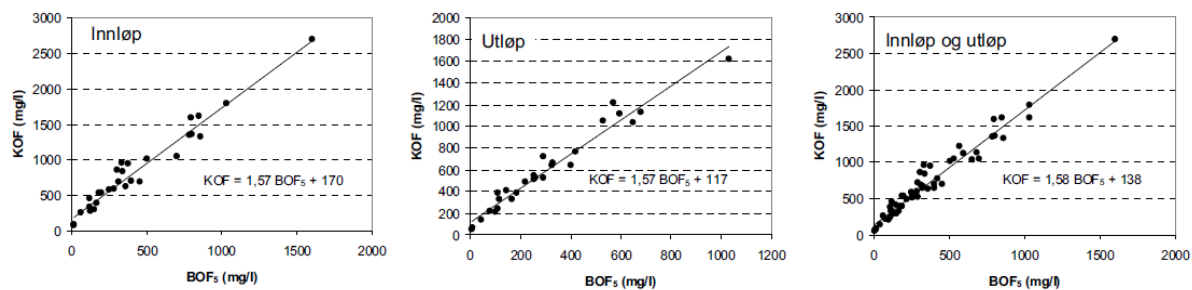
3.4.2.3 Sammenheng BOF₅ og KOF

Det ville være naturlig å anta at BOF₅- og KOF-testene ville oppnå samme verdi. Dette er derimot ikke tilfelle. Grunnen til dette kan blant annet være at mange av de organiske komponentene ikke så lett lar seg oksidere biologisk, men derimot lar seg oksidere kjemisk. Dette gjelder for eksempel de fleste ligninforbindelser. Noen organiske komponenter kan også være giftige for mikroorganismene benyttet i BOF₅-testen og på den måten redusere BOF₅-verdien. Ved KOF-test er det også mulighet for at dikromatene vil oksidere en del uorganiske komponenter som dermed blir registrert som forbrukt oksygen (Metcalf & Eddy Inc. 2003). KOF-verdiene vil derfor alltid være noe høyere enn verdien fra BOF₅-testene.

Det er allikevel en klar sammenheng mellom de to målemetodene. Denne sammenhenger varierer derimot mellom de ulike avløpsrenseanlegg, og til en viss grad også mellom innløps- og utløpsprøver. I prosjektet PRIMÆRRENS (Ødegaard, H. 2005) ble det allikevel prøvd å komme frem til en sammenheng for 8 renseanlegg fra Tromsø-, Bergen- og Stavangerområdet. Det ble her påvist en vesentlig forskjell mellom sammenhengen mellom anleggene i Tromsø- og Bergensområdet som i overveiende grad bestod av kommunalt avløpsvann (figur 4) og anleggene fra Stavangerområdet som var sterkt påvirket av avløp fra næringsmiddelindustri (figur 5).



Figur 4: Sammenhengen mellom KOF og BOF₅ i avløpsvannet ved 6 primærrenseanlegg i Tromsø og Bergens-området med overveiende kommunalt avløpsvann. (Ødegaard, H. 2005)



Figur 5: Sammenhengen mellom KOF og BOF₅ i avløpsvannet ved to renseanlegg i Stavangerområdet med stort innslag av næringsmiddelavløp. (Ødegaard, H. 2005)

Det ble på bakgrunn av disse tallene satt opp ulike sammenhenger med hensyn på type avløpsvann:

Overveiende kommunalt avløp:

$$KOF = 2,15 BOF_5 + 50$$

Avløpsvann med sterkt påvirket av næringsmiddelavløp:

$$KOF = 1,58 BOF_5 + 138$$

Disse tallene kan være til hjelp for kartlegging av hva slags type avløp som tilføres de ulike anleggene ved sammenslåing. Det er i vedlegg 2 lagt ved beregnet sammenheng mellom KOF og BOF₅ på henholdsvis ORA og BRA.

3.4.3 Suspendert stoff, SS

En annen viktig vannkvalitetsparameter i avløpsteknikk er suspendert stoff. Dette viser til hvor stor mengde av avløpsvannet som foreligger som partikulært materiale over en gitt størrelse (Ødegaard et al. 2012). Denne fordelingen er blant annet av stor betydning for separasjons- og utfellingsprosessene ved kjemisk rensing (Henze, M. (Ed.). 2002). Dette fastsettes ved å filtrere avløpsvannet gjennom et filter med en bestemt poreåpning. Ved å tørke og veie det avsatte materiale vil man kunne beregne konsentrasjonen (g SS/m³) av suspenderte stoff for den respektive vannprøven. Denne parameteren er derfor tydelig avhengig av filterets porøsitet og karakteristikk. Flere ulike filter kan benyttes som f.eks.:

- Membranfiltre: Disse er vanligvis laget av cellulose acetat/nitrat og kan fås med poreåpning fra 0,1 µm til 1,0 µm.
- Glassfiberfiltre:
 - o GF/C med poreåpning 1,2 µm
 - o GF/A med poreåpning 1,6 µm

Valg av filter var i forurensningsforskriften kapittel 4 tidligere bundet til bestemmelser i EU's avløpsdirektiv. Her var det forutsatt at man ved måling av SS benyttet 0,45 µm membranfilter. I Statens forurensningstilsyns rapport TA-2008/2005: «Primærrensing» (Ødegaard, H. 2005) ble det imidlertid stilt spørsmål med hvorvidt et slik krav ville gi sikre analyseresultater. Det ble blant annet pekt på problemet med at membranen fort ville kunne gå tett. Noe som videre ville kunne medføre økt usikkerhet ved analyse av prøvene på grunn av et svært begrenset prøvevolum.

Denne argumentasjonen ser imidlertid ut til å ha vunnet frem. I dagens forurensningsforskrift kapittel 4 er kravet endret. Dagens krav med hensyn på analysemetode er dermed som følger:

«Filtrering av representativ prøve med glassfiberfilter 1,2 µm eller sentrifugering av en representativ prøve (i minst fem minutter på 2800 til 3200 g).» (Forurensningsforskriften §11, vedlegg 2.2)

Det er her også vist til en alternativ analysemetode, men denne er lite brukt ved norske laboratorier (Ødegaard H. 2005). I forskriftene er det også henvist til en revidert utgave av Norsk Standard NS-EN872 (Norsk Standard NS-EN872-2: 2005) som beskriver analysemetoden for bestemmelse av SS ved filtrering gjennom glassfiberfiltre. Nøyaktigheten på målingene blir større jo mer prøvemengde som blir benyttet. Dette forutsetter derimot at filteret ikke tetter seg til slik at filteregenskapene blir betydelig svekket.

3.4.6 Alkalitet

Alkalitet er et mål for prøvevæskens evne til å nøytralisere en sterk syre, altså binde de sure komponentene. Dette bestemmes hovedsakelig med hensyn på vannets konsentrasjon av forbindelser bestående av hydrogenkarbonat- (HCO_3^-), karbonat- (CO_3^{2-}) og hydroksid (OH^-) (Norsk Standard NS-EN ISO 9963-1: 1996). Slike forbindelser kan blant annet være kalsium, magnesium, natirum, kalium og ammoniakk. Men også borater, silikater, fosfater og o.l. kan være med å påvirke alkaliteten (Metcalf & Eddy Inc. 2003).

Avløpsvannets alkalitet er viktig både ved kjemisk- og biologisk behandling og spesielt med tanke på fjerning av fosfor og nitrogen. Begge disse prosessene er avhengige av å foregå innenfor et gitt pH-spekter. Det kan derimot bli utfordrende å opprettholde en slik pH-verdi dersom alkaliteten er høy. Ved bruk av f.eks. jerntilsetning for fjerning av fosfor bør pH ligge i mellom 5.5 og 6.0 (Ødegaard et al. 2012). En konsekvens i dette tilfellet kan blant annet bli at mye av fellingsmiddelet som skal binde opp partikler istedenfor blir forbrukt til å justere avløpsvannets pH. (Henze, M. (Ed.). 2002).

For å fastsette vannets alkalitet titreres standard syreløsninger potensiometrisk til prøvevæsken frem til en forhåndsbestemt pH-verdi på enten 4,5, 8,3 eller 10,5. Disse verdiene er bestemt på bakgrunn av ekvivalenspunktene for de tidligere nevnte ionene. Dersom karbonat ble tilsatt i et karbonsystem kun som hydrogenkarbonat ville væsken hatt en pH på omtrent 8,3, mens pH-verdien ville vært omtrent 10,5 dersom det kun ble tilsatt som karbonat (Ødegaard et al. 2012). Titrering med syre ned til disse verdiene gjør seg derimot lite relevante ettersom kommunalt avløpsvann sjelden har så høye pH-verdier. For bestemmelse av total alkalitet er derimot titrering med syre ned til pH 4,5 vanlig praksis. Denne verdien er omtrent den pH-verdien man ville fått dersom all karbonat ble tilsatt som karbondioksid (CO_2). Total alkalitet for et system med hovedvekt av karbonatforbindelser defineres matematisk med alkalitetsligningen (Ødegaard et al. 2012):

$$\text{Total alkalitet (mmol/l)} = [\text{OH}^-] + [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] - [\text{H}^+]$$

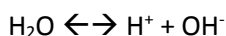
Metoden for bestemmelse av total alkalitet er beskrevet i Norsk Standard NS-EN ISO 9963-1:1996. Her er benyttet enhet for alkalitet: mmol/l. Dette er også enheten benyttet i denne oppgaven. En annen enhet som ofte er brukt er mekv/l. En mmol/l tilsvarer en mekv/l.

3.4.7 pH

En annen viktig parameter i avløpsvann er pH. pH er definert som mål for aktiviteten til hydrogenioner (H^+) i en løsning. Hydrogenionenes aktivitet bestemmer om reaksjonen er sur eller basisk. (Norsk Standard NS-EN ISO 10523: 2012). Ved lave konsentrasjoner av H^+ -ioner er det vanlig å sette aktiviteten lik konsentrasjonen. Dermed kan definisjonen av pH-verdi uttrykkes som den negative logaritmen av hydrogenionenes konsentrasjon (Metcalf & Eddy Inc. 2003):

$$pH = -\log[H^+]$$

I en vannholdig løsning vil også hydroksylioner være tilstede. Dermed vil vannets dissosiasjonslikevekt være med å bestemme konsentrasjonsforholdet mellom H^+ og OH^- :



Dersom en løsning har et overskudd av H^+ -ioner vil pH-verdien være lav og løsningen betegnes som sur. Har løsningen derimot et overskudd av OH^- vil pH-verdien være høy og løsningen basisk. En nøytral løsning vil oppnås dersom konsentrasjonen av H^+ og OH^- er lik. Da vil løsningen ha en pH-verdi på 7 (Liltved, H. 2001).

På et avløpsrenseanlegg har avløpsvannets pH stor betydning for en rekke renseprosesser. Dette gjelder både kjemiske og biologiske. Som nevnt i kapittel 4.4.6 bør avløpsvannet ha en pH-verdi i mellom 5.5 og 6.0 ved tilsetning av JKL som fellingsmiddel. Dette for å oppnå de beste fellingsbetingelsene for blant annet fjerning av fosfor (Ødegaard et al. 2012). I biologiske prosesser bør pH derimot ligge i området mellom 6 og 9 ettersom dette er det kritiske området for det meste biologisk liv (Metcalf & Eddy Inc. 2003).

Et pH-meter måler H^+ -konsentrasjonen i vann ved å benytte en elektrokjemisk celle (Norsk Standard NS-EN ISO 10523: 2012). Denne cellen består av en glasselektrode og en referanseelektrode. Målingen baserer seg på potensialdifferansen (spenningen) mellom disse elektrodene. H^+ -ioner transporteres ut og inn av den nedre delen av glasselektroden. Potensialdifferanse oppstår dermed mellom glasselektroden og referanseelektroden. Denne differansen benytter pH-meteret til å beregne antallet H^+ -ioner (Liltved, H. 2001).

På grunn av den tidligere nevnte dissosiasjonslikevekten er pH-verdien til en prøve avhengig av temperaturen til prøven som måles. Det er i Norsk Standard NS-EN ISO 10523:2012 påpekt at denne alltid skal oppgis sammen med pH-målingen. De fleste pH-meter er derimot utstyrt med manuell eller automatisk kontroll av temperatur.

3.4.1 Ledningsevne

Ledningsevne eller konduktivitet er mål for den elektriske strømmen som ledes av ioner i avløpsvannet (Norsk Standard NS-ISO 7888: 1993). Den benyttes derfor også som et mål for saltinnholdet i vannet. Metoden for måling av ledningsevne er svært enkel og gjennomføres ved bruk av et instrument med to eller flere elektroder som senkes ned i prøven. Ledningsevnen oppgis i $\mu\text{S}/\text{cm}$. I avløpsvann kan en vanlig verdi ligge rundt $200 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Ødegaard et al. 2012), men dette kan variere mye. Målingene er temperaturavhengige, men de fleste moderne instrumentene tar selv høyde for dette. Ettersom ledningsevne kan benyttes som erstatning for måling av alkalitet blir den ved noen anlegg benyttet til styring av renseprosesser. Men den kan også benyttes for å få oversikt over innlekkasjer av saltvann eller ved kartlegging av avløpsvannets innhold.

4.0 Metode

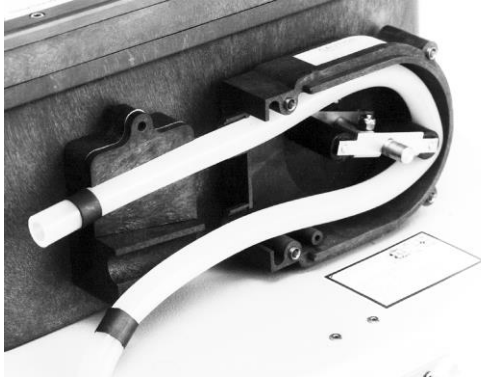
4.1 Innsamling av prøver



Figur 6: Rulettprøvetakere av typen Teledyne ISCO 3700 ble benyttet til innhenting av prøver.

For å hente inn prøver til analyse ble det benyttet 2 rulettprøvetakere av typen Teledyne Isco 3700 som vist i figur 6. Dette er en programmerbar prøvetaker som blant annet kan stilles inn på antall prøver, starttidspunkt for prøvetaking, intervall mellom hver prøvetaking og prøvemengde. For å suge inn ønsket prøvemengde er prøvetakeren utstyrt med en slangepumpe. Dette er et enkelt konsept hvor en sugeslange blir presset sammen av en rotor med tilhørende ruller. Når slangen kommer tilbake til sin opprinnelige form skapes det vakuum som suger væsken inn i pumpen (se figur 7). En sensor på utsiden av sensoren registrerer og kontrollerer vannmengden inn.

Denne væsken renner så inn i prøvetakeren og fordeles i 24 prøvebeholdere ved hjelp av en roterende distribusjonsarm. Fra inntaket til prøvetakerens pumpe ble det festet en forlengende sugeledning ned til avløpsvannet hvor prøvene skulle hentes. For å unngå at sedimenter av en viss størrelse skulle bli sugd inn og føre til tilstopping i sugeledningen ble en vektlagt sil av polypropylen (Se figur 8) benyttet i enden av slangen. Slangeenden med sil ble plassert ned i avløpsvannet med en skrå vinkel i samme retning som strømmen slik at ikke større bestanddeler skulle tette igjen silen.



Figur 7: Innsiden av prøvetakerens pumpehus [Kilde: ISCO, 2013]



Figur 8: Vektlagt sil av polypropylen [Kilde: Teledyne ISCO, 2013]

De to prøvetakerne ble benyttet både på ORA, BRA og KRA. På ORA ble det foretatt prøvetaking i 3 forskjellige døgn hvor prøvetakeren var plassert ved innløp og utløp. Apparatet ble da stilt inn på innhenting av 24 prøver med et intervall på en time mellom hver prøvetaking. Prøvetakingen startet da opp på morgenen og ble avsluttet neste dag.

To andre dager ble prøvetakerne plassert ved innløp og ved overføringsrennen i forkant av fellingsmiddeldoseringen (Se figur 2). Intervallet mellom hver av de 24 prøvene var da 20 minutter. Disse prøvene ble tatt mellom 07.00 og 14.40 som er den perioden det hovedsakelig tilføres septik til ORA. Dette ble gjort for å se nærmere på i hvor stor grad tilført septik lar seg utjevne i løpet av sandfanget (se vedlegg 1 – bare resultater, ikke diskutert).

På BRA ble det foretatt prøvetaking ved innløp og utløp i to forskjellige døgn. De 24 prøvene ble her hentet inn med et intervall på en time. Prøvetakingen ble startet på morgenen og avsluttet påfølgende dag. På KRA ble det bare benyttet en prøvetaker. Denne ble plassert før utløpspumpen. Samme innstilling som for BRA.

I tillegg til de dagene nevnte ovenfor ble det også foretatt flere mislykkede prøvetakingsrunder. Prøvene fra den andre prøvetakeren kunne blitt brukt. Men ettersom det er knyttet store kostnader til en full analyse av disse prøvene ble dette ikke gjort. Det ble derimot foretatt enkelte analyser, men disse ble valgt bort med hensyn på denne oppgaven.

4.2 Laboratoriearbeid og metoder for analyse



Figur 9: Laboratoriet på Oddeøya renseanlegg.

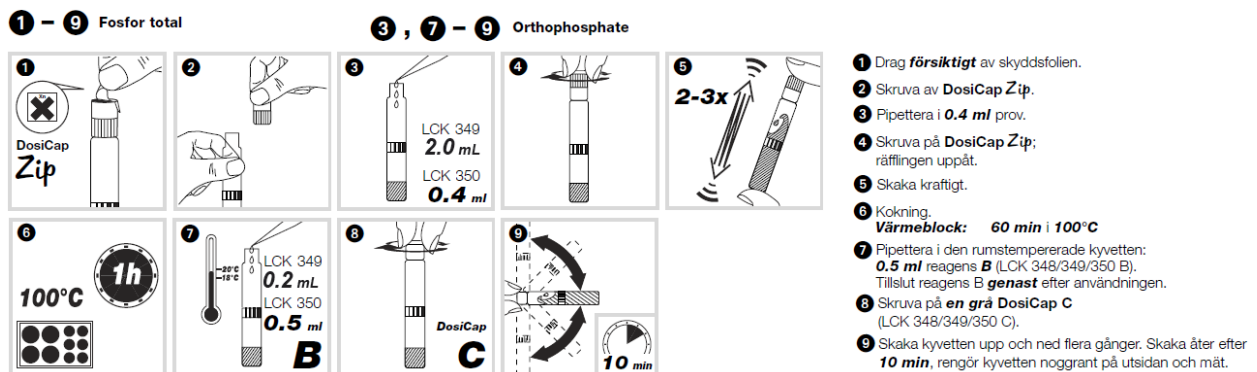
Under hele prøveperioden ble analyse av prøvene gjort på laboratoriet ved ORA (se figur 9). En del utstyr ble derimot lånt fra laboratoriet på BRA og installert på laboratoriet på ORA i begynnelsen av prøveperioden. I innkjøringsfasen til prosjektperioden var alt analysemateriell kjøpt inn til laboratoriearbeidet. Blant annet store mengder reagenser, saltsyre pipettespisser, aluminiumsskåler og glassfiberfiltre.

I kapittel 4.4 ble det sett nærmere på en rekke miljøtekniske parametere, samt deres betydning for renseprosessen. Dette ligger til grunn for valg av analysemetoder. I de påfølgende underkapitlene blir metodene for disse analysene gjennomgått.

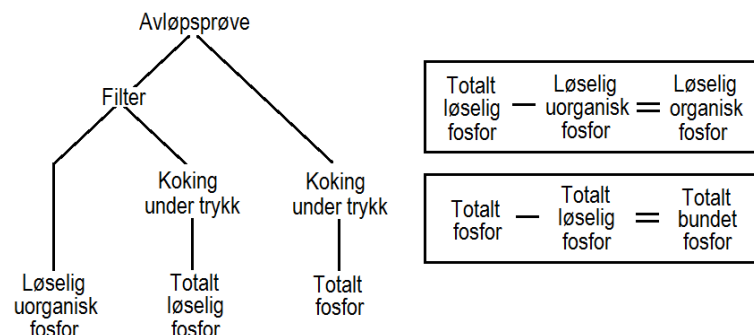
4.2.1 Tot-P og Orto-P

På ORA og BRA blir det gjennomført akkreditert analyse av den Tot-P mengden for døgnblandeprovne innhentet hver dag. Metoden som her benyttes er kort oppsummert tilsetning av svovelsyre og persulfat, 30 min koking, nedkjøling og deretter tilsetning av fosfat. Prøvene blir så analysert ved bruk av spektrofotometer. For prøvene innhentet med rulettprøvetakerne, med et samlet omfang på til sammen 48 prøver per dag, ble denne metoden derimot ansett som svært vanskelig å gjennomføre rent praktisk. En slik metode, med det utstyret som var tilgjengelig på laboratoriet på ORA, tillater koking av et strengt begrenset antall prøver samtidig.

Til disse analysene ble det derfor besluttet å benytte ferdigdoserede reagenser av typen Hach-Lange LCK 349 og LCK 350. Dette er en annen spektrometrisk metode hvor ammoniummolybdat benyttes som reagens. Gjennomføringen av denne kvettetesten er illustrert i figur 10. Alle gjennomføringstrinnene ble benyttet for måling av Tot-P. Dette innebar bruk av to varmeblokker av typen Hach-Lange LT 200 (Se figur 13). På denne måten kunne 18 prøver testes samtidig. Alle gjennomføringstrinnene ble også gjennomført på filtrert prøve (filtrat fra SS-målingene) for å finne det totale innholdet av løselig fosfor (se figur 11). De samme filtrerte prøvene ble også brukt til måling av Orto-P. Men da ble derimot bare prosedyretrinnene 3, 7, 8 og 9 fulgt. Innholdet av Tot-P og Orto-P ble til slutt målt ved hjelp av et spektrofotometer av typen Hach DR2800. LCK 349 ble benyttet for prøvene hentet ved utløp ettersom denne har et analyseområde mellom 0,05-1,50 mg PO₄-P/l. LCK 350 ble derimot benyttet for prøvene hentet fra henholdsvis innløp og før dosering av fellingsmiddel ettersom denne har et analyseområde mellom 2-20 mg PO₄-P/l.



Figur 10: Prosedyre for måling av Tot-P og Orto-P ved bruk av LCK 349 og LCK 350 (Kilde: Lange: LCK 350)



Figur 11: Oversikt over hvordan løselig organisk fosfor, løselig uorganisk fosfor, total løselig fosfor, totalt bundet fosfor og totalt fosfor kan påvises.

4.2.2 KOF

For analyse av prøvenes innhold av KOF ble det også benyttet ferdigdoserte reagenser av typen Hach-Lange LCK 114 og LCK 314. Mens LCK 114 har et analyseområde mellom 150-1000 mg O₂/l har LCK 314 et analyseområde mellom 15-150 mg O₂/l. LCK 114 ble derfor benyttet til analyse av prøvene hentet ved innløp og før dosering av fellingsmiddel, mens LCK 314 ble benyttet for prøvene hentet ved utløp. Prosedyren for gjennomføringen av kyvettetesten er vist i figur 12. Det ble benyttet to varmeblokker av typen Hach-Lange LT 200 til kokingen (se figur 13). Det kunne kokes 18 prøver samtidig.



Figur 12: Prosedyre for måling av KOF ved bruk av LCK 114 og LCK 314 (Kilde: Lange: LCK 314)



Figur 13: Reagenser benyttet til måling av Tot-P, Orto-P og KOF. To varmeblokker av typen Hach-Lange LT 200 i midten av bilde.

4.2.3 SS

Til denne undersøkelsen ble det benyttet et prøveoppsett som vist i figur 14. Det ble i henhold til Norsk Standard NS-EN872 (Norsk Standard NS-EN872-2: 2005) benyttet et glassfiberfilter av typen Whatman GF/C med lysåpning $1,2\mu\text{m}$. Dette ble først plassert i en aluminiumskål og veid på en elektronisk presisjonsvekt av typen sartorius BP 310 P. Filteret ble så plassert over vakuumbolven og satt under vakuumbolven. Ettersom det ikke var tilgjengelig en vakuumpumpe på laboratoriet ble vakuumbolven dannet ved hjelp av vanntrykk. En prøvemengde på mellom 15-200 ml ble så tilført i beholderen over filteret. For å unngå at filteregenskapene ble betydelig endret ettersom filteret tettet seg ble prøvemengden justert med hensyn på hvor og når prøven var tatt. Det ble bare benyttet mellom 15-30 ml prøve dersom prøven bestod av store mengder septik, mens det ble benyttet mellom 100 og 150 ml fra prøver hentet fra innløp uten tilført septik. For utløp ble det derimot benyttet mellom 150 ml og 250 ml. Filteret med det avsatte stoffet ble så plassert tilbake i aluminiumsskålen og satt til tørking i et tørkeskap med en temperatur stilt inn på $105\text{ }^{\circ}\text{C}$. Etter omtrent en time i tørkeskapet ble filteret og aluminiumsskålen tatt ut og veid på ny. Dermed kunne prøvens SS-innhold beregnes ut fra følgende formel (Norsk Standard NS-EN872-2: 2005):

$$\rho = \frac{1000 \times (b - a)}{V}$$

- ρ : er innholdet (mg/l) av suspenderte faste stoffer.
- b : er massen (mg) av aluminiumsskålen + tørket filter etter filtrering.
- a : er massen (mg) av aluminiumsskålen + filter før filtrering.
- V : er volum (ml) benyttet prøve.

Filtratet som ble liggende igjen i vakuumbolven ble videre benyttet til å måle filtrert Tot-P, Orto-P og filtrert KOF.



Figur 14: Filteroppsett benyttet til filtrering av prøvene.

4.2.4 pH

For å måle prøvenes pH ble en pH måler av typen EDT GP353 benyttet. Denne ble kalibrert ved jevne mellomrom gjennom prøveperioden. Det ble da benyttet pH-løsning på henholdsvis 4, 7 og 10. På renseanleggets laboratorium var det ikke tilgjengelig magnetrører. pH-målingen ble derfor gjennomført ved å bevege målesonden (glasselektroden) rundt i prøvesonden. Etter omtrent 30 sekunder stabiliserte pH seg og bevegelsen av sonden ble stanset. pH ble så avlest etter at væsken hadde fått stabilisert seg i 5 sekunder. Sondene ble så skyllet i springvann før sonden ble tilført ny kolbe. Det kan stilles spørsmål ved om springvann er «nøytral veske», men dette anses som en liten feilkilde ettersom sonden får tilstrekkelig tid til å bli omgitt av ny prøvevæske før ny måling ble gjennomført. I Norsk Standard (Norsk Standard NS-EN ISO 10523: 2012) påpekes det at prøvens temperatur alltid skal oppgis sammen med pH-målingene. Dette ble dessverre ikke gjort. Men apparatet var stilt inn med hensyn på temperaturen.

4.2.5 Alkalitet

I begynnelsen av prøveperioden ble en HCl-løsning med en konsentrasjon på 0,1 mol/l forberedt. Dette ble gjennomført ved å tilføre 1 del HCl til 9 del destillert vann (levert fra Vannlaboratoriet AS). Denne titreringsløsningen ble så benyttet til å fylle opp en 25 ml titreringspipette på stativ (se figur 15). Til målingene ble det benyttet 100 ml prøve. Litt etter litt ble HCl-løsningen titrert ned i prøven.

Kontinuerlig måling av pH lot seg ikke gjøre ettersom det ikke var magnetrører tilgjengelig. Det ble derfor gjennomført pH-måling ved jevne mellomrom. Titreringen ble stanset når pH var tilnærmet 4,5. Forbrukt titreringsløsning ble så registrert og ble videre benyttet til beregning av total alkalitet. Følgende formel ble benyttet (Norsk Standard NS-EN ISO 9963-1: 1996):

$$A_t = \frac{c(HCl) * V_1 * 1000}{V_2}$$

- A_t : er prøvens totale alkalitet (mmol/l)
 $c(HCl)$: er HCl-løsningens konsentrasjonen: 0,1 (mol/l)
 V_1 : er volum (ml) forbrukt HCl-løsning
 V_2 : er volum (ml) prøve: 100 ml.



Figur 15: Titreringsoppsett benyttet til beregning av prøvenes alkalitet.

4.2.6 Ledningsevne

Måling av ledningsevne ble gjennomført ved bruk av HACH HQ40d Multi-Parameter. Denne ble kalibrert ved oppstart av prøveperioden. Apparatet var svært enkelt i bruk. Måling ble gjennomført ved å sette sonden i prøvekolben, riste prøven for så å starte målingen. Mellom hver prøve ble sonden rensert i springvann. Ristingen av prøven med sonden plassert oppi var i hovedsak for å se til at sonden i størst mulig grad var omsluttet av prøvevæske før målingen ble startet. Apparatet gav selv signal når målingen var gjennomført.

5.0 Resultater

5.1 Analyseresultater av avløpsvannet ved innløp på KRA, BRA og ORA

I tabell 1 til 5 er resultatene av analysene gjennomført på prøvene hentet inn med rulettprøvetaker på henholdsvis ORA, BRA og KRA. Antall gjennomførte dager ble på grunn av feil på den ene prøvetakeren ikke så mange som ønsket. Resultatene vil allikevel kunne gi et godt bilde av avløpsvannets karakteristikk. Verdien registrert for vannmengde er et gjennomsnitt av de samlede onlinemålingene tatt ved innløp for hver time. Mengden Tot-P og KOF er regnet ut på bakgrunn av analysert konsentrasjon og gjennomsnittlig vannmengden på det aktuelle tidspunktet.

Tabell 1: Analyseresultater innløp ORA 23.-24.02.2015

| Kl. slett | Enhet | 09:00 | 10:00 | 11:00 | 12:00 | 13:00 | 14:00 | 15:00 | 16:00 | 17:00 | 18:00 | 19:00 | 20:00 | 21:00 | 22:00 | 23:00 | 00:00 | 01:00 | 02:00 | 03:00 | 04:00 | 05:00 | 06:00 | 07:00 | 08:00 |
|--------------|-------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Tot-P | mg/l | 2.80 | 3.26 | 9.56 | 4.79 | 5.00 | 5.01 | 4.99 | 3.50 | 4.34 | 3.86 | 4.16 | 3.67 | 3.50 | 3.19 | 3.54 | 3.67 | 3.13 | 2.58 | 2.30 | 2.39 | 2.09 | 2.16 | 1.72 | 3.53 |
| Tot-P | kg/t | 4.46 | 5.12 | 13.53 | 6.62 | 6.92 | 6.59 | 6.15 | 4.12 | 5.17 | 4.57 | 4.80 | 4.43 | 4.41 | 3.52 | 3.86 | 5.15 | 3.30 | 2.20 | 1.78 | 1.72 | 1.52 | 1.62 | 1.64 | 4.06 |
| KOF | mg/l | 250 | 297 | 1121 | 403 | 406 | 441 | 431 | 362 | 384 | 380 | 384 | 382 | 402 | 384 | 347 | 369 | 341 | 236 | 237 | 228 | 210 | 246 | 150 | 374 |
| KOF | kg/t | 398 | 466 | 1586 | 557 | 562 | 580 | 531 | 426 | 458 | 450 | 443 | 461 | 507 | 424 | 378 | 517 | 359 | 201 | 183 | 164 | 153 | 184 | 143 | 430 |
| pH | | 7.1 | 7.03 | 6.64 | 7.04 | 7.15 | 7.2 | 7.22 | 7.17 | 7.16 | 7.1 | 7.09 | 7.12 | 7.11 | 7.17 | 7.14 | 7.2 | 7.21 | 7.21 | 7.17 | 7.12 | 7.15 | 7.13 | 7.11 | 6.9 |
| Ledningsevne | µS/cm | 523 | 506 | 534 | 857 | 548 | 498 | 606 | 491 | 561 | 536 | 705 | 985 | 965 | 943 | 1086 | 839 | 1027 | 672 | 711 | 1169 | 1200 | 2027 | 1576 | 2390 |
| Vannmengde | m ³ /t | 1593 | 1570 | 1415 | 1382 | 1384 | 1315 | 1233 | 1176 | 1192 | 1184 | 1154 | 1207 | 1260 | 1103 | 1089 | 1402 | 1053 | 853 | 774 | 721 | 727 | 749 | 953 | 1151 |

I tabell 1 er analyseresultatene av prøvene tatt på ORA mellom kl. 09.00 den 23. februar og 08.00 24. februar. Prøvene ble tatt med et intervall på en time. I tidsrommet prøvene ble tatt var det målt en nedbør i rensedistriktet til ORA på 4.9 mm [Metrologisk Institutt]. 1.5 mm av dette falt mellom kl. 09.00 og 12.00, 0.6 mm mellom 20.00 og 21.00 og 2.8 mm mellom Kl. 00.00 til 01.00. Dette forklarer den økte vannmengde inn på anlegget i disse tidsrommene (figur. 18). Det er også vært å merke seg at det falt en vesentlig mengde nedbør også før prøvetaking startet. Det mest intense regnværet var altså i mellom kl. 00.00 og 01.00. Dette ser man påvirker både mengden KOF og Tot-P i denne perioden.

Ellers vil man fra resultatene kl. 11.00 se et drastisk hopp i de målte verdiene for både Tot-P og KOF. Prøvene har da en konsentrasjon på henholdsvis 9.56 mg/l og 1121 mg/l og en mengde på 13.53 kg/t og 1586 kg/t. På samme tidspunkt har pH-verdien en tydelig reduksjon ned til 6.64. Grunnen til dette er at prøvetaking har foregått samtidig som det har vært septikbil koblet til ved innløpet.

Ser man bort fra denne verdien kl. 11.00 kan analyseverdiene oppsummeres som følger:
Konsentrasjonen av Tot-P varierer mellom 1.72 mg/l og 5.01 mg/l, og har et gjennomsnitt på 3.44 mg/l.
Mengden Tot-P varierer mellom 1.52 kg/t og 6.92 kg/t, og har et gjennomsnitt på 4.07 kg/t.
Konsentrasjonen av KOF varierer mellom 150 mg/l og 441 mg/l, og har et gjennomsnitt på 332 mg/l.
Mengden KOF varierer mellom 143 kg/t og 580 kg/t, og har et gjennomsnitt på 390 kg/t.
PH-verdien varierer mellom 6.90 og 7.22, og har et gjennomsnitt på 7.13.
Ledningsevnen varierer mellom 491 µS/cm og 2390 µS/cm og har et gjennomsnitt på 931 µS/cm.
Vannmengden varierer mellom 721 m³/t og 1593 m³/t og har et gjennomsnitt på 1152 m³/t.

Tabell 2: Analyseresultater innløp ORA 25.-26.02.2015

| Odderøya 25.-26.02 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------------|-------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Kl. slett | Enhet | 09:00 | 10:00 | 11:00 | 12:00 | 13:00 | 14:00 | 15:00 | 16:00 | 17:00 | 18:00 | 19:00 | 20:00 | 21:00 | 22:00 | 23:00 | 00:00 | 01:00 | 02:00 | 03:00 | 04:00 | 05:00 | 06:00 | 07:00 | 08:00 |
| Tot-P | mg/l | 2.11 | 2.74 | 3.11 | 3.53 | 2.82 | 4.69 | 4.20 | 4.28 | 4.10 | 5.43 | 4.21 | 4.60 | 4.21 | 4.14 | 4.31 | 4.74 | 4.14 | 3.75 | 3.58 | 3.51 | 3.36 | 2.97 | 4.52 | 12.0 |
| Tot-P | kg/t | 2.81 | 3.67 | 3.85 | 4.38 | 3.41 | 5.21 | 4.66 | 4.63 | 4.44 | 6.14 | 4.52 | 5.00 | 4.48 | 4.02 | 4.24 | 4.21 | 3.24 | 2.60 | 2.32 | 1.96 | 1.96 | 1.80 | 3.48 | 15.29 |
| KOF | mg/l | 179 | 233 | 261 | 334 | 310 | 537 | 390 | 422 | 378 | 543 | 362 | 561 | 363 | 322 | 319 | 380 | 370 | 324 | 285 | 292 | 282 | 245 | 470 | 1294 |
| KOF | kg/t | 239 | 312 | 323 | 414 | 374 | 597 | 433 | 456 | 410 | 614 | 389 | 609 | 386 | 313 | 314 | 338 | 290 | 225 | 185 | 163 | 164 | 148 | 362 | 1649 |
| pH | | 6.91 | 7.05 | 7.01 | 6.91 | 7.23 | 7.08 | 7.04 | 7.17 | 7.14 | 6.87 | 7.13 | 7.14 | 7.14 | 7.14 | 7.16 | 7.08 | 7.14 | 7.17 | 7.21 | 7.17 | 7.2 | 7.17 | 6.97 | 6.19 |
| Ledningsevne | µS/cm | 1298 | 2510 | 980 | 825 | 929 | 1248 | 1429 | 1736 | 1817 | 1293 | 1721 | 2112 | 1266 | 649 | 1338 | 2135 | 2870 | 2051 | 1732 | 1606 | 1501 | 1351 | 2950 | 1600 |
| Vannmengde | m ³ /t | 1333 | 1341 | 1237 | 1241 | 1208 | 1111 | 1110 | 1081 | 1084 | 1131 | 1074 | 1086 | 1064 | 971 | 983 | 889 | 783 | 694 | 649 | 559 | 582 | 605 | 770 | 1274 |

Analyseresultatene for prøvene tatt på ORA mellom kl. 09.00 den 25. februar og kl. 08.00 den 26. februar er vist i tabell 2. Prøvene ble tatt med et intervall på en time mellom hver prøve. I tidsrommet prøvene ble tatt var det målt 0 mm nedbør i rensedistriktet til ORA [Metrologisk Institutt]. Kvelden og natten før målingene var det derimot målt litt regn. Kl. 08.00 er prøven tatt samtidig som septikbil har vært koblet til ved innløp. Dette er forklaringen den markante økningen i målt Tot-P og KOF-verdi, samt drastisk reduksjon i målt pH på dette tidspunktet (figur 16 til 18).

Ser man bort fra denne verdien kl. 08.00 kan analyseverdiene oppsummeres som følger:

Konsentrasjonen av Tot-P varierer mellom 2.11 mg/l og 5.53 mg/l, og har et gjennomsnitt på 3.87 mg/l.

Mengden Tot-P varierer mellom 1.80 kg/t og 6.14 kg/t, og har et gjennomsnitt på 3.78 kg/t.

Konsentrasjonen av KOF varierer mellom 179 mg/l og 561 mg/l, og har et gjennomsnitt på 355 mg/l.

Mengden KOF varierer mellom 148 kg/t og 614 kg/t, og har et gjennomsnitt på 350 kg/t.

PH-verdien varierer mellom 6.91 og 7.23, og har et gjennomsnitt på 7.10.

Ledningsevnen varierer mellom 649 µS/cm og 2950 µS/cm og har et gjennomsnitt på 1624 µS/cm.

Vannmengden varierer mellom 559 m³/t og 1341 m³/t og har et gjennomsnitt på 982 m³/t.

Tabell 3: Analyseresultater innløp BRA 09.-10.03.2015

| Kl. slett | Enhet | 09:30 | 10:30 | 11:30 | 12:30 | 13:30 | 14:30 | 15:30 | 16:30 | 17:30 | 18:30 | 19:30 | 20:30 | 21:30 | 22:30 | 23:30 | 00:30 | 01:30 | 02:30 | 03:30 | 04:30 | 05:30 | 06:30 | 07:30 | 08:30 |
|--------------|-------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Tot-P | mg/l | 4.31 | 7.66 | 8.62 | 8.41 | 7.17 | 5.86 | 8.05 | 5.19 | 7.40 | 7.86 | 6.59 | 6.77 | 7.32 | 6.04 | 8.26 | 8.72 | 4.98 | 2.64 | 1.70 | 1.44 | 0.96 | 0.93 | 1.53 | 2.75 |
| Tot-P | kg/t | 2.96 | 3.28 | 3.58 | 3.64 | 2.95 | 2.40 | 3.50 | 2.23 | 3.28 | 3.57 | 2.79 | 2.88 | 2.88 | 2.75 | 6.15 | 8.95 | 4.22 | 1.95 | 1.14 | 0.88 | 0.56 | 0.60 | 1.18 | 2.12 |
| KOF | mg/l | 298 | 529 | 552 | 609 | 641 | 623 | 562 | 504 | 593 | 613 | 626 | 653 | 656 | 646 | 748 | 982 | 584 | 304 | 208 | 134 | 107 | 200 | 160 | 209 |
| KOF | kg/t | 205 | 226 | 229 | 264 | 263 | 255 | 244 | 216 | 263 | 278 | 265 | 278 | 258 | 294 | 557 | 1008 | 495 | 225 | 139 | 81 | 62 | 128 | 123 | 161 |
| pH | | 7.67 | 7.39 | 7.44 | 7.08 | 6.78 | 6.98 | 7.23 | 7.13 | 6.99 | 7.13 | 7.03 | 7.10 | 7.12 | 7.13 | 7.05 | 6.69 | 7.12 | 7.14 | 7.10 | 7.06 | 7.09 | 7.10 | 7.16 | 7.56 |
| Ledningsevne | µS/cm | 645 | 1055 | 920 | 1149 | 1098 | 895 | 854 | 985 | 758 | 836 | 1224 | 890 | 776 | 1162 | 804 | 781 | 520 | 492 | 546 | 398 | 362 | 403 | 420 | 481 |
| Vannmengde | m ³ /t | 687 | 428 | 415 | 433 | 411 | 410 | 435 | 429 | 443 | 454 | 423 | 426 | 394 | 455 | 745 | 1026 | 848 | 739 | 670 | 608 | 584 | 641 | 770 | 770 |

Analyseresultatene for prøvene tatt ved BRA mellom kl. 09.30 den 9. februar og kl. 08.30 den 10. februar er vist i tabell 3. Prøvene ble tatt med et intervall på en time mellom hver prøve. I tidsrommet prøvene ble tatt var det målt en nedbør i rensedistriktet til BRA på 10.9 mm [Metrologisk Institutt]. Denne nedbørmengden ble målt fra kl. 23.00 til kl. 03.00. Høyest intensitet i begynnelsen. Dette regnværet forklarer hvorfor vannmengden inn på anlegget mer enn dobler seg i dette tidsrommet (figur 18).

På grunn av regnværet vil også løsrevede sedimenter i ledningsnett og forurensninger fra avrenning følge med inn til anlegget. Dette vises tydelig ved at Tot-P og KOF-verdiene på dette tidspunktet øker kraftig (figur 16 og 17). Både mengden Tot-P og KOF ganges med mer enn tre fra henholdsvis 2.75 kg/t og 258 kg/t kl. 22.30 til 8.95 kg/t og 1008 kg/t kl. 00.30. Også konsentrasjonene har en markant økning på grunn av regnet. Men disse beskrives med hensyn på de store vannmengdene og blir derfor ikke like tydelige. Også pH-verdien påvirkes av regnfallet og faller fra 7.13 kl. 22.30 er ned til 6.69 kl. 00.30 (figur 18).

Analyseverdiene av prøvene utenom regnfallet kan oppsummeres som følger (utelatt prøvene fra 23.30 til og med 02.30):

Konsentrasjonen av Tot-P varierer mellom 0.93 mg/l og 8.62 mg/l, og har et gjennomsnitt på 5.20 mg/l. Mengden Tot-P varierer mellom 0.56 kg/t og 3.64 kg/t, og har et gjennomsnitt på 2.43 kg/t.

Konsentrasjonen av KOF varierer mellom 107 mg/l og 656 mg/l, og har et gjennomsnitt på 449 mg/l. Mengden KOF varierer mellom 62 kg/t og 295 kg/t, og har et gjennomsnitt på 212 kg/t.

PH-verdien varierer mellom 6.78 og 7.67, og har et gjennomsnitt på 7.16.

Ledningsevnen varierer mellom 362 µS/cm og 1224 µS/cm og har et gjennomsnitt på 779 µS/cm.

Det vil være feil å påstå at verdiene tatt med etter 02.30 ikke påvirkes av regnværet. En konsekvens kan blant annet være en nedgang i den jevne tilførselen av avløpskomponenter som ligger i ledningsnett. Etter stor gjennomstrømning av nedbørsvann vil kunne skyldes ledningene rene. Dermed kan både Tot-P og KOF-verdiene bli redusert i etterkant av et regnskyll. Spesielt vil konsentrasjonen synke på grunn av økte vannmengder. Oppsummeringen er allikevel en tilnærming til hva som vil være tilfelle ved normal vannføring.

Når det gjelder vannmengden inn på anlegget vil denne holde seg høyere enn normalt i lengre tid etter regnfallet. Dette er på grunn av varierende tilrenningstid. I tiden før regnfallet (09.30 til 22.30) varierer vannmengden mellom 394 m³/t og 687 m³/t, og har et gjennomsnitt på 446 m³/t. Mens den etter regnfallet varierer mellom 584 m³/t til 770 m³/t, og har et gjennomsnitt på 674 m³/t. Dette på en tid som normalt har lav vannføring.

Tabell 4: Analyseresultater innløp BRA 11.-12.03.2015

| Kl. slett | Enhet | 09:30 | 10:30 | 11:30 | 12:30 | 13:30 | 14:30 | 15:30 | 16:30 | 17:30 | 18:30 | 19:30 | 20:30 | 21:30 | 22:30 | 23:30 | 00:30 | 01:30 | 02:30 | 03:30 | 04:30 | 05:30 | 06:30 | 07:30 | 08:30 |
|--------------|-------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Tot-P | mg/l | 4.77 | 6.48 | 6.71 | 5.68 | 6.11 | 5.65 | 11.50 | 11.00 | 9.10 | 5.98 | 6.49 | 5.77 | 5.47 | 6.32 | 5.62 | 4.32 | 4.30 | 3.91 | 3.65 | 3.71 | 2.95 | 2.45 | 2.64 | 3.14 |
| Tot-P | kg/t | 2.40 | 4.26 | 4.40 | 3.46 | 3.82 | 3.31 | 6.80 | 6.26 | 5.38 | 3.59 | 3.84 | 3.31 | 2.99 | 3.40 | 2.88 | 1.94 | 1.59 | 1.35 | 1.16 | 1.19 | 0.98 | 0.94 | 1.52 | 1.86 |
| KOF | mg/l | 476 | 691 | 581 | 512 | 603 | 534 | 608 | 887 | 944 | 930 | 1006 | 985 | 783 | 666 | 668 | 619 | 464 | 415 | 492 | 341 | 280 | 211 | 270 | 221 |
| KOF | kg/t | 240 | 455 | 381 | 312 | 377 | 313 | 359 | 505 | 558 | 559 | 596 | 564 | 428 | 358 | 342 | 278 | 172 | 144 | 156 | 110 | 93.2 | 80.8 | 156 | 131 |
| pH | | 7.32 | 7.08 | 7.25 | 7.04 | 6.81 | 6.98 | 6.98 | 6.78 | 6.78 | 7.02 | 6.80 | 6.83 | 6.94 | 6.96 | 7.06 | 7.10 | 7.10 | 7.12 | 6.50 | 7.13 | 7.17 | 7.08 | 7.16 | 7.29 |
| Ledningsevne | µS/cm | 777 | 825 | 806 | 791 | 679 | 646 | 721 | 781 | 728 | 728 | 700 | 631 | 321 | 692 | 710 | 607 | 804 | 783 | 646 | 608 | 597 | 749 | 555 | 598 |
| Vannmengde | m ³ /t | 504 | 658 | 656 | 609 | 626 | 586 | 591 | 569 | 591 | 601 | 592 | 573 | 547 | 538 | 512 | 449 | 370 | 346 | 317 | 322 | 333 | 383 | 576 | 592 |

Analyseresultatene for prøvene tatt ved BRA mellom kl. 09.30 den 11. februar og kl. 08.30 den 12. februar er vist i tabell 4. Prøvene ble tatt med et intervall på en time mellom hver prøve. I tidsrommet prøvene ble tatt var det målt 0 mm nedbør i rensedistriktet til BRA [Metrologisk Institutt].

Kl. 15.30 er det et markant hopp i de målte verdiene av Tot-P (figur 16). Konsentrasjonen øker fra 5.65 mg/l kl. 14.30 til 11.50 mg/l kl. 15.30. Kl. 18.30 er konsentrasjonen tilbake på 5.98 mg/l. På samme tid øker mengden Tot-P fra 3.31 kg/t til 6.80 kg/t for så å gå ned igjen til 3.59 kg/t. Også de målte KOF-verdiene har en tydelig økning i samme tidsrom (figur 17). Men disse verdiene øker først for fullt kl. 15.30 og har derimot ikke stabilisert seg igjen før kl. 22.30. KOF-konsentrasjonen er 608 mg/l kl. 15.30 og når sitt toppunkt med en verdi på 1006 mg/l kl. 19.30. Kl. 22.30 er verdien tilbake på 666 mg/l. Mengden KOF har ikke en like markant økning. Men øker i samme tidsrom fra 359 kg/t opp til 596 kg/t, før den returnerer til 358 kg/t kl. 22.30.

Det er ellers en markant reduksjon i pH-verdien kl. 03.30 (figur 18). Verdien reduseres da fra 7.12 Kl. 02.30 til 6.50 kl. 03.30 før den er tilbake til 7.13 kl. 04.30. Det er på samme tidspunkt en liten økning i KOF konsentrasjon. Årsaken til dette fallet i pH er ikke kjent.

Analyseverdiene kan oppsummeres som følger:

Konsentrasjonen av Tot-P varierer mellom 2.45 mg/l og 11.50 mg/l, og har et gjennomsnitt på 5.57 mg/l.

Mengden Tot-P varierer mellom 0.94 kg/t og 6.80 kg/t, og har et gjennomsnitt på 3.03 kg/t.

Konsentrasjonen av KOF varierer mellom 211 mg/l og 1006 mg/l, og har et gjennomsnitt på 591 mg/l.

Mengden KOF varierer mellom 80.8 kg/t og 596 kg/t, og har et gjennomsnitt på 319 kg/t.

PH-verdien varierer mellom 6.50 og 7.32, og har et gjennomsnitt på 7.01.

Ledningsevnen varierer mellom 555 µS/cm og 825 µS/cm og har et gjennomsnitt på 687 µS/cm.

Vannmengden varierer mellom 317 m³/t og 658 m³/t og har et gjennomsnitt på 518 m³/t.

Tabell 5: Analyseresultater KRA 18.-19.03.2015

| Kl. slett | Enhet | 09:30 | 10:30 | 11:30 | 12:30 | 13:30 | 14:30 | 15:30 | 16:30 | 17:30 | 18:30 | 19:30 | 20:30 | 21:30 | 22:30 | 23:30 | 00:30 | 01:30 | 02:30 | 03:30 | 04:30 | 05:30 | 06:30 | 07:30 | 08:30 |
|--------------|-------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Tot-P | mg/l | 6.60 | 8.79 | 8.13 | 9.38 | 11.70 | 8.15 | 9.46 | 8.95 | 10.50 | 9.33 | 8.75 | 8.82 | 8.98 | 9.13 | 7.27 | 6.96 | 6.56 | 7.30 | 7.43 | 5.87 | 7.23 | 8.37 | 9.91 | 9.27 |
| Tot-P | kg/t | 1.36 | 1.65 | 1.58 | 1.74 | 2.61 | 1.53 | 1.81 | 1.69 | 2.05 | 2.35 | 2.24 | 1.59 | 2.05 | 1.69 | 1.40 | 1.31 | 0.98 | 0.70 | 0.65 | 0.40 | 0.46 | 0.72 | 1.65 | 1.97 |
| KOF | mg/l | 387 | 502 | 515 | 746 | 797 | 992 | 857 | 793 | 1014 | 1078 | 1023 | 1085 | 774 | 885 | 678 | 634 | 644 | 609 | 549 | 366 | 447 | 386 | 502 | 509 |
| KOF | kg/t | 80 | 94 | 100 | 138 | 178 | 186 | 164 | 149 | 198 | 271 | 262 | 196 | 177 | 164 | 131 | 119 | 96 | 59 | 48 | 25 | 28 | 33 | 83 | 108 |
| pH | | 7.57 | 7.54 | 7.49 | 7.64 | 7.41 | 7.36 | 7.31 | 7.43 | 7.39 | 7.32 | 7.40 | 7.33 | 7.31 | 7.33 | 7.38 | 7.35 | 7.24 | 7.17 | 7.22 | 7.24 | 7.26 | 7.19 | 7.66 | 7.64 |
| Ledningsevne | µS/cm | 872 | 815 | 836 | 783 | 796 | 816 | 832 | 808 | 833 | 804 | 862 | 884 | 847 | 808 | 806 | 814 | 767 | 766 | 785 | 778 | 760 | 825 | 876 | 880 |
| Vannmengde | m ³ /t | 206 | 188 | 194 | 185 | 223 | 188 | 192 | 188 | 196 | 251 | 256 | 181 | 228 | 186 | 193 | 188 | 149 | 96 | 88 | 68 | 63 | 86 | 166 | 213 |

Analyseresultatene for prøvene tatt ved KRA mellom kl. 09.30 den 18. februar og kl. 08.30 den 19. februar er vist i tabell 5. Prøvene ble tatt med et intervall på en time mellom hver prøve. I tidsrommet prøvene ble tatt var det målt 1.9 mm nedbør i rensedistriktet til BRA [Metrologisk Institutt]. Dette falt mellom kl. 11.00 og 13.00. Vannmengden på KRA er målt som vannmengden pumpet fra pumpeumpen ved KRA over til Tangen og videre inn til ORA. Vannmengden inn på KRA jevnes derfor til en viss grad ut i pumpeumpen. Det er allikevel mulig å se en økning i målt vannmengde i tidsrommet regnværet pågikk (figur 18). Merk: Høye verdier på y-aksen er også med å jevne ut vannmengdetoppene.

Dette regnværet medførte også en tydelig økning i målte Tot-P verdier (figur 16). Konsentrasjonen av Tot-P økte fra 8.13 mg/l kl. 11.30 til 11.7 kl. 13.30, mens mengden Tot-P på samme tid økte fra 1.58 kg/t til 2.61 kg/t. Også de målte KOF-verdiene har en tydelig økning i samme tidsrom (figur 17). Men disse verdiene nådde først sitt toppunkt kl. 14.30 med en konsentrasjon på 992 mg/l og en mengde på 186 mg/l. Målt pH når også et toppunkt i forbindelse med regnværet. kl. 12.30 er verdien 7.64 (figur 18).

Fra kl. 16.30 til kl. 18.30 øker vannmengden fra 188 m³/t til 251 m³/t. Også denne økningen i vannmengde får konsekvenser for Tot-P og KOF verdiene. Konsentrasjonen og mengden av KOF øker fra henholdsvis 793 mg/l og 149 kg/t kl. 16.30 til 1078 mg/l og 271 kg/t kl. 18.30.

De generelt lave verdiene for mengde har sin forklaring i den lave vannmengden inn på KRA.

Analyseverdiene kan oppsummeres som følger:

Konsentrasjonen av Tot-P varierer mellom 5.87 mg/l og 11.70 mg/l, og har et gjennomsnitt på 8.45 mg/l.

Mengden Tot-P varierer mellom 0.40 kg/t og 2.61 kg/t, og har et gjennomsnitt på 1.51 kg/t.

Konsentrasjonen av KOF varierer mellom 366 mg/l og 1085 mg/l, og har et gjennomsnitt på 699 mg/l.

Mengden KOF varierer mellom 25 kg/t og 272 kg/t, og har et gjennomsnitt på 129 kg/t.

PH-verdien varierer mellom 7.17 og 7.64, og har et gjennomsnitt på 7.38.

Ledningsevnen varierer mellom 760 µS/cm og 885 µS/cm og har et gjennomsnitt på 819 µS/cm.

Vannmengden varierer mellom 63 m³/t og 256 m³/t og har et gjennomsnitt på 174 m³/t.

I tabell 6 er nøkkeltallene fra analysene gjennomført på prøvene hentet med rulettprøvetaker på henholdsvis ORA, BRA og KRA oppsummert.

Tabell 6: Nøkkeltall fra analysene gjennomført på prøver hentet med rulettprøvetaker på ORA, BRA og KRA.

| | ORA 23.-24.02 | | ORA 25.-26.02 | | BRA 09.-10.03 | | BRA 11.-12.03 | | KRA 18.-19.03 | |
|---|------------------|----------|------------------|-----------|------------------|-----------|------------------|-----------|------------------|-----------|
| | Intervall | Gj.snitt | Intervall | Gj. snitt | Intervall | Gj. snitt | Intervall | Gj. snitt | Intervall | Gj. snitt |
| Tot-P (mg/l): | 1.72 – 5.01 | 3.44 | 2.11 – 5.53 | 3.87 | 0.93 – 8.62 | 5.20 | 2.45 – 11.50 | 5.57 | 5.87 – 11.70 | 8.45 |
| Tot-P (kg/t): | 1.52 – 6.92 | 4.07 | 1.80 – 6.14 | 3.78 | 0.56 – 3.64 | 2.43 | 0.94 – 6.80 | 3.03 | 0.40 – 2.61 | 1.51 |
| KOF (mg/l): | 150 – 441 | 332 | 179 – 561 | 355 | 107 – 656 | 449 | 211 – 1006 | 591 | 366 – 1085 | 699 |
| KOF (kg/t): | 143 – 580 | 390 | 148 – 614 | 350 | 62 – 295 | 212 | 80.8 – 596 | 319 | 25 – 272 | 129 |
| pH: | 6.90 – 7.22 | 7.13 | 6.91 – 7.23 | 7.10 | 6.78 – 7.67 | 7.16 | 6.50 – 7.32 | 7.01 | 7.17 – 7.64 | 7.38 |
| Ledningsevne ($\mu\text{S}/\text{cm}$): | 491 – 2390 | 931 | 649 – 2950 | 1624 | 362 – 1224 | 779 | 555 – 825 | 688 | 760 – 884 | 819 |
| Vannmengde (m ³ /t): | 721 – 1593 | 1152 | 559 – 2950 | 982 | 394 – 770 | 569 | 317 – 658 | 518 | 63 – 256 | 174 |

Denne oppsummeringen viser at konsentrasjonen av Tot-P er tydelig høyere både på BRA og KRA. Men mens den er rundt halvannen ganger så høy på BRA er den godt over dobbelt så høy på KRA.

Vannmengdene inn på BRA og KRA er derimot mindre enn hva de er på ORA. På BRA tilsvarer de omtrent halvparten av vannmengdene inn på ORA, mens de på KRA tilsvarer omtrent 1/6. Dermed tilsvarer mengden Tot-P på BRA i området rundt 2/3 av mengden på ORA for disse dagene. På KRA er mengden litt over 1/3 av mengden på ORA.

Også KOF konsentrasjonen er omtrent halvannen ganger så høy på BRA som på ORA, noe som gir en mengde på i overkant av 2/3 av hva den er på ORA. For KRA ligger KOF konsentrasjonen på omtrent dobbelt så mye som på ORA. Dette gir en mengde som er i overkant av 1/3 av hva den som er på ORA.

Når det gjelder pH-verdien er den i omtrent samme område for ORA og KRA. Mens den er en god del høyere på KRA. Ledningsevnen inn på anlegget varierer ganske mye på ORA. Men det kan se ut til at den generelt ligger høyere enn på både BRA og KRA.

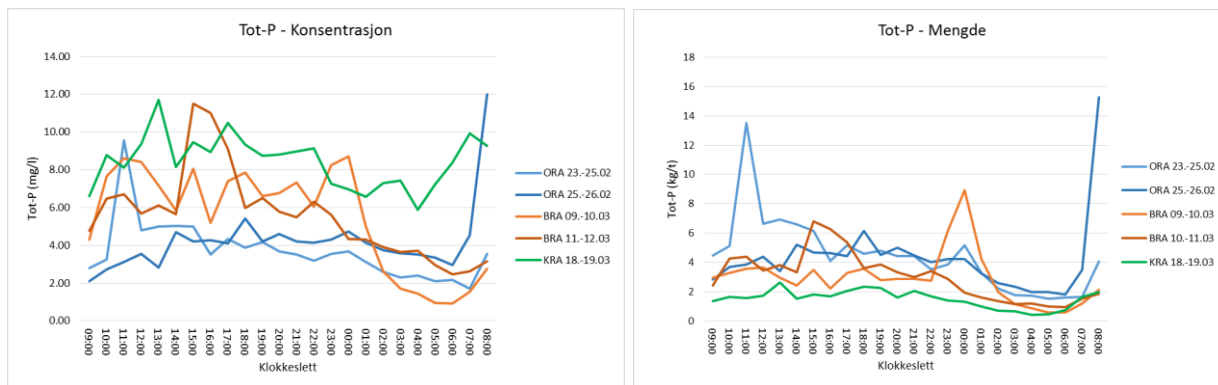
De beregnede prosentvise andelene av de ulike gjennomsnittsverdiene på BRA utgjør av de gjennomsnittlige verdiene på ORA er listet opp i tabell 7. De ulike dagene er sammenlignet med hensyn på alle de ulike kombinasjonene av prøvedager fra BRA sammenlignet med prøvedager fra ORA. På samme måte er KRA satt opp imot ORA i tabell 8. Det er viktig å legge merke til at disse målingene er gjort på forskjellige dager og også i forskjellige måneder.

Tabell 7: Beregnet prosentvis andel gjennomsnittsverdiene på BRA utgjør av de gjennomsnittlige verdiene på ORA satt opp med ulike kombinasjoner.

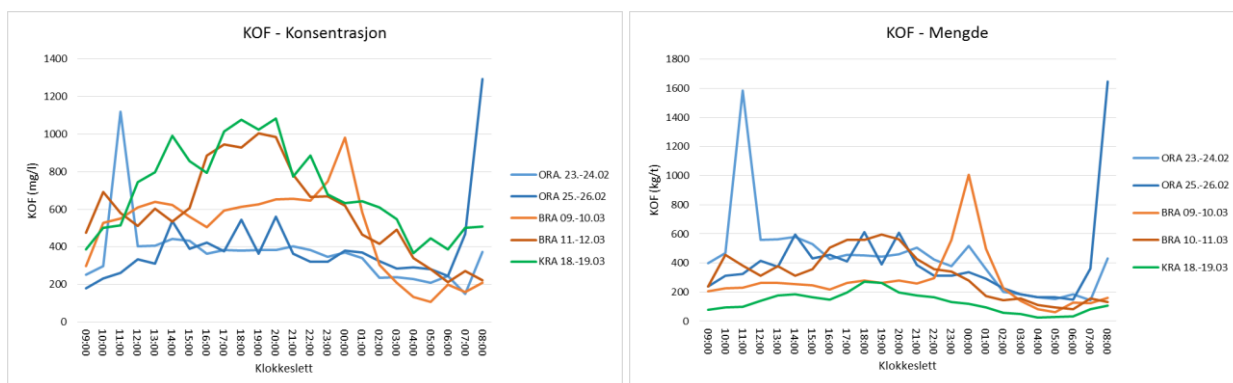
| | ORA 23.-24.02/ BRA 09.-10.03 | | | ORA 25.-26.02/ BRA 11.-12.03 | | | ORA 23.-24.02/ BRA 11.-12.03 | | | ORA 25.-26.02/ BRA 09.-10.03 | | |
|---|---------------------------------|------|-----------------|---------------------------------|------|-----------------|---------------------------------|------|-----------------|---------------------------------|------|-----------------|
| | ORA | BRA | % BRA av ORA | ORA | BRA | % BRA av ORA | ORA | BRA | % BRA av ORA | ORA | BRA | % BRA av ORA |
| Tot-P (mg/l): | 3.44 | 5.2 | 151 | 3.872 | 5.57 | 144 | 3.44 | 5.57 | 162 | 3.87 | 5.20 | 134 |
| Tot-P (kg/t): | 4.07 | 2.43 | 59.7 | 3.784 | 3.03 | 80.1 | 4.07 | 3.03 | 74.4 | 3.78 | 2.43 | 64.2 |
| KOF (mg/l): | 332 | 449 | 135 | 354.9 | 591 | 167 | 332 | 591 | 178 | 355 | 449 | 127 |
| KOF (kg/t): | 390 | 212 | 54.4 | 350.3 | 319 | 91.1 | 390 | 319 | 81.8 | 350 | 212 | 60.5 |
| pH: | 7.13 | 7.16 | 100 | 7.10 | 7.01 | 98.8 | 7.13 | 7.01 | 98 | 7.10 | 7.16 | 100.9 |
| Ledningsevne ($\mu\text{S}/\text{cm}$): | 931 | 779 | 83.7 | 1624 | 688 | 42.4 | 931 | 688 | 73.9 | 1624 | 779 | 48.0 |
| Vannmengde (m ³ /t): | 1152 | 569 | 49.4 | 982 | 518 | 52.7 | 1152 | 518 | 45.0 | 982 | 569 | 57.9 |

Tabell 8: Beregnet prosentvis andel gjennomsnittsverdiene på KRA utgjør av de gjennomsnittlige verdiene på ORA satt opp med ulike kombinasjoner.

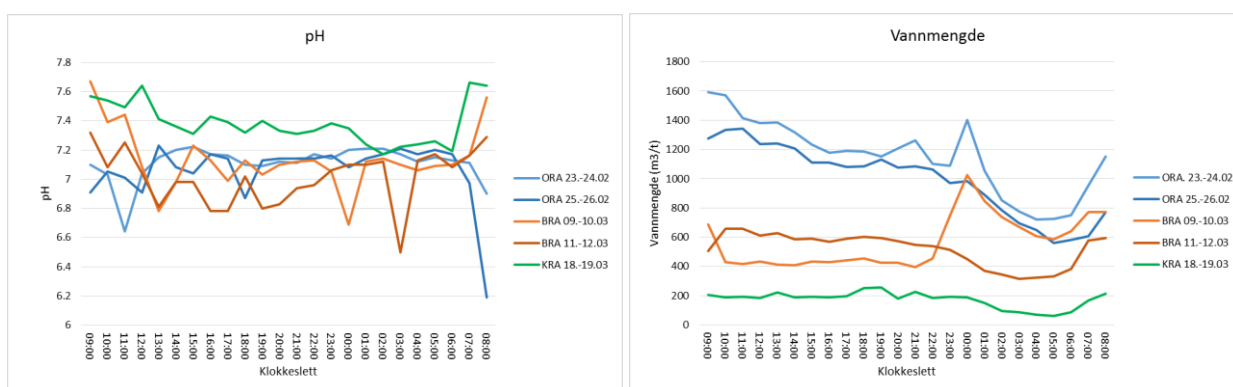
| | ORA 23.-24.02/ KRA 18-09.03 | | | ORA 25.-26.02/ KRA 18-19.03 | | |
|---|--------------------------------|------|-----------------|--------------------------------|------|-----------------|
| | ORA | KRA | % KRA av ORA | ORA | KRA | % KRA av ORA |
| Tot-P (mg/l): | 3.44 | 8.45 | 246 | 3.872 | 8.45 | 218 |
| Tot-P (kg/t): | 4.07 | 1.51 | 37.1 | 3.784 | 1.51 | 39.9 |
| KOF (mg/l): | 332 | 699 | 211 | 354.9 | 699 | 197 |
| KOF (kg/t): | 390 | 129 | 33.1 | 350.3 | 129 | 36.8 |
| pH: | 7.13 | 7.38 | 104 | 7.10 | 7.38 | 104.0 |
| Ledningsevne ($\mu\text{S}/\text{cm}$): | 931 | 819 | 88.0 | 1624 | 819 | 50.4 |
| Vannmengde (m ³ /t): | 1152 | 174 | 15.1 | 982 | 174 | 17.7 |



Figur 16: Variasjon i mengde og konsentrasjon av Tot-P over et døgn målt ved innløp på ORA, BRA og KRA. Tidspunktet for prøvetaking på BRA og KRA er forskjøvet 30 min tilbake for enklere sammenligning med ORA. Tallene er hentet fra tabell 1 til 5.



Figur 17: Variasjon i mengde og konsentrasjon av KOF over et døgn målt ved innløp på ORA, BRA og KRA. Tidspunktet for prøvetaking på BRA og KRA er forskjøvet 30 min tilbake for enklere sammenligning med ORA. Tallene er hentet fra tabell 1 til 5.



Figur 18: Variasjon for pH og vannmengde over et døgn målt ved innløp på ORA, BRA og KRA. Tidspunktet for prøvetaking på BRA og KRA er forskjøvet 30 min tilbake for enklere sammenligning med ORA. Tallene er hentet fra tabell 1 til 5.

I tabell 9 til 12 er resultatene fra analyser gjort på ukeblendeprøver samlet inn ved ORA og BRA i løpet av 2013 og 2014. Disse tallene er hentet fra de registrerte resultatene fra de akkrediterte kontrollanalysene som ORA og BRA sendes over til Fylkesmannen. Analysene er på de to anleggene gjennomført av driftsoperatører opplært i KAPAs prøvetakings- og analyseprosedyrer. Ukeblendeprøvene er produsert av døgnblendeprøver tatt gjennom en hel uke og hentes inn annenhver uke. Mengden Tot-P, KOF og BOF er regnet ut på bakgrunn av analysert konsentrasjon og gjennomsnittlig vannmengde på det aktuelle tidspunktet.

pH og vannmengde er derimot hentet fra årsrapportene fra de to anleggene. Dette er gjennomsnittet for hver måned. I tabellene er de registrert med samme verdi for ukene innenfor samme måned.

Tabell 9: Analyseresultater av ukeblendeprøver fra innløp ved ORA 2013

| Uke. nr. | Enhet | 2 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 22 | 24 | 26 | 28 | 30 | 32 | 34 | 36 | 38 | 40 | 42 | 44 | 46 | 48 | 50 |
|------------|-------------------|------|------|-----|-----|-----|-----|------|------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|----|-----|-----|-----|-----|------|------|------|------|------|------|
| Tot-P | mg/l | 3.0 | 7.0 | 4.9 | 5.8 | 6.0 | 6.3 | 4.3 | 3.5 | 3.9 | 2.7 | 5.2 | 6.3 | 3.7 | 6.8 | | 4.3 | 4.3 | 7.2 | 2.7 | 7.6 | 7.1 | 2.7 | 4.1 | 6.0 | 3.9 |
| Tot-P | kg/t | 3.4 | 8.0 | 4.1 | 4.8 | 4.6 | 4.8 | 5.2 | 4.2 | 2.5 | 1.8 | 3.4 | 6.0 | 3.6 | 4.4 | | 3.3 | 3.3 | 6.7 | 2.5 | 7.7 | 7.2 | 2.8 | 4.5 | 6.5 | 5.8 |
| KOF | mg/l | 260 | 440 | 360 | 470 | 415 | 527 | 425 | 330 | 220 | 200 | 620 | 550 | 320 | 540 | | 590 | 410 | 440 | 360 | 480 | 440 | 320 | 400 | 500 | 350 |
| KOF | kg/t | 298 | 504 | 299 | 390 | 315 | 400 | 511 | 397 | 144 | 131 | 405 | 528 | 307 | 353 | | 451 | 313 | 410 | 335 | 489 | 448 | 326 | 435 | 544 | 517 |
| BOF | mg/l | 106 | 200 | 145 | 194 | 177 | 245 | 128 | 104 | 75 | 87 | 283 | 235 | 114 | 266 | | 219 | 215 | 193 | 178 | 210 | 214 | 154 | 174 | 247 | 175 |
| BOF | kg/t | 121 | 229 | 120 | 161 | 134 | 186 | 154 | 125 | 49 | 57 | 185 | 226 | 109 | 174 | | 167 | 164 | 180 | 166 | 214 | 218 | 157 | 189 | 269 | 258 |
| pH | | 7.3 | 7.3 | 7.3 | 7.3 | 7.2 | 7.2 | 7.1 | 7.1 | 7.3 | 7.3 | 7.3 | 7.2 | 7.2 | 6.5 | | 7.0 | 7.0 | 6.8 | 6.8 | 6.9 | 6.9 | 6.9 | 6.9 | 6.9 | 7.0 |
| Vannmengde | m ³ /t | 1146 | 1146 | 830 | 830 | 759 | 759 | 1202 | 1202 | 653 | 653 | 653 | 960 | 960 | 653 | | 764 | 764 | 931 | 931 | 1019 | 1019 | 1019 | 1088 | 1088 | 1477 |

Analyseresultatene av ukeblendeprøver fra innløpet ved ORA i 2013 er vist i tabell 9. Det er sendt inn 24 akkrediterte ukeblendeprøver fra ORA til fylkesmannen dette året. Det er ved ferieavvikling i uke 30 ikke gjennomført prøvetaking. Analyseresultatene kan oppsummeres som følger:

Konsentrasjonen og mengden av Tot-P er vist grafisk i figur 19. Her ser man at konsentrasjonen varierer mellom 2.7 mg/l og 7.6 mg/l, og har et gjennomsnitt på 5.0 mg/l. Mens mengden Tot-P varierer mellom 1.8 kg/t og 8.0 kg/t, og har et gjennomsnitt på 4.6 kg/t.

Konsentrasjonen og mengden av KOF er vist grafisk i figur 20. Konsentrasjonen varierer her mellom 200 mg/l og 620 mg/l, og har et gjennomsnitt på 415 mg/l. Mens mengden varierer mellom 131 kg/t og 544 kg/t. Gjennomsnittlig KOF mengde er 385 kg/t.

Konsentrasjonen og mengden BOF er vist grafisk i figur 21. Denne konsentrasjonen varierer mellom 75 mg/l og 283 mg/l, og har et gjennomsnitt på 181 mg/l. Mengden varierer derimot mellom 49 kg/t og 269 kg/t, og har et gjennomsnitt på 167 kg/t.

PH-verdien varierer mellom 6.5 og 7.3, og har et gjennomsnitt på 7.1. Dette er vist grafisk i figur 22.

Vannmengdene over året er plottet inn i figur 23 og varierer mellom 653 m³/t og 1477 m³/t og har et gjennomsnitt på 938 m³/t.

Tabell 10: Analyseresultater av ukeblandprøver fra innløp ved BRA 2013

| Uke. nr. | Enhet | 2 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 22 | 24 | 26 | 28 | 30 | 32 | 34 | 36 | 38 | 40 | 42 | 44 | 46 | 48 | 50 |
|------------|-------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Tot-P | mg/l | 4.5 | 7.6 | 3.8 | 5.3 | 6.9 | 7.2 | 6.2 | 3.8 | 4.3 | 3.0 | 5.7 | 7.7 | 4.1 | 7.9 | 7.1 | 5.6 | 6.9 | 8.5 | 2.9 | 9.1 | 6.6 | 2.4 | 2.9 | 6.0 | 3.7 |
| Tot-P | kg/t | 2.4 | 4.1 | 1.4 | 1.9 | 2.2 | 2.3 | 3.2 | 2.0 | 2.4 | 1.7 | 3.2 | 4.0 | 2.1 | 2.4 | 2.2 | 2.2 | 2.7 | 4.4 | 1.5 | 5.1 | 3.7 | 1.3 | 1.6 | 3.2 | 2.7 |
| KOF | mg/l | 270 | 460 | 230 | 490 | 440 | 597 | 440 | 295 | 460 | 190 | 560 | 650 | 310 | 550 | 400 | 570 | 300 | 510 | 300 | 430 | 700 | 220 | 340 | 570 | 250 |
| KOF | kg/t | 146 | 249 | 84 | 179 | 142 | 192 | 230 | 154 | 259 | 107 | 316 | 337 | 161 | 167 | 121 | 221 | 116 | 261 | 154 | 242 | 393 | 124 | 184 | 308 | 183 |
| BOF | mg/l | 103 | 247 | 99 | 163 | 153 | 211 | 150 | 103 | 191 | 92 | 250 | 249 | 119 | 266 | 201 | 230 | 164 | 250 | 145 | 189 | 278 | 111 | 340 | 264 | 114 |
| BOF | kg/t | 56 | 134 | 36 | 59 | 49 | 68 | 78 | 54 | 108 | 52 | 141 | 129 | 62 | 81 | 61 | 89 | 64 | 128 | 74 | 106 | 156 | 62 | 184 | 143 | 84 |
| pH | | 7.5 | 7.5 | 6.8 | 6.8 | 7.5 | 7.5 | 7.5 | 7.5 | 7.2 | 7.2 | 7.2 | 6.9 | 6.9 | 7.0 | 7.0 | 7.1 | 7.1 | 7.2 | 7.2 | 7.4 | 7.4 | 7.4 | 7.0 | 7.0 | 7.2 |
| Vannmengde | m ³ /t | 541 | 541 | 365 | 365 | 322 | 322 | 523 | 523 | 564 | 564 | 564 | 518 | 518 | 303 | 303 | 388 | 388 | 512 | 512 | 562 | 562 | 562 | 540 | 540 | 733 |

Analyseresultatene av ukeblandprøver fra innløpet ved BRA i 2013 er vist i tabell 10. Det er sendt inn 26 akkrediterte ukeblandprøver fra BRA til fylkesmannen dette året. Ukeblandprøven fra uke 52 er ikke tatt med her. Analyseverdiene kan ellers oppsummeres som følger:

Konsentrasjonen og mengden av Tot-P er vist grafisk i figur 19. Her ser man at konsentrasjonen varierer mellom 2.4 mg/l og 9.6 mg/l, og har et gjennomsnitt på 5.6 mg/l. Mens mengden Tot-P varierer mellom 1.3 kg/t og 5.1 kg/t, og har et gjennomsnitt på 2.6 kg/t.

Konsentrasjonen og mengden av KOF er vist grafisk i figur 20. Konsentrasjonen varierer her mellom 190 mg/l og 700 mg/l, og har et gjennomsnitt på 421 mg/l. Mens mengden varierer mellom 84 kg/t og 393 kg/t, og har et gjennomsnitt på 201 kg/t.

Konsentrasjonen og mengden av BOF er vist grafisk i figur 21. Denne konsentrasjonen varierer mellom 92 mg/l og 340 mg/l, og har et gjennomsnitt på 187 mg/l. Mengden varierer derimot mellom 36 kg/t og 184 kg/t, og har et gjennomsnitt på 90 kg/t.

PH-verdien varierer mellom 6.8 og 7.5, og har et gjennomsnitt på 7.2. Dette er vist grafisk i figur 22.

Vannmengden over året er plottet i figur 23 og varierer mellom 303 m³/t og 733 m³/t og har et gjennomsnitt på 485 m³/t.

Tabell 11: Analyseresultater av ukeblandprøver fra innløp ved ORA 2014

| Uke. nr. | Enhet | 2 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 22 | 24 | 26 | 28 | 30 | 32 | 34 | 36 | 38 | 40 | 42 | 44 | 46 | 48 | 50 |
|------------|-------------------|------|------|------|------|------|-----|-----|-----|-----|-----|------|------|-----|----|-----|-----|-----|-----|-----|------|------|------|------|------|----|
| Tot-P | mg/l | 5.3 | 3.1 | 1.8 | 2.5 | 4.4 | 6.1 | 6.8 | 6.7 | 3.3 | 7.7 | 6.73 | 6.6 | 5.3 | | 7.1 | 3.8 | 4.6 | 4.8 | 6.9 | 2.1 | 3.6 | 4.5 | 3.9 | 4.1 | |
| Tot-P | kg/t | 6.6 | 5.8 | 3.4 | 2.9 | 5.1 | 5.1 | 5.7 | 5.9 | 2.9 | 6.8 | 4.5 | 4.5 | 3.6 | | 4.8 | 3.6 | 4.4 | 4.0 | 5.8 | 2.8 | 4.8 | 6.0 | 5.2 | 5.5 | |
| KOF | mg/l | 450 | 720 | 240 | 120 | 300 | 460 | 290 | 780 | 310 | 530 | 480 | 1100 | 770 | | 600 | 340 | 340 | 460 | 500 | 340 | 280 | 270 | 95 | 340 | |
| KOF | kg/t | 558 | 1342 | 447 | 139 | 348 | 384 | 242 | 686 | 272 | 466 | 324 | 743 | 522 | | 407 | 325 | 325 | 386 | 420 | 452 | 372 | 359 | 127 | 454 | |
| BOF | mg/l | 205 | 354 | 116 | 55 | 145 | 229 | 137 | 383 | 147 | 243 | 222 | 526 | 365 | | 306 | 180 | 172 | 240 | 222 | 167 | 143 | 127 | 190 | 179 | |
| BOF | kg/t | 254 | 660 | 216 | 64 | 168 | 191 | 114 | 337 | 129 | 214 | 150 | 355 | 247 | | 207 | 172 | 165 | 202 | 186 | 222 | 190 | 169 | 253 | 239 | |
| pH | | 7.1 | 6.9 | 6.9 | 6.9 | 6.9 | 7.3 | 7.3 | 7.2 | 7.2 | 7.2 | 7.2 | 7.2 | 7.4 | | 7.4 | 7.5 | 7.5 | 7.5 | 7.5 | 7.2 | 7.2 | 7.2 | 7.4 | 7.4 | |
| Vannmengde | m ³ /t | 1240 | 1864 | 1864 | 1159 | 1159 | 834 | 834 | 879 | 879 | 879 | 675 | 675 | 678 | | 678 | 957 | 957 | 840 | 840 | 1330 | 1330 | 1330 | 1334 | 1334 | |

Analyseresultatene av ukeblandprøver fra innløpet ved ORA i 2014 er vist i tabell 11. Det er i årsrapporten bare registrert 23 akkrediterte kontrollanalyser fra ORA. Uke 2 og uke 30 står derfor uten analyseresultater. Analyseverdiene kan ellers oppsummeres som følger:

Konsentrasjonen og mengden av Tot-P er vist grafisk i figur 19. Her ser man at konsentrasjonen varierer mellom 1.8 mg/l og 7.7 mg/l, og har et gjennomsnitt på 4.9 mg/l. Mengden Tot-P varierer derimot mellom 2.8 kg/t og 6.8 kg/t, og har et gjennomsnitt på 4.8 kg/t.

Konsentrasjonen og mengden av KOF er vist grafisk i figur 20. Denne konsentrasjonen varierer mellom 95 mg/l og 1100 mg/l, og har et gjennomsnitt på 440 mg/l. Mens mengden KOF varierer mellom 127 kg/t og 1342 kg/t, og har et gjennomsnitt på 439 kg/t.

Konsentrasjonen og mengden av BOF er vist grafisk i figur 21. Konsentrasjonen varierer mellom 55 mg/l og 526 mg/l, og har et gjennomsnitt på 220 mg/l. Mengden BOF varierer mellom 64 kg/t og 660 kg/t, og har et gjennomsnitt på 222 kg/t.

PH-verdien varierer mellom 6.9 og 7.5, og har et gjennomsnitt på 7.2. Dette er vist grafisk i figur 22.

Vannmengden over året er plottet i figur 23 og varierer mellom 675 m³/t og 1864 m³/t og har et gjennomsnitt på 1067 m³/t.

Tabell 12: Analyseresultater av ukeblandprøver fra innløp ved BRA 2014

| Uke. nr. | Enhet | 2 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 22 | 24 | 26 | 28 | 30 | 32 | 34 | 36 | 38 | 40 | 42 | 44 | 46 | 48 | 50 | |
|------------|-------------------|-----|-----|------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|------|-----|
| Tot-P | mg/l | 1.8 | 5.5 | 3.9 | 2.7 | 2.5 | 5.8 | 7.1 | 4.7 | 7.7 | 3.7 | 8.0 | 7.3 | 8.5 | 6.2 | 7.4 | 4.4 | 3.7 | 4.1 | 6.8 | 8.0 | 2.6 | 3.1 | 4.0 | 3.3 | 4.3 | |
| Tot-P | kg/t | 1.0 | 2.9 | 3.6 | 2.5 | 1.1 | 2.5 | 2.3 | 1.5 | 3.1 | 1.5 | 3.3 | 2.4 | 2.8 | 1.8 | 2.2 | 2.4 | 2.0 | 1.7 | 2.8 | 5.4 | 1.8 | 2.1 | 2.5 | 2.1 | 2.3 | |
| KOF | mg/l | 130 | 500 | 1300 | 340 | 230 | 370 | 500 | 240 | 640 | 280 | 590 | 660 | 730 | 510 | 670 | 410 | 240 | 380 | 630 | 590 | 440 | 130 | 290 | 140 | 340 | |
| KOF | kg/t | 69 | 265 | 1206 | 316 | 99 | 160 | 164 | 78 | 262 | 115 | 241 | 218 | 241 | 152 | 200 | 220 | 129 | 158 | 263 | 399 | 298 | 88 | 183 | 88 | 179 | |
| BOF | mg/l | 73 | 234 | 574 | 153 | 105 | 171 | 229 | 115 | 304 | 135 | 250 | 334 | 363 | 245 | 323 | 173 | 131 | 187 | 317 | 258 | 225 | 76 | 158 | 67 | 184 | |
| BOF | kg/t | 39 | 124 | 533 | 142 | 45 | 74 | 75 | 38 | 124 | 55 | 102 | 110 | 120 | 73 | 96 | 93 | 70 | 78 | 132 | 175 | 152 | 51 | 100 | 42 | 96.8 | |
| pH | | 7.1 | 7.1 | 7.4 | 7.4 | 7.2 | 7.2 | 7.3 | 7.3 | 7.2 | 7.2 | 7.2 | 7.0 | 7.0 | 7.0 | 7.0 | 7.0 | 7.0 | 7.1 | 7.1 | 7.1 | 7.1 | 7.1 | 7.1 | 7.2 | 7.2 | 7.4 |
| Vannmengde | m ³ /t | 529 | 529 | 928 | 928 | 432 | 432 | 327 | 327 | 409 | 409 | 409 | 330 | 330 | 298 | 298 | 537 | 537 | 417 | 417 | 677 | 677 | 677 | 631 | 631 | 526 | |

Analyseresultatene av ukeblandprøver fra innløpet ved BRA i 2014 er vist i tabell 12. Det er sendt inn 26 akkrediterte ukeblandprøver fra BRA til fylkesmannen dette året. Ukeblandprøven fra uke 52 er ikke tatt med her. Analyseverdiene kan ellers oppsummeres som følger:

Konsentrasjonen og mengden av Tot-P er vist grafisk i figur 19. Her ser man at konsentrasjonen varierer mellom 1.8 mg/l og 8.5 mg/l, og har et gjennomsnitt på 5.1 mg/l. Mens mengden Tot-P varierer mellom 1.0 kg/t og 5.4 kg/t, og har et gjennomsnitt på 2.4 kg/t.

Konsentrasjonen og mengden av KOF er vist grafisk i figur 20. Konsentrasjonen varierer mellom 130 mg/l og 1300 mg/l, og har et gjennomsnitt på 451 mg/l. Mens mengden varierer mellom 69 kg/t og 1206 kg/t, og har et gjennomsnitt på 232 kg/t.

Konsentrasjonen og mengden av BOF er vist grafisk i figur 21. Denne konsentrasjonen varierer mellom 67 mg/l og 574 mg/l, og har et gjennomsnitt på 215 mg/l. Mengden varierer derimot mellom 38 kg/t og 533 kg/t, og har et gjennomsnitt på 110 kg/t.

PH-verdien varierer mellom 7.0 og 7.4, og har et gjennomsnitt på 7.2. Dette er vist grafisk i figur 22.

Vannmengden over året er plottet i figur 23 og varierer mellom 298 m³/t og 928 m³/t og har et gjennomsnitt på 506 m³/t.

I tabell 13 er nøkkeltallene fra analyseresultanene av ukeblendeprøvene fra innløpet ved ORA og BRA i 2013 og 2014 oppsummert.

Tabell 13: Nøkkeltall fra analyseresultatene av ukeblendeprøvene fra innløpet ved ORA og BRA i 2013 og 2014

| | ORA 2013 | | BRA 2013 | | ORA 2014 | | BRA 2014 | |
|--------------------|-------------|-----------|-------------|-----------|-------------|-----------|-------------|-----------|
| | Intervall | Gj. snitt | Intervall | Gj. snitt | Intervall | Gj. snitt | Intervall | Gj. snitt |
| Tot-P (mg/l): | 2.7 – 7.6 | 5.0 | 2.4 – 9.6 | 5.6 | 1.8 – 7.7 | 4.9 | 1.8 – 8.5 | 5.1 |
| Tot-P (kg/t): | 1.8 – 8.0 | 4.6 | 1.3 – 5.1 | 2.6 | 2.8 – 6.8 | 4.8 | 1.0 – 5.4 | 2.4 |
| KOF (mg/l): | 200 – 620 | 415 | 190 – 700 | 421 | 95 – 1100 | 440 | 130 – 1300 | 451 |
| KOF (kg/t): | 131 – 544 | 385 | 84 – 393 | 201 | 127 – 1342 | 439 | 69 – 1206 | 232 |
| BOF (mg/t): | 75 – 283 | 181 | 92 – 340 | 187 | 55 – 526 | 220 | 67 – 574 | 215 |
| BOF (kg/t): | 49 – 269 | 167 | 36 – 184 | 90 | 64 – 660 | 222 | 38 – 533 | 110 |
| pH: | 6.5 – 7.3 | 7.1 | 6.8 – 7.5 | 7.2 | 6.9 – 7.5 | 7.2 | 7.0 – 7.4 | 7.2 |
| Vannmengde (m3/t): | 653 – 1477 | 938 | 303 – 733 | 485 | 675 – 1864 | 1067 | 298 – 928 | 506 |

Denne oppsummeringen viser at konsentrasjonen av Tot-P i 2013 var 12.0 % høyere på BRA enn på ORA, mens den i 2014 var 4.1 % høyere. Vannmengden på BRA tilsvarer derimot 51.1 % av vannmengden på ORA i 2013 og 46.6 % i 2014. Dermed tilsvarer mengden Tot-P på BRA henholdsvis 56.5 % og 50.0 % av mengden på ORA i 2013 og 2014.

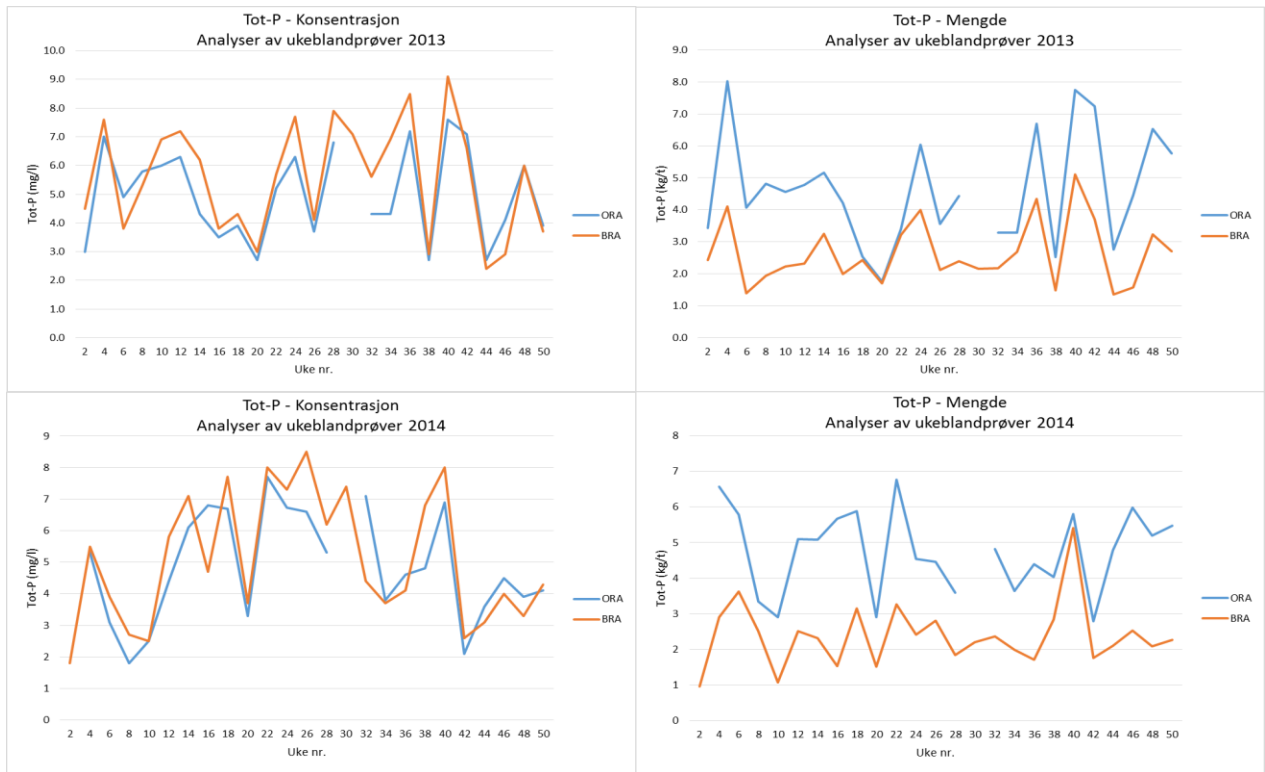
Den samme tendensen er å se for KOF verdiene hvor konsentrasjonen er 1.4 % og 2.5 % høyere på BRA enn på ORA. Mens mengden tilsvarer 53,9 % og 47.4 % av mengden på ORA. For konsentrasjonen av BOF er verdiene 3.3 % høyere i 2013, mens de er 2.2 % lavere i 2014. Dette tilsvarer en mengde på henholdsvis 53.9 % og 49.5 % av mengden på ORA.

Forholdet mellom de gjennomsnittlige pH-verdiene varierer derimot mellom de to årene. I 2013 er pH høyest på BRA, mens den i 2014 er høyest på ORA.

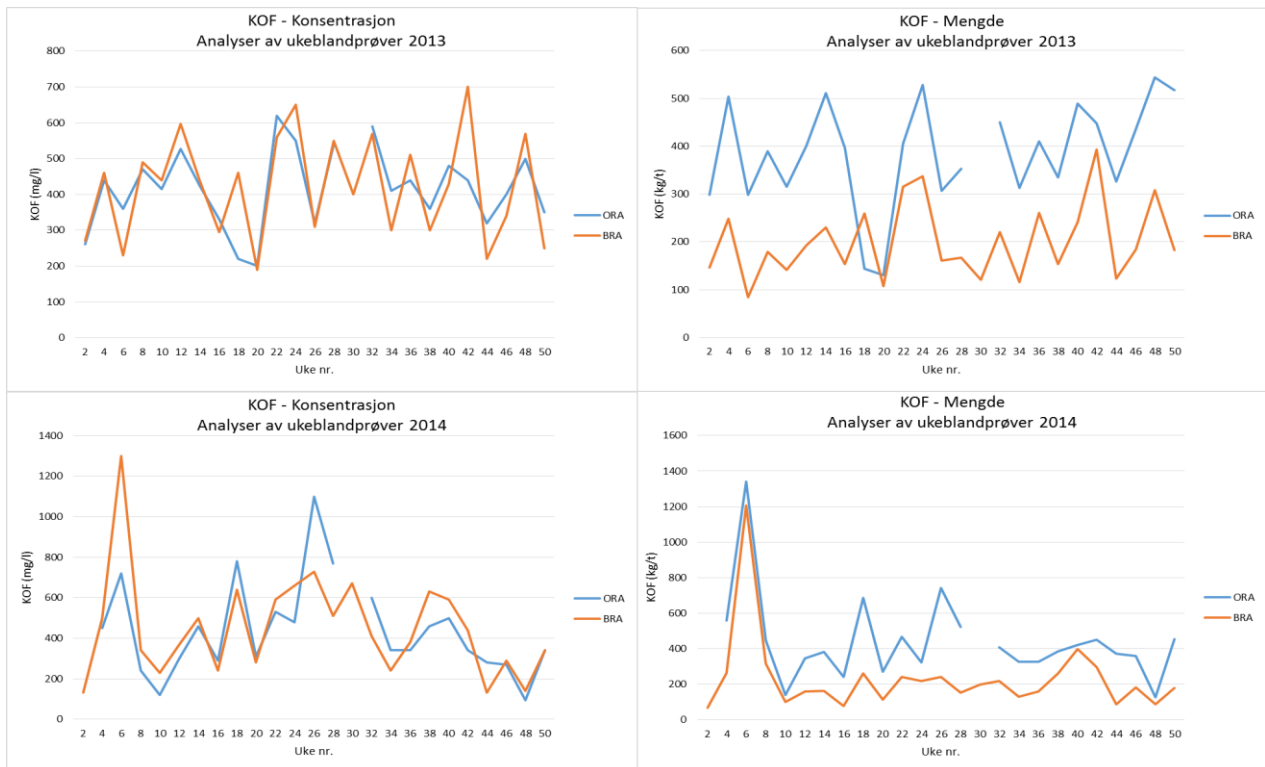
Disse tallene er vist i tabell 14.

Tabell 14: Gjennomsnittsverdier for analyseresultatene av ukeblendeprøver ved innløp på ORA og BRA i 2013 og 2014, med utregnet prosentvis andel gjennomsnittsverdiene på BRA utgjør av gjennomsnittsverdiene på ORA.

| | 2013 | | | 2014 | | |
|--------------------|------|------|--------------|------|------|--------------|
| | ORA | BRA | % BRA av ORA | ORA | BRA | % BRA av ORA |
| Tot-P (mg/l): | 5.0 | 5.6 | 112.0 | 4.9 | 5.1 | 104.1 |
| Tot-P (kg/t): | 4.6 | 2.6 | 56.5 | 4.8 | 2.4 | 50.0 |
| KOF (mg/l): | 415 | 421 | 101.4 | 440 | 451 | 102.5 |
| KOF (kg/t): | 385 | 201 | 52.2 | 439 | 232 | 52.8 |
| BOF (mg/t): | 181 | 187 | 103.3 | 220 | 215 | 97.7 |
| BOF (kg/t): | 167 | 90 | 53.9 | 222 | 110 | 49.5 |
| pH: | 7.04 | 7.19 | 102.1 | 7.25 | 7.17 | 98.9 |
| Vannmengde (m3/t): | 957 | 489 | 51.1 | 1079 | 503 | 46.6 |



Figur 19: Variasjon av mengde og konsentrasjon av Tot-P over et år hentet fra analyser av ukeblendeprøver tatt ved innløp på ORA og BRA. Tallene er hentet fra tabell 9 til 12.



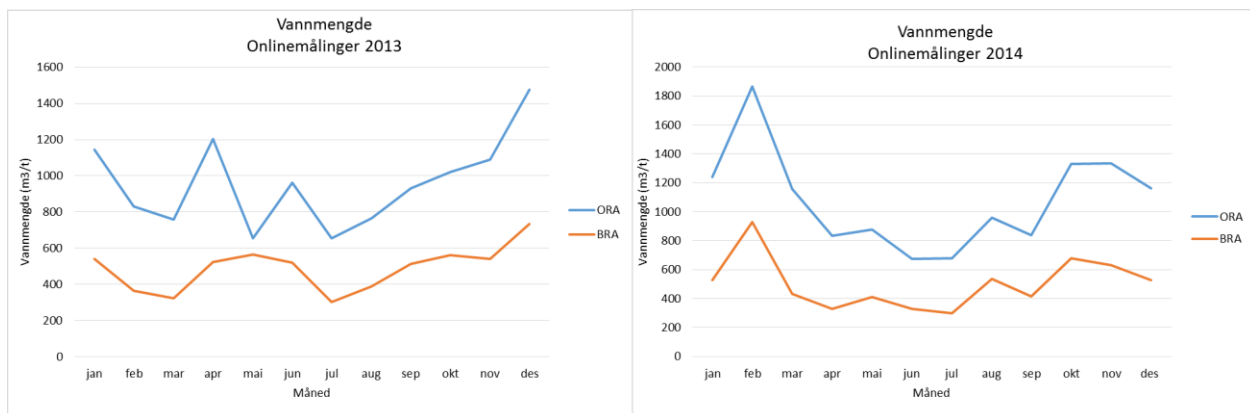
Figur 20: Variasjon av mengde og konsentrasjon av KOF over et år hentet fra analyser av ukeblendeprøver tatt ved innløp på ORA og BRA. Tallene er hentet fra tabell 9 til 12.



Figur 21: Variasjon av mengde og konsentrasjon av BOF over et år hentet fra analyser av ukeblandprøver tatt ved innløp på ORA og BRA. Tallene er hentet fra tabell 9 til 12.



Figur 22: Variasjon for gjennomsnittlig pH over et år hentet fra onlinemålinger ved innløp på ORA og BRA. Tallene er hentet fra tabell 9 til 12.



Figur 23: Variasjon for vannmengde over et år hentet fra onlinemålinger ved innløp på ORA og BRA. Tallene er hentet fra tabell 9 til 12.

6.0 Diskusjon av resultatene

6.1 Påvirkninger av fremtidig sammenslåing av BRA og ORA

Ved sammenslåing av KRA og ORA ble det antatt at påvirkningen fra KRA ikke skulle ha de store påvirkningene på det samlede kjemikalieforbruket på ORA. Grunnen til dette var blant annet at avløpsmengden fra KRA bare utgjorde en liten andel av det samlede avløpsvannet på ORA. Dette ble derimot ikke som forventet og det ble erfart en økning i dosen jernklorid på 30 %. Når det nå er planlagt en sammenslåing av BRA og ORA ønsker man å være bedre forberedt på hvilken endring i dosen jernklorid man kan forvente. På bakgrunn av analyseresultatene fra innløpet på ORA, BRA og KRA vil det i det følgende bli sett nærmere på hvilke endringer sammenslåingen av ORA og KRA hadde på avløpsvannets parametere og hvilke endringer som kan forventes ved sammenslåing av ORA og BRA. Dette innebærer i hovedsak simulering og beregning av de prosentvise endringene i de gjennomsnittlige parameterverdiene. Det blir deretter gjort en sammenligning av disse to sammenslåingene. Det vil i tillegg kort gjennomgås noen forslag til videre studier.

6.1.1 Endringen av parameterverdier ved sammenslåing av KRA og ORA

For å kunne se disse analyseresultatene opp imot hverandre må man være klar over at avløpsvannet analysert på ORA, de to dagene rulettprøvetakeren ble benyttet, inneholder både vannmengdene fra rensedistriktet til KRA og det opprinnelige rensedistriktet til ORA. Det vil derfor være mest nyttig dersom man kunne simulere hvordan avløpsvannet på ORA var før tilkobling av KRA.

En viktig bemerkning både ved sammenligning og beregning av parameterverdiene før sammenslåing er at prøvene på KRA ble tatt nesten en måned etter målingene på ORA. Dette tilfører selvsagt simuleringen en stor usikkerhet. Blant annet var det et større regnfall i tidsrommet 23. til 24.02, da den ene prøverekken ble hentet inn på ORA, og et mindre regnfall i tidsrommet 18. til 19.03, da prøverekken på KRA ble hentet inn. Grunnen til det lange oppholde før prøvene på KRA ble hentet inn var blant annet på grunn av at en av prøvetakerne måtte på verksted. Simuleringen vil til tross for denne svakheten være godt egnet til å kartlegge trender.

For å ha en anelse om simuleringen er gjort under normale forhold er det her sett på forholdet mellom vannmengden inn på KRA og vannmengden inn på ORA før sammenslåing (beregnet), sammenlignet med kjente forhold før sammenslåing:

I «Dimensjoneringsgrunnlaget for renseprosess» (Fosse, K. P., 2012) er den dimensjonerende vannmengden for KRA rett før overføringen til ORA (i år 2011) satt til 263 m³/t. Denne verdien er satt på bakgrunnen av årlig, gjennomsnittlig tilrenning til KRA i årene 2006 til 2010. På samme måte er dimensjonerende vannmengde for ORA satt til 962 m³/t. Vannmengden inn på KRA disse årene tilsvarer altså 27.3 % av vannmengden inn på ORA.

Den gjennomsnittlige vannmengden inn på ORA i perioden 23. til 24.02 var på 1152 m³/t. På KRA i perioden 18. til 19.03 var den 174 m³/t. Trekker man fra vannmengden på KRA fra vannmengden på ORA får man 978 m³/t. Vannmengden på KRA utgjør her 17.8 % av vannmengden inn på ORA. Denne andelen ville vært høyere dersom det ikke hadde regnet i rensedistriktet til ORA i denne perioden.

Samme beregning for vannmengden inn på ORA i perioden 25. til 26.02, hvor målt vannmengden var 994 m³/t, gir en vannmengde inn på ORA, uten vannmengden fra KRA medregnet, på 820 m³/t. Dermed utgjør vannmengden inn på KRA 21.2 % av vannmengden inn på ORA ved denne kombinasjonen av prøvedager.

Det kan på bakgrunn av disse tallene se ut til at en simulering gjennomført ut fra analyseresultatene fra ORA 25.-26.02 og KRA 18.-19.03 vil gi et best bilde av den reelle situasjonen. Men det må understrekes at det vil være behov for større mengde data vedrørende denne sammenslåingen for å kunne ta noen klare slutninger. Uansett vil simuleringen kunne være til god hjelp i å kartlegge trender fra målingene.

I figur 24 til 27 er det gjort simulering av hvordan parameterverdiene ved ORA kunne vært før sammenslåing av ORA og KRA. De beregnede parameterverdiene som ligger til grunn for disse simuleringene er listet opp i tabell 15 og 16. Det er vist to simuleringer for hver parameter. En med bakgrunn i analyseresultatene fra ORA 23.-24.02 og en på bakgrunn av analyseresultatene på ORA 25.-26.02.

Mengden Tot-P og KOF, samt vannmengden er her analyseresultatene fra ORA (tabell 1 og 2) minus analyseresultatene fra KRA (tabell 5). Konsentrasjonene er videre beregnet på bakgrunn av simulert mengde og simulert vannmengde. For å beregne pH-verdien til avløpsvannet etter sammenslåingen var det derimot nødvendig å gjøre store forenklinger. Mange ulike komponenter kan finne veien til avløpsvannet og mange av disse vil kunne fungere som buffere. Dette vil være med å dempe pH-forandringene. Det hadde her vært nyttig med omfattende målinger av alkalitet. Men alkalitetsmåling av en et slikt omfang ville vært svært tidkrevende og fortsatt ikke kunne gi noen entydige svar på den fremtidige pH-verdien. pH-verdien etter sammenslåingen ble derfor forenklet beregnet med utgangspunkt i avløpsvann uten buffere. Beregningene ble da som følger:

$$-\log \frac{(10^{pH_{ORA}} * Vannmengde_{ORA}) - (10^{pH_{KRA}} * Vannmengde_{KRA})}{(Vannmengde_{ORA} - Vannmengde_{KRA})}$$

I tabell 17 er gjennomsnittet av de simulerte parameterverdiene listet opp sammen med de gjennomsnittlige analyseverdiene. Her er også den prosentvise økningen beregnet. Det er vært å merke seg at den simulerte verdien for mengden og konsentrasjonen av Tot-P kl. 07.00 viser en minusverdi. Dette viser tydelig en av svakhetene ved å simulere på bakgrunn av prøver fra ulike dager.

Fra disse simuleringene er det en tydelig trend at mengden Tot-P har hatt en solid økning etter sammenslåingen (figur 24). Økningen er for begge simuleringene i gjennomsnitt over tre ganger så høy som hva økningen av vannmengde skulle tilsi (figur 27). Forklaringen ligger her i den økte konsentrasjonen. Dersom konsentrasjonen hadde forblitt uendret ville økningen av mengden Tot-P vært lik med økningen i vannmengde. Men begge simuleringene (figur 24) viser derimot en tydelig økning i konsentrasjonen. Den nesten tre ganger så høye konsentrasjonen på KRA påfører det samlede avløpsvannet en økning i konsentrasjon på over 33 % (tabell 17). En slik økning i konsentrasjon tilfører dermed en mye høyere mengde Tot-P for hver kubikk avløpsvann som kommer inn på anlegget. Så til tross for at simulert, gjennomsnittlig vannmengde fra KRA bare utgjør omtrent 20 % er den med å øke mengden Tot-P inn på ORA med henholdsvis 58 % og 65 %.

Den samme trender viser seg også for simuleringene av konsentrasjonen og mengden KOF (figur 25). Også her ligger konsentrasjonen på KRA betydelig høyere enn hva den gjør på ORA før sammenslåing.

Denne forskjellen i konsentrasjon er spesielt stor mellom kl. 11.00 og 04.00. Ettersom det bare er gjort prøvetaking over et døgn på KRA er det vanskelig å si om dette er en gjentakende trend. Men den gjennomsnittlige konsentrasjonen er uansett omtrent to og en halv ganger så høy på KRA som på ORA før sammenslåing. Dette er ved begge simuleringene med å øke KOF konsentrasjonen på det samlede avløpsvannet med mer enn 27 % (tabell 17). Dette gir også en gjennomsnittlig økning av mengde på henholdsvis 50 og 59 %.

I tillegg viser figur 26 at det også er en tydelig trend at pH-verdien på avløpsvannet har hatt en liten økning etter sammenslåingen. Den gjennomsnittlige pH-verdien på KRA var på 7.38, mens den på ORA før sammenslåing ved de to simuleringene hadde en gjennomsnittlig pH-verdi på henholdsvis 7.10 og 7.06. Til tross for at det er en tydelig trend fra simuleringene at pH øker gir det ikke de store endring i beregnet gjennomsnittlig pH etter sammenslåingen. pH er da beregnet til henholdsvis 7.13 og 7.10. Men det må her tas med i betraktningen at pH er en logaritmisk skala, samt at det er store vannmengder som endres.

Fra disse enkle simuleringene viser det seg en tydelig trend som indikerer at konsentrasjon av både Tot-P og KOF har hatt en betydelig økning etter sammenslåing. Til tross for svakhetene i denne simuleringen gir disse trendene gode indikasjoner på hvorfor det på ORA ble erfart en så høy økning som 30 % i dosert JKL etter sammenkoblingen med KRA. pH-verdien bør for å kunne oppnå optimal felling som kjent ligge i mellom 5.5 og 6.0. Selv om pH-verdien ikke hadde de store økningene vil en slik økning allikevel kunne være med å øke doseringen for vannmasser av en slik mengde som inn på ORA. Grunnen til dette er at en større andel av fellingsmiddelet må benyttet til å senke pH verdien ned til optimal fellings-pH.

Tabell 15: Utregnede parameterverdier som ligger til grunn for simulering av ORA før sammenslåing av ORA og KRA på bakgrunn av analyseresultater fra innløp ORA 23.-24.02 og KRA 18.-19.03

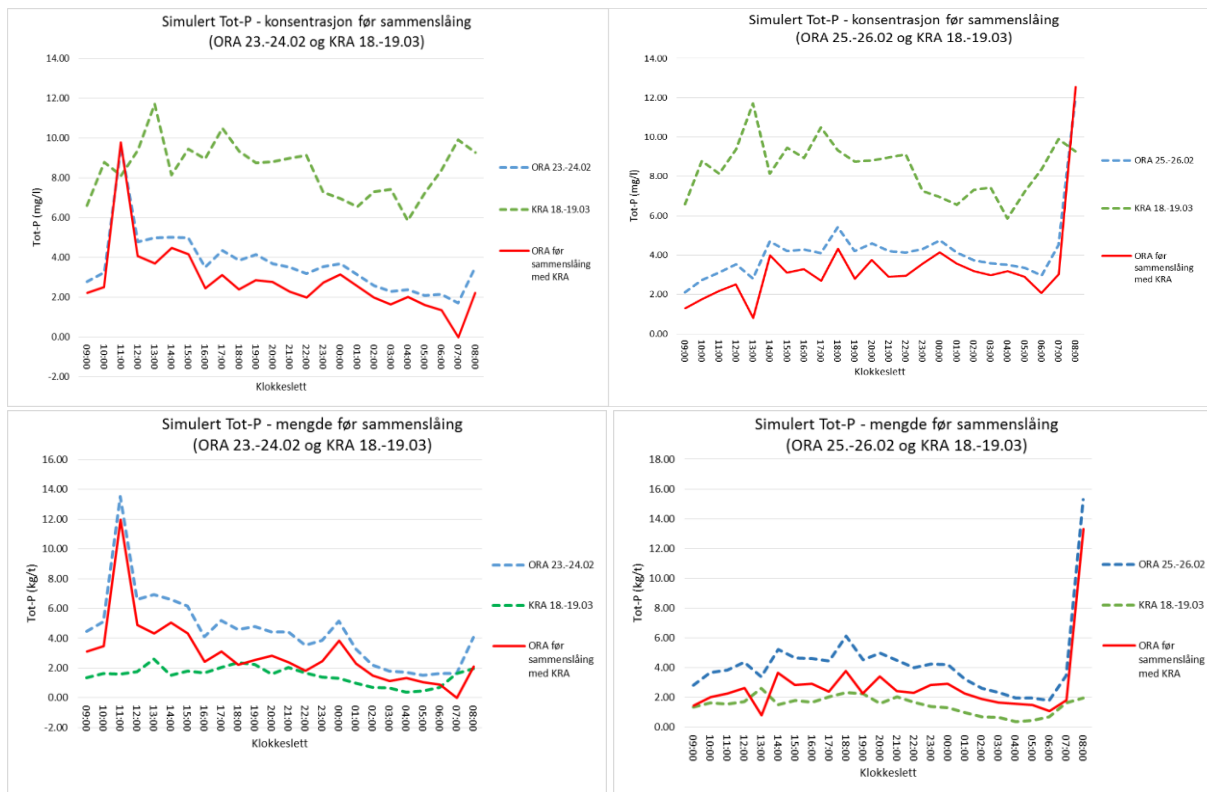
| Kl. slett | Enhet | 09:00 | 10:00 | 11:00 | 12:00 | 13:00 | 14:00 | 15:00 | 16:00 | 17:00 | 18:00 | 19:00 | 20:00 | 21:00 | 22:00 | 23:00 | 00:00 | 01:00 | 02:00 | 03:00 | 04:00 | 05:00 | 06:00 | 07:00 | 08:00 |
|------------|-------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Tot-P | mg/l | 2.23 | 2.51 | 9.79 | 4.08 | 3.71 | 4.49 | 4.17 | 2.46 | 3.13 | 2.39 | 2.85 | 2.76 | 2.29 | 1.99 | 2.74 | 3.16 | 2.56 | 1.98 | 1.64 | 2.03 | 1.60 | 1.35 | -0.01 | 2.23 |
| Tot-P | kg/t | 3.10 | 3.47 | 11.95 | 4.88 | 4.31 | 5.06 | 4.34 | 2.43 | 3.12 | 2.22 | 2.56 | 2.84 | 2.36 | 1.82 | 2.45 | 3.84 | 2.32 | 1.50 | 1.13 | 1.32 | 1.06 | 0.90 | -0.01 | 2.09 |
| KOF | mg/l | 230 | 269 | 1217 | 350 | 331 | 349 | 353 | 280 | 260 | 192 | 202 | 258 | 320 | 283 | 276 | 328 | 291 | 189 | 197 | 214 | 187 | 228 | 76 | 343 |
| KOF | kg/t | 318 | 372 | 1486 | 419 | 384 | 393 | 367 | 276 | 259 | 179 | 181 | 265 | 330 | 259 | 247 | 398 | 263 | 143 | 135 | 140 | 124 | 151 | 60 | 322 |
| pH | | 7.06 | 6.99 | 6.58 | 6.99 | 7.11 | 7.18 | 7.21 | 7.13 | 7.13 | 7.06 | 7.03 | 7.09 | 7.08 | 7.14 | 7.10 | 7.18 | 7.21 | 7.22 | 7.16 | 7.11 | 7.14 | 7.12 | 7.05 | 6.83 |
| Vannmengde | m ³ /t | 1387 | 1382 | 1221 | 1197 | 1161 | 1127 | 1041 | 988 | 996 | 933 | 898 | 1026 | 1032 | 917 | 896 | 1214 | 904 | 757 | 686 | 653 | 664 | 663 | 787 | 938 |

Tabell 16: Utregnede parameterverdier som ligger til grunn for simulering av ORA før sammenslåing av ORA og KRA på bakgrunn av analyseresultater fra innløp ORA 25.-26.02 og KRA 18.-19.03.

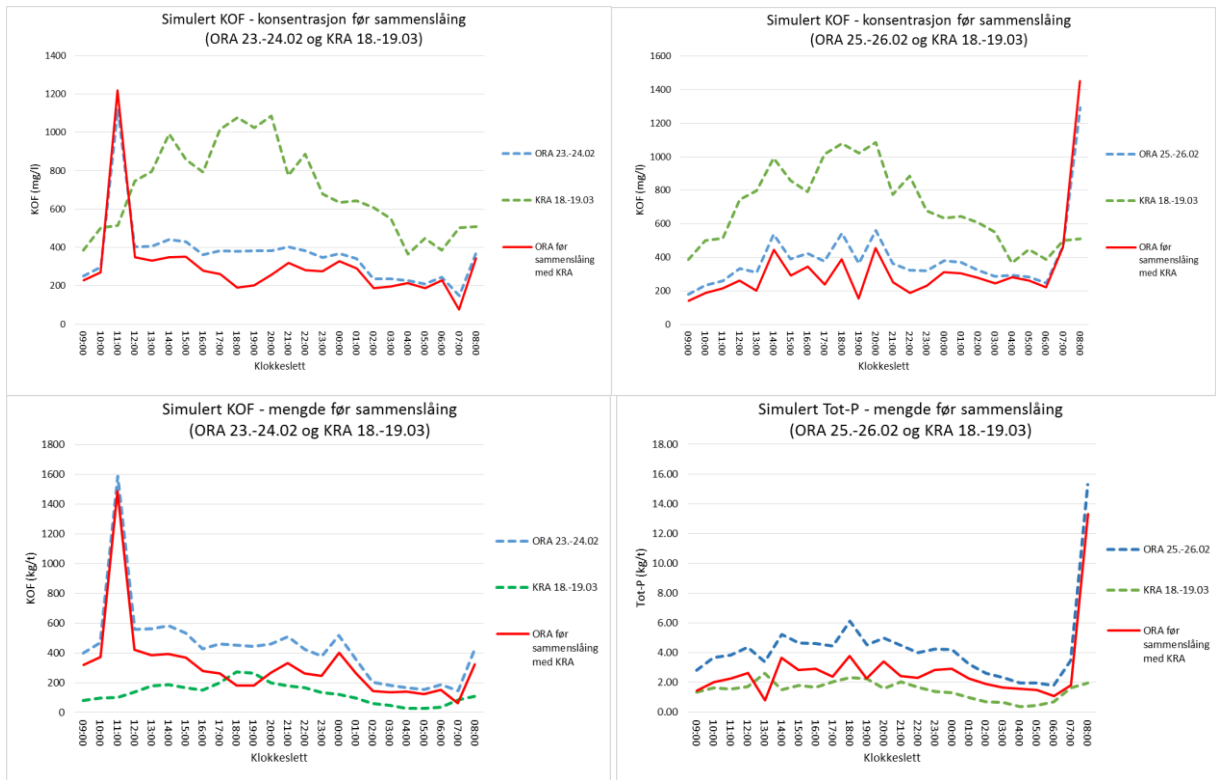
| Kl. slett | Enhet | 09:00 | 10:00 | 11:00 | 12:00 | 13:00 | 14:00 | 15:00 | 16:00 | 17:00 | 18:00 | 19:00 | 20:00 | 21:00 | 22:00 | 23:00 | 00:00 | 01:00 | 02:00 | 03:00 | 04:00 | 05:00 | 06:00 | 07:00 | 08:00 |
|------------|-------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Tot-P | mg/l | 1.29 | 1.75 | 2.18 | 2.50 | 0.81 | 3.99 | 3.10 | 3.29 | 2.69 | 4.32 | 2.79 | 3.76 | 2.91 | 2.96 | 3.59 | 4.15 | 3.57 | 3.18 | 2.98 | 3.18 | 2.89 | 2.07 | 3.04 | 12.55 |
| Tot-P | kg/t | 1.45 | 2.02 | 2.27 | 2.64 | 0.80 | 3.68 | 2.85 | 2.94 | 2.39 | 3.80 | 2.28 | 3.40 | 2.43 | 2.33 | 2.83 | 2.91 | 2.26 | 1.90 | 1.67 | 1.56 | 1.50 | 1.08 | 1.83 | 13.32 |
| KOF | mg/l | 141 | 189 | 214 | 262 | 200 | 444 | 292 | 344 | 238 | 390 | 155 | 456 | 251 | 189 | 231 | 312 | 305 | 278 | 244 | 282 | 262 | 222 | 461 | 1451 |
| KOF | kg/t | 159 | 218 | 223 | 276 | 197 | 410 | 269 | 307 | 211 | 343 | 127 | 413 | 210 | 148 | 183 | 219 | 194 | 166 | 137 | 138 | 136 | 115 | 279 | 1540 |
| pH | | 6.85 | 7.00 | 6.96 | 6.85 | 7.20 | 7.04 | 7.00 | 7.13 | 7.10 | 6.80 | 7.07 | 7.11 | 7.10 | 7.11 | 7.12 | 7.03 | 7.12 | 7.17 | 7.21 | 7.16 | 7.19 | 7.17 | 6.88 | 6.11 |
| Vannmengde | m ³ /t | 1127 | 1153 | 1043 | 1056 | 985 | 923 | 918 | 893 | 888 | 880 | 818 | 905 | 836 | 785 | 790 | 701 | 634 | 598 | 561 | 491 | 519 | 519 | 604 | 1061 |

Tabell 17: Oversikt over de gjennomsnittlige parameterverdiene, analysert og simulert, før og etter sammenslåing av ORA og KRA, samt beregnet prosentvis økning. Ekstremverdiene ved påslipp av septik er ikke medregnet.

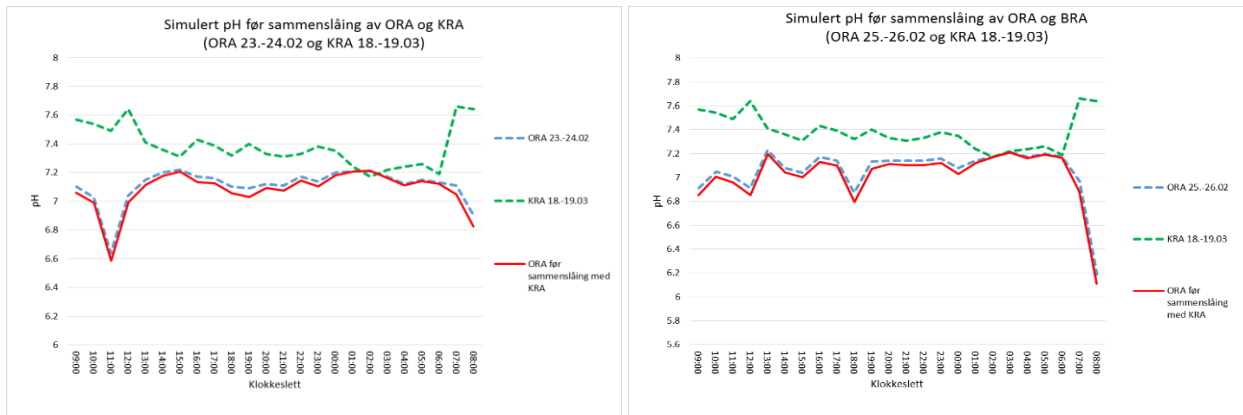
| | ORA 23.-24.02/ KRA 18.-19.03 | | | | ORA 25.-26.02/ KRA 18.-19.03 | | | |
|--------------------|---------------------------------|-------------------------|---------------------------|----------|---------------------------------|-------------------------|---------------------------|----------|
| | ORA før sammenslåing | KRA før sammenslåing | ORA etter sammenslåing | % økning | ORA før sammenslåing | KRA før sammenslåing | ORA etter sammenslåing | % økning |
| Tot-P (mg/l): | 2.54 | 8.45 | 3.44 | 35.61 | 2.91 | 8.45 | 3.87 | 32.95 |
| Tot-P (kg/t): | 2.57 | 1.51 | 4.07 | 58.36 | 2.30 | 1.51 | 3.78 | 64.75 |
| KOF (mg/l): | 261 | 699 | 332 | 27.18 | 277 | 699 | 355 | 28.28 |
| KOF (kg/t): | 260 | 129 | 390 | 49.82 | 221 | 129 | 350 | 58.70 |
| pH: | 7.10 | 7.38 | 7.13 | 0.42 | 7.06 | 7.38 | 7.10 | 0.53 |
| Vannmengde (m3/t): | 967 | 174 | 1152 | 19.10 | 810 | 174 | 982 | 21.25 |



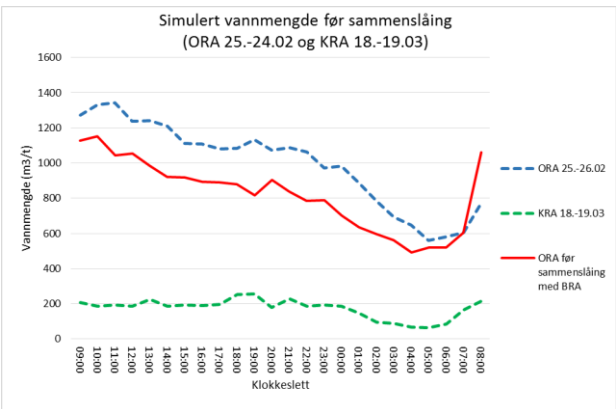
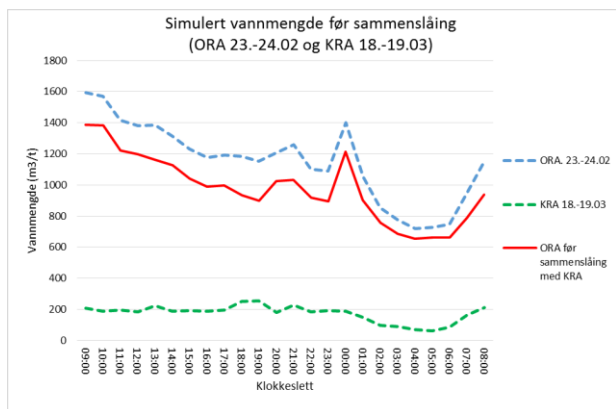
Figur 24: Simulert mengde og konsentrasjon av Tot-P ved innløp på ORA før sammenslåing av ORA og KRA på bakgrunn av analyseresultater fra ORA og KRA. Tallene er hentet fra tabell 15 og 16.



Figur 25: Simulert KOF-mengde ved innløp på ORA før sammenslåing av ORA og KRA på bakgrunn av analyseresultater fra innløp ORA og KRA. Tallene er hentet fra tabell 15 og 16.



Figur 26: Simulert pH ved innløp på ORA før sammenslåing av ORA og KRA på bakgrunn av analyseresultater fra innløp ORA og KRA. Tallene er hentet fra tabell 15 og 16.



Figur 27: Simulert vannmengde ved innløp på ORA før sammenslåing av ORA og KRA på bakgrunn av analyseresultater fra innløp ORA og KRA. Tallene er hentet fra tabell 15 og 16.

6.1.2 Parameterverdier etter sammenslåing av BRA og ORA

På sammen måte som ved simuleringen av ORA før sammenslåing av KRA og ORA er det viktig å understreke at prøvene på BRA ble hentet inn nesten tre uker etter prøvene på ORA. Grunnen til dette var hovedsakelig at den ene prøvetakeren måtte på verksted. Denne situasjonen, hvor prøvene ikke er tatt på samme dag, gir selvsagt simuleringene en stor usikkerhet. Men simuleringene vil allikevel være et viktig verktøy for å kartlegge trender. Trendene vil kunne være en svært nyttige indikasjoner på om den fremtidige sammenslåingen vil føre til at ORA må øke doseringen av JKL. Simuleringene er vist i figur 28 til 38.

En del av disse simuleringene er også gjort på bakgrunn av de akkrediterte kontrollanalysene tatt ved innløp på ORA og BRA. Disse simuleringene kan i større grad være med å beskrive hvordan en eventuelt økning i konsentrasjon av parameterne vil bli over et helt år. Samtidig vil forholdet mellom de analyserte parameterverdiene fra disse simuleringene også kunne styrke troverdigheten av trendene beskrevet fra simuleringene over døgnet.

De beregnede parameterverdiene som ligger til grunn for simuleringene over døgnet er satt opp i tabell 18 til 21, mens de for simuleringen over året er listet opp i tabell 22 og 23. Mengden Tot-P, KOF, BOF og vannmengde er her beregnet ved å summere analyseresultatene fra ORA (tabell 1 og 2) med analyseresultatene fra BRA (tabell 3 og 4). For å få et større grunnlag å kartlegge trendene ut ifra ble prøverekkerne fra ORA kombinert med prøverekkerne fra BRA i ulike kombinasjoner. Konsentrasjonene er deretter beregnet med hensyn på de simulert mengdene og de simulerte vannmengdene.

For simuleringen av avløpsvannet før sammenslåing med KRA ble det nevnt at beregning av pH er svært komplisert. Derfor ble det for også disse simuleringene gjort en forenklet beregning av pH-verdien med utgangspunkt i avløpsvann uten buffere. Beregningene ble da som følger:

$$-\log \frac{(10^{pH_{ORA}} * Vannmengde_{ORA}) + (10^{pH_{BRA}} * Vannmengde_{BRA})}{(Vannmengde_{ORA} + Vannmengde_{BRA})}$$

Gjennomsnittet av de simulerte parameterverdiene er listet opp sammen med de gjennomsnittlige analyseverdiene i tabell 24 og 25. Her er også den prosentvise økningen beregnet.

Det er fra alle fire simuleringene en tydelig trend at konsentrasjonen av Tot-P vil øke (figur 28). Det er derimot stor forskjell på hvor mye og ved hvilke tidspunkt det er størst økning. Den gjennomsnittlige økningen i løpet av de ulike dagene varierer mellom 5 % og 19 % (tabell 24). I tidsrommet mellom kl. 02.00 og 06.00 viser derimot alle simuleringene en annen trend enn resten av dagen. I simuleringene gjort på bakgrunn av BRA 09.-10.02 er det her en tydelig reduksjon i konsentrasjonen etter sammenslåingen. Denne reduksjonen kan forklares på bakgrunn av intens nedbør i tidsrommet like før. I det vannet fra regnfallet først kommer inn til anlegget får konsentrasjonen og mengden av Tot-P og KOF en tydelig oppsving. Dette er på grunn av de sedimenterte stoffene i ledningsnett som ved vannmengder av en slik intensitet blir transportert inn til anlegget. I tidsrommet etter synker derimot konsentrasjonen ettersom avløpsvannet nå i stor grad er vannet ut av nedbørmengdene

Det ble også målt en større nedbørsmengde i rensedistriktet til ORA rundt kl. 00.00 den 24.02. Både størrelsen på dette rensedistriktet og den mindre intensiteten på regnværet fører derimot til at den økte konsentrasjonen av Tot-P og KOF fordeler seg mer utover. Det kan av denne grunn også se ut til at man i tidsrommet etter regnfallet ikke ser en like stor nedgangen i konsentrasjon som på BRA. For simuleringen gjort på bakgrunn av prøvene fra ORA 25.-26.02 og BRA 11.-12.03, hvor det ikke i noen av prøverekkerne ble registrert nedbør, kan det derimot se ut til at konsentrasjonen nærmest holder seg uendret i tiden mellom kl. 00.00 og 06.00. Det er derimot vanskelig å slå fast om dette er en gjentakende trend bare på bakgrunn av denne ene simuleringen.

Ellers kan det nevnes at den simulerte konsentrasjonen av Tot-P i simuleringene på bakgrunn av BRA 11.-12.03 har en betydelig økning i tidsrommet kl. 15.00 til 17.00. Det er ikke funnet gode forklaringer på hva denne kraftige påvirkningen fra BRA kan være. Men en mulig forklaring kan være påslipp fra industri. Det er derimot vanskelig å forklare hvorfor den samme økningen vises på KOF-konsentrasjonen, men da i tidsrommet mellom 16.00 til 20.00. Det lar seg heller ikke så lett forklare på bakgrunn av vanlig syklus knyttet til husholdningsavløp. Denne økningen burde i så tilfelle kunne spores fra prøvene tatt på BRA den 09 til 10.03. For simuleringene på bakgrunn av denne perioden er ikke påvirkningen på Tot-P konsentrasjonen fra BRA like markert for et spesifikk tidsrom. Den svinger derimot i større grad, men jevnt høyt fra kl. 10.00 til 00.00. Heller ikke her er det funnet frem til klare svar på hva som kan være grunnen, men også her vil påslipp fra industri kunne være en del av svaret.

Dersom man for alle fire simuleringene forenklet hadde tegnet en trendkurve hvor alle ekstremverdiene ble jevnet ut ville man kunne se en relativt jevn kurve strekke seg fra rundt 2.4 mg/l om morgentil i underkant av 6.0 mg/l ved middagstid som deretter synker sakte, men sikkert frem til fem-sekstiden på morgenen. Beregning av en gjennomsnittlig konsentrasjon på bakgrunn av denne kurven ville nok gitt en god del lavere prosentvis økning enn 16 og 19 %. Dette var det som ble indikert i to av simuleringene. Men alle simuleringene over døgnet ville allikevel vist en større økning enn hva simuleringen over året viser. Her er den gjennomsnittlige økningen i Tot-P-konsentrasjon henholdsvis 4.45 % på bakgrunn av analysene fra 2013, mens tallene fra 2014 indikerer en økning på bare 0.73 %. Det er allikevel også her en tydelig trend at påvirkningen fra BRA vil gi en økt Tot-P konsentrasjon på ORA etter sammenslåingen. Det er kun enkelte uker hvor det kan se ut til at konsentrasjonen på BRA er lavere enn hva den er på ORA og dermed er med å senke den samlede konsentrasjonen.

De fleste påvirkningene beskrevet for konsentrasjonene av Tot-P viser seg selvsagt også igjen i den simulerte mengden Tot-P (figur 28). Men selv om konsentrasjonen på BRA generelt ligger høyere enn hva den gjør på ORA viser derimot simuleringene at den største andelen av mengden vil komme fra ORA. Dette har sin naturlige forklaring i at vannmengden på ORA for alle simuleringene utgjør en dobbelt så stor andel som vannmengden på BRA (figur 37 og 38). Mengden Tot-P fra BRA utgjør derimot en høyere andel enn hva vannmengdene skulle tilsi. Denne varierer mellom 60 og 80 % (tabell 24). Den samme trenden vises også fra simuleringene over året. Vannmengdene ville hatt en økning på 48.7 % (tabell 25) med vannmengdene målt på de to anleggene i 2013 (figur 38), mens den på bakgrunn av tallene fra 2014 ville hatt en økning på 45.8 %. Økningen av mengden Tot-P er derimot beregnet til henholdsvis 57 % og 50 %. Den økte Tot-P konsentrasjonen vil altså gi en høyere økning i mengden Tot-P enn økningen i vannmengde tilsier.

Fra simulering av både vannmengde, Tot-P og KOF mengde over året viser det seg en situasjon det kan være lurt å være klar over også med tanke på simulering over døgnet. Dette er knyttet til vannmengden inn på anleggene. Det er tidligere gjort klart at store mengden nedbørsvann finner veien inn i avløpsledningene og inn på renseanlegget. Det er derfor en klar sammenheng mellom vannmengdene fordelt over året på de to anleggene ettersom det er relativt like nedbørsmengder for de to rensedistriktene. Dette får også konsekvenser for hvordan mengden Tot-P og KOF fordeler seg over året. Vannmengdene og mengdene Tot-P og KOF inn på anlegget viser seg derfor naturligvis som mye høyere topper enn hva tilfellet hadde vært med regnvær bare i det ene rensedistriktet. Poenget er at dette er noe som er viktig å ta med også når man vurderer simuleringene over døgnet. Regnværet den 09.03 i rensedistriktet til BRA viste seg å få stor påvirkning på både vannmengden og mengden Tot-P og KOF inn på anlegget. Realiteten er derimot at slike regnvær vil ha enda større konsekvens ettersom store vannmengder fra rensedistriktet til ORA også vil inntreffe på samme tid. Disse ekstremtoppene vil ha stor påvirkning på kjemikaliedoseringene disse dagene.

I simuleringene av mengden og konsentrasjonen av KOF kan man se igjen de fleste trendene som gjennomgått for Tot-P. Det er i alle fire simuleringene en betydelig økning i KOF konsentrasjonen (figur 31). Men også her varierer det mellom de ulike simuleringene hvor stor økning vil bli og ved hvilke tidspunkt. Den gjennomsnittlige KOF konsentrasjonen varierer mellom 8 og 25 % (tabell 24). Dette er høyere enn hva som er tilfellet for den gjennomsnittlige økningen over året. For 2013 er den 0,88 %, mens den er 0,97 % i 2014. Det er for KOF konsentrasjonen et større antall uker hvor konsentrasjonen er høyere på ORA enn hva tilfellet var for Tot-P. Det kan derimot se ut som konsentrasjonen er høyere på BRA i de ukene hvor vannmengdene er høyest. Dette resulterer blant annet i at en større andel av mengden KOF på disse tidspunktene kommer fra BRA.

I tabell 35 er den forenklete simuleringen av pH over døgnet etter sammenslåingen vist. Det må igjen understrekes at dette er en forenklet simulering hvor man forutsetter at det ikke er buffer i avløpsvannet. Det er ikke lett å trekke klare slutninger bare på bakgrunn av disse fire simuleringene. Men det kan se ut som simuleringen i tidsrommet 07.00 til 11.00 for alle simuleringene skiller seg ut fra resten av døgnet. I dette tidsrommet er avløpsvannet fra BRA med å trekke opp pH-verdien på avløpsvannet på ORA etter sammenslåing. Resten av døgnet er trenden at avløpsvannet fra BRA heller er med å senke pH-verdien. Fra tabell 24 ser man at det mellom de ulike kombinasjonene varierer mellom gjennomsnittlig økning og reduksjon. PH-verdien på BRA om morgenen 09.03 er i disse simuleringene så høy at den klarer å påvirke den gjennomsnittlige verdien på avløpsvannet etter sammenslåing til å ha en økning. Det er også tydelig at det på BRA 12.03 kl. 03.00 har skjedd et drastisk fall i pH-verdien. Det kan se ut til at det på dette tidspunktet er blitt tilført en form for syreholdig løsning av en slik mengde at det har klart å påvirke hele avløpsmengden. Fra simuleringene av pH på bakgrunn av onlinemålingene gjennomført på de to anleggene er det vanskelig å finne en tydelig trend med tanke på hvilken påvirkning avløpsvannet på BRA vil ha på ORA. En stor svakhet fra denne simuleringen er at den er gjennomført på bakgrunn av gjennomsnittsmålinger for hver måned. Det ville her være en stor fordel å hente inn gjennomsnittsverdier for kortere intervall og dermed få flere målepunkter spredd over året. Mens samtlige av de andre simuleringene gjennomført på prøvene over året, i stor grad viste en sammenheng mellom de to anleggene er det her ikke mye som tyder på det.

Det er også gjort en simulering av konsentrasjonen og mengden BOF over året (figur 34). Denne parameteren er ikke blitt analysert for i tilknytning til denne oppgaven. Men er her tatt med ettersom både primær- og sekundærrensekravet måles med hensyn på denne parameteren. Ettersom både KOF

og BOF er et mål for det organiske innholdet i avløpsvannet viser disse simuleringen i stor grad de samme variasjonene over året. For simuleringene av KOF over året var det en tydelig trend at konsentrasjonene på avløpsvannet på BRA hadde en sterk innvirkning på den samlede konsentrasjonen etter sammenslåingen. Dette ser man igjen i konsentrasjonen av BOF. Den gjennomsnittlige økningen viser en økning på henholdsvis 1.30 % i 2013 og 0,79 % i 2014. Noe som dermed også gir en større økning i mengden BOF enn økningen i vannmengde skulle tilsi.

For å oppsummere litt fellestrekk fra alle simuleringene kan man på grunnlag av simuleringene av både Tot-P, KOF og BOF over året vanskelig å slå fast med sikkerhet hvilken påvirkning en sammenslåing av BRA og ORA vil ha. Nedbørsmengden over året vil her i stor grad kunne påvirke de gjennomsnittlige endringene. Ser man derimot på simuleringene på bakgrunn av kontrollanalysene i 2013 og 2014 alene er det allikevel grunn til å tro at konsentrasjonen av både Tot-P, KOF og BOF vil få en liten prosentvis økning. Selv en liten prosentvis økning i konsentrasjon vil kunne gi stor økning i mengden fosfor og organisk stoff som må fjernes. Det kan i den anledning nevnes trekkes frem at årsrapportene fra ORA og BRA i 2014 ble rapportert om en årlig vannmengde på 9.47 mill. m³ inn på ORA og 4.35 mill. m³ inn på BRA. Ser man bort fra den økte hydrauliske belastningen og bare ser på vannmengdene summert vil dette utgjøre en total vannmengde inn på ORA etter sammenslåing på 13.82 mill. m³. Det er da lett å forstå hvordan kun en liten prosentvis økning i konsentrasjon vil resultere i store mengder fosfor og organisk stoff.

Ser man derimot på simuleringene gjennomført på bakgrunn av prøvene tatt over døgnet viser disse derimot en betydelig høyere økning av konsentrasjonene både av Tot-P og KOF. Det er derfor stor grunn til å tro at det i enkelte perioder av året ville kunne være betydelig høyere konsentrasjoner enn hva tilfellet er i dag. På bakgrunn av simuleringene over året kan det her se ut til at dette i stor grad gjelder i de periodene hvor vannføringen er høy. Det er i tillegg en gjengående trend at det på enkelte tidspunkt av dagen også vil kunne være økninger i konsentrasjonene som er påvirket av avløpsvannet fra BRA. Det kan derimot se ut til at disse økningene ikke nødvendigvis inntreffer på faste tidspunkt av dagen, men i stor grad varierer fra dag til dag. Men det er mulig at det ved analyser av et større antall døgn ville kunne vise seg mer faste tidspunkt som ville gå igjen. Her kan det blant annet være interessant å se nærmere på om det er bestemte virksomheter i rensedistriktet til ORA som kan være kilden til disse svingningene. Selv om det ikke de fire simuleringene ikke er påvist faste tidspunkt er det allikevel i tydelig at det er tidsrommet mellom kl. 07.00 og 00.00 hvor disse svingningene finner sted. Simuleringen av konsentrasjonen av Tot-P gir inntrykk av at det i timene mellom 00.00 og 07.00 ikke er store endringer mellom avløpsvannet på ORA i dag og hva som vil bli tilfellet etter sammenslåing. I dette tidsrommet er det vanskelig å si om konsentrasjonen vil ha en svak økning eller en svak reduksjon.

På bakgrunn av simuleringene av pH-verdiene er det svært vanskelig å slå fast en klar trend. Simuleringene over døgnet indikerer allikevel at det i store deler av døgnet vil bli en nedgang i pH-verdien. Det er derimot enkelte tidspunkt hvor denne tendensen derimot går i motsatt retning og det kan se ut til at pH-verdien vil ha en tydelig økning. Den gjennomsnittlige endringene er derfor små over døgnet og gir ingen klar pekepinne på om man vil se en gjennomsnittlig økning eller reduksjon. Simuleringene over året er peker i enda større grad i begge retninger. Skal det finnes noen klare trender her vil det være nødvendig med en større mengde gjennomsnittmålinger over kortere tidsintervaller.

Tabell 18: Simulerte parameterverdier ved ORA etter sammenslåing av ORA og BRA på bakgrunn av analyseresultater fra innløp ORA 23.-24.02 og innløp BRA 09.-10.03

| Kl. slett | Enhet | 09:00 | 10:00 | 11:00 | 12:00 | 13:00 | 14:00 | 15:00 | 16:00 | 17:00 | 18:00 | 19:00 | 20:00 | 21:00 | 22:00 | 23:00 | 00:00 | 01:00 | 02:00 | 03:00 | 04:00 | 05:00 | 06:00 | 07:00 | 08:00 |
|------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Tot-P | mg/l | 3.25 | 4.20 | 9.35 | 5.65 | 5.50 | 5.21 | 5.79 | 3.95 | 5.17 | 4.97 | 4.81 | 4.48 | 4.41 | 4.02 | 5.46 | 5.80 | 3.96 | 2.61 | 2.02 | 1.96 | 1.59 | 1.59 | 1.64 | 3.22 |
| Tot-P | kg/t | 7.42 | 8.40 | 17.10 | 10.26 | 9.87 | 8.99 | 9.65 | 6.34 | 8.45 | 8.14 | 7.59 | 7.31 | 7.29 | 6.27 | 10.01 | 14.09 | 7.52 | 4.15 | 2.92 | 2.60 | 2.08 | 2.21 | 2.82 | 6.18 |
| KOF | mg/l | 264 | 347 | 992 | 452 | 460 | 484 | 465 | 400 | 441 | 445 | 449 | 453 | 463 | 461 | 510 | 628 | 449 | 268 | 224 | 185 | 164 | 225 | 154 | 308 |
| KOF | kg/t | 603 | 693 | 1815 | 821 | 825 | 835 | 776 | 642 | 720 | 728 | 708 | 739 | 765 | 717 | 935 | 1525 | 854 | 426 | 323 | 246 | 215 | 312 | 266 | 591 |
| pH | | 7.21 | 7.09 | 6.73 | 7.05 | 7.03 | 7.14 | 7.22 | 7.16 | 7.11 | 7.11 | 7.07 | 7.11 | 7.11 | 7.16 | 7.10 | 6.91 | 7.17 | 7.18 | 7.14 | 7.09 | 7.12 | 7.12 | 7.13 | 7.06 |
| Vannmengde | m³/t | 2280 | 1998 | 1830 | 1815 | 1795 | 1725 | 1668 | 1605 | 1635 | 1638 | 1577 | 1633 | 1654 | 1558 | 1834 | 2428 | 1901 | 1592 | 1444 | 1329 | 1311 | 1390 | 1723 | 1921 |

Tabell 19: Simulerte parameterverdier ved ORA etter sammenslåing av ORA og BRA på bakgrunn av analyseresultater fra innløp ORA 25.-26.02 og innløp BRA 11.-12.03

| Kl. slett | Enhet | 09:00 | 10:00 | 11:00 | 12:00 | 13:00 | 14:00 | 15:00 | 16:00 | 17:00 | 18:00 | 19:00 | 20:00 | 21:00 | 22:00 | 23:00 | 00:00 | 01:00 | 02:00 | 03:00 | 04:00 | 05:00 | 06:00 | 07:00 | 08:00 |
|------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Tot-P | mg/l | 2.84 | 3.97 | 4.36 | 4.24 | 3.94 | 5.02 | 6.74 | 6.60 | 5.86 | 5.62 | 5.02 | 5.00 | 4.64 | 4.92 | 4.76 | 4.60 | 4.19 | 3.80 | 3.60 | 3.58 | 3.21 | 2.77 | 3.72 | 9.19 |
| Tot-P | kg/t | 5.22 | 7.94 | 8.25 | 7.84 | 7.23 | 8.52 | 11.46 | 10.89 | 9.82 | 9.74 | 8.36 | 8.30 | 7.47 | 7.42 | 7.11 | 6.15 | 4.83 | 3.96 | 3.48 | 3.16 | 2.94 | 2.74 | 5.00 | 17.15 |
| KOF | mg/l | 260 | 384 | 372 | 393 | 410 | 536 | 466 | 582 | 578 | 677 | 591 | 707 | 506 | 445 | 439 | 460 | 400 | 354 | 353 | 310 | 281 | 232 | 384 | 954 |
| KOF | kg/t | 479 | 767 | 704 | 726 | 752 | 910 | 792 | 961 | 968 | 1173 | 984 | 1174 | 815 | 671 | 656 | 616 | 461 | 368 | 341 | 273 | 257 | 229 | 517 | 1779 |
| pH | | 6.99 | 7.06 | 7.08 | 6.95 | 7.04 | 7.04 | 7.02 | 6.99 | 6.98 | 6.92 | 6.98 | 7.01 | 7.06 | 7.07 | 7.12 | 7.09 | 7.13 | 7.15 | 6.84 | 7.15 | 7.19 | 7.13 | 7.04 | 6.34 |
| Vannmengde | m³/t | 1837 | 1999 | 1893 | 1850 | 1834 | 1697 | 1701 | 1650 | 1675 | 1732 | 1666 | 1659 | 1611 | 1509 | 1495 | 1338 | 1153 | 1040 | 966 | 881 | 915 | 988 | 1346 | 1866 |

Tabell 20: Simulerte parameterverdier ved ORA etter sammenslåing av ORA og BRA på bakgrunn av analyseresultater fra innløp ORA 23.-24.02 og innløp BRA 11.-12.03

| Kl. slett | Enhet | 09:00 | 10:00 | 11:00 | 12:00 | 13:00 | 14:00 | 15:00 | 16:00 | 17:00 | 18:00 | 19:00 | 20:00 | 21:00 | 22:00 | 23:00 | 00:00 | 01:00 | 02:00 | 03:00 | 04:00 | 05:00 | 06:00 | 07:00 | 08:00 |
|------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Tot-P | mg/l | 3.27 | 4.21 | 8.66 | 5.06 | 5.35 | 5.21 | 7.10 | 5.95 | 5.92 | 4.57 | 4.95 | 4.35 | 4.10 | 4.22 | 4.21 | 3.83 | 3.43 | 2.96 | 2.69 | 2.80 | 2.36 | 2.26 | 2.07 | 3.40 |
| Tot-P | kg/t | 6.86 | 9.38 | 17.93 | 10.08 | 10.74 | 9.90 | 12.95 | 10.38 | 10.55 | 8.16 | 8.64 | 7.74 | 7.40 | 6.92 | 6.73 | 7.09 | 4.89 | 3.55 | 2.94 | 2.92 | 2.50 | 2.56 | 3.16 | 5.92 |
| KOF | mg/l | 304 | 413 | 950 | 436 | 467 | 470 | 488 | 533 | 570 | 565 | 595 | 576 | 517 | 476 | 450 | 430 | 373 | 288 | 311 | 263 | 232 | 234 | 195 | 322 |
| KOF | kg/t | 638 | 921 | 1967 | 869 | 939 | 893 | 891 | 930 | 1016 | 1009 | 1039 | 1025 | 935 | 782 | 720 | 795 | 531 | 345 | 339 | 274 | 246 | 265 | 298 | 561 |
| pH | | 7.14 | 7.04 | 6.76 | 7.04 | 7.01 | 7.12 | 7.13 | 7.00 | 6.99 | 7.07 | 6.97 | 7.00 | 7.05 | 7.09 | 7.11 | 7.17 | 7.18 | 7.18 | 6.85 | 7.12 | 7.16 | 7.11 | 7.13 | 7.00 |
| Vannmengde | m³/t | 2097 | 2228 | 2071 | 1991 | 2010 | 1901 | 1824 | 1745 | 1783 | 1785 | 1746 | 1780 | 1807 | 1641 | 1601 | 1851 | 1423 | 1199 | 1091 | 1043 | 1060 | 1132 | 1529 | 1743 |

Tabell 21: Simulerte parameterverdier ved ORA etter sammenslåing av ORA og BRA på bakgrunn av analyseresultater fra innløp ORA 25.-26.02 og innløp BRA 09.-10.03

| Kl. slett | Enhet | 09:00 | 10:00 | 11:00 | 12:00 | 13:00 | 14:00 | 15:00 | 16:00 | 17:00 | 18:00 | 19:00 | 20:00 | 21:00 | 22:00 | 23:00 | 00:00 | 01:00 | 02:00 | 03:00 | 04:00 | 05:00 | 06:00 | 07:00 | 08:00 |
|------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Tot-P | mg/l | 2.86 | 3.93 | 4.49 | 4.79 | 3.92 | 5.01 | 5.28 | 4.54 | 5.06 | 6.13 | 4.88 | 5.21 | 5.05 | 4.75 | 6.01 | 6.87 | 4.58 | 3.18 | 2.63 | 2.43 | 2.16 | 1.92 | 3.03 | 8.52 |
| Tot-P | kg/t | 5.77 | 6.95 | 7.42 | 8.02 | 6.35 | 7.61 | 8.16 | 6.85 | 7.72 | 9.71 | 7.31 | 7.88 | 7.36 | 6.77 | 10.39 | 13.16 | 7.46 | 4.55 | 3.46 | 2.84 | 2.52 | 2.39 | 4.66 | 17.41 |
| KOF | mg/l | 219 | 305 | 334 | 405 | 394 | 560 | 438 | 445 | 440 | 563 | 437 | 587 | 442 | 425 | 504 | 703 | 481 | 314 | 246 | 210 | 194 | 222 | 315 | 885 |
| KOF | kg/t | 443 | 539 | 552 | 678 | 638 | 852 | 677 | 672 | 672 | 892 | 654 | 887 | 645 | 607 | 871 | 1345 | 785 | 450 | 324 | 245 | 227 | 276 | 485 | 1809 |
| pH | | 7.05 | 7.11 | 7.08 | 6.95 | 7.07 | 7.05 | 7.09 | 7.16 | 7.09 | 6.93 | 7.10 | 7.13 | 7.13 | 7.14 | 7.11 | 6.83 | 7.13 | 7.15 | 7.15 | 7.11 | 7.14 | 7.13 | 7.05 | 6.38 |
| Vannmengde | m³/t | 2020 | 1769 | 1652 | 1674 | 1619 | 1521 | 1545 | 1510 | 1527 | 1585 | 1497 | 1512 | 1458 | 1426 | 1728 | 1915 | 1631 | 1433 | 1319 | 1167 | 1166 | 1246 | 1540 | 2044 |

Tabell 22: Simulerte parameterverdier ved ORA etter sammenslåing av ORA og BRA på bakgrunn av analyser av ukeblandprøver ved innløp ORA og innløp BRA 2013

| Uke. nr. | Enhet | 2 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 22 | 24 | 26 | 28 | 30 | 32 | 34 | 36 | 38 | 40 | 42 | 44 | 46 | 48 | 50 |
|------------|-------|------|-------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-------|------|------|----|-------|------|-------|------|-------|-------|------|------|------|------|
| Tot-P | mg/l | 3.48 | 7.19 | 4.56 | 5.65 | 6.27 | 6.57 | 4.88 | 3.59 | 4.09 | 2.84 | 5.43 | 6.79 | 3.84 | 7.15 | | 6.23 | 5.18 | 7.66 | 2.77 | 8.13 | 6.92 | 2.59 | 3.70 | 6.00 | 3.83 |
| Tot-P | kg/t | 5.87 | 12.13 | 5.45 | 6.75 | 6.78 | 7.10 | 8.41 | 6.19 | 4.97 | 3.46 | 6.61 | 10.04 | 5.68 | 6.83 | | ##### | 5.96 | 11.06 | 4.00 | 12.86 | 10.94 | 4.10 | 6.03 | 9.77 | 8.47 |
| KOF | mg/l | 263 | 446 | 320 | 476 | 422 | 548 | 430 | 319 | 331 | 195 | 592 | 585 | 316 | 543 | | 583 | 373 | 465 | 339 | 462 | 532 | 284 | 380 | 523 | 317 |
| KOF | kg/t | 444 | 753 | 383 | 569 | 457 | 592 | 741 | 551 | 403 | 238 | 721 | 865 | 468 | 519 | | 672 | 430 | 671 | 489 | 731 | 842 | 450 | 619 | 852 | 700 |
| BOF | mg/l | 105 | 215 | 131 | 185 | 170 | 235 | 135 | 104 | 129 | 89.3 | 268 | 240 | 116 | 266 | | 223 | 198 | 213 | 166 | 203 | 237 | 139 | 229 | 253 | 155 |
| BOF | kg/t | 177 | 363 | 156 | 221 | 184 | 254 | 232 | 179 | 157 | 109 | 326 | 355 | 171 | 254 | | 257 | 228 | 308 | 240 | 320 | 374 | 219 | 373 | 411 | 342 |
| pH | | 7.35 | 7.35 | 7.08 | 7.08 | 7.27 | 7.27 | 7.19 | 7.19 | 7.25 | 7.25 | 7.25 | 7.07 | 7.07 | 6.61 | | 7.03 | 7.03 | 6.90 | 6.90 | 7.02 | 7.02 | 7.02 | 6.93 | 6.93 | 7.06 |
| Vannmengde | m³/t | 1687 | 1687 | 1195 | 1195 | 1081 | 1081 | 1725 | 1725 | 1217 | 1217 | 1217 | 1478 | 1478 | 956 | | 1152 | 1152 | 1443 | 1443 | 1581 | 1581 | 1581 | 1628 | 1628 | 2210 |

Tabell 23: Simulerte parameterverdier ved ORA etter sammenslåing av ORA og BRA på bakgrunn av analyser av ukeblandprøver ved innløp ORA og innløp BRA 2014

| Uke. nr. | Enhet | 2 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 22 | 24 | 26 | 28 | 30 | 32 | 34 | 36 | 38 | 40 | 42 | 44 | 46 | 48 | 50 |
|------------|-------|---|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-------|------|------|------|----|------|------|------|------|-------|------|------|------|------|------|
| Tot-P | mg/l | | 5.36 | 3.37 | 2.10 | 2.50 | 4.78 | 6.38 | 6.21 | 7.02 | 3.43 | 7.80 | 6.92 | 7.22 | 5.57 | | 5.91 | 3.76 | 4.45 | 5.46 | 7.39 | 2.27 | 3.43 | 4.34 | 3.71 | 4.16 |
| Tot-P | kg/t | | 9.48 | 9.40 | 5.86 | 3.98 | 7.61 | 7.41 | 7.21 | 9.04 | 4.41 | 10.04 | 6.95 | 7.26 | 5.44 | | 7.18 | 5.62 | 6.11 | 6.87 | 11.21 | 4.55 | 6.89 | 8.51 | 7.28 | 7.73 |
| KOF | mg/l | | 465 | 913 | 273 | 150 | 319 | 471 | 276 | 736 | 300 | 549 | 539 | 979 | 691 | | 516 | 304 | 352 | 516 | 540 | 374 | 229 | 276 | 109 | 340 |
| KOF | kg/t | | 823 | 2548 | 763 | 238 | 508 | 547 | 320 | 947 | 387 | 707 | 542 | 983 | 674 | | 627 | 454 | 484 | 649 | 819 | 750 | 460 | 542 | 215 | 632 |
| BOF | mg/l | | 214 | 427 | 128 | 69 | 152 | 229 | 131 | 358 | 143 | 245 | 259 | 472 | 328 | | 247 | 162 | 177 | 266 | 238 | 187 | 120 | 137 | 151 | 180 |
| BOF | kg/t | | 378 | 1193 | 358 | 109 | 242 | 266 | 152 | 461 | 184 | 316 | 260 | 475 | 320 | | 300 | 243 | 243 | 334 | 361 | 374 | 242 | 269 | 296 | 336 |
| pH | | | 7.1 | 7.01 | 7.01 | 6.96 | 6.96 | 7.3 | 7.3 | 7.2 | 7.2 | 7.2 | 7.12 | 7.12 | 7.24 | | 7.18 | 7.25 | 7.34 | 7.32 | 7.28 | 7.16 | 7.16 | 7.2 | 7.33 | 7.4 |
| Vannmengde | m³/t | | 1769 | 2792 | 2792 | 1591 | 1591 | 1161 | 1161 | 1288 | 1288 | 1288 | 1005 | 1005 | 976 | | 1215 | 1494 | 1374 | 1257 | 1517 | 2007 | 2007 | 1961 | 1965 | 1860 |

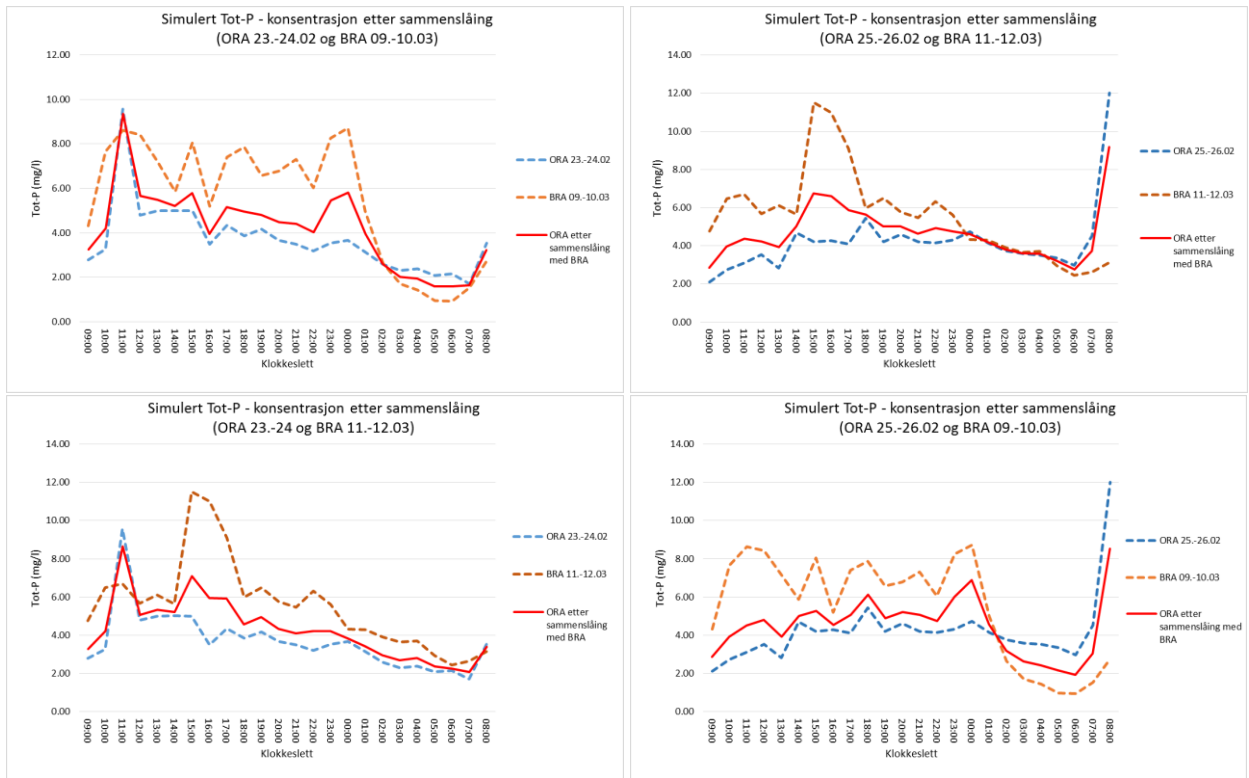
Tabell 24: Oversikt over de gjennomsnittlige parameterverdiene, analysert og simulert, før og etter sammenslåing av ORA og BRA, samt beregnet prosentvis økning. Beregnet på bakgrunn av analyseresultater ved innløp på ORA og BRA. Ekstremverdiene ved påslipp av sep

| | ORA 23.-24.02/ BRA 09.-10.03 | | | | ORA 25.-26.02/ BRA 11.-12.03 | | | |
|--------------------|---------------------------------|-------------------------|---------------------------|----------|---------------------------------|-------------------------|---------------------------|----------|
| | ORA før sammenslåing | BRA før sammenslåing | ORA etter sammenslåing | % økning | ORA før sammenslåing | BRA før sammenslåing | ORA etter sammenslåing | % økning |
| Tot-P (mg/l): | 3.44 | 5.20 | 3.80 | 10.52 | 3.87 | 5.57 | 4.48 | 15.67 |
| Tot-P (kg/t): | 4.07 | 2.43 | 6.50 | 59.71 | 3.78 | 3.03 | 6.81 | 79.96 |
| KOF (mg/l): | 332 | 449 | 359 | 8.13 | 355 | 591 | 440 | 23.99 |
| KOF (kg/t): | 390 | 212 | 602 | 54.36 | 350 | 319 | 669 | 90.96 |
| pH: | 7.13 | 7.16 | 7.14 | 0.14 | 7.10 | 7.01 | 7.04 | -0.74 |
| Vannmengde (m3/t): | 1152 | 569 | 1721 | 49.39 | 982 | 518 | 1500 | 52.75 |

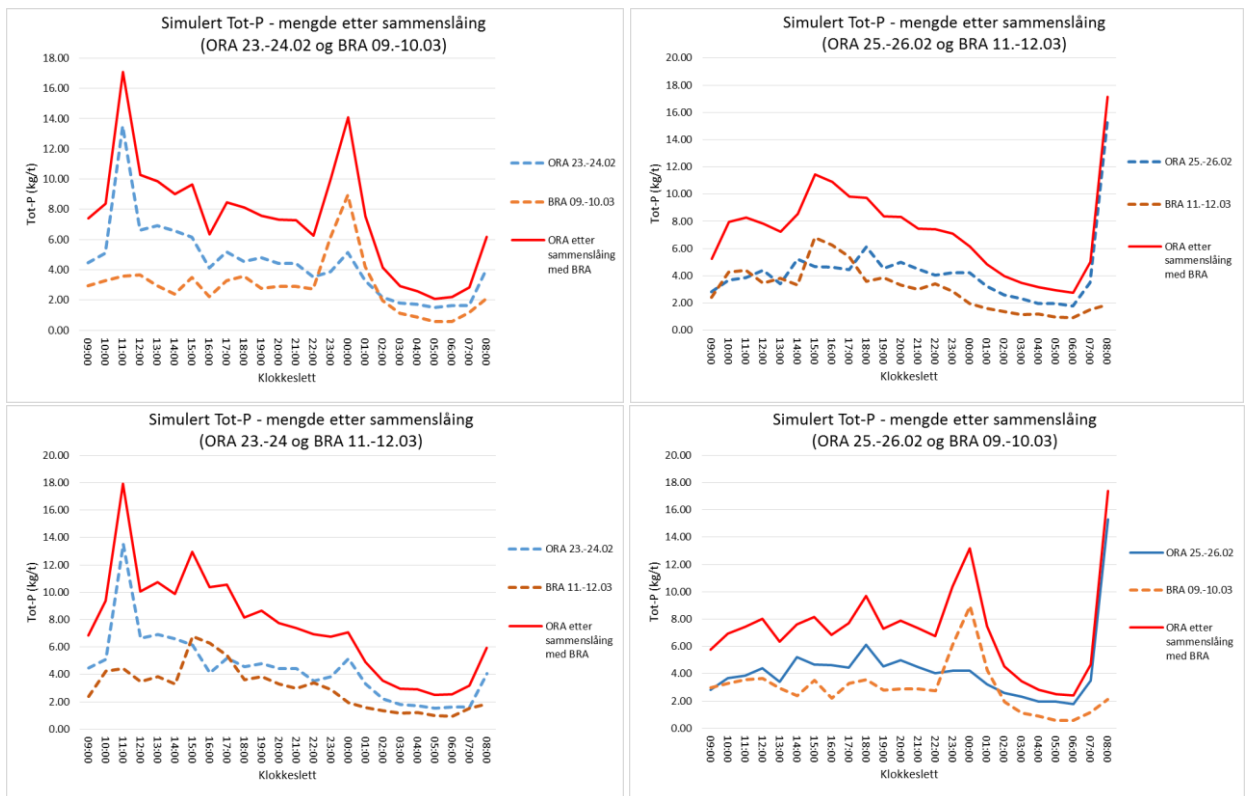
| | ORA 23.-24.02/ BRA 11.-12.03 | | | | ORA 25.-26.02/ BRA 09.-10.03 | | | |
|--------------------|---------------------------------|---------|-----------|----------|---------------------------------|---------|-----------|----------|
| | ORA før | BRA før | ORA etter | % økning | ORA før | BRA før | ORA etter | % økning |
| Tot-P (mg/l): | 3.44 | 5.57 | 4.10 | 19.12 | 3.87 | 5.20 | 4.06 | 4.91 |
| Tot-P (kg/t): | 4.07 | 3.03 | 7.10 | 74.45 | 3.78 | 2.43 | 6.21 | 64.10 |
| KOF (mg/l): | 332 | 591 | 413 | 24.53 | 355 | 449 | 394 | 11.03 |
| KOF (kg/t): | 390 | 319 | 709 | 81.79 | 350 | 212 | 571 | 62.93 |
| pH: | 7.13 | 7.01 | 7.07 | -0.79 | 7.10 | 7.16 | 7.12 | 0.32 |
| Vannmengde (m3/t): | 1152 | 518 | 1670 | 44.97 | 982 | 569 | 1551 | 57.94 |

Tabell 25: Oversikt over de gjennomsnittlige parameterverdiene, analysert og simulert, før og etter sammenslåing av ORA og BRA, samt beregnet prosentvis økning. Beregnet på bakgrunn av analyser av ukeblandprøver ved innløp ORA og innløp BRA 2014. Ekstremverdiene

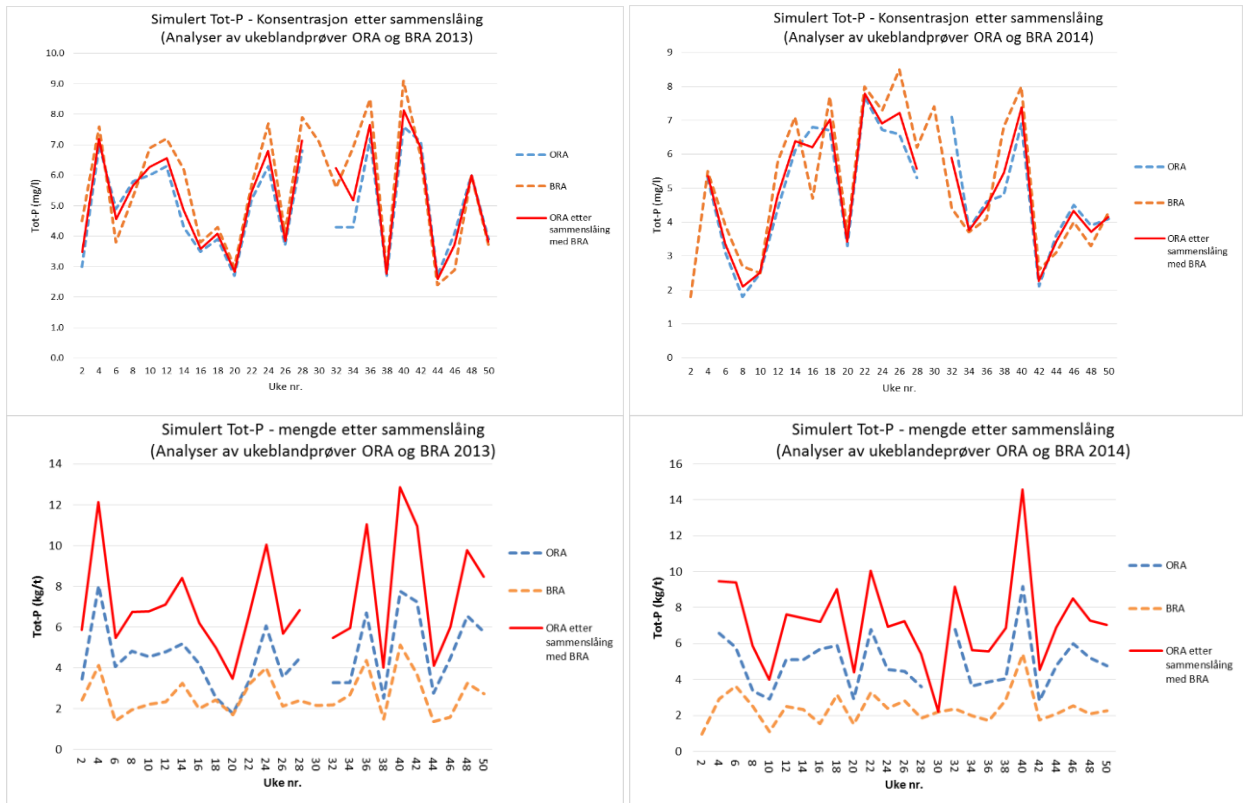
| | 2013 | | | | 2014 | | | |
|--------------------|-------------------------|-------------------------|---------------------------|----------|-------------------------|-------------------------|---------------------------|----------|
| | ORA før sammenslåing | BRA før sammenslåing | ORA etter sammenslåing | % økning | ORA før sammenslåing | BRA før sammenslåing | ORA etter sammenslåing | % økning |
| Tot-P (mg/l): | 5.00 | 5.60 | 5.22 | 4.45 | 4.90 | 5.10 | 4.94 | 0.73 |
| Tot-P (kg/t): | 4.60 | 2.60 | 7.20 | 56.52 | 4.80 | 2.40 | 7.20 | 50.00 |
| KOF (mg/l): | 415 | 421 | 419 | 0.88 | 440 | 451 | 444 | 0.97 |
| KOF (kg/t): | 385 | 201 | 586 | 52.21 | 439 | 232 | 671 | 52.85 |
| BOF (mg/l): | 181 | 187 | 183 | 1.30 | 220 | 215 | 222 | 0.91 |
| BOF (kg/t): | 167 | 90 | 257 | 53.89 | 222 | 110 | 332 | 49.55 |
| pH: | 7.04 | 7.20 | 7.09 | 0.71 | 7.25 | 7.20 | 7.18 | -0.97 |
| Vannmengde (m3/t): | 957 | 489 | 1423 | 48.69 | 1079 | 503 | 1573 | 45.78 |



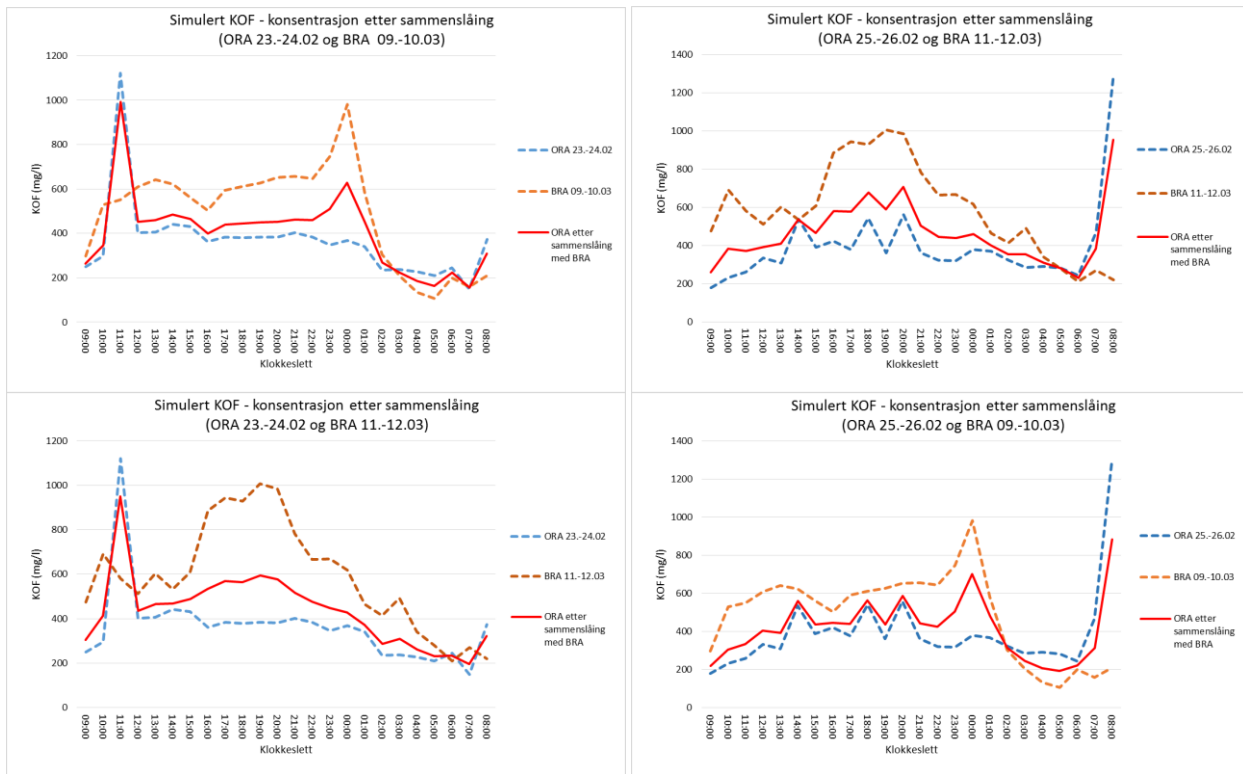
Figur 28: Simulert Tot-P-konsentrasjon ved innløp ORA etter sammenslåing av ORA og BRA på bakgrunn av analyseresultater fra innløp ORA og innløp BRA. Tallene er hentet fra tabell 18 til 21.



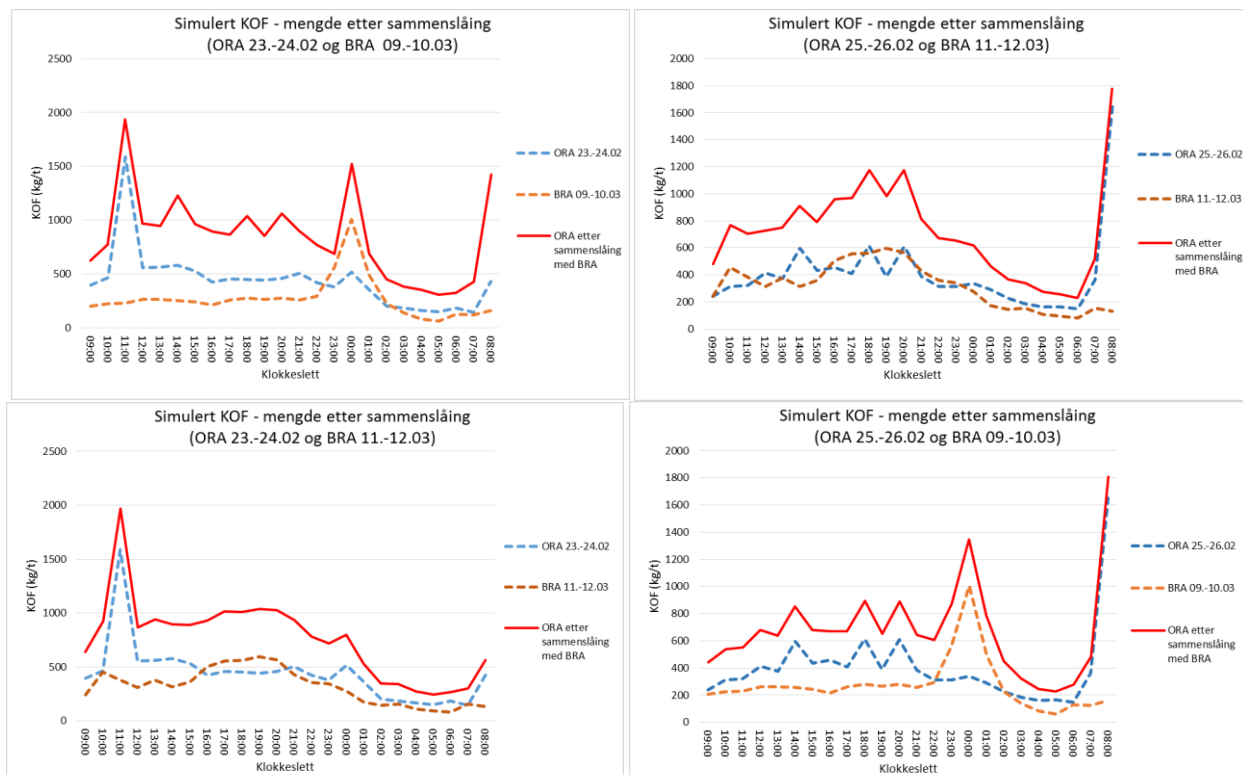
Figur 29: Simulert Tot-P-mengde ved innløp ORA etter sammenslåing av ORA og BRA på bakgrunn av analyseresultater fra innløp ORA og innløp BRA. Tallene er hentet fra tabell 18 til 21.



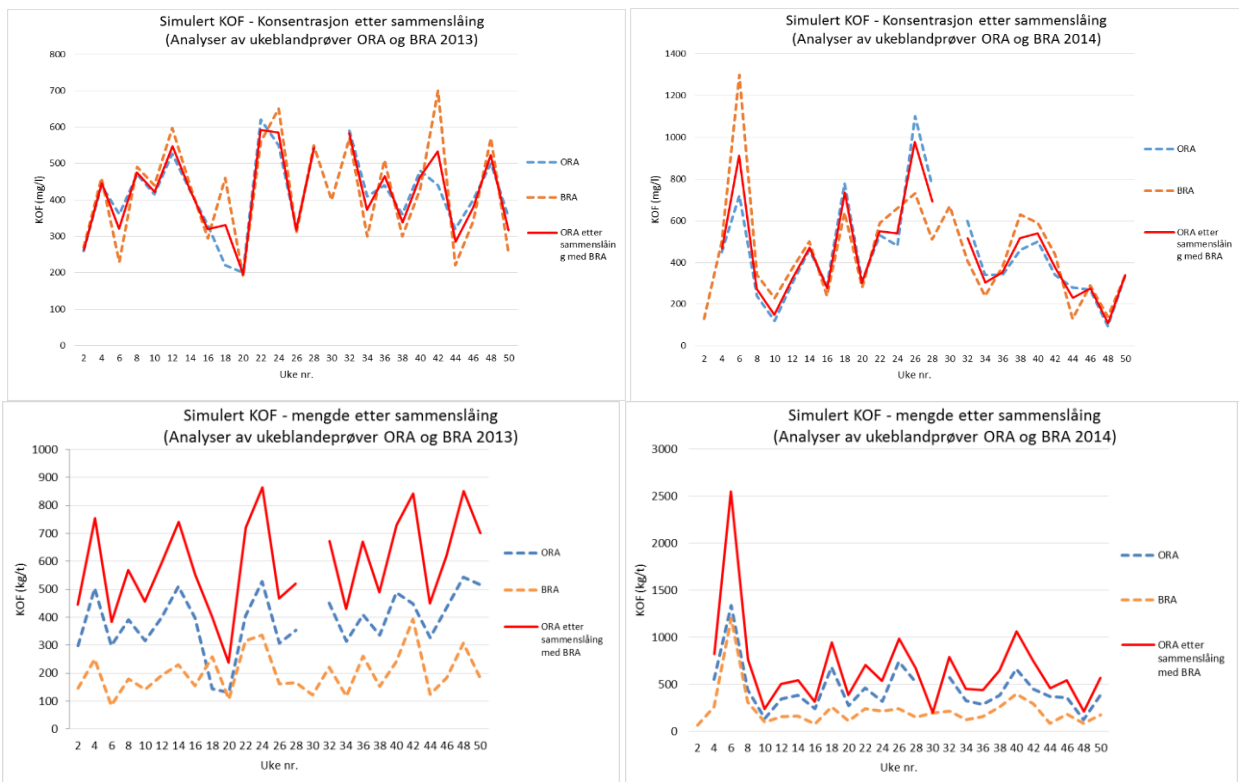
Figur 30: Simulert Tot-P konsentrasjon og mengde ved innløp ORA etter sammenslåing av ORA og BRA på bakgrunn av analyser av ukeblandreprøver ved innløp ORA og innløp BRA 2013 og 2014. Tallene er hentet fra tabell 22 og 23..



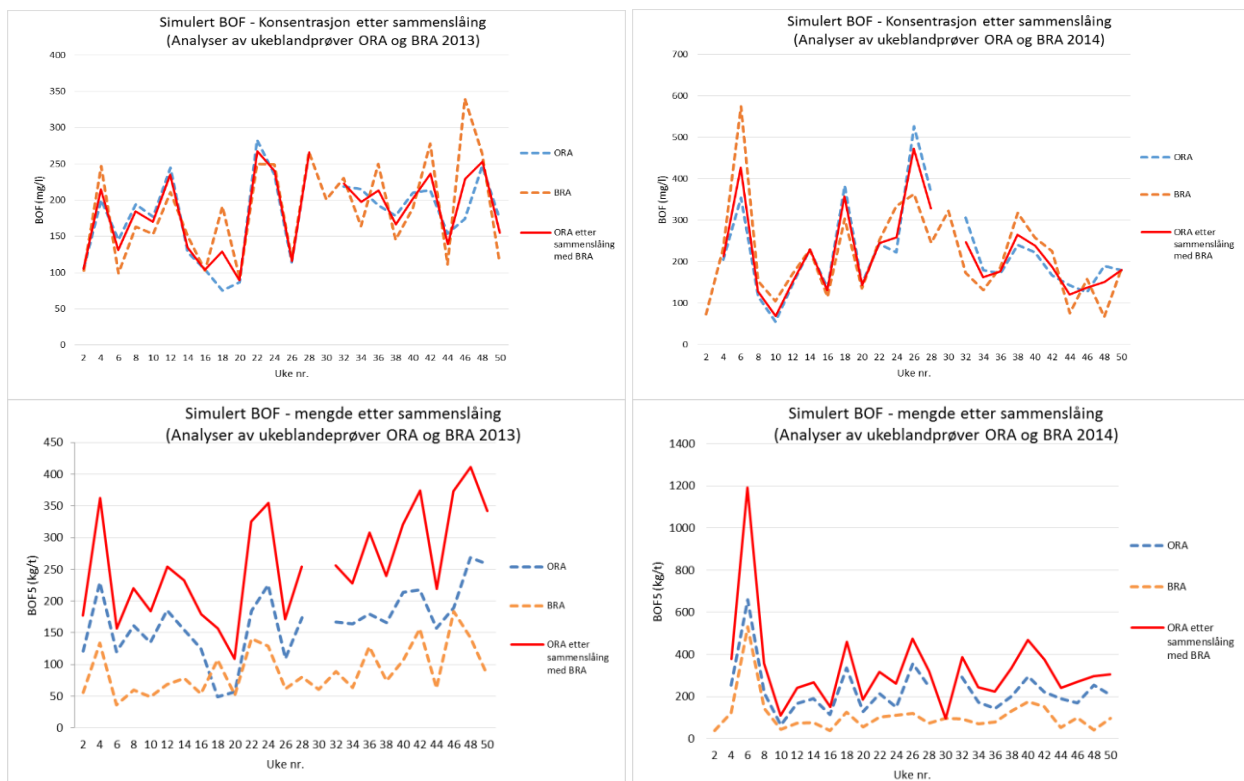
Figur 31: Simulert KOF-konsentrasjon ved innløp ORA etter sammenslåing av ORA og BRA på bakgrunn av analyseresultater fra innløp ORA og innløp BRA. Tallene er hentet fra tabell 18 til 21.



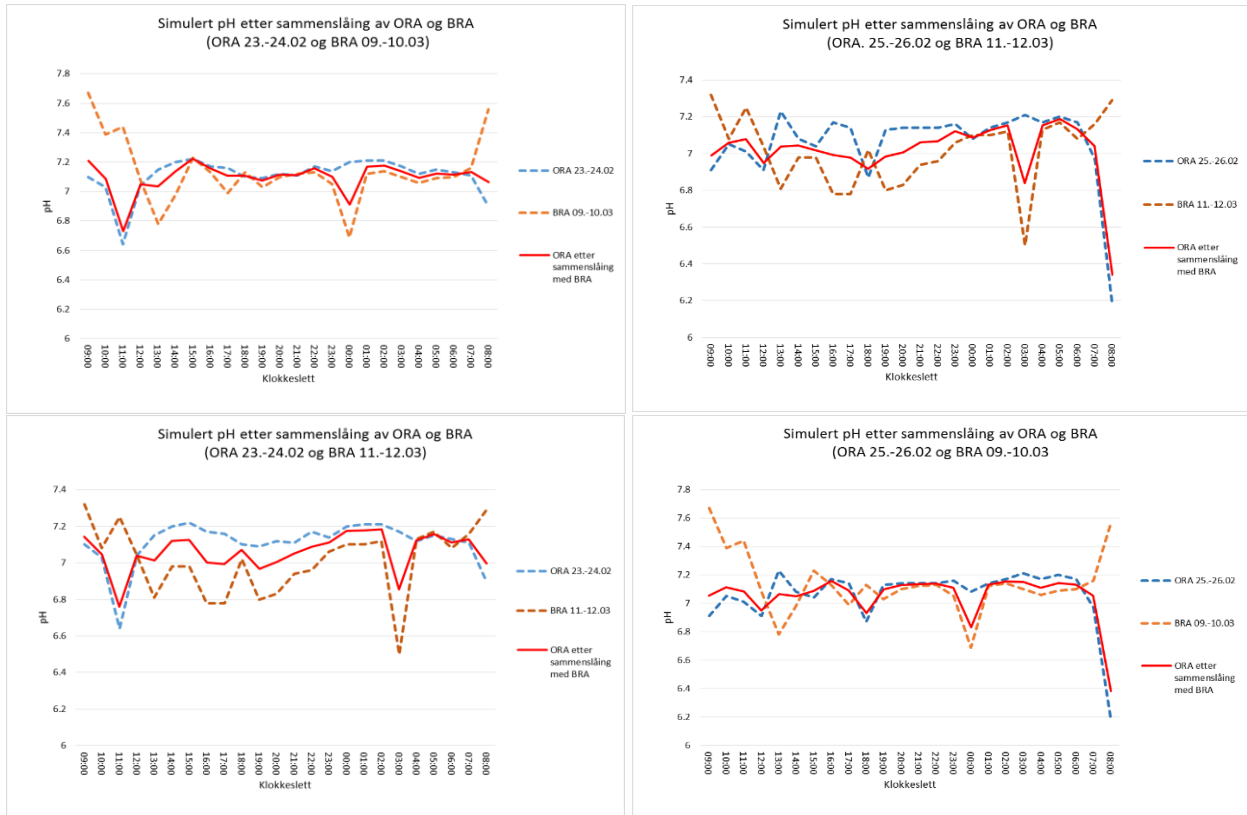
Figur 32: Simulert KOF-mengde ved innløp ORA etter sammenslåing av ORA og BRA på bakgrunn av analyseresultater fra innløp ORA og innløp BRA. Tallene er hentet fra tabell 18 til 21.



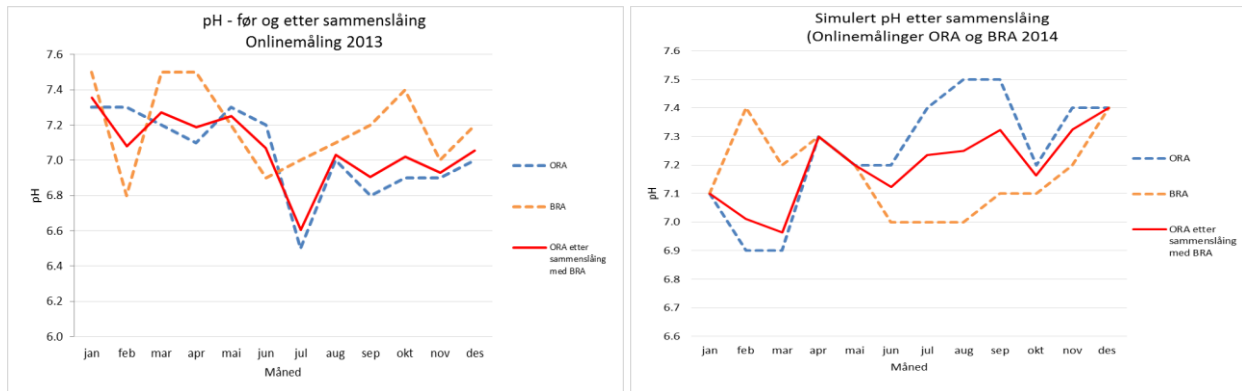
Figur 33: Simulert KOF-mengde ved innløp ORA etter sammenslåing av ORA og BRA på bakgrunn av analyser av ukeblandprøver ved innløp ORA og innløp BRA 2013 og 2014. Tallene er hentet fra tabell 22 og 23.



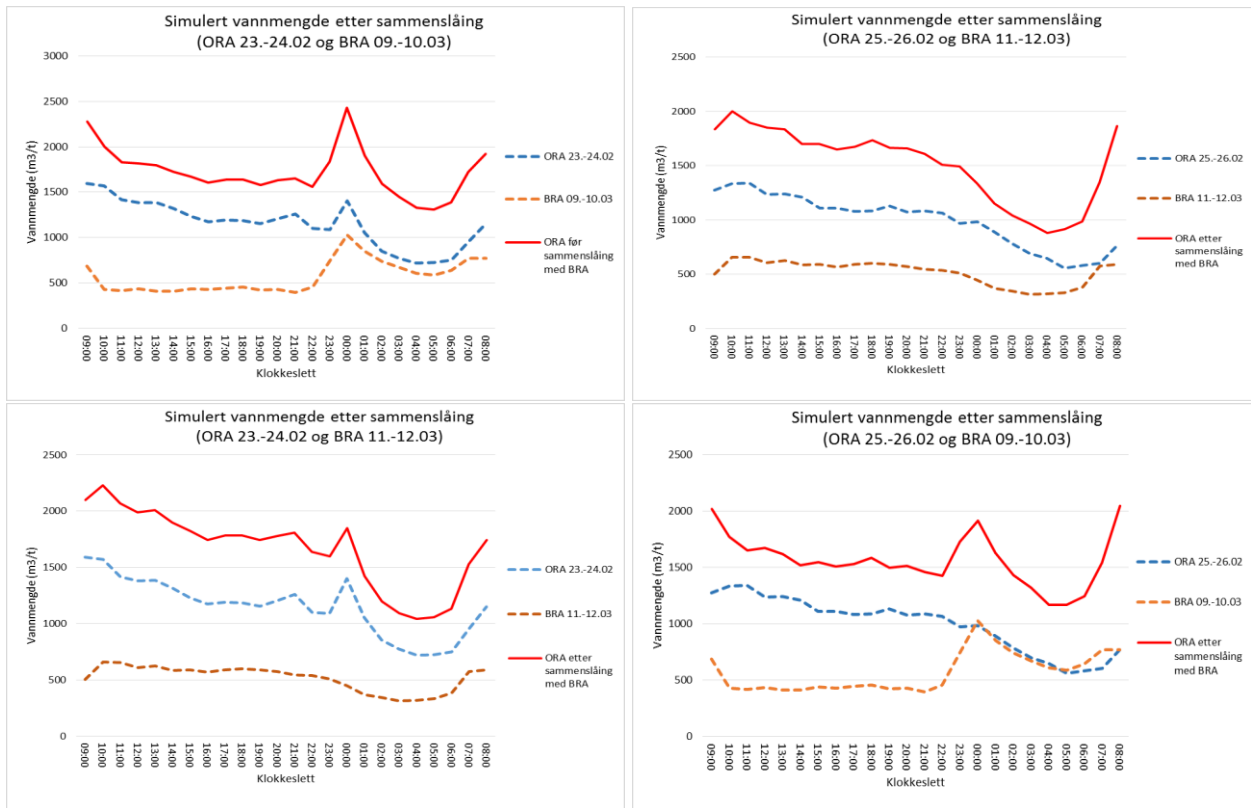
Figur 34: Simulert BOF-mengde ved innløp ORA etter sammenslåing av ORA og BRA på bakgrunn av analyser av ukeblandprøver ved innløp ORA og innløp BRA 2013 og 2014. Tallene er hentet fra tabell 22 og 23.



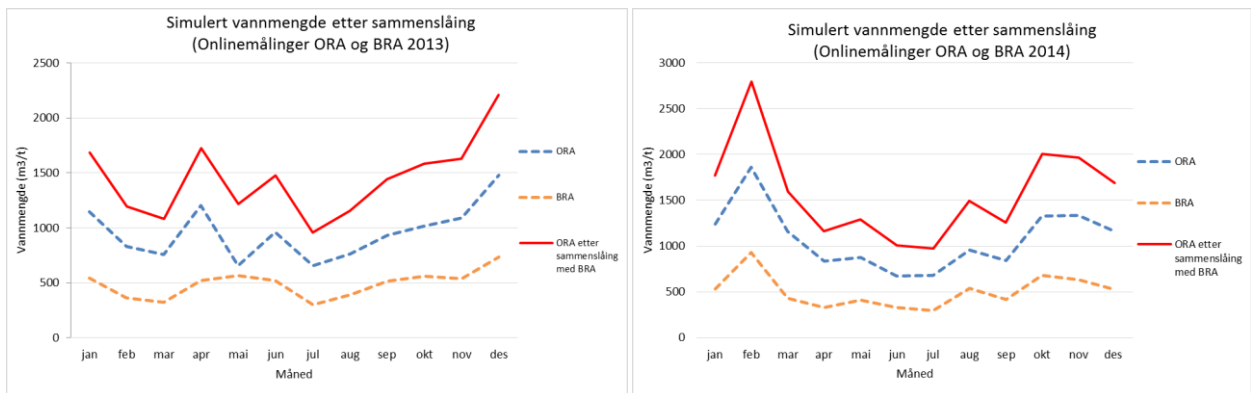
Figur 35: Simulert pH ved innløp ORA etter sammenslåing av ORA og BRA på bakgrunn av analyseresultater fra innløp ORA og innløp BRA. Tallene er hentet fra tabell 18 til 21.



Figur 36: Simulert pH ved innløp ORA etter sammenslåing av ORA og BRA på bakgrunn av onlinemålinger ved innløp ORA og innløp BRA 2013 og 2014. Tallene er hentet fra tabell 22 og 23.



Figur 37: Simulert vannmengde ved innløp ORA etter sammenslåing av ORA og BRA på bakgrunn av analyseresultater fra innløp ORA og innløp BRA. Tallene er hentet fra tabell 18 til 21.



Figur 38: Simulert vannmengde ved innløp ORA etter sammenslåing av ORA og BRA med bakgrunn av onlinemålinger ved innløp ORA og innløp BRA 2013 og 2014. Tallene er hentet fra tabell 22 og 23.

6.1.3 Sammenligning av påvirkningene fra sammenslåingen av ORA og KRA med forventede påvirkninger av sammenslåingen av ORA og BRA

I de foregående delkapitlene er det gjennomgått hvilken endring det kan se ut til at sammenslåingen av ORA og KRA hadde på parameterverdiene i avløpsvannet på ORA. Det er i tillegg blitt antatt hvilken endring som kan forventes etter sammenslåingen av ORA og BRA. Det vil kunne være nyttig å sammenligne endringene fra disse sammenslåingene for å få en forståelse av hvilken fremtidig endring som kan forventes i gjennomsnittlig doseringen av JKL på ORA.

Det ble på bakgrunn av simuleringen av vannmengden inn på ORA før og etter denne sammenslåingen antydning en økning på omtrent 20 %. Denne lille andelen var som kjent en av grunnene til at det i forkant av sammenslåingen ble antatt at påvirkningene fra KRA ville bli små på det samlede avløpsvannet på ORA. Simuleringene av konsentrasjonen Tot-P viste derimot at denne sammenslåingen førte til betydelig økning i konsentrasjonen av Tot-P. Den prosentvise økningen på bakgrunn av simuleringene viste en økning på henholdsvis 33 og 35 %. Den lille vannmengden fra BRA hadde altså i disse tilfellene en så høy konsentrasjon at det i stor grad påvirket konsentrasjonen av det samlede avløpsvannet. For sammenslåingen av BRA og ORA viser simuleringene en økning i vannmengdene på nærmere 50 %. Det er altså en større andel avløpsvann som skal kobles til ORA. Dette avløpsvannet vil altså ha større påvirkningskraft enn hva avløpsvannet på KRA hadde. Simuleringene både over døgnet og over året viste også her en økning i konsentrasjonen av Tot-P. Mens det over året antydes en generelt mer beskjeden økning på henholdsvis 4.5 og 0.7 %, viser simuleringene over døgnet at det på enkelte dager også her kan bli betydelig økning i konsentrasjonen. Det varierer her mellom en økning på 4.9 og 19 %. Men selv den høyeste påviste økningen er fortsatt bare omtrent halvparten av hva gjennomsnittsverdiene fra simuleringen fra sammenslåingen av ORA og KRA indikerer.

Ser man videre på hvilke påvirkninger sistnevnte sammenslåing hadde på konsentrasjonen av KOF er det tydelig at også denne hadde en avgjørende påvirkning. Gjennomsnittsverdiene på bakgrunn av simuleringene viser her en økning på henholdsvis 27 og 28 %. Igjen var altså konsentrasjonen på KRA så høy at det lot seg gjøre å påvirke det samlede avløpsvannet på ORA. Det er også her påvist en høyere økning i konsentrasjonen enn hva som indikeres fra simuleringene av sammenslåingen av ORA og BRA. Her er det derimot to av simuleringene som også indikerer prosentvis økning på 24 %. Tilfellet for de to resterende dagene viser derimot bare en økning på henholdsvis 8 og 11 %. Mens det fra simuleringene over året ikke indikeres høyere økning enn 0.9 og 1.0 %. Det er allikevel også her grunn til å antyde at det vil bli en økning i konsentrasjon.

Gjennomsnittsverdiene for simulert pH i avløpsvannet på ORA etter sammenslåingen med KRA viser ikke de store endringene. Men det er fra selve simuleringen en tydelig trend at sammenslåingen førte til en økning. For sammenslåingen av BRA og ORA er det enda vanskeligere å finne en trend på bakgrunn av gjennomsnittsverdiene. Det samme gjelder til en viss grad også selve simuleringen. Men selv om trenden her er mindre tydelig går det igjen at det for store deler av døgnet vil bli en reduksjon. Skal man derimot også ta simuleringene på bakgrunn av onlinemålingene over året til følger vil det derimot ikke være lett å si om dette ville vært en trend med sammenligning av flere dager. Men som nevnt er det stilt stor usikkerhet til denne simuleringen over året.

Det er her tre parametere som hovedsakelig er blitt drøftet. Alle disse tre er gode parametere for karakterisering av avløpsvann. Men det er med tanke på hvilken påvirkning disse parameterne vil ha på kjemikaliedoseringen viktig å være klar over at spesielt fosfor er en avgjørende faktor. I kapittel 4.3 ble det vist en forenklet kjemisk ligning over reaksjonen som skjer når fellingsmiddel tilføres avløpsvannet. Her kom det frem at jern(III)ionet i fellingsmiddelet reagerer med fosfatet i avløpsvannet og dermed felles ut som jernfosfat. Dette er som sagt en forenkling. Det kommer her ikke tydelig frem at også mye av det organiske materiale i denne prosessen vil la seg koagulere og felles ut. Men det er allikevel fosfor som er den sentrale parameteren ved kjemisk felling. Dette er derfor den viktigste parameteren å ta hensyn til når det her ses på endringen i doseringen av JKL. Det kommer også frem fra den kjemiske ligningen at det både ved utfelling av jernfosfat og hydroksid også vil skje en økning av H^+ -ioner. Denne økningen vil redusere avløpsvannets alkalitet og videre føre til fall i pH. Når man ved bruk av JKL som fellingsmiddel vet at optimal pH her ligger mellom 5.5 og 6.0 er det forståelig at også denne er av betydning. Det er derimot ikke lett på bakgrunn av disse simuleringene å si om pH-verdien vil påvirke prosessen på ORA etter sammenslåing i merkbar grad.

Det vil derimot være grunn til å tro at det vil bli en mindre økning av konsentrasjonen Tot-P over året som også vil være med å øke den gjennomsnittlige dosen JKL. For enkelte perioder og dager kan det derimot se ut til at sammenslåingen vil gi en betydelig økning som helt klart bør tas høyde for. Det vil på bakgrunn av denne sammenligningen ikke være grunn til å anta at man ved sammenslåingen av ORA og BRA vil se en økning av et slikt omfang som hva som ble erfart ved sammenslåingen av ORA og KRA. Det er i denne oppgaven ikke antydning konkrete tall på hvilke endringer man kan forvente i gjennomsnittlig dose jernklorid. Dette bør gjøres i videreføringen av denne oppgaven. Her bør det også ses på hvilke økonomiske følger endringene vil gi slik at dette kan tas høyde for.

6.2 Forslag til videre arbeid

Det ble i denne oppgaven foretatt analyse av avløpsvann hentet med rulettprøvetaker ved innløp på ORA, BRA og KRA. Dette ble gjennomført på forskjellige dager for de ulike anleggene. Dette var det som praktisk lot seg gjøre ettersom den ene av de to tilgjengelige prøvetakerne ble benyttet ved utløpet på anleggene. For å simulerte kurver som i større grad viser de faktiske økningene over døgnet ville det derfor vært interessant å gjennomføre prøvetakinger ved innløpet på ORA og BRA på samme dag. Det samme gjelder også prøvetaking på ORA og KRA. Dette ville kunne gi tydelige indikasjoner på om forholdene som er antydnet i denne oppgaven faktisk stemmer. Det ville i denne anledning også vært nyttig å hente inn en større mengde data fra sammenslåingen av ORA og KRA. Mengden data tilgjengelig er større enn hva som er benyttet til denne oppgaven. Erfaringer gjort ved denne sammenslåingen kan i stor grad gi enda tydeligere svar på hvilke endringer som kan forventes av doseringen av JKL ved den fremtidige sammenslåingen av ORA og BRA. Det bør også gjøres videre undersøkelser for å beregne hvilke konkrete mengder JKL endringene vil innebære. I den anledning kan det være lurt å også fokusere på hvilken påvirkning pH og alkalitet vil ha på doseringen. Dersom det finnes frem til mer konkrete tall vil man i større grad kunne være forberedt på hvilke utgifter som her må tas høyde for.

For også å kunne tilfredsstillere sekundærrensekravet vil anlegget på ORA etter sammenslåingen også innebære et biologisk prosesstrinn. Når det her er sett på hvilken påvirkning denne sammenslåingen vil ha på dosen JKL er påvirkningene fra det biologiske prosesstrinnet ikke tatt høyde for. Dette vil være nyttig både med tanke på effektivisering av det biologiske prosesstrinnet i seg selv, men også for å se hvilken påvirkning dette har på den kjemiske delen av renseprosessen. Ettersom det biologiske prosesstrinnet i valgt løsning er i forkant av den kjemiske delen vil naturligvis dette påvirke positivt med tanke på doseringen av JKL.

Det vil i denne sammenhengen også være av interesse å se nærmere på hva slags industriavløp som vil påvirke avløpsvannet inn på ORA etter sammenslåingen. Det kan fra sammenligningen mellom KOF og BOF som er lagt ved i vedlegg 2 se ut til at avløpsvannet fra BRA inneholder en større andel avløpsvann fra næringsmiddelindustri enn hva situasjonen er på ORA i dag. Dersom dette stemmer vil dette kunne være med å forklare økningen i det organisk materiale som simuleringene av avløpsvannets innhold av KOF og BOF indikerer. For det biologiske prosesstrinnet vil en slik økning ha stor betydning da denne renseprosessen all hovedsak går ut på at avløpets egne bakterier bryter ned det organiske materiale. Dersom det skulle vise seg at denne økningen i stor grad er påvirket av sporbare industribedrifter kan det være aktuelt å pålegge disse bedriftene strengere krav til rensing av påslippene før det tilføres det kommunale ledningsnett.

På bakgrunn av påvirkningene det biologiske prosesstrinnet vil ha på den kjemiske vil det det være hensiktsmessig å gjennomføre en ny, grundig studie av fellingsprosessen på ORA. Det ville da være nyttig å finne hvilken dose JKL som for avløpsvannet etter biologisk prosesstrinnet vil være den mest optimale. Det anbefales her å gjøre et studie med fokus på fosfor. Ved å undersøke prøvene ved innløp og utløp med hensyn på hvor mye av det totale innholdet av fosfor som befinner seg som ortofosfat (filtrert - 1.2 µm lysåpning) vil man kunne påvise om doseringen er for høy eller for lav.

Det er i tilknytning til oppgaven gjort omfattende innhenting av resultater som ikke er tatt med i denne oppgaven. Blant annet ble det gjort omfattende analyse av avløpsvannet ved innløp og avløpsvannet like før fellingsdosering i tidsrommet septik og rejektivann ble tilført avløpsvannet. Dette ble gjort for å se hvilken påvirkning disse påslippene kunne ha på fellingsprosessen. Disse analysene ble ikke bearbeidet, men er lagt ved i vedlegg 1 og er tilgjengelig for videre studier.

I tillegg ble det for begge dagene hvor det ble gjennomført prøvetaking ved innløpet på ORA og BRA også gjennomført prøvetaking ved utløp. Også denne dataen ble for omfattende å bearbeide i denne omgang, men er blitt overlevert som en egen rapport til Odderøya Renseanlegg. Det er her i tillegg til analyse av Tot-P, KOF og pH også blitt gjennomført analyse av Orto-P, SS, alkalitet og ledningsevne på enkelte av prøvene. Alle disse analysene vil være tilgjengelig for videre studier i samhandling med Odderøya renseanlegg.

7.0 Konklusjon

Det er i denne oppgaven blitt gjort en stor mengde analyser ved innløpet på Odderøya- og Bredalsholmen renseanlegg, samt utløpet ved Korsvikfjorden pumpestasjon. Disse analysene er benyttet som grunnlag for simulering av avløpsvannets parametere før og etter sammenslåing. De simulerte endringene ved sammenslåingen av Odderøya- og Korsvikfjorden renseanlegg ble benyttet som sammenligningsgrunnlag. Fra disse simuleringene ble det indikert at denne sammenslåingen hadde gitt en betydelig økning både i konsentrasjonen Tot-P og KOF i avløpsvannet på ORA. Dette til tross for at den simulerte endringen i vannmengde etter sammenslåingen bare utgjorde en økning på omtrent 20 %. Den simulerte konsentrasjonen av Tot-P viste en gjennomsnittlig økning på omtrent 34 %, mens det for konsentrasjonen av KOF ble indikert en økning på omtrent 28 %. Trenden fra simuleringene av avløpsvannets pH etter sammenslåingen tyder på at det har vært en liten økning.

Simuleringene av vannmengden på Odderøya renseanlegg etter sammenslåing viste en økning på rundt 50 %. Også for denne sammenslåingen ble det antydnet en gjennomsnittlig økning i konsentrasjonen av Tot-P og KOF. Det indikeres derimot en mindre økning ved simulering over året enn hva simuleringene over døgnet kan tyde på. For Tot-P ble det over året antydnet en økning i gjennomsnittlig konsentrasjon på henholdsvis 4.5 % og 0.7 % på bakgrunn av analysene gjennomført i 2013 og 2014. Det kan se ut til at endringene over året er påvirket av den årlige nedbørsmengden. Over døgnet varierte derimot den gjennomsnittlige konsentrasjonen mellom 5 og 19 %. Det er også for den simulerte konsentrasjonen av KOF indikert en lavere økning over året enn hva som er tilfellet over døgnet. Over året ble det her antydnet en økning på omtrent 0.9 %, mens simuleringene over døgnet viste en økning på mellom 8 og 24 %. Simuleringene av pH-verdien er det derimot stilt større usikkerhet til, men det kan se ut som man kan forvente en svak reduksjon etter sammenslåingen.

Ettersom en av de viktigste funksjonene ved kjemisk felling er å få bundet opp fosforionene i avløpsvannet til metallionene i fellingsmiddelet er Tot-P en svært sentral parameter som i stor grad påvirker doseringen av jernklorid. Det er derfor grunn til å tro at det vil bli en økning i gjennomsnittlig dosering av jernklorid i løpet av året. Det bør i tillegg tas høyde for at det på enkelte dager vil kunne bli en mer betydelig økning. Det ser derimot ikke ut at det vil bli en liknende økning i doseringen etter sammenslåingen av Odderøya- og Bredalsholmen renseanlegg som hva tilfellet ble ved sammenslåing av Odderøya- og Bredalsholmen renseanlegg.

For sammenslåing av to kjemiske primærrenseanlegg har det her blitt sett på noen faktorer det bør ses nærmere på. Det vil blant annet være hensiktsmessig å gjøre en enkel simulering over hvilke endringer som kan forventes i konsentrasjon av Tot-P i avløpsvannet etter sammenslåing. Dette er et godt grunnlag for å kunne anslå hvilken endring man kan forvente i dose fellingsmiddel etter sammenslåing. Det vil i denne sammenheng også være svært nyttig å gjennomføre grundig analyse av både pH og alkaliteten på avløpsvannet på de to anleggene. Også her vil en forenklet simulering kunne gi nyttige føringer. For kjemiske primærrenseanlegg som bygges om for å kunne tilfredsstille sekundærrensekravet vil en slik ombygging ofte også innebære etablering av et biologisk prosessstrinn. Det vil i denne forbindelse være nødvendig med undersøkelser utover hva som er beskrevet i denne oppgaven. Men gjennomføring av en enkel simulering av endringen i konsentrasjonen KOF, slik det er gjort i denne oppgaven vil kunne være en nyttig del av en slik undersøkelse.

8.0 Referanser

- Carlson, R.E. and J. Simpson. (1996). *A Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods*. North American Lake Management Society. Hentet fra: <http://www.nalms.org/media.acux/057f7cc4-a550-452b-9596-30b42c79903b> (19.05.2015)
- Forurensingsforskriften. (2004). Forskrift om begrensning av forurensning. (https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/KAPITTEL_4#KAPITTEL_4)(dato:04.05.2015)
- Fosse, K. P. (2012). Dimensjoneringsgrunnlag for renseprosess. Asplan Viak på oppdrag for Kristiansand Ingeniørvesen.
- Helness, H. (2004). Primærrensing basert på høybelastet sedimenteringsanlegg – Case Høvringen. Prosjektnotat fra prosjekt 13 i PRIMÆRRENS.
- Henze, M. (Ed.). (2002). *Wastewater treatment: biological and chemical processes*. Springer Science & Business Media.
- Lange: LCK 314 manual. Hentet fra: http://www.prosess-styring.no/prosman/dr3900/Multi_AE/AE_314_L_Druckf_burgund.pdf (23.04.2015)
- Lange: LCK 350 manual. Hentet fra: http://www.prosess-styring.no/prosman/dr3900/Multi_AE/AE_350_L_Druckf_blau.pdf (23.04.2015)
- Liltved, H., 2001. Vannkvalitet og vannbehandling i bade- og svømmeanlegg. Niva-rapport.
- Lorentzen, M. (2013a). BE_090105 Beskrivelse av Odderøya renseanlegg. Kristiansand: KAPA. Upublisert manuskript.
- Metcalf & Eddy Inc. (2003). *Wastewater engineering: treatment and reuse*. McGraw-Hill Companies, Inc, New York.
- Misund, Sivertsen. (2012). Kommunedelplan – Avløp – Kortversjon, Asplan Viak AS for Kristiansand Ingeniørvesen.
- Mork, Kjetil (1997). Utslepp og rensing av avløpsvatn. Datakvalitet og beregningsmåter. Statistisk sentralbyrå.
- Norsk Standard NS-EN ISO 15705 (2002). Vannundersøkelse: Bestemmelse av indeks for kjemisk oksygenforbruk (ST-COD). Småskalametode i forseglede rør. Norges Standardiseringsforbund.
- Norsk Standard NS-EN ISO 6878 (2004). Vannundersøkelse: Bestemmelse av fosfor – Spektrometrisk metode med ammoniummolybdat. Norges Standardiseringsforbund.
- Norsk Standard NS-EN ISO 9963-1 (1996). Vannkvalitet: Bestemmelse av total og sammensatt alkalitet 1. utgave. Norges Standardiseringsforbund.

Norsk Standard NS-EN872-2 (2005); Vannundersøkelse – Bestemmelse av suspendert stoff – Metode med filtrering gjennom glassfiberfiltre. Norges Standardiseringsforbund.

Norsk Standard NS-EN ISO 10523 (2012). Vannundersøkelse: Måling av pH. Norges Standardiseringsforbund.

Pedersen, Bjørn. (2014, 14. april). Kjemisk Oksygenforbruk. I Store norske leksikon. Hentet fra: https://snl.no/kjemisk_oksygenforbruk (14.05.2015)

Sivertsen, F. A. (2013). Odderøya RA –Forprosjektrapport. Asplan Viak på oppdrag for Kristiansand Ingeniørvesen.

Teledyne ISCO (2013). 3700 Portable Samplers – Installation and Operation Guide. (<http://www.isco.com/manuals/UP0019H4.pdf>)(26.04.2015)

Ødegaard H. (1992), *Fjerning av næringsstoffer ved rensing av avløpsvann*. Tapir forlag.

Ødegaard H. (2005). Primærrensing TA-2088/2005. Utgitt av Miljøvernderpartementet og SFT.

Ødegaard, H., Lindholm, O., Mosevoll, G., Thorolfsson, S., Sæggrov, S, Østerhus, S. & Heisatad, A. (2012). *Vann- og avløpsteknikk*. Hamar: Norsk Vann.

Vedlegg 1: Septik og rejektivann ORA

20.03.2015

Nedbør under prøvetaking: 0 mm

KOF, TOT-P, pH, Ledningsevne er målt med rulettprøvetaker. Intervall mellom hver prøvetaking 20 minutter.

Rejektivann: Prosent av vannmengde (gjennomsnitt av målinger gjennomført hvert sekund innenfor et intervall på 20 minutter). Tilførsel av rejektivann startet opp kl. 08:00 og ble stengt av kl. 15:00. I denne perioden var tilførselen konstant på 24 m³/t.

Septik: Prosent av vannmengde (målt hvert sekund) ved innløp. Tilførsel av septik er også målt hvert sekund.

Tabell 26: Analyseresultater fra innløp og før dosering, samt onlinemålinger fra den 20.03.2015.

| | | Innløp | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------|-------------------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Kl. slett | Enhet | 07:00 | 07:20 | 07:40 | 08:00 | 08:20 | 08:40 | 09:00 | 09:20 | 09:40 | 10:00 | 10:20 | 10:40 | 11:00 | 11:20 | 11:40 | 12:00 | 12:20 | 12:40 | 13:00 | 13:20 | 13:40 | 14:00 | 14:20 | 14:40 |
| Tot-P | mg/l | 18.9 | 6.35 | 6.06 | 6.26 | 7.55 | 7.53 | 6.87 | 7.14 | 10.50 | 9.94 | 7.69 | 9.88 | 8.68 | 17.2 | 8.69 | 9.99 | 8.08 | 16.8 | 8.92 | 7.50 | 8.50 | 8.88 | 8.35 | 7.49 |
| KOF | mg/l | 2142 | 953 | 502 | 540 | 1572 | 823 | 472 | 548 | 1178 | 980 | 744 | 994 | 833 | 2092 | 834 | 926 | 692 | 2130 | 880 | 654 | 667 | 656 | 645 | 598 |
| pH | | 6.75 | 7.19 | 7.25 | 7.24 | 7.11 | 7.24 | 7.48 | 7.22 | 6.65 | 6.89 | 7.08 | 6.8 | 7.03 | 6.82 | 7.05 | 6.99 | 7.03 | 7.06 | 7.34 | 7.36 | 7.38 | 7.45 | 7.42 | 7.41 |
| Ledningsevne | µS/cm | 760 | 1028 | 773 | 945 | 978 | 883 | 876 | 746 | 819 | 798 | 775 | 784 | 809 | 871 | 921 | 883 | 820 | 898 | 876 | 838 | 841 | 814 | 866 | 840 |
| Vannmengde | m ³ /t | 633 | 640 | 743 | 881 | 1007 | 1337 | 1199 | 1038 | 1003 | 998 | 928 | 1036 | 945 | 1166 | 798 | 915 | 892 | 909 | 863 | 804 | 842 | 758 | 882 | 749 |

| | | Før dosering | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------|-------------------|--------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Kl. slett | Enhet | 07:00 | 07:20 | 07:40 | 08:00 | 08:20 | 08:40 | 09:00 | 09:20 | 09:40 | 10:00 | 10:20 | 10:40 | 11:00 | 11:20 | 11:40 | 12:00 | 12:20 | 12:40 | 13:00 | 13:20 | 13:40 | 14:00 | 14:20 | 14:40 |
| Tot-P | mg/l | 8.67 | 9.77 | 9.08 | 7.51 | 8.11 | 7.90 | 8.43 | 8.26 | 8.09 | 11.3 | 11.6 | 10.2 | 10.5 | 10.9 | 13.3 | 12.6 | 11.1 | 10.3 | 11.8 | 11.7 | 10.7 | 10.2 | 10.2 | 12.7 |
| KOF | mg/l | 1107 | 1596 | 1443 | 1054 | 730 | 789 | 790 | 650 | 715 | 1038 | 1179 | 1035 | 1063 | 1080 | 1488 | 1572 | 1163 | 979 | 1205 | 1054 | 973 | 899 | 839 | 878 |
| pH | | 7.31 | 7.09 | 7.17 | 7.06 | 7.17 | 7.23 | 7.39 | 7.43 | 7.43 | 7.14 | 7 | 6.98 | 6.94 | 6.91 | 7 | 6.94 | 7.09 | 7.19 | 7.25 | 7.31 | 7.35 | 7.42 | 7.49 | 7.52 |
| Ledningsevne | µS/cm | 825 | 776 | 795 | 770 | 804 | 888 | 954 | 980 | 998 | 1009 | 1028 | 1020 | 1060 | 1076 | 1082 | 1021 | 1059 | 1096 | 1207 | 1169 | 1181 | 1186 | 1130 | 1190 |
| Rejektivann | m ³ /t | | | | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 |
| Rejektivann | % | | | | 2.73 | 2.38 | 1.79 | 2.00 | 2.31 | 2.39 | 2.40 | 2.59 | 2.32 | 2.54 | 2.06 | 3.01 | 2.62 | 2.69 | 2.64 | 2.78 | 2.98 | 2.85 | 3.17 | 2.72 | 3.21 |



Figur: Analyseresultater fra innløp og før dosering, samt onlinemålinger fra den 20.03.2015.

25.03.2015

Nedbør under prøvetaking: 0 mm

KOF, TOT-P, pH, Ledningsevne er målt med rulettprøvetaker. Intervall mellom hver prøvetaking 20 minutter.

Rejektvann: Prosent av vannmengde (gjennomsnitt av målinger gjennomført hvert sekund innenfor et intervall på 20 minutter). Tilførsel av rejektivann startet opp kl. 07:30 og ble stengt av kl. 16:00. I denne perioden var tilførselen konstant på 24 m³/t.

Septik: Prosent av vannmengde (målt hvert sekund) ved innløp. Tilførsel av septik er også målt hvert sekund.

Tabell: Analyseresultater fra innløp og før dosering, samt onlinemålinger fra den 25.03.2015

| | | Innløp | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------|-------------------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Kl. slett | Enhet | 07:00 | 07:20 | 07:40 | 08:00 | 08:20 | 08:40 | 09:00 | 09:20 | 09:40 | 10:00 | 10:20 | 10:40 | 11:00 | 11:20 | 11:40 | 12:00 | 12:20 | 12:40 | 13:00 | 13:20 | 13:40 | 14:00 | 14:20 | 14:40 |
| Tot-P | mg/l | 6.84 | 6.02 | 6.02 | 5.87 | 5.29 | 6.70 | 7.62 | 16.0 | 9.56 | 9.19 | 10.8 | 10.9 | 8.74 | 8.74 | 11.5 | 9.70 | 8.57 | 7.71 | 8.61 | 8.67 | 11.4 | 10.1 | 15.0 | 8.81 |
| KOF | mg/l | 722 | 541 | 565 | 447 | 380 | 605 | 746 | 2039 | 976 | 1100 | 1143 | 1034 | 687 | 795 | 1024 | 761 | 621 | 586 | 707 | 678 | 1084 | 980 | 957 | 820 |
| pH | | 6.99 | 7.22 | 7.26 | 7.13 | 7.23 | 7.27 | 7.29 | 7.08 | 6.96 | 7.09 | 6.74 | 6.68 | 7.09 | 7.05 | 7.04 | 7.14 | 7.28 | 7.42 | 7.42 | 7.28 | 6.86 | 7.1 | 7.24 | 7.36 |
| Ledningsevne | µS/cm | 867 | 940 | 794 | 853 | 790 | 1094 | 816 | 772 | 872 | 840 | 865 | 820 | 799 | 814 | 907 | 896 | 823 | 802 | 850 | 921 | 852 | 874 | 901 | 845 |
| Vannmengde | m ³ /t | 465 | 633 | 749 | 854 | 869 | 1003 | 830 | 900 | 801 | 868 | 818 | 737 | 766 | 837 | 767 | 837 | 767 | 787 | 788 | 799 | 772 | 690 | 806 | 863 |

| | | Før dosering | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------|-------------------|--------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Kl. slett | Enhet | 07:00 | 07:20 | 07:40 | 08:00 | 08:20 | 08:40 | 09:00 | 09:20 | 09:40 | 10:00 | 10:20 | 10:40 | 11:00 | 11:20 | 11:40 | 12:00 | 12:20 | 12:40 | 13:00 | 13:20 | 13:40 | 14:00 | 14:20 | 14:40 |
| Tot-P | mg/l | 7.01 | 6.93 | 10.7 | 9.22 | 11.0 | 8.25 | 15.2 | 16.6 | 14.9 | 12.9 | 14.6 | 12.1 | 10.9 | 10.1 | 9.63 | 10.2 | 10.8 | 9.63 | 9.30 | 8.97 | 9.83 | 11.1 | 11.5 | 11.2 |
| KOF | mg/l | 668 | 582 | 1294 | 930 | 1165 | 756 | 1770 | 1771 | 1886 | 1405 | 1811 | 1270 | 1105 | 1023 | 980 | 1114 | 1038 | 883 | 862 | 847 | 975 | 1059 | 1068 | 976 |
| pH | | 7.3 | 7.36 | 7.24 | 7.18 | 7.2 | 7.28 | 7.36 | 7.37 | 7.45 | 7.22 | 7.05 | 7.12 | 7.14 | 7.22 | 7.31 | 7.3 | 7.31 | 7.4 | 7.49 | 7.41 | 7.29 | 7.21 | 7.31 | 7.35 |
| Ledningsevne | µS/cm | 914 | 890 | 928 | 927 | 972 | 1110 | 1203 | 1159 | 1105 | 1130 | 1147 | 1162 | 1140 | 1146 | 1173 | 1183 | 1141 | 1171 | 1222 | 1135 | 1184 | 1177 | 1135 | 1229 |
| Rejektivann | m ³ /t | | | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 |
| Rejektivann | % | | | 3.21 | 2.81 | 2.76 | 2.39 | 2.89 | 2.67 | 3.00 | 2.76 | 2.93 | 3.26 | 3.13 | 2.87 | 3.13 | 2.87 | 3.13 | 3.05 | 3.05 | 3.00 | 3.11 | 3.48 | 2.98 | 2.78 |

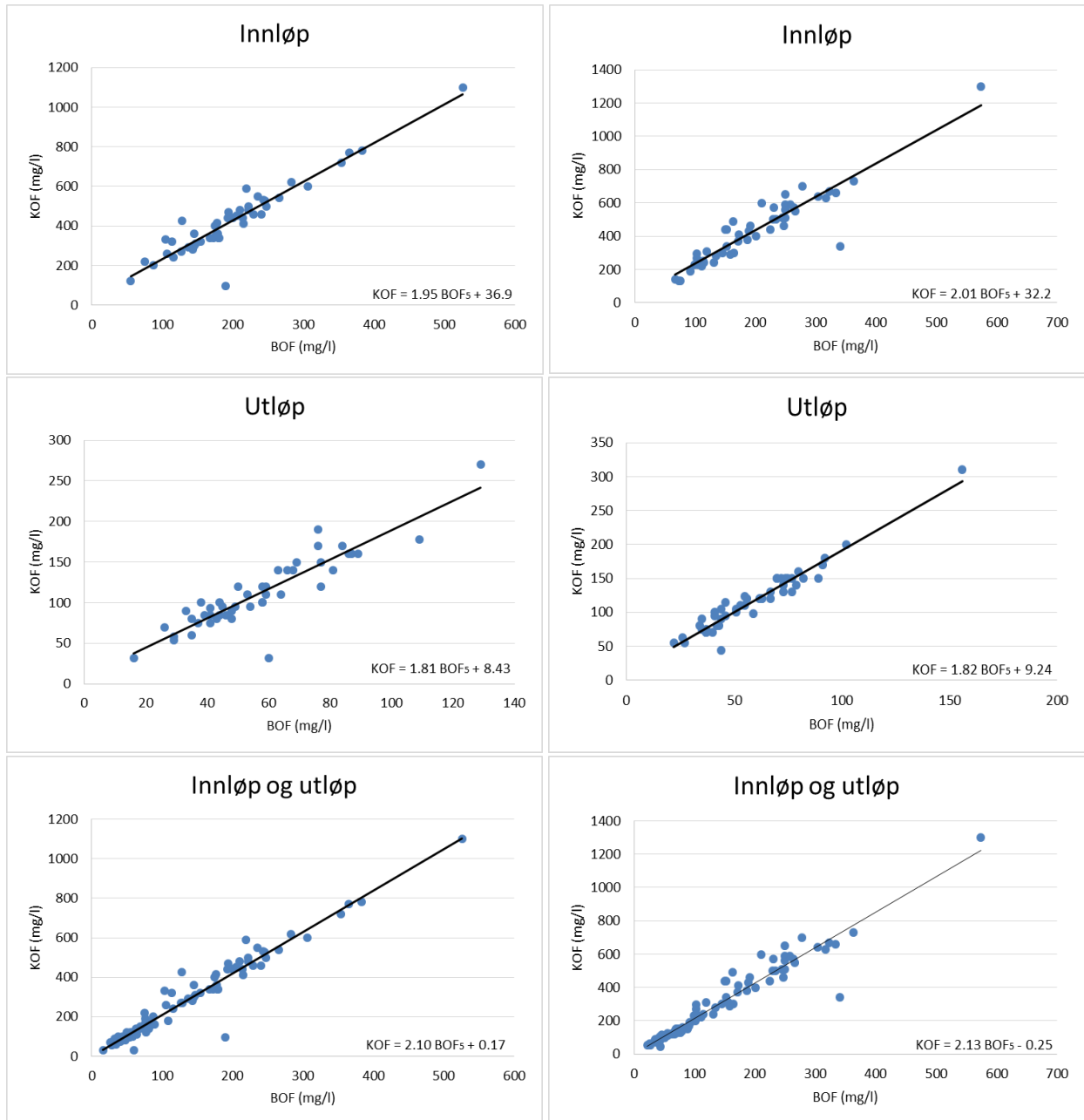


Figur: Analyseresultater fra innløp og før dosering, samt onlinemålinger fra den 25.03.2015

Vedlegg 2: Sammenheng mellom KOF og BOF₅

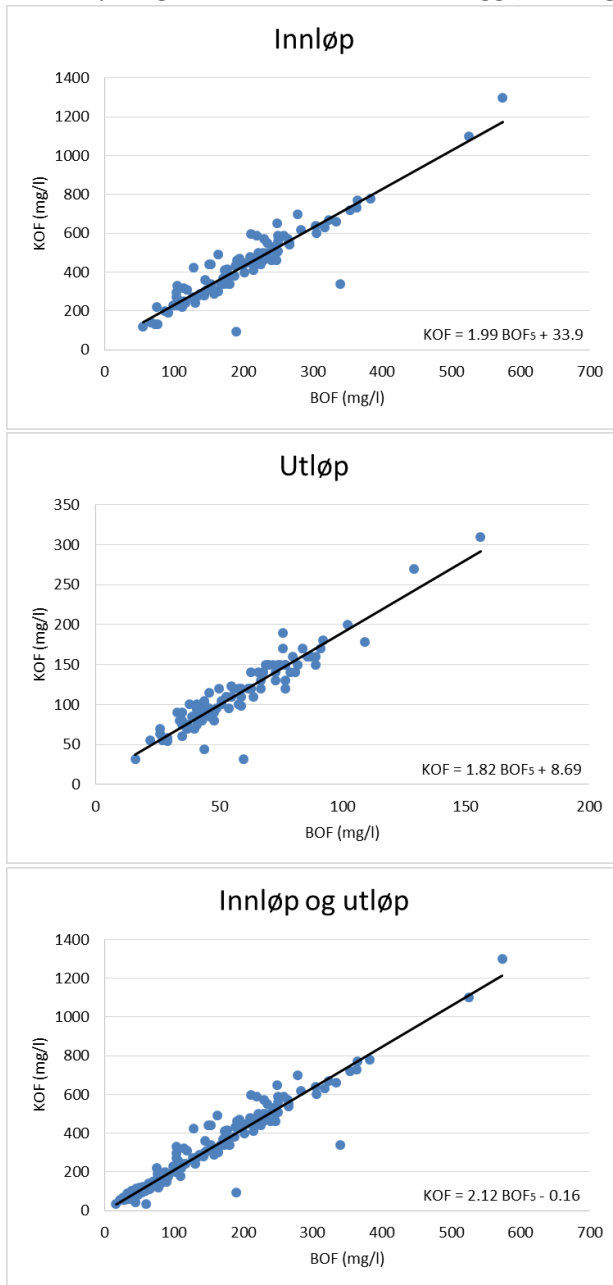
Odderøya renseanlegg (2013 og 2014)

Bredalsholmen renseanlegg (2013 og 2014)



Figur: Sammenheng mellom KOF og BOF₅ på bakgrunn av akkrediterte analyser av ukeblendeprøver hentet ved innløp og utløp på ORA og BRA 2013 og 2014. ORA er vist til venstre, mens BRA er til høyre.

Odderøya- og Bredalsholmen rensesanlegg (2013 og 2014)



Figur: Sammenheng mellom KOF og BOF₅ på bakgrunn av akkrediterte analyser av ukeblendeprøver hentet ved innløp og utløp på ORA og BRA 2013 og 2014 samlet.



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Postboks 5003
NO-1432 Ås
67 23 00 00
www.nmbu.no