



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2017 30 stp
Fakultet for realfag og teknologi

Optimalisering av fellingsprosessen ved Solumstrand renseanlegg: Muligheter og utfordringer

Optimization of the precipitation process at
Solumstrand treatment plant: Opportunities and
challenges

Harald Darre Seip
Vann- og miljøteknikk

Forord

Denne masteroppgaven handler om optimaliseringsmuligheter ved den kjemiske fellingsprosessen ved Solumstrand renseanlegg. Dosering basert på utløpskvalitet, virtuelle sensorer og polymerstyring er metoder med liten praktisk anvendelse, men interessante potensialer innenfor renseteknologi, og er hovedmotivasjonen bak valget av oppgaven.

Masterarbeidet har vært en blanding av ulikt eksperimentelt og teoretisk arbeid, og resultert i god trening på forskningsarbeid. Undertegnede føler masterperioden har bestått av mange bratte læringskurver og tidvis vært hjemsøkt av Murphys lov. Flere personer fortjener ros og oppmerksomhet for den positive innflytelsen de har hatt på meg i løpet av månedene som har gått.

Først og fremst tusen takk til professor Harsha Ratnaweera for god veiledning og konstruktive tilbakemeldinger. Jeg setter pris på all tilretteleggingen du har gjort for meg.

Takk til Alexander Vedeler og ansatte ved Solumstrand renseanlegg, som alle har vært veldig gjestfrie og imøtekommende.

Spesielt stor takk til stipendiat Nataliia Sivchenko og utvekslingsstudent Vladislav Shostak for å ha vært utrolig tålmodige, vennlige og hjelpsomme. Takk til Nataliia for enestående faglige råd og praktisk hjelp gjennom hele masterperioden. Takk til Vlad for opplæring på labben og alltid gode svar på mine mange spørsmål.

Takk også til Andreas Lindhjem for alt samarbeid, og til alle på labben på fløy 5 for et koselig arbeidsmiljø.

Til slutt vil jeg rekke en kjærlig takk til Marte for all hjelpen jeg har fått gjennom masterperioden, som har vært alt fra korrekturlesing til kaffelaging.

Harald Darre Seip

13. mai 2017, Ås

Sammendrag

De fleste nordmenn er tilknyttet et kjemisk eller kjemisk-biologisk avløpsrenseanlegg, og de fleste fellingsprosessene bruker mengdeproporsjonal dosering av koagulanter. Dette har imidlertid medført unødvendig kjemikaliebruk og forverring av plantetilgjengelighet i slam, og i nyere tid har målsetninger vært å heller dosere kjemikalier kontrollert enn å ha best mulig renseseffekt. Solumstrand renseanlegg (SRA) i Drammen kommune har en avansert kjemisk-biologisk rensesprosess, og har over lengre tid brukt flerparameterbasert dosering i den kjemiske rensingen, noe som har resultert i økonomiske besparelser. Likevel forskes det på innovativ teknologi for stadig forbedring.

I denne oppgaven ble tre tiltak vurdert for optimalisering av fellingsprosessen ved SRA: Tilbake-loop ved hjelp av utløpskvalitet og bruk av virtuelle sensorer gjennom et eksperimentelt forsøk, samt teoretisk vurdering av flerparameterbasert polymerdosering. Data som ble brukt i metoden ble hentet fra laboratoriemålinger og driftsdata fra SRA sine sanntidsmålere. Forsøket ble spesielt påvirket av tilbakespylingen i sedimentasjonsbassenget som gjorde sanntidsmålinger av fosfat i utløpet vanskelig. De virtuelle sensorene basert på ulike data ga også utilstrekkelige resultater grunnet lave R^2 -verdier.

Både teori, tidligere forskningsarbeid og resultater fra forsøkene indikerer at tiltakene har potensiale, men også flere utfordringer. Felles for tiltakene er blant annet behovet for omfattende fullskala og labskala forsøk for å kunne forstå effektene bedre.

Abstract

Most Norwegians are affiliated to a chemical or chemical-biological wastewater treatment plant, and most of the precipitation processes use flow-proportional coagulant dosing. This has resulted in needless usage of chemicals and worse plant availability in sludge, and recent objectives have been subject to controlled dosing rather than best treatment efficiencies. Solumstrand wastewater treatment plant (SRA) in Drammen municipality has an advanced chemical-biological treatment process, and applied multiparameter-based dosing in the chemical treatment step, which has resulted in economic savings. Regardless, researchers are still focusing on innovative technology for further improvement.

This thesis assessed three actions for optimization of the precipitation process at SRA: Feedback control based on outlet quality and usage of virtual sensors through an experimental research, and a theoretical assessment of multiparameter-based polymer dosing. The data in the research was obtained from laboratory work and SRA's online sensors. The research was contaminated by the backflushing in the sedimentation tank, which had a negative impact on the online phosphates measurements in the outlet. The virtual sensors based on different data were also insufficient due to bad R^2 values.

Both literature, previous research and results from this thesis indicate potential, but also several challenges. The need for comprehensive full scale as well as laboratory research is necessary in order to understand the effects of the actions better.

Innholdsfortegnelse

Forord	i
Sammendrag	iii
Abstract	v
Figurliste.....	xi
Tabelliste	xiii
Ordforklaring.....	xv
1 Innledning.....	1
1.1 Bakgrunn	2
1.1.1 Regnbyge 3M	2
1.1.2 Solumstrand renseanlegg.....	3
1.1.3 Doscon.....	5
1.2 Problemstilling.....	6
2 Teori	7
2.1 Lover og forskrifter innenfor avløpsrensing i Norge.....	7
2.2 Kjemisk felling	8
2.2.1 Generelt om kjemisk felling innenfor avløpsrensing	8
2.2.2 Koagulantmekanismer.....	9
2.2.3 Koagulanter, polymerer og mikrosand.....	9
2.2.4 Polymerbruk i dag	11
2.2.5 Fordeler og ulemper ved kjemikaliebruk	12
2.3 Relevante prosessparametere.....	13
2.3.1 Vannmengde.....	13
2.3.2 Fosfor	13
2.3.3 Partikler	14
2.3.4 pH.....	14

2.3.5	Konduktivitet.....	15
2.3.6	Temperatur	16
2.3.7	Andre relevante parametere.....	16
2.4	Sanntidsmåling	18
2.4.1	Vannmengde.....	19
2.4.2	Fosfor	19
2.4.3	Partikler	20
2.4.4	pH.....	20
2.4.5	Konduktivitet.....	20
2.4.6	Overvåkning og automasjon.....	20
2.4.7	Virtuelle sensorer	21
2.5	Multivariat analyse	23
2.5.1	PCA og PLSR.....	24
2.5.2	MLR	25
3	Metode.....	27
3.1	Vannprøvetaking	27
3.2	Laboratorieanalyse.....	29
3.2.1	Turbiditet.....	29
3.2.2	Suspendert stoff.....	29
3.2.3	pH.....	30
3.2.4	Konduktivitet.....	31
3.2.5	N- og P-parametere	31
3.2.6	KOF.....	31
3.3	Autoanalysator.....	33
3.4	Statistisk analyse.....	35
4	Resultater og diskusjon	37
4.1	Laboratorieanalyse.....	37

4.1.1	N- og P-parametere	38
4.1.2	Partikler	39
4.1.3	pH og konduktivitet.....	41
4.2	Autoanalysator.....	43
4.3	Statistisk analyse.....	46
4.3.1	PCA.....	46
4.3.2	PLSR	48
4.3.3	MLR	49
4.3.4	Drøfting av resultatene	49
4.4	Muligheter og utfordringer	51
4.4.1	Doseringskontroll basert på utløpskvalitet.....	51
4.4.2	Virtuelle sensorer	52
4.4.3	Polymerstyring	52
5	Konklusjon	53
6	Referanser.....	55
	Vedlegg A: Reaktanter for laboratoriearbeid	xvii
	Vedlegg B: Resultater fra MMAC	xviii
	Vedlegg C: Tot-P fra laboratoriemålinger.....	xxi
	Vedlegg D: Figurer fra laboratoriemålinger.....	xxiii

Figurliste

Figur 1-1: Fosforrensegrad og innkommende avløpsmengder ved SRA de fem siste årene (Vedeler 2017).....	3
Figur 1-2: Flytskjema for renseprosessen ved SRA (Vedeler 2017).	4
Figur 1-3: Prinsippskisse av Actiflo®-bassenget (Ødegaard et al. 2014, s. 191).	4
Figur 1-4: Doscon®-kontrolleren ved SRA. Kontrolleren viser sanntidsverdier for Actiflo®-bassenget (foto: H. D. Seip).	5
Figur 2-1: Prinsippskisse av kjemisk felling (Ødegaard et al. 2014, s. 182).	8
Figur 2-2: Beregnet løselighetsdiagram for noen metallhydroksider og -fosfater (Ødegaard et al. 2014, s. 444).	10
Figur 2-3: Prinsippskisse av brobygging (Tchobanoglous et al. 2014, s. 467).....	10
Figur 2-4: Skisse av samspillet mellom koagulant, mikrosand og polymer i vann (Ødegaard et al. 2014, s. 191).	11
Figur 2-5: Korrelasjonen mellom alkalitet og konduktivitet fra avløp i Sørum kommune (Damhaug & Paulsrud 1982, s. 170).	15
Figur 2-6: Fordeling av KOF-fraksjoner (Orhon et al. 1997, s. 200).....	17
Figur 2-7: Prinsippskisse av FB basert på utløpskvalitet (Ratnaweera & Fettig 2015, s. 6583).	19
Figur 2-8: Prinsipiell systemoversikt som viser koblingen mellom SCADA, PLC og sensorer for et vanddistribusjonsnettverk (Ashok 2013, s. 355).	21
Figur 3-1: Karusellprøvetakeren 6712C (foto H. D. Seip).....	27
Figur 3-2: Punkter for vannprøvetaking. A er ved innløpet før rister, B er før kjemisk rensing, C er ved utløpet.	28
Figur 3-3: 2100N IS Turbidimeter (foto: H. D. Seip).	29
Figur 3-4: Et sett med våte filtre før tørking (foto: H. D. Seip).	30
Figur 3-5: pH- og konduktivitetsmeterne brukt ved analysene (foto: H. D. Seip).....	30
Figur 3-6: Til venstre er oppsettet av MMAC med kun ett filter 30.03.2017. Til høyre er et senere oppsett med tre filtre 10.04.2017. Filtrene er markert med røde sirkler (foto: H. D. Seip).	33
Figur 4-1: Turbiditetsmålinger fra laboratoriemålinger og online fra SCADA for punkt C....	40
Figur 4-2: Sammenligning av turbiditet og SS for punkt B.	40
Figur 4-3: Sammenligning av turbiditet og SS for punkt C.	41
Figur 4-4: pH-målinger fra laboratoriemålinger og online fra SCADA for punkt B.	41

Figur 4-5: pH-målinger fra laboratoriemålinger og online fra SCADA for punkt C.....	42
Figur 4-6: Resultater fra MMAC inkludert både positive og negative resultater. X-aksen viser dato, y-aksen viser Orto-P [mg/l].....	43
Figur 4-7: Til venstre er to filtre; et rent og et skittent mikrofilter (1 μm) brukt i to døgn. Til høyre er et filter (130 mm) brukt i tre døgn (foto: H. D. Seip).	44
Figur 4-8: Hver enkel vannprøves påvirkning på modellen ved første PCA. Ni outliers ble identifisert. Enkelte outliers er ikke synlige i figuren.	46
Figur 4-9: Bi-plot for datasettet. Vektene til variablene er røde, de ulike vannprøvene med tilhørende assosiasjoner er blå.	47
Figur 4-10: Gruppering av våte og tørre vannprøver. Blått viser tørre vannprøver, rødt viser våte.	47
Figur 4-11: Gruppering av de ulike samplingdagene og assosiasjoner til PC1 og PC2.	48
Figur 4-12: Figur som viser estimerte mot målte verdier fra PLSR-analysen.	48
Figur 4-13: Figur som viser estimerte mot målte verdier fra MLR-analysen.	49

Tabelliste

Tabell 1-1: Dagens utslippskrav for SRA (Vedeler 2017).....	3
Tabell 3-1: Oversikt over tid og vær for vannprøvetakingen.....	28
Tabell 3-2: Sammensetning av reaktant 1 – fargereaktant.....	34
Tabell 3-3: Sammensetning av reaktant 2 – reduksjonsreaktant.....	34
Tabell 4-1: Måleverdier fra punkt B.	37
Tabell 4-2: Måleverdier fra punkt C.	38
Tabell 4-3: Resultater av gyldige målinger fra MMAC ved Actiflo®-utløpet.	43
Tabell 4-4: Tabell med de ulike PCene og tilhørende prosent av forklart varians, både for kalibrert og validert modell.	47

Ordforklaring

BOF	Biokjemisk oksygenforbruk
FB	Feed back (tilbake-loop)
FF	Feed forward (for-loop)
FNU	Formazin nephelometric unit
FoU	Forskning og utviklingsarbeid
HiØ	Høgskolen i Østfold
HSN	Høgskolen i Sørøst-Norge
KOF	Kjemisk oksygenforbruk
MMAC	Micromac Orthophosphate 2 stream
MLR	Multiple linear regression
MTU	Master terminal unit
NIVA	Norsk institutt for vannforskning
NMBU	Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
NRA	Nedre Romerike Avløpsselskap
NTNU	Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
NTU	Nephelometric turbidity unit
Orto-P	Ortofosfat
PC	Prinsipalkomponent
PCA	Principal component analysis
PLC	Programmable logic controller
PLSR	Partial least squares regression
SCADA	Supervisory control and data acquisition
SRA	Solumstrand renseanlegg
SS	Suspendert stoff
Tot-N	Total nitrogen
Tot-P	Total fosfor
VA	Vann og avløp

1 Innledning

John Bratby (2006) skriver at kjemisk felling innenfor vannbehandling stammer helt tilbake til oldtidens Egypt, der mandler ble brukt som koagulant til å rense elvevann og flokkuleringen ble gjort for hånd. Ifølge Wålberg (1983) opplevde verden på 1900-tallet en kjemisk revolusjon, og blant annet klor, aluminium, kalk og lut ble vanlige tilsetningsstoffer i norske renseanlegg. I dag er kjemisk felling og kjemikaliebruk en essensiell del innenfor både drikkevanns- og avløpsbehandling.

I 2015 var ca. 75 % av Norges befolkning tilknyttet et kjemisk eller kjemisk-biologisk avløpsrenseanlegg (Berge & Chaudhary 2016). De fleste kjemiske avløpsrenseanlegg bruker i dag mengdeproporsjonal dosering av koagulanter, som styres av innkommende vannmengde og til dels pH (Ratnaweera & Fettig 2015). Dette har imidlertid vist seg å kunne medføre unødvendig bruk av kjemikalier og skape unødvendig mye kjemisk slam. I en verden med klimaendringer, befolkningsvekst og en kommende fosforkrise er det stadig viktigere med sirkeløkonomiske løsninger. Dette innebærer at kontrollert, optimal dosering av kjemikalier er ønsket fremfor maksimal fjerning av fosfor og partikler i avløpsvann (Ratnaweera & Fettig 2015).

Nedre Romerike Avløpsselskap (NRA) reduserte i 2013 både kjemikaliebruk og -kostnader betraktelig ved hjelp av innovativ sanntidsovervåkning av flere parametere (Nedre Romerike Avløpsselskap IKS 2014). En slik statistisk modell regulerer kjemikaliedosering automatisk ved hjelp av en algoritme som tar hensyn til enkle sanntidsmålte parametere som turbiditet, pH, konduktivitet med mer (Liu & Ratnaweera 2016; Ratnaweera & Fettig 2015).

Dagens teknologi med god sanntidsstyring har vist seg å forbedre kjemikaliedosering, men likevel kan det være enda mer rom for forbedring. Bildebehandling av fnokker og overvåkning av zeta-potensial for optimalisering av kjemisk felling har vært tema i flere forskningsartikler (Ghernaout et al. 2015; Henderson et al. 2008; Ratnaweera & Fettig 2015; Sivchenko et al. 2016; Smoczyński et al. 2014), og på NMBU er det pågående prosjekter knyttet til begge temaene.

To metoder som er relativt lite utprøvd er polymerstyring og utløpskontroll ved feedbackkontroll (FB) fra utløpsturbiditet. Sistnevnte metode er lite utbredt på grunn av tidsdifferansen mellom koagulantdosering og fnokkseperasjon, men innovative løsninger som Actiflo® kan gjøre det mer aktuelt (Ratnaweera & Fettig 2015). Polymerstyring er også lite utbredt, da polymerer vanligvis doseres manuelt istedenfor kontrollert (Tripathy & De 2006).

Virtuelle sensorer som måler vanskelig målte parametere, er også teknologi som har liten praktisk anvendelse ved rensesanlegg (Ratnaweera & Fettig 2015). En velfungerende virtuell sensor kan for eksempel estimere avløpets utløpskvalitet (Rosén et al. 2003) eller andre prosessvariabler (Haimi et al. 2013).

Solumstrand rensesanlegg (SRA) i Drammen kommune har de siste årene brukt omtrent samme algoritme og flerparameterovervåking som NRA for styring av fellingsmidler, noe som også har resultert i økonomiske besparelser. De har en avansert og høyteknologisk renseprosess, men basert på uprøvde metoder er det tenkelig å optimalisere kjemikaliedoseringen i enda større grad.

Videre vil kapittel 1 introdusere bakgrunnen for, og formålet med, oppgaven. Kapittel 2 handler om relevant og grunnleggende teori for studien, samt sentrale lover og forskrifter innenfor avløpsrensing. Kapittel 3 forklarer hvordan forsøk og data ble gjennomført og samlet inn, og utgjør dermed studiens metode. Kapittel 4 presenterer resultatene og drøfting av dem, samt utfordringer og muligheter for videre forskning. Avslutningsvis forsøker kapittel 5 å besvare studiens forskningsspørsmål.

1.1 Bakgrunn

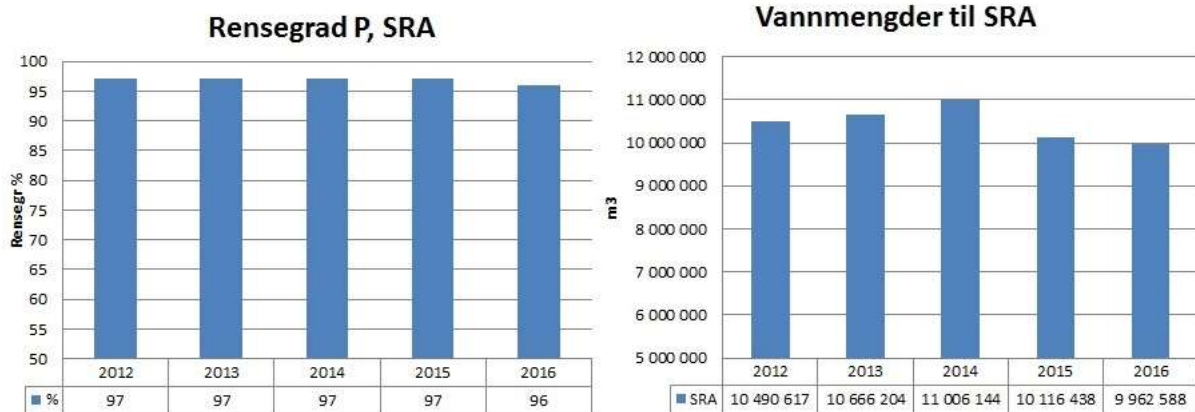
De neste underkapitlene vil presentere tre parter inkludert i oppgaven: 1.1.1 Regnbyge 3M, som er det overordnede prosjektet; 1.1.2 SRA, rensenanlegget hvor dataene ble hentet fra; 1.1.3 Doscon, selskapet som står bak den automatiserte doseringen i oppgaven.

1.1.1 Regnbyge 3M

FoU-prosjektet Regnbyge 3M ledes av NMBU med Drammen kommune som hovedsamarbeidspartner, og idéen med prosjektet er å redusere flomskader, forurensningsutslipp, kloakk via overløp og investeringskostnader, samt oppnå bedre rensing ved hjelp av innovativ styring og modellering av avløp. Andre samarbeidspartnere i prosjektet er Oslo kommune, Trondheim kommune, HSN, HiØ, NTNU, NIVA, Meteorologisk institutt, SINTEF Energi, Doscon AS og Rosim AS (*Regnbyge 3M* u.å.).

1.1.2 Solumstrand renseanlegg

SRA ligger rett ved sin egen resipient, Drammensfjorden, og behandler avløp fra over 60 000 personer samt noen næringsmiddelindustrier. Rensekravene for SRA er gitt av fylkesmannen i Buskerud. I tillegg til rensekravene som er vist i tabell 1-1, er det et krav om maksimalt 5 % tap fra ledningsnettets (Vedeler 2017).

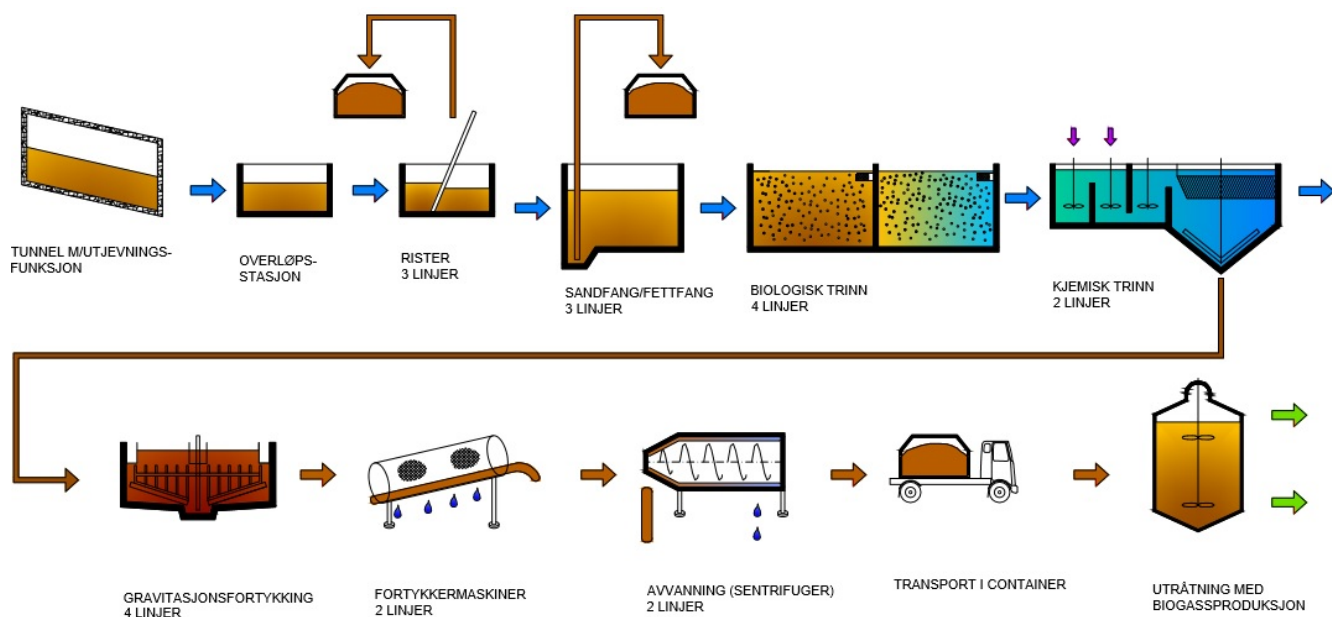


Figur 1-1: Fosforrensegrad og innkommende avløpsmengder ved SRA de fem siste årene (Vedeler 2017).

Tabell 1-1: Dagens utslippskrav for SRA (Vedeler 2017).

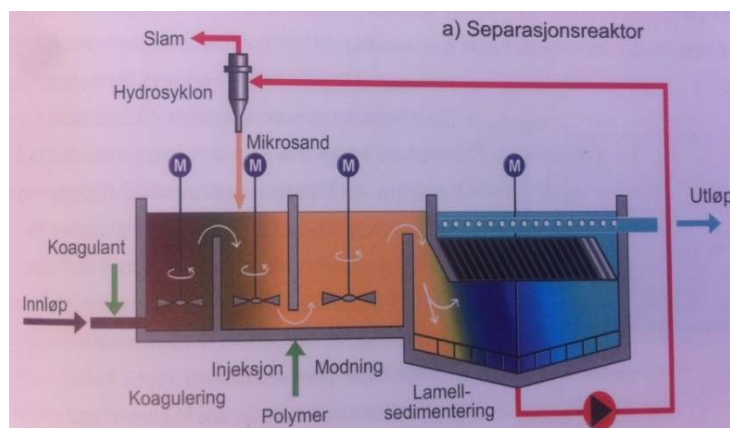
Parameter	Rensegrad	Utslipp [mg/l]
Tot-P	90 %	
KOF	75 %	125
BOF	70 %	75

SRA har en avansert kjemisk-biologisk renseprosess med biofilmanlegg før kjemisk felling (figur 1-2). Det kjemiske steget fungerer som et stødig etterpoleringssteg, som blant annet vises gjennom de gode renseeffektene for fosfor (figur 1-1). SRA har to linjer ved kjemisk rensing: En linje med dosering automatisert av Doscon® og en linje med mengdeproporsjonal dosering. Polymerdoseringen ved SRA er også mengdeproporsjonal, og var per 25. april 2017 1,10 [mg/l].



Figur 1-2: Flytskjema for renseprosessen ved SRA (Vedeler 2017).

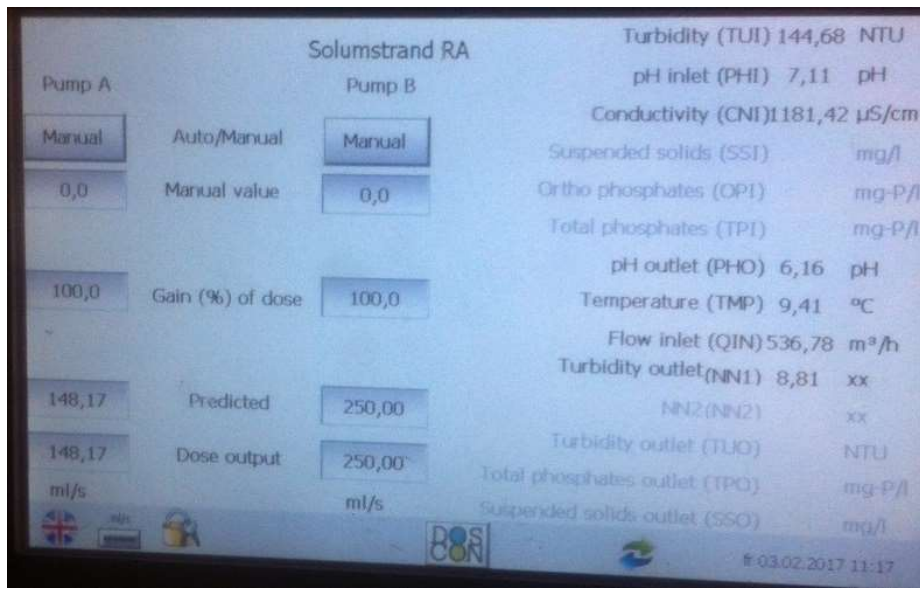
Ved den kjemiske fellingen brukes jernklorid som koagulant, mikrosand til å akselerere sedimenteringen, og anionisk polymer (a-130 HMW) til å forsterke båndet mellom fnokkene og mikrosanden. De aggregerte partiklene fjernes deretter ved lamellsedimentasjon, som gjør at sedimenteringen skjer raskere enn ved konvensjonell sedimentering på grunn av kortere sedimenteringsvei (Ødegaard et al. 2014). Bassenget som brukes ved SRA kalles Actiflo®, og prinsippet vises i figur 1-3. Denne prosessen gir kortere responstid på grunn av kort opphold i flokkuleringskammeret og kort sedimentasjonstid. Dette gjør at Actiflo®-bassenget må vedlikeholdes ofte med tilbakespyling for å unngå gjentetting (Desjardins et al. 2002; Veolia-Water u.å.; Ødegaard et al. 2014). Koagulanter, mikrosand og polymerer beskrives nærmere i delkapittel 2.2.



Figur 1-3: Prinsippskisse av Actiflo®-bassenget (Ødegaard et al. 2014, s. 191).

1.1.3 Doscon

Doscon AS er et selskap som leverer den programmerende enheten Doscon®-kontrolleren. Den kan brukes til både vann- og avløpsbehandling, og har ført til gode resultater ved både NRA og SRA, blant annet 30 % reduksjon av koagulantbruk ved NRA. Kontrolleren regner ut kjemikaliedosering ved hjelp av regresjonsanalyse med inngangsparametere som volumstrøm, pH, turbiditet og andre lettmålte sanntidsparametere (Ratnaweera & Fettig 2015).



Figur 1-4: Doscon®-kontrolleren ved SRA. Kontrolleren viser sanntidsverdier for Actiflo®-bassenget (foto: H. D. Seip).

1.2 Problemstilling

Formålet med oppgaven er å vurdere muligheter og utfordringer for optimalisering av fellingsprosessen ved SRA ved hjelp av tre tiltak:

Det første tiltaket er et eksperimentelt forsøk av feedback-kontroll ved utløpsturbiditet og -fosfor, og intern driftsdata ved hjelp av en sanntids turbiditets- og fosfatmåler. Det andre tiltaket er å lage og benytte virtuelle sensorer ved hjelp av laboratorieprøver og intern driftsdata for bedre overvåkning av parametere som ikke måles online. Det tredje tiltaket er en teoretisk vurdering av muligheten for styring av polymerdosering ved hjelp av intern driftsdata.

2 Teori

Dette kapitlet vil gå gjennom grunnleggende teori som er relevant for studien. Den første delen vil handle om juridiske aspekter og kjemisk felling. Relevante prosessparametere og metoder for å måle sanntidsparametere blir også presentert i egne delkapitler, samt teori for den statistiske analysen i oppgaven.

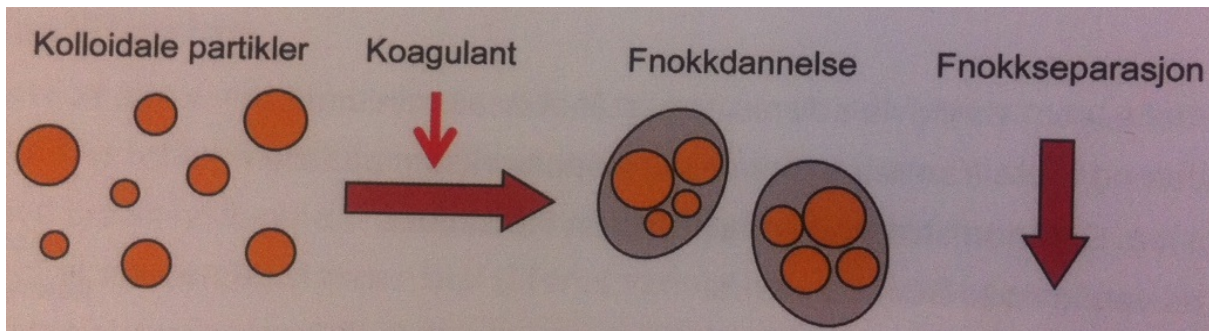
2.1 Lover og forskrifter innenfor avløpsrensing i Norge

Norge er i dag forpliktet til EUs avløpsdirektiv (1991) gjennom EØS-avtalen. Direktivet stiller blant annet rensekraft til total fosfor (Tot-P), total nitrogen (Tot-N), biokjemisk oksygenforbruk (BOF), kjemisk oksygenforbruk (KOF) og suspendert stoff (SS), og ligger som et vedlegg i forurensningsforskriftens (2004) del 4 om avløp. I større tettbebyggelser som Drammen er fylkesmannen forurensningsmyndighet når det gjelder utslipp av avløp, og gir utslippstillatelser til kommunale renseanlegg. Andre krav om drift og vedlikehold av avløpsrenseanlegg står i forurensningsloven (1981).

SRA må i henhold til forurensningsforskriften (2004) ta 24 døgnblandeprøver med jevne mellomrom i løpet av et år, både ved innløp og utløp, for å vise at utslippskravene tilfredsstilles.

2.2 Kjemisk felling

Hovedprinsippene ved kjemisk felling er (1) tilsetning og innblanding av fellingskjemikalier for å destabilisere uønskede stoffer; (2) flokkulering – fellingskjemikaliene reagerer i vannet, og vannet røres om slik at de uønskede stoffene flokker seg sammen; (3) partikkelseparasjon – de aggregerte partiklene skilles ut mekanisk, for eksempel ved sedimentasjon eller flotasjon (Tchobanoglous et al. 2014).



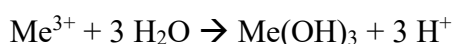
Figur 2-1: Prinsippskisse av kjemisk felling (Ødegaard et al. 2014, s. 182).

Kjemisk felling og koagulering er uttrykk som brukes om hverandre, i likhet med begrepene fellingskjemikalier og koagulanter. Polymerer er det som kalles flokkulanter eller hjelpekoagulanter, og brukes til å akselerere flokkuleringsraten samt styrke fnokkene.

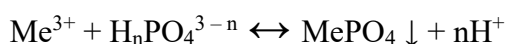
2.2.1 Generelt om kjemisk felling innenfor avløpsrensing

Koagulering er mye brukt innenfor avløpsrensing fordi det er en robust rensemethode som fjerner både oppløste fosfater og partikler på kolloidal form. Når koagulanter tilsettes avløpsvann, typisk salter av jern eller aluminium, skjer det hovedsakelig tre reaksjoner: Felling av metallhydroksider, felling av metallfosfater og en inert reaksjon (Tchobanoglous et al. 2014).

Felling av metallhydroksider skjer ved en hydrolyse av metallet. Her er Me en samlebetegnelse for metallene jern og aluminium (Ødegaard et al. 2014):



Fosfatkomplekser dannes også ved koagulering. Metallkoagulanten reagerer med fosfat og feller ut metallfosfat (Tchobanoglous et al. 2014):



Virkeligheten er mer kompleks enn ligningene over, som kun er generelle forenklinger av det som faktisk skjer av kjemiske, konkurrerende reaksjoner. Fosfat på enkel form vil felles fort, mens andre former for fosfor vil felles delvis gjennom komplekse reaksjoner (Tchobanoglous et al. 2014). Begge ligningene er også sure reaksjoner, som vil si at pH reduseres (Manamperuma et al. 2016; Tchobanoglous et al. 2014; Ødegaard et al. 2014). Ratnaweera og Fettig (2015) skriver derimot at det fortsatt ikke finnes en allmenn godkjent matematisk beskrivelse av koaguleringsprosessen.

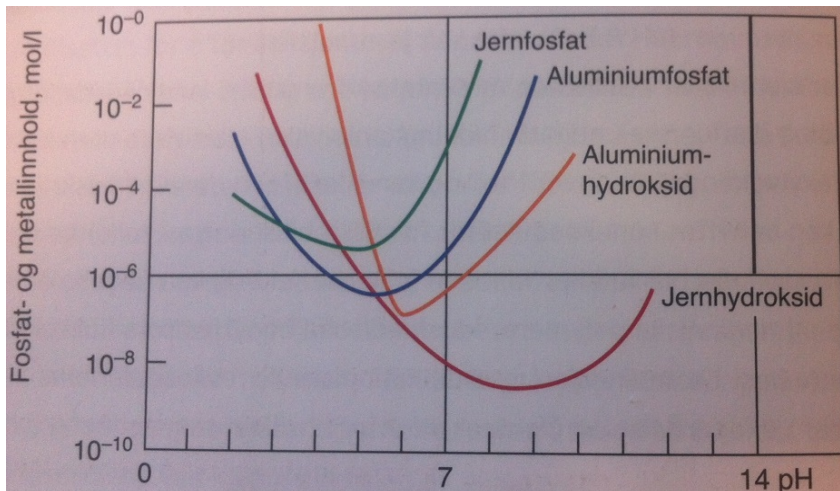
2.2.2 Koagulantmekanismer

I praksis skjer kjemisk nedfelling fort og enkelt, mens teorien bak er litt tyngre. Ved tilsetning av koagulant og påfølgende flokkulering, vil partikler flokke seg sammen ved en av fire karakteristiske koagulantmekanismer: Dobbeltagkompresjon, ladningsnøytralisering, brobygging eller omsvøping (Yin 2010; Ødegaard et al. 2014).

Økt ionestyrke i vann fører til økt dobbeltlagskompresjon, som kan resultere i destabilisering av kolloide partikler, der van der Waalske krefter er sterkere enn frastøtende elektrostatiske krefter (Miller et al. 2008). Ladningsnøytralisering kan skje når kolloide partikler i vann fester seg på motsatt ladede ioner, og skjer typisk når den kolloide konsentrasjonen i vannet er lav (Tchobanoglous et al. 2014). Brobygging skjer når en koagulant former en polymerkjede slik at flere kolloide partikler kan festes på kjeden (Miller et al. 2008). Omsvøping skjer når fnokker ved formering eller sedimentering 'svøper' gjennom vannet og fanger kolloidale partikler. Dette skjer typisk når den kolloide konsentrasjonen er høy (Tchobanoglous et al. 2014). Ladningsnøytralisering og omsvøping er de dominerende mekanismene ved bruk av uorganiske koagulanter i avløpsvann (Ratnaweera & Fettig 2015; Ødegaard et al. 2014).

2.2.3 Koagulanter, polymerer og mikrosand

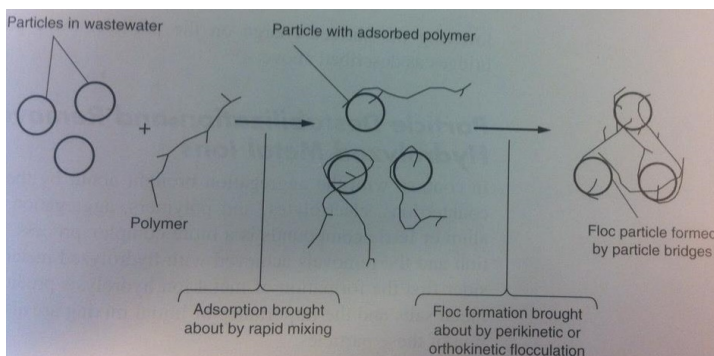
Både organiske og uorganiske koagulanter brukes til kjemisk felling i dag. Jern og aluminium er de mest tradisjonelle koagulantene, men prepolymeriserte metallkoagulanter og plantebaserte koagulanter er blant noen av de innovative produktene som stadig får mer oppmerksomhet (Bratby 2006; Yin 2010; Zouboulis et al. 2007). Ulike koagulanter har ulike egenskaper, for eksempel ulike optimale pH-spenn for løselighet (Bratby 2006; Ødegaard et al. 2014).



Figur 2-2: Beregnet løselighetsdiagram for noen metallhydroksider og -fosfater (Ødegaard et al. 2014, s. 444).

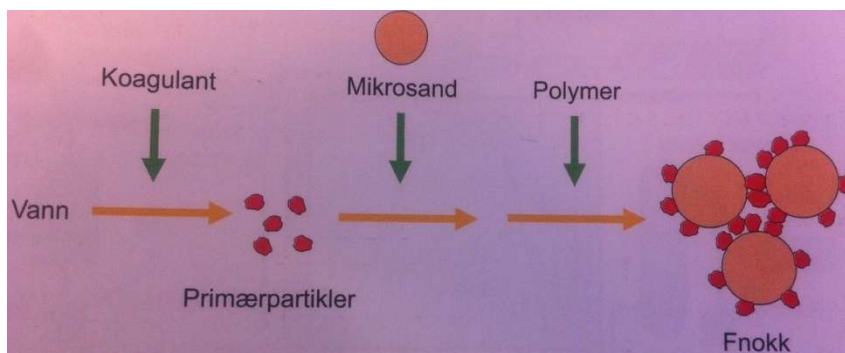
Polymerer, også kalt polyelektrolytter, er av Bratby (2006) definert som naturlige eller syntetiske, vannløselige, makromolekylære forbindelser som brukes til å forbedre flokkuleringssteget ved kjemisk felling. Polymerer er anioniske, kationiske eller ikke-ioniske, avhengig av ladning, og kan generelt sett fungere ladningsnøytraliserende eller som brobyggere (Tchobanoglous et al. 2014).

Ettersom mange av partiklene i avløpsvann har negativ ladning, vil kationiske polymerer fungere ladningsnøytraliserende slik som koagulanter. Anioniske og ikke-ioniske polymerer vil derimot være brobyggere ved at de festes på partiklers overflate, og en brofnokk dannes når to eller flere partikler bindes langs polymeren (Tchobanoglous et al. 2014). Under flokkulering kan slike brofnokker sammenflettes med andre brofnokker. Kationiske polymerer med høy molekylærvekt (lang kjede) kan oppnå både ladningsnøytralisering og brobygging ved å redusere overflateladning på partikler og samtidig danne brofnokker (Tchobanoglous et al. 2014; Ødegaard et al. 2014).



Figur 2-3: Prinsippskisse av brobygging (Tchobanoglous et al. 2014, s. 467).

Mikrosand, typisk 100 – 150 μm for avløpsbehandling, kan også brukes ved kjemisk felling ved å gjøre fnokkene tyngre slik at sedimenteringshastigheten øker ved partikkelseperasjonen. Polymerer brukes som bindingsmiddel slik at mikrosand fester seg til fnokkene (figur 2-4). Slike fnokker vil sedimentere kjappere på grunn av økning av partikkeltetthet, økning i Reynoldstall, reduksjon av friksjonskoeffisient, samt reduksjon av formfaktor som følge av mer kuleformede partikler (Tchobanoglous et al. 2014). I et laboratorieforsøk av Desjardins et al. (2002) ble det konkludert med at overflødig bruk av mikrosand kunne føre til fnokkbrudd, mens for liten dose mikrosand ville føre til dårlig sedimentasjonseffekt. Mikrosand tilsettes ved flokkulering, og dermed er hastighetsgradienten, såkalt G-verdi, en viktig parameter. Tchobanoglous et al. (2014) skriver at for høy G-verdi vil gi fnokkbrudd.



Figur 2-4: Skisse av samspillet mellom koagulant, mikrosand og polymer i vann (Ødegaard et al. 2014, s. 191).

2.2.4 Polymerbruk i dag

Polymer blir typisk brukt i mindre doseringer enn koagulanter, men er til gjengjeld mye dyrere. KEMIRA (2013) skriver på sine nettsider at halvparten av deres produktinntekter kommer fra polymersalg, og at polymermarkedet har en verdi på 7 milliarder euro. Dagens polymerpriser ligger anslagsvis på 20 – 25 kr/kg i pulverform, mens fellingskjemikalier ligger til sammenligning på rundt 1 – 2 kr/kg (Ratnaweera 2017).

Fordelen med polymerer er raskere prosesser samt bedre stabilitet og pålitelighet, på grunn av reduksjon av oppholdstiden i flokkuleringskammeret og forsterkning av fnokkene (Bratby 2006; Pillai 1997). Noen ulemper er ifølge Abu-Orf og Dentel (1997) at store mengder polymer i utløpsvann kan føre til giftige akvatiske forhold og at noen typer polymerer kan redusere den biologiske tilgjengeligheten i slam.

Tradisjonelt sett pleier polymerer å doseres fast eller mengdeproporsjonalt ut istedenfor kontrollerte doseringer på grunn av flokkuleringens og avløpets kompleksitet (Tripathy & De

2006). Av samme grunn er også valg av polymer til flokkulering typisk basert på empirisk testing. Faktorer som påvirker flokkuleringen er ladningstype, polymerdose, miksebetingelser, polymerens molekylærvekt, struktur og ladningstetthet, samt vannets pH, ionestyrke og partikkelstørrelser (Tripathy & De 2006; Wong et al. 2006).

Zouboulis et al. (2007) presenterte en oversikt over polymerer, og lanserte et forslag om en blanding av uorganisk koagulant og organisk polymer som en overordnet koagulant, grunnet den vanlige kombinasjonen av kjemikalier hos renseanlegg. Videre i artikkelen ble også problematikken rundt en eventuell innblanding av anionisk polymer med høy molekylærvekt tatt opp, da for høy anionisk ladning vil lettere føre til forringelse.

2.2.5 Fordeler og ulemper ved kjemikaliebruk

Kjemikalier har flere nyttige anvendelser innenfor vannrensing. Det kan brukes til desinfeksjon, fosforfjerning, nedfelling av partikulært materiale, korrosjonskontroll og vannstabilitetskontroll (Tchobanoglous et al. 2014). I Norge har kjemisk rensing gitt stabile renses effekter for både drikkevann og avløp i flere tiår (Ødegaard et al. 2014).

Likevel har den kjemiske revolusjonen sin pris ifølge Wålberg (1983). Ved tilsetning av koagulanter vil økt slamdannelse oppstå på grunn av økt mengde hydroksidslam (Ratnaweera 2017). En annen ulempe er dannelse av kjemisk slam, som gjør slammet mer verdiløst ved å forverre fosfortilgjengeligheten for planter (Manamperuma et al. 2015; Øgaard 2013). I tillegg har kostnader knyttet til kjemikalier en korrelasjon til energikostnader, da energi brukes til å både produsere og transportere kjemikalier (Tchobanoglous et al. 2014).

2.3 Relevante prosessparametere

Dette delkapittelet presenterer relevante prosessparametere for oppgaven. Hvert underkapittel vil forklare parameternes relevans og påvirkning i avløpsrensprosessen, særlig for kjemisk felling.

2.3.1 Vannmengde

Volumstrøm [m^3/s] er den mest essensielle prosessparameteren ved kjemisk felling fordi den forteller vannmengden som skal renses. Vannmengde brukes både ved mengdeproporsjonal og flerparameterbasert dosering, og vil variere veldig i løpet av et år. Hvilken ukedag det er, innlekking av fremmedvann, nedbør og snøsmelting er blant variablene som bestemmer innstrømmende volum for et renseanlegg (Tchobanoglous et al. 2014; Ødegaard et al. 2014).

2.3.2 Fosfor

Et av jordas aller viktigste næringsstoffer er fosfor. Det er en knapp og ikke-fornybar ressurs som brukes til matproduksjon over hele verden. Med stadig økende global befolkningsvekst er det stadig økende fosforbehov, og ifølge Cordell et al. (2009) er det forventet en topp i fosforproduksjon rundt år 2030. Samme studier mener at verdens fosforlager kan bli tømt allerede i løpet av 50 – 100 år dersom dagens trender fortsetter.

For mye utslipp av fosfor til ferskvannsresipienter kan føre til algeoppblomstring, da fosforen fungerer som næring for algene. Når algebestanden øker og etter hvert dør ut, forbrukes oksygen til nedbrytning, og til slutt vil resipienten bli veldig oksygenfattig. Kvaliteten på vannet vil reduseres betraktelig på grunn av lite oksygen og mulig dannelse av hydrogensulfid og ammoniakk. Enkelte typer alger kan også være veldig giftige, for eksempel blågrønne alger som produserer toksiner (Wålberg 1983; Ødegaard et al. 2014).

Tot-P i avløpsvann kan deles inn i organisk bundet fosfor og uorganisk fosfor, og kan stamme fra husholdninger, industri, avrenning fra jordbruk, med mer. Uorganisk fosfor kan igjen deles inn i ortofosfat (Orto-P) og polyfosfat (Ødegaard et al. 2014). Orto-P er en karakteristisk parameter fordi planter kan nyttiggjøre seg fosfor gjennom Orto-P. For å analysere fosforinnholdet i avløpsvann er dermed Tot-P og Orto-P spesielt relevante karakteristikk. I Norge har kommunalt avløpsvann en typisk Tot-P på mellom 1,8 – 6,0 [mg/l], avhengig av vær og standard på ledningsnettet (Ødegaard et al. 2014).

Kjemisk felling og biologisk fosforfjerning er to enhetsprosesser som brukes til å redusere fosforinnholdet i avløpsvann (Tchobanoglous et al. 2014). I Norge er kjemisk felling klart vanligst i dag, og ifølge Ødegaard et al. (2014) er mangelen på lett nedbrytbart, organisk materiale i avløpsvannet grunnen til at biologisk fosforfjerning ikke egner seg for norske forhold.

2.3.3 Partikler

I avløpsvann er det partikler i mange ulike størrelser, fra stein og sandkorn til kolloidale partikler. Turbiditet og SS er to vanlige måleparametere for partikkelinnhold i vann. I avløpssammenheng brukes ofte turbiditet til å avgjøre kvaliteten på rensert vann, mens SS brukes til det samme, samt ved dimensjonering av renseanlegg (Tchobanoglous et al. 2014).

Turbiditet er et mål på hvor grumsete vannet er og måles ofte i enheten [NTU] eller [FNU]. Dette måles gjennom vannets lysspredningsegenskaper, typisk ved at en lyskilde sendes gjennom vannet og spredt lys blir fanget opp av en sensor. Med økt lysspredningsintensitet øker turbiditeten, og partikkelinnholdet er følgelig høyere (Tchobanoglous et al. 2014).

SS er et mål på hvor mye tørrstoff som er igjen etter filtrering og tørking av avløpsvann. SS vil bestå av både sedimenterbart og frittsvevende materiale (Tchobanoglous et al. 2014).

Ved kjemisk felling vil partikkelinnholdet reduseres kraftig på grunn av metallfosfat- og metallhydroksidfelling, samt partikkelseparasjon som nevnt i delkapittel 2.2. Tchobanoglous et al. (2014) skriver at det generelt sett ikke er noen sammenheng mellom turbiditet og suspendert stoff.

2.3.4 pH

Innholdet av hydrogenioner i en substans er gitt ved den logaritmiske definisjonen pH:

$$pH = -\log_{10} [H^+]$$

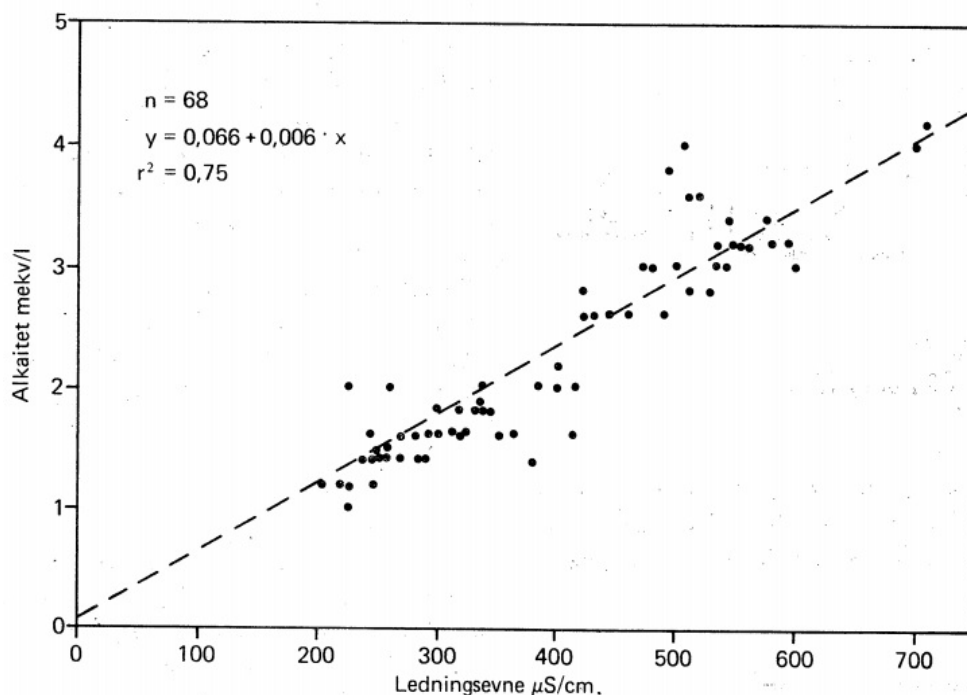
Det kan være voldsomme variasjoner i pH i avløpsvann. Ved kjemisk felling er pH viktig for å oppnå optimale fellingsbetingelser, da hydrolyserende metallkoagulanter kan skape ulike komplekse typer hydrolyseprodukter (Manamperuma et al. 2016; Ødegaard et al. 2014). Både koagulantmekanismer og optimumskoagulering er avhengig av pH (Bratby 2006). Johnson og

Amirtharajah (1983) fant for eksempel omsvøping som dominerende koagulantmekanisme ved pH større enn 6 ved bruk av treverdig jern.

2.3.5 Konduktivitet

Elektrisk ledningsevne, også kalt konduktivitet, er en fysisk parameter som brukes til å avgjøre om vann er egnet til irrigasjon samt fortelle om grad av innlekking av sjøvann. Det oppgis ofte i [$\mu\text{S}/\text{cm}$], og er et mål på vannets evne til å lede elektrisk strøm. En slik strøm transporteres av ioner, og dermed vil økt ionekonsentrasjon føre til økt ledningsevne. Helt rent vann har altså null ledningsevne (Tchobanoglous et al. 2014).

I et forsøk i regi av NIVA på 80-tallet, ble det målt en fin korrelasjon mellom avløpets konduktivitet og alkalitet i Sørumselva (figur 2-5). Dette gjorde det fordelaktig å dosere kjemikalier ut fra avløpets alkalitet, som ble målt indirekte gjennom konduktivitet (Damhaug & Paulsrud 1982). Alkalitet er en nyttig parameter fordi det forteller hvor fort pH forandres ved syretilsetting, og et behov for online alkalitet ble etterlyst av Damhaug og Paulsrud (1982). Elektrisk ledningsevne kan også være et surrogatmål på oppløste stoffer og dermed si noe om forurensningen i vannet (Tchobanoglous et al. 2014; Ødegaard et al. 2014).



Figur 2-5: Korrelasjonen mellom alkalitet og konduktivitet fra avløp i Sørumselva (Damhaug & Paulsrud 1982, s. 170).

2.3.6 Temperatur

Både kjemiske reaksjoner og biologisk aktivitet påvirkes av temperatur, som derfor er en veldig viktig parameter innen avløpsbehandling. Temperaturen på avløp varierer naturlig med sted og årstid, og ofte er avløpstemperatur varmere enn lokal lufttemperatur bortsett fra om sommeren (Tchobanoglous et al. 2014).

Et forsøk gjort av Fitzpatrick et al. (2004) konkluderte med at vanntemperatur i stor grad påvirker fnokkens størrelse, styrke og gjenopprettingsegenskaper ved flokkulering. Ved bruk av ulike aluminiumskoagulanter ved 6 – 29 °C, ble tre betydningsfulle observasjoner gjort: (1) Økt temperatur ga flere fnokkbrudd; (2) økt temperatur ga redusert gjenoppretting av fnokker; (3) mindre fnokker gikk sjeldnere i stykker og hadde bedre gjenoppretting.

Ifølge Bratby (2006) vil redusert temperatur også endre pH for minimumsløselighet for metallhydroksidforbindelser.

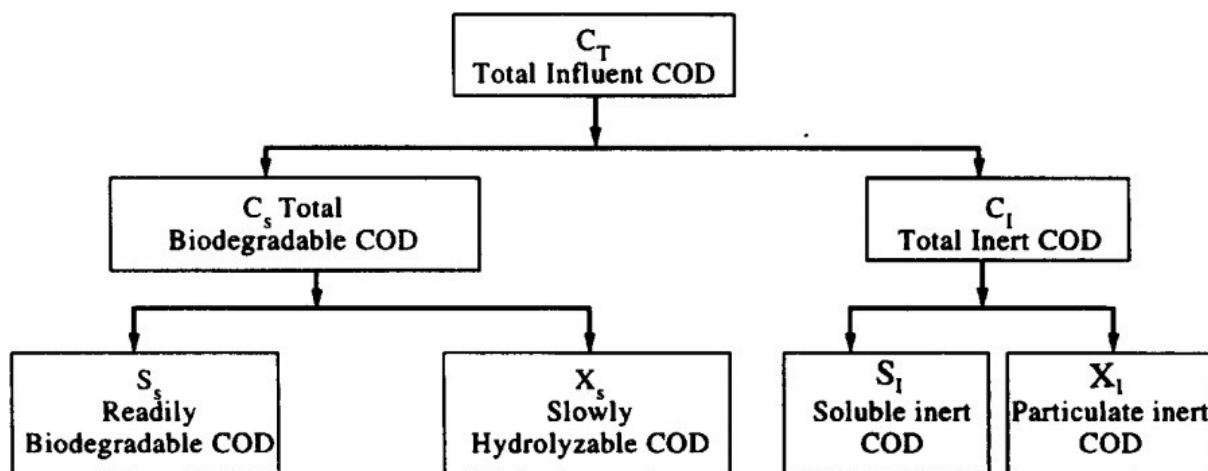
2.3.7 Andre relevante parametere

Nitrogen og organisk materiale er to andre viktige prosessparametere innenfor avløpsrensing, som begge blir stilt krav til i EUs avløpsdirektiv (1991). Nitrogen i avløpsvann består av organisk og uorganisk nitrogen, hvorav ammonium, nitrat og nitritt er de typiske uorganiske nitrogen-parametere. Organisk materiale kan deles inn i flere former, og de tre vanligste er de som typisk forekommer på over 1 mg/l i avløpsvann: BOF, KOF og total organisk karbon (Tchobanoglous et al. 2014). Denne oppgaven vil måle nitrat og KOF.

Nitrat (NO_3^-) er den mest oksiderende formen for nitrogen som finnes i avløpsvann, og kan forekomme i høye konsentrasjoner, særlig dersom nitrifikasjon har funnet sted i prosessen. Det er en viktig del av jordas nitrogensyklus, og planter og dyr kan benytte det til å forme protein (Korostynska et al. 2012; Tchobanoglous et al. 2014). Nitrat i drikkevann er derimot betenkelig fordi det kan sørge for alvorlige blodsykdommer, spesielt hos spedbarn, og av råvannskilder er det grunnvann som inneholder de største mengdene (Ødegaard et al. 2014). Nitrat brukes typisk som parameter ved dimensjonering av nitrogenfjerningstrinn for renseanlegg (Ødegaard et al. 2009).

KOF er målet på mengden oksygen som behøves for å kjemisk oksidere det organiske materialet i vannet, og kan deles inn i følgende fire hoveddeler: (1) Lett nedbrytbart KOF, (2) tungt nedbrytbart KOF, (3) ikke-nedbrytbart, løst KOF og (4) ikke-nedbrytbart, partikulær KOF

(Orhon et al. 1997; Tchobanoglous et al. 2014). Det er et mål på organisk forurensning og en nyttig parameter for å bestemme prosessutføring, og det er stadig vanligere å bruke istedenfor BOF (Tchobanoglous et al. 2014). Hovedfordelen med en KOF-måling kontra BOF-måling er at det går mye hurtigere, mens ulempen er at det er vanskelig å skille mellom nedbrytbart og ikke-nedbrytbart KOF (Bourgeois et al. 2001).



Figur 2-6: Fordeling av KOF-fraksjoner (Orhon et al. 1997, s. 200).

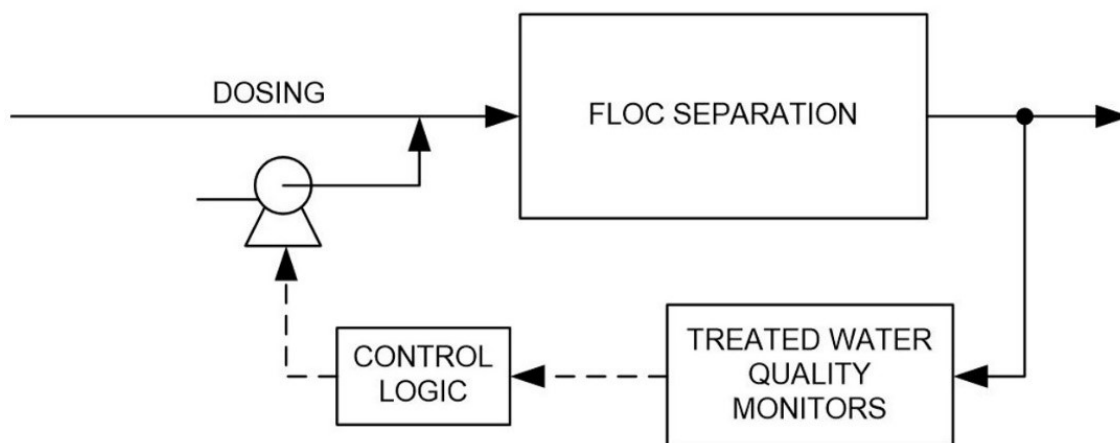
2.4 Sanntidsmåling

Behovet for sanntidsmåleutstyr i VA-bransjen er stadig økende. Flere renseanlegg krever bedre prosesskontroll som følge av nye, kompakte renseløsninger med kort responstid, og økt befolkningsvekst vil gi større avløpsmengder å håndtere (Bourgeois et al. 2001; Devold 2012; Ratnaweera 2016). Olsson et al. (2005) listet opp fire motiver for bedre overvåkning og automasjon: (1) Bedre utløpskvalitet da flere land får strengere renskrav og online måleutstyr kan gi bekreftelse på at disse overholdes; (2) kostnader knyttet til energi, kjemikalier og personell kan reduseres ved forbedring av overvåkning og automasjon; (3) flere anlegg installerer avanserte prosesser, og da er det viktigere å forstå belastningsvariasjoner og anleggets kompleksitet; (4) bedre tilgjengelig utstyr – i dag er sanntidsutstyr mer kommersielt enn tidligere. En eventuell begrensning kan være software-problematikk, da komplekse kontrollsystem krever robuste software-system som hele tiden gir korrekte data (Korostynska et al. 2012). Andre begrensninger kan være for få kvalifiserte personer, økonomiske utfordringer og manglende renskrav i enkelte land (Olsson et al. 2005).

Sanntidssensorer, også kalt online sensorer, brukes til overvåkning og kontroll innenfor VA-teknikken, og kan deles inn i tre hovedtyper: Fysiske sensorer med kjemikalier, fysiske sensorer uten kjemikalier og virtuelle sensorer (Ratnaweera 2016). Devold (2012) definerer en fysisk sensor som delen av et måleinstrument som er i direkte kontakt med mediet, mens Ratnaweera og Fettig (2015) definerer virtuelle sensorer som matematiske modeller basert på empiriske sammenhenger mellom målte parametere.

Bourgeois et al. (2001), Ratnaweera og Fettig (2015), og Vanrolleghem og Lee (2003) er blant noen med grundige artikler om nye sanntidsteknologier og fremtidens muligheter (på det tidspunktet artiklene ble publisert). En fellesnevner for artiklene er at alle konkluderer med et behov for videre arbeid som vil føre til videre utvikling av sanntidsmåling.

Indirekte doseringskontroll basert på sanntidsovervåkning utføres ved hjelp av virtuelle sensorer, som beskrives i 2.4.7. Direkte doseringskontroll basert på sanntidsovervåkning har hovedsakelig tre modeller: (1) For-loop (FF) basert på råvannskvalitet; (2) FB basert på dosert vannkvalitet; (3) FB basert på utløpskvalitet (Ratnaweera & Fettig 2015).



Figur 2-7: Prinsippkisse av FB basert på utløpskvalitet (Ratnaweera & Fettig 2015, s. 6583).

Videre i dette delkapittelet vil det bli gitt korte introduksjoner om online måleprinsipper for de relevante vannkvalitetsparameterne, samt litt teori om overvåking og automasjon. Til slutt beskrives virtuelle sensorer.

2.4.1 Vannmengde

Det finnes mange ulike måleprinsipper for volumstrøm innenfor VA-teknikken, og ved SRA benyttes elektromagnetisk måling basert på Faradays lov om induisert spenning. Strøm sendes gjennom to spoler og to elektroder fanger opp den induserte spenningen ved hjelp av vannets ledningsevne (Devold 2012). Vannhastigheten kan så regnes ut elektronisk siden alle parameterne for Faradays lov er kjente.

2.4.2 Fosfor

Sanntidsverdier av fosfater i vann kan måles fotometrisk, men dette er ikke vanlig hos konvensjonelle renseanlegg. Korostynska et al. (2012) studerte ulike metoder fosfatmåling online og konkluderte med at automasjon av fosfatmålinger var utfordrende på grunn av manglende nøyaktighet, kostnadseffektivitet og robuste sensorer. Fosfor kan også måles ved hjelp av virtuelle sensorer basert på empirisk data, men det er avhengig av en god korrelasjon (Jansson et al. 2002).

2.4.3 Partikler

Som nevnt i kapittel 2.3.3 måles turbiditet ved lysspredning, typisk med infrarødt eller vanlig lys. Sanntidsmålere for turbiditet er ofte selvrensende og pålitelige, og bruker lyskilder og fotodetektorer til selve målingen. Et slikt instrument kan også brukes til å måle SS, men det finnes også et prinsipp som benytter dempningen av radioaktiv stråling som måleparameter (Devold 2012).

2.4.4 pH

Elektrokjemiske målinger ved hjelp av elektroder er den vanligste og mest pålitelige måten å måle pH på ved renseanlegg i dag. Det typiske instrumentet har en glassbeholder med to ulike elektroder, en pH- og en referanseelektrode. Elektrodene måler spenningen som er proporsjonal med pH. Slike instrumenter må kalibreres og vedlikeholdes hyppig ved bruk i avløpsvann (Devold 2012).

2.4.5 Konduktivitet

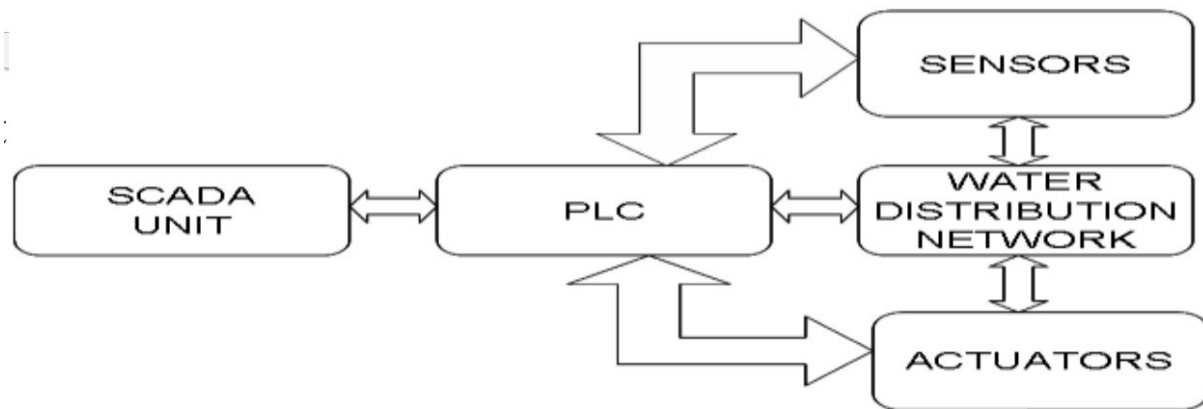
Elektroder brukes også til å måle sanntidsverdier av konduktivitet. Det gjøres ved hjelp av vekselspenninger mellom to eller fire elektroder. Stort målespenn og lave kostnader er to hovedfordeler med slike målere (Ramos et al. 2008).

Et annet måleprinsipp for konduktivitet er indirekte måling gjennom induisert spenning. En slik måler har ofte to spoler, der den ene spolen er i vannet og leder den elektriske spenningen, som gjør at den andre spolen registrerer den induserte spenningen (Ramos et al. 2008). Slike konduktivetsmålere anses for å være veldig holdbare og krever normalt lite vedlikehold (Devold 2012).

2.4.6 Overvåkning og automasjon

SCADA er et fjernstyringssystem som lar operatøren kontrollere og overvåke flere eksterne datamaskiner fra en sentral datamaskin, ofte kalt MTU (master terminal unit). De eksterne datamaskinene, også kalt PLC (programmable logic controller), tar imot og overvåker sanntidsdata fra sensorer, og kan også brukes til å overvåke de mekaniske komponentene i et renseanlegg (Spellman 2013).

SCADA kan automatisere driften på rensanlegg og dermed redusere menneskelige feil ved å regulere doseringen selv. PLC kan bestemme grenser, og prosessalarmer er vanligvis integrert i SCADA-systemer (Spellman 2013).



Figur 2-8: Prinsipiell systemoversikt som viser koblingen mellom SCADA, PLC og sensorer for et vanddistributionsnettverk (Ashok 2013, s. 355).

Muligheten til å fjernstyre et anlegg har også sine svakheter. SCADA og PLC er ofte deler av kritisk infrastruktur, og dermed er nettverkssikkerhet spesielt viktig, blant annet med hensyn til cyberangrep (Hentea 2008). Spellman (2013) listet opp seks eksempler på SCADA-systemets sårbarhet: (1) Menneskelige grep; (2) kommunikasjonsfeil, da meldinger kan bli slettet eller fabrikkert; (3) hardware – noen enheter kan ha for dårlige strømforsyninger; (4) fysiske trusler – noen stjeler eller skader SCADA-utstyr; (5) naturkatastrofer; (6) software-feil.

2.4.7 Virtuelle sensorer

Multivariat analyse, fuzzy-kontroll og kunstig nevralt nettverk er tre generelle modeller som brukes som virtuelle sensorer i dag (Ratnaweera & Fettig 2015). Denne oppgaven ser spesielt på multivariat analyse, som beskrives nærmere i delkapittel 2.5.

Virtuelle sensorer innenfor VA-teknikken kan forbedre ulike prosesser, men har også klare svakheter som forklares nærmere i neste delkapittel. Ifølge Bourgeois et al. (2001) er virtuelle sensorer nyttige for å modellere og avgjøre vanskelig målte miljøparametere, men samtidig avhengige av store mengder data og praktisk skjønn. Haimi et al. (2013) lanserte tre bruksområder for virtuelle sensorer for avløpsrenseanlegg: (1) Sanntidsestimering av prosessparametere; (2) prosessovervåkning og -feilsøking; (3) overvåkning av fysiske sensorer samt fungere som reserveløsning ved sensorfeil eller vedlikeholds- og kalibreringsperioder. Det

er mange tungmålte parametere det er behov for å overvåke i et rensesanlegg, for eksempel Tot-P, Tot-N, KOF, BOF, tungmetaller med mer, og virtuelle sensorer kan dermed være en aktuell løsning (Ratnaweera 2016).

2.5 Multivariat analyse

Som nevnt i delkapittel 2.4 er multivariat analyse en type virtuell sensor som kan anvendes til flerparameterbasert doseringskontroll, og har blant annet blitt brukt ved NRA (Liu & Ratnaweera 2016; Ratnaweera & Fettig 2015). Multivariat analyse kan i korte trekk forklares som analyse av datasett med flere observasjoner og variabler, hvor målet er å forstå forholdet mellom en responsvariabel og flere forklaringsvariabler. Dette er en nyttig datamodell fordi den tar hensyn til at det ofte finnes flere mulige forklaringsvariabler i en gitt situasjon (Johnson & Wichern 2013; Løvås 2013). Denne oppgaven vil benytte multivariat analyse i form av principal component analysis (PCA), partial least squares regression (PLSR) og multiple linear regression (MLR), som blir nærmere forklart i de neste underkapitlene.

Andre relevante statistiske begrep i denne oppgaven er varians, kovarians og korrelasjon. Varians er et mål på spredning mellom observasjoner, kovarians måler grad av lineær sammenheng mellom de inkluderte variablene, og korrelasjon måler grad av samsvar i endringer mellom variablene. I definisjonene under er x og y variabler, \bar{x} og \bar{y} er gjennomsnittsverdier for henholdsvis x og y , n er antall observasjoner, og i er observasjonsnummer. Det er vanlig å erstatte n med $n - 1$ i nevneren i uttrykkene under, dersom observasjonsantallet er lavt (Johnson & Wichern 2013; Løvås 2013).

Johnson og Wichern (2013) definerer begrepene på følgende måte:

Varians:

$$Var(x) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2$$

Kovarians:

$$Cov(x, y) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})$$

Korrelasjon:

$$r = \frac{Cov(x, y)}{\sqrt{Var(x) Var(y)}}$$

2.5.1 PCA og PLSR

PCA bruker lineære kombinasjoner av variabler i et datasett for å undersøke variasjonene i datasettet som en helhet – der målet er å redusere data og finne lineærkombinasjonene med høyest varians. Lineærkombinasjonene kalles prinsipalkomponenter (PC), og det er like mange prinsipalkomponenter som det er variabler, men ofte står et lite utvalg prinsipalkomponenter for en stor andel av variasjonen (Crawley 2012; Johnson & Wichern 2013). To nyttige visuelle analyser kan gjøres fra PCA: (1) Et egenverdidigram ('scree plot') som viser variansene til de ulike prinsipalkomponentene i synkende rekkefølge. Dette er nyttig for å avgjøre antall relevante prinsipalkomponenter i datasettet; (2) et 'biplot' for PCA, som er et forbedret spredningsplot med både punkter og vektorer for å vise struktur og sammenhenger mellom to eller tre prinsipalkomponenter og variablenes vektorer (Crawley 2012). PCA brukes ofte som et mellomsteg før andre analyser, for eksempel PLSR (Crawley 2012; Johnson & Wichern 2013).

Prinsipalkomponent i , PC_i , er av Johnson og Wichern (2013) gitt som lineærkombinasjonen

$$Y_i = \mathbf{e}_i' \mathbf{X} = e_{i1}X_1 + e_{i2}X_2 + \dots + e_{ip}X_p$$

der X_1, X_2, \dots, X_p er p variabler og e_{ip} , også kalt vekt, er p -ende egenvektorkomponent i egenvektor i .

PLSR er en iterativ regresjonsmodell som leter etter prinsipalkomponentenes maksimum kovarians mellom responsvariablene (Y) og forklaringsvariablene (X). Målet med PLSR er å finne et resultat som gir en god sammenheng mellom variablene. Dette gjøres typisk ved å utføre PCA av både X og Y , og plote prinsipalkomponentene fra disse variablene sammen slik at man kan finne sammenhenger mellom X og Y ved hjelp av den maksimale kovariansen mellom variablene. Visuelle analyser kan også gjøres basert på PLSR, for eksempel visualisering av korrelasjonen mellom variablene (Martens & Martens 2001; Wold et al. 2004).

Resultater fra PCA og PLSR bør valideres ved hjelp av en anerkjent valideringsmodell, for eksempel kryssvalidering eller re-estimering (Martens & Martens 2001; Wold et al. 2004).

Rosén et al. (2003) sier at en slik estimeringsmodell må overkomme følgende utfordringer: (1) Dårlig datakvalitet og pålitelighet på grunn av det fiendtlige miljøet der måleutstyr må fungere; (2) ikke-lineære forhold mellom variabler; (3) ikke-stasjonær natur - endrede omstendigheter blant annet på grunn av sesong- eller dagsvariasjon; (4) dynamiske forhold mellom variabler med et bredt tidsaspekt. Gernaey et al. (2004) mener at hovedutfordringen med multivariat analyse er å avgjøre hvilke resultater som er mest relevante for videre forbedring av

rensprosessen. Bourgeois et al. (2001) mener at vannprøver som brukes til multivariat analyse ofte ikke viser hele bildet av naturen og variasjonen i avløpskvalitet.

Outliers, eller utliggere, i et datasett er ekstremverdier som kan oppdages ved hjelp av sannsynlighetsfordelingen T^2 . Det er en multivariat motpart til t-fordeling og ved for stor verdi vil det si at en variabel har for lang statistisk distanse fra andre variabler (Johnson & Wichern 2013).

2.5.2 MLR

MLR er også en modell som tar hensyn til flere forklaringsvariabler, hvor sammenhengen mellom responsvariabelen Y og forklaringsvariablene z_1, z_2, \dots, z_r er gitt ved

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 z_{1i} + \beta_2 z_{2i} + \dots + \beta_r z_{ri} + \varepsilon_i$$

der Y_i er responsen for observasjonsnummer i , $z_{1i}, z_{2i}, \dots, z_{ri}$ er de r forklaringsvariablenes verdi for observasjonsnummer i , β_r er r koeffisienter og ε_i er feilleddet for observasjon i (Løvås 2013), hvor hver ε_i fører til at sammenhengen ikke har en lineær form.

Feilleddet antas å ha forventning lik null (Løvås 2013), noe som fører til at den estimerte modellen for en sammenheng mellom respons- og forklaringsvariablene typisk gis på den lineære formen

$$\hat{Y} = \hat{\beta}_0 + \hat{\beta}_1 z_1 + \hat{\beta}_2 z_2 + \dots + \hat{\beta}_r z_r$$

der \hat{Y} er den estimerte responsverdien, $z_{1i}, z_{2i}, \dots, z_{ri}$ er de r forklaringsvariablenes verdi og $\hat{\beta}_0, \hat{\beta}_1, \dots, \hat{\beta}_r$ er estimerte koeffisientverdier.

Dette er også en modell som har blitt brukt innenfor VA-forskning, blant annet av Wang et al. (2017) til å estimere KOF og Tot-P i innløpsavløp. Det resulterte i R^2 -verdier over 0,75 og videre ble det konkludert at R^2 -verdier over 0,70 var akseptabelt for avløpsvann på grunn av den komplekse naturen.

Et felles mål for både PLSR og MLR er å oppnå best mulig determinasjonskoeffisient, såkalt R^2 -verdi, som tilsvarer den kvadrerte verdien av korrelasjonsverdien r . R^2 betegner den gitte modellens godhet, og sier noe om hvor stor andel av variasjonen i observasjonsdataene som forklares av modellen (Løvås 2013). En R^2 -verdi på 0,70 tilsier dermed at 70 % av variasjonene forklares av modellen.

3 Metode

Det eksperimentelle forsøket i denne oppgaven besto av følgende deler:

- Vannprøvetaking ved SRA og analyse av parametere i laboratorium ved NMBU
- Sanntidsmåling av Orto-P ved SRA
- Statistisk analyse av de målte parameterne ved hjelp av The Unscrambler® X

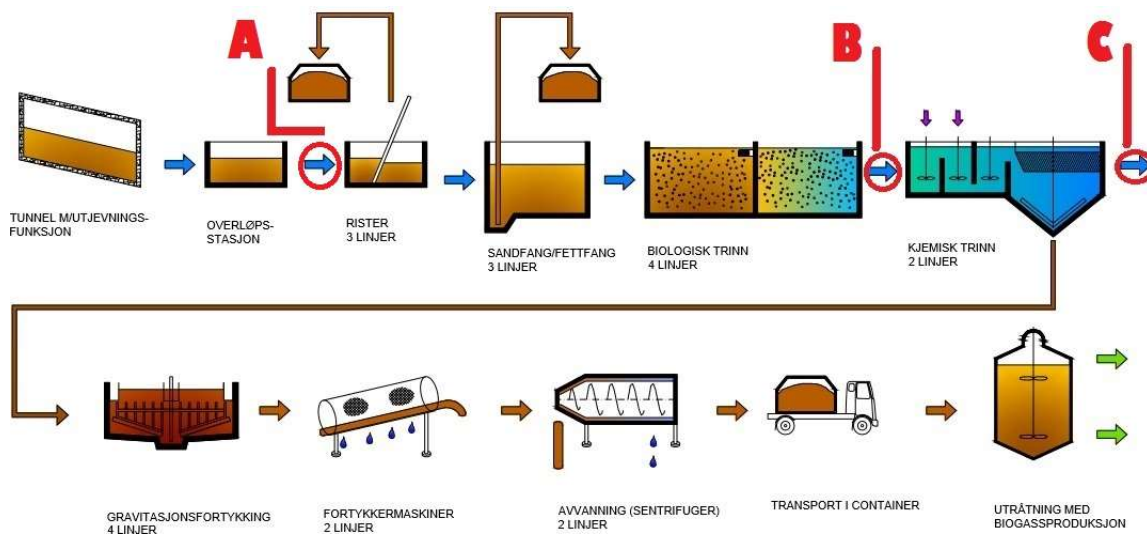
3.1 Vannprøvetaking

Vannprøver i denne oppgaven ble tatt med den automatiserte karusellprøvetakeren 6712C fra Teledyne Isco®.



Figur 3-1: Karusellprøvetakeren 6712C (foto H. D. Seip).

Det ble tatt 432 vannprøver ved tre steder i løpet av seks døgn ved SRA: 144 ved innløpet, 144 før den kjemiske rensingen og 144 ved utløpet. Punktene er illustrert i figur 3-2. Karusellprøvetakeren var innstilt til å hente opp 24 prøver per døgn for de tre stedene, hvorav 150 ml vann ble samlet hvert 20. minutt, slik at én vannprøve inneholdt 450 ml og timesverdiene ble mer representative. Døgnene med vannprøvetaking vises i tabell 3-1, og ble valgt for å dekke både helge- og hverdager samt tørt og vått vær.



Figur 3-2: Punkter for vannprøvetaking. A er ved innløpet før rister, B er før kjemisk rensing, C er ved utløpet.

Tabell 3-1: Oversikt over tid og vær for vannprøvetakingen.

Vannprøvesett	Tidsintervall	Vær	Dag
1	02.04.2017 kl. 12:30 – 03.04.2017 kl. 12:30	Tørt	Helgedag
2	05.04.2017 kl. 07:45 – 06.04.2017 kl. 07:45	Tørt	Hverdag
3	20.04.2017 kl. 13:30 – 21.04.2017 kl. 13:30	Tørt	Hverdag
4	24.04.2017 kl. 09:15 – 25.04.2017 kl. 09:15	Nedbør	Hverdag
5	25.04.2017 kl. 11:00 – 26.04.2017 kl. 11:00	Tørt	Hverdag
6	29.04.2017 kl. 08:00 – 30.04.2017 kl. 08:00	Tørt	Helgedag

Vannprøvene fra punkt A ble analysert i en annen, parallell mastergradsoppgave, og vil derfor ikke inkluderes i denne oppgaven.

3.2 Laboratorieanalyse

Analyser av vannprøvene ble utført ved NMBU. Parametere som ble målt var turbiditet, suspendert stoff, pH, konduktivitet, nitrat, Orto-P, Tot-P og KOF. Vannprøvene ble lagret i et kjøleskap (ca. 4^o C) utenom analysering. Etter måling av Tot-P ble ufiltrerte vannprøver lagret i fryser for måling av KOF, dette for å oppnå minst mulig nedbrytning før måling.

3.2.1 Turbiditet

2100N IS Turbidimeter (figur 3-3) fra Hach® ble brukt til å måle turbiditet. Vannprøvene ble godt ristet før de ble analysert slik at det ikke var sedimenter på bunnen av prøvene, og deretter helt oppi et glass som ble godt rengjort med tørkepapir, dette for å hindre at smuss eller lignende skulle forstyrre lysstrålingen i turbidimeteret. Glasset ble videre plassert i turbidimeteret og automatisk lest av i [NTU]. Glasset ble skylt godt med vann mellom hver måling.



Figur 3-3: 2100N IS Turbidimeter (foto: H. D. Seip).

3.2.2 Suspendert stoff

SS ble målt ved filtrering og tørking av vannprøvene i ulike volumer (10 – 100 ml), avhengig av mengde grums i vannet. Først ble massene til filterpapirene målt, og deretter ble vannprøvene ristet godt for å få representative prøver og videre filtrert på filterpapir (lysåpning 1,2 µm). De våte filtrene med partikler på ble tørket i et tørkeskap til filterprøvene ble helt tørre. Etter tørking ble massene av filterprøvene målt, og SS ble målt ut i fra formelen

$$SS [mg/l] = (m_{våt} - m_{tørr})/V * 10^6,$$

der $m_{våt}$ er massen av våte filtre, $m_{tørr}$ er massen av tørre filtre, V er volumet av prøven, og 10^6 er omgjøringsfaktor for å få enheten [mg/l].

De filtrerte vannprøvene ble brukt til analysering av nitrat og Orto-P.



Figur 3-4: Et sett med våte filtre før tørking (foto: H. D. Seip).

3.2.3 pH

Elektroden SenTix® 41 og pH-måleren 'pH 3110' fra WTW® ble brukt for pH-måling. Elektroden ble plassert direkte oppi vannprøvene og verdiene ble lest av måleren, som ble kalibrert før måling av det første vannprøvesettet. Elektroden ble vasket i destillert vann mellom hver måling.



Figur 3-5: pH- og konduktivitetsmeterne brukt ved analysene (foto: H. D. Seip).

3.2.4 Konduktivitet

Konduktivitet ble målt ved hjelp av elektroden TetraCon® 325 og måleren 'Cond 3210' (figur 3-5) fra WTW®. Elektroden ble i likhet med pH-måleren plassert direkte i vannprøvene og verdiene lest av måleren, samt at elektroden ble vasket i destillert vann mellom hver måling.

3.2.5 N- og P-parametere

EasyChem Plus™ fra Systea® ble brukt til automatiserte målinger av Orto-P, Tot-P og nitrat. Filtrerte prøver ble brukt til å måle Orto-P og nitrat, mens ufiltrerte prøver ble brukt til Tot-P. Reaktantene som ble benyttet er oppgitt i vedlegg A.

Orto-P ble målt på samme måte som i autoanalysatoren (forklart i 3.3), der ortofosfatet i vannprøven reagerte med molybden i den første reaktanten og formet farge, som videre ble redusert av askorbinsyre i den andre reaktanten. Absorbansen av blåfargekomplekset, som er proporsjonalt med konsentrasjonen av Orto-P, ble målt kolorimetrisk ved 880 nm (SYSTEAS 2009).

For målinger av Tot-P ble ufiltrerte prøver fortynnet og deretter fordøyd gjennom koking i termostaten LT200 fra Hach®. Hver enkel prøve var totalt 5,575 ml, hvorav 2,5 ml var ufiltrert vannprøve, 3,0 ml var kaliumperoksidulfat og 0,075 ml var konsentrert svovelsyre. De ferdig fordøyde vannprøvene ble videre målt på samme måte som Orto-P i EasyChem, og til slutt regnet ut ved formelen

$$Tot-P [mg/l] = Orto-P * 2,23 (5,575 ml/2,5 ml)$$

Nitrat ble målt etter reaksjoner med tre reaktanter. Den første reaksjonen besto av en reduksjon av nitrat til nitritt ved de to første reaktantene med kobberkatalysator og hydrazinsulfat. Til slutt formet den tredje reaktanten en løselig farge som måltes på 546 nm (SYSTEAS 2009).

Det ble foretatt dobbeltmålinger av alle parameterne samt målinger av kjente standardløsninger for å verifisere resultatene.

3.2.6 KOF

KOF skulle måles med L100 PeCOD® Analyser. Referansemålinger skulle måles i LT200 fra Hach®, men PeCOD® viste stort sett feilmeldinger under analyser og sporadiske verdier i intervallet 0 – 60 [mg/l]. Maskinen ble forsøkt recalibrert et tosifret antall ganger, og til slutt

ble maskinen erklært upålitelig av ingeniøren som kom for å utføre brukerstøtte. Alle KOF-målinger ble dermed regnet som ugyldige, og på grunn av mangel på andre tilgjengelige målemetoder ble ikke KOF målt for vannprøvene.

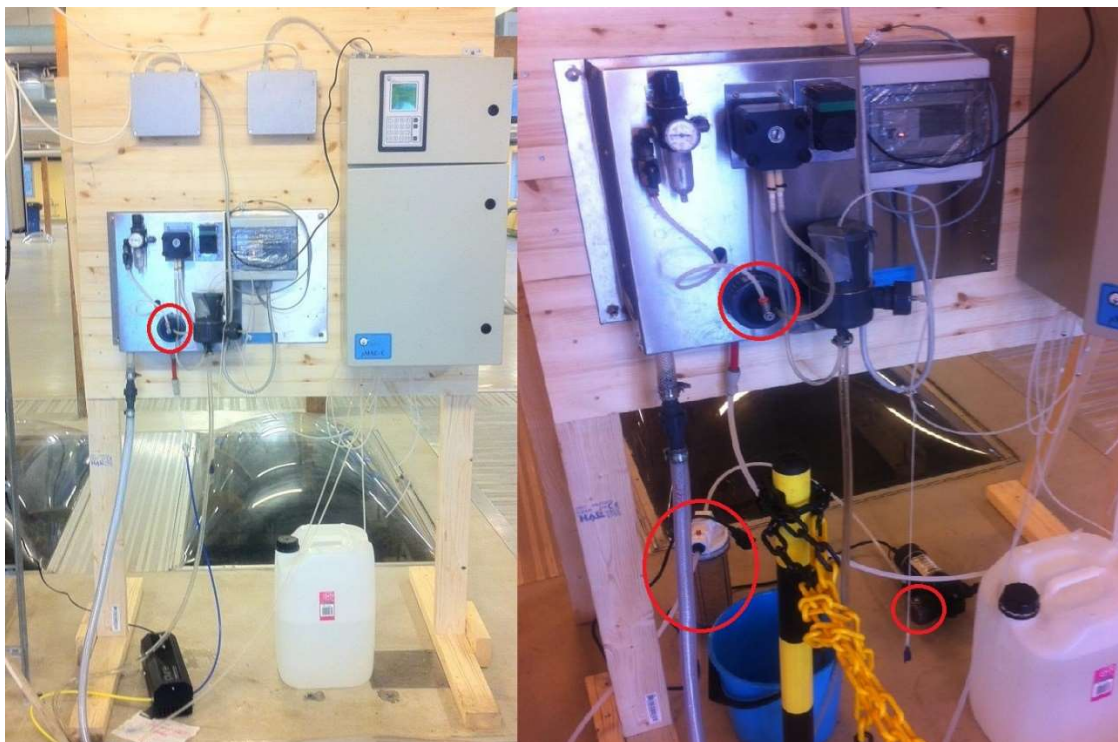
Hensikten med å måle KOF var å lage en virtuell sensor for KOF ved hjelp av multivariat analyse samt undersøke påvirkningen av polymer og mikrosand med hensyn til KOF-fjerning.

3.3 Autoanalysator

I oppgaven ble autoanalysatoren Micromac Orthophosphate 2 streamTM (MMAC) fra Systea® brukt til å måle fosfatverdier fra utløpsvannet i Actiflo®-bassenget ved SRA.

Måleprosessen til MMAC er automatisert ved at en vannprøve pumpes opp og reagerer med to reaktanter; en fargereaktant og en reduksjonsreaktant. Ortofosfatet i vannprøven reagerer først med molybden i den ene reaktanten for å danne fosfatmolybdat, som videre reagerer med den andre reaktanten for å danne blå farge. Den blå fargen representerer ortofosfater, og intensiteten måles ved bølgelengde 880 nm (SYSTEAS u.å.). Tabellene 3-2 og 3-3 viser sammensetningene for reaktantene.

MMAC ble satt opp på renseanlegget 21. mars, og sanntidsmålingen startet da. Filterenheten som fulgte med ble ikke brukt da den innebygde pumpen ikke hadde god nok pumpekapasitet til å pumpe opp vannet. 24. mars ble det notert at sand hadde tettet igjen autoanalysatoren etter fire målinger. Videre ble det installert en ekstern pumpe den 30. mars slik at filterenheten fungerte (figur 3-6). Pumpen ble videre registrert defekt 3. april, og en ny pumpe med påmontert filter (1 mm) samt et ekstra filter (1 µm) ble installert ved SRA 10. april (figur 3-6). Ytterligere to filtre (50 µm og 130 µm) ble satt opp fredag 21. april. MMAC var hele tiden innstilt til å måle Orto-P med et 20 minutters tidsintervall.



Figur 3-6: Til venstre er oppsettet av MMAC med kun ett filter 30.03.2017. Til høyre er et senere oppsett med tre filtre 10.04.2017. Filtrene er markert med røde sirkler (foto: H. D. Seip).

Tabell 3-2: Sammensetning av reaktant 1 – fargereaktant.

<i>Ingrediens</i>	<i>Kjemisk formel</i>	<i>Mengde</i>
Kaliumantimontartrat	$\text{K}(\text{SbO})\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6 \cdot 0.5 \text{H}_2\text{O}$	0.06 g
Natriummolybdendihydrat	$\text{NaMoO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$	5.55 g
Konsentrert svovelsyre	H_2SO_4	27 ml
Destillert vann	H_2O	250 ml

Tabell 3-3: Sammensetning av reaktant 2 – reduksjonsreaktant.

<i>Ingrediens</i>	<i>Kjemisk formel</i>	<i>Mengde</i>
Askorbinsyre	$\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6$	25 g
Destillert vann	H_2O	250 ml

3.4 Statistisk analyse

I denne oppgaven ble software-programmet The Unscrambler® X versjon 10.4.1 brukt til å kjøre PCA, PLSR og MLR. Det kraftige programmet har flere regresjons- og klassifikasjonsverktøy, og kan gi fine visuelle resultater (CAMO 2015).

PCA ble analysert for å se sammenhenger mellom variabler, mens PLSR ble brukt til å modellere Orto- P_{UT} ved hjelp av de tilhørende variablene. PCA-analysen tok utgangspunkt i 18 parametere, mens det ble foretatt flere PLSR-analyser av ulike kombinasjoner med Orto- P_{UT} som responsvariabelen Y , for å finne best tilpasset modell med hensyn til R^2 . Både PCA og PLSR var innstilt på tilfeldig kryssvalidering for 25 % av datasettene.

MLR ble også brukt til å modellere Orto- P_{UT} ved hjelp av flere kombinasjoner av variabler for å finne best R^2 . Innstilt valideringsmetode for MLR var innflytelseskorreksjon ('leverage correction').

Data som ble brukt fra laboratorieanalysene var pH, turbiditet, SS, Orto-P og konduktivitet. Data som ble brukt fra SRA sitt SCADA-system var vannmengde, temperatur, koagulantmengde og polymermengde. I tillegg ble parametere for tid på døgnet, om det var hverdag eller helgedag, og om det var tørt eller vått vær brukt. Nedbørsdata ble hentet fra ROSIMs nedbørsmålere i Drammen, og bestemte om været var tørt eller vått.

Vannprøver som ble antatt som outliers på grunn av ekstremverdier for Orto-P og SS ble utelatt ved nye analyser av PCA, PLSR og MLR på grunn av tilsynelatende stor påvirkning for modellene.

De 18 parameterne som ble brukt var time, dag (helg eller hverdag), vannmengde, Orto- P_{INN} , SS_{INN} , turbiditet $_{INN}$, pH_{INN} , konduktivitet $_{INN}$, Orto- P_{UT} , SS_{UT} , turbiditet $_{UT}$, pH_{UT} , konduktivitet $_{UT}$, temperatur $_{UT}$, vær (våt eller tørr time), koagulantdose i liter, koagulantdose i tonn og polymerdose i liter, der INN er avløpsvann før den kjemiske rensingen og UT er utløpsvannet.

4 Resultater og diskusjon

I dette kapittelet blir resultatene presentert og diskutert basert på observasjoner og teori. Kapittelet består av følgende deler:

- Resultater og diskusjon fra laboratorieanalyse
- Resultater og diskusjon for sanntidsmålingen av Orto-P ved SRA
- Resultater og diskusjon fra statistisk analyse
- Muligheter og utfordringer

4.1 Laboratorieanalyse

I dette delkapittelet vil resultatene fra laboratorieanalysene presenteres og diskuteres. Tabellene viser gjennomsnitt, standardavvik og måleområde for de ulike parameterne som ble målt, mens figurene i vedlegg D illustrerer endringer i parametere. Figurene viser verdier i timesintervaller, der klokkeslett for sampling er rundet av til hele timer for enkelhetens skyld og det firkantede punktet representerer samplingsstart. 13 vannprøver fra punkt B fra 6. april ble ikke samlet, trolig fordi slam hadde blokkert inntaket.

Tabell 4-1: Måleverdier fra punkt B.

Parameter	Gjennomsnitt	Standardavvik	Måleområde
pH	7,19	0,16	6,78 – 7,65
Turbiditet [NTU]	110,1	35,2	42,9 – 263
Konduktivitet [μ S/cm]	665,1	90,6	419 – 868
SS [mg/l]	255	131,6	112 – 1366,7
Nitrat ¹ [mg/l]	0,31	0,24	-0,036 – 2,08
Orto-P [mg/l]	0,44	0,44	0,022 – 2,29
Tot-P ²	X	X	X
KOF ²	X	X	X

1. Noen ugyldige verdier

2. Ugyldige eller ingen verdier

Tabell 4-2: Måleverdier fra punkt C.

Parameter	Gjennomsnitt	Standardavvik	Måleområde
pH	6,51	0,10	6,33 – 6,81
Turbiditet [NTU]	10,2	5,4	2,58 – 37
Konduktivitet [μ S/cm]	734,6	94,2	467 – 956
SS [mg/l]	11,3	7,8	2 – 57
Nitrat ¹	0,78	1,04	0,094 – 5,15
Orto-P [mg/l]	0,020	0,065	0,0016 – 0,793
Tot-P ²	X	X	X
KOF ²	X	X	X

1. Noen ugyldige verdier

2. Ugyldige eller ingen verdier

Observasjoner i forbindelse med laboratoriemålingene blir diskutert i de neste underkapitlene. De målte parameterne som ble ansett gyldige ble brukt videre til statistisk analyse.

4.1.1 N- og P-parametere

Resultatene for nitrat og Tot-P fra EasyChem viste seg å være noe upålitelige grunnet lite konsistente samsvar mellom dobbeltmålinger og målinger av standardløsninger. Systemet har blitt jevnlig brukt siden mars ved NMBU, og en feilkilde kan være at kalibreringskurvene og den optiske cellen ikke stemmer helt overens. Ujevne verdier kan også skyldes dårlig blandede reaktanter eller utilstrekkelig vedlikehold mellom målingene.

En spesiell observasjon var økningen av nitrat under kjemisk felling. Resultatene for nitrat i punkt B spente seg fra -0,036 – 2,08 mg/l med 0,31 mg/l som gjennomsnitt, mens nitrat i punkt C spente seg fra 0,094 – 5,15 mg/l med 0,78 mg/l som gjennomsnitt. Nitrat ble altså målt 0,47 mg/l i snitt høyere i C enn i B. Dette tyder på at det foregår noe oksidering av ammonium under den kjemiske fellingen. Noen av målingene viste negative tall, og disse prøvene ble antatt å ha konsentrasjoner tilnærmet null. Nitratmålingene ble uansett ikke brukt videre til statistisk analyse på grunn av lite konsistente målinger. Dette kan skyldes grunnene nevnt i avsnittet over.

Målinger for Tot-P ligger i vedlegg C. Etter 155 målinger fra både punkt B og C ble det observert at over 70 % av resultatene viste lavere verdier for Tot-P enn for Orto-P, og at over 20 % av målingene viste negative verdier. Standardløsning viste gyldig verdi, men resultatene

for Tot-P ble ansett som ugyldige grunnet de negative differansene, og de resterende vannprøvene ble ikke målt for Tot-P på grunn av dette. Dette tyder på at bakteriene fjernet mye av det organiske fosforet under den biologiske rensingen, og at andelene organisk fosfor i punkt B og C generelt sett var veldig lave.

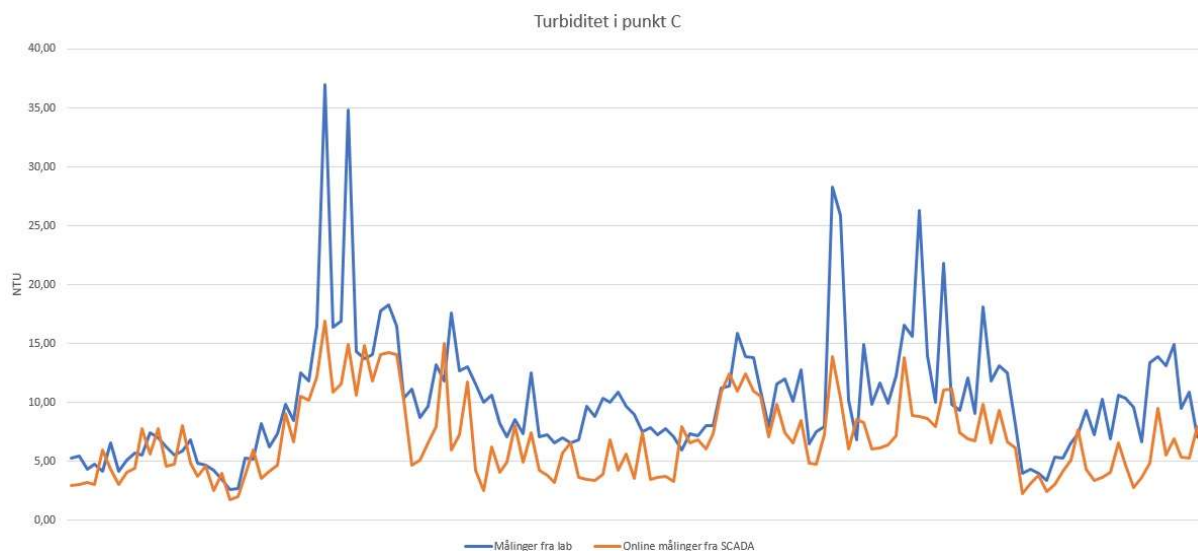
Resultatene for Orto-P var ganske konsistente for både dobbeltmålingene og standardløsningene. Det ble observert nokså lave gjennomsnittsverdier for Orto-P både i punkt B og C, noe som igjen tyder på et stødig rensresultat.

På bakgrunn av dette ble kun verdiene for Orto-P ansett som gyldige nok til å brukes til statistisk analyse. Av tidsmessige grunner var ikke nye målinger for nitrat og Tot-P innenfor studiens rammer.

Ideelt sett burde EasyChem blitt kalibrert før hver enkelt måling, men dette var ikke hensiktsmessig med tanke på mengden vannprøver, og anbefalinger fra medstudenter basert på deres tidligere erfaringer med maskinen pekte mot at dette heller ikke ville være nødvendig. De samme kalibreringskurvene ble derfor benyttet for alle målingene.

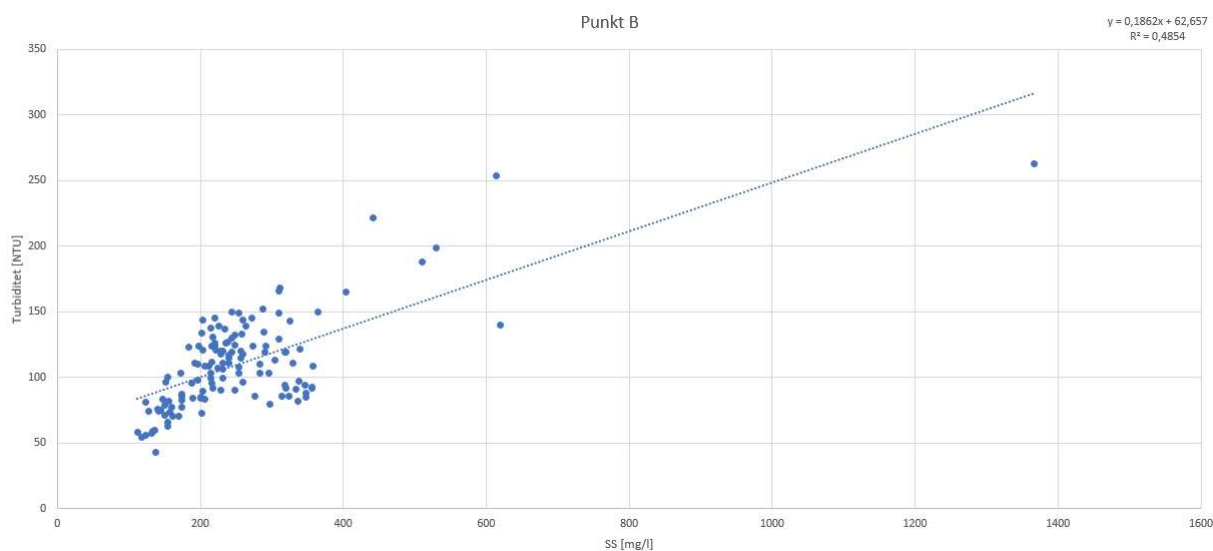
4.1.2 Partikler

De gjennomsnittlige forskjellene i turbiditet og SS fra punkt B og C var henholdsvis 99,9 NTU og 243,7 mg/l. Dette indikerer en vesentlig slamproduksjon, og påvirker følgelig dosering av koagulant, sand og polymer. Turbiditetsmålingene i punkt C sammenlignet med SRA sine sanntidsmålinger gir en gjennomsnittlig forskjell på 3,4 NTU (figur 4-1). Dette kan anses som en akseptabel differanse og tyde på at begge måle metodene viser gyldige verdier. Turbiditetsverdiene for punkt B har ingen referanseverdier å vise til, og inneholder dermed større usikkerhet.

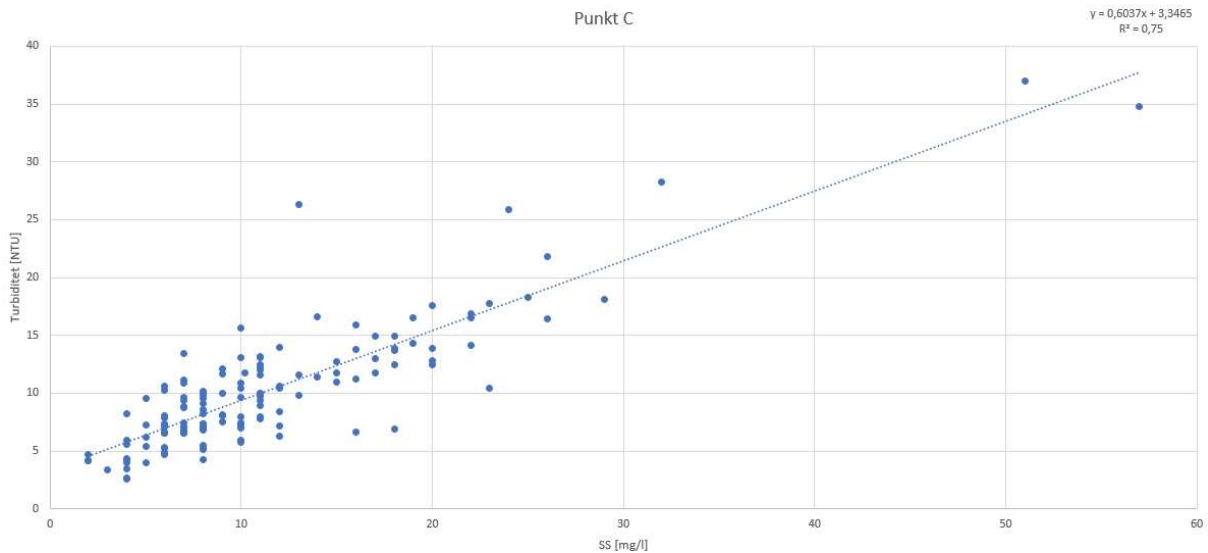


Figur 4-1: Turbiditetsmålinger fra laboratoriemålinger og online fra SCADA for punkt C.

Ellers har turbiditet og SS R^2 -verdier på henholdsvis 0,49 og 0,75 for punkt B og punkt C (illustrert i figur 4-2 og 4-3). Sammenhengen mellom parameterne er relativt høyt i utløpsvannet og nokså middels i vannet før den kjemiske rensingen. Dette viser at det ikke er noe generell sammenheng, noe Tchobanoglous et al. (2014) også fant.



Figur 4-2: Sammenligning av turbiditet og SS for punkt B.



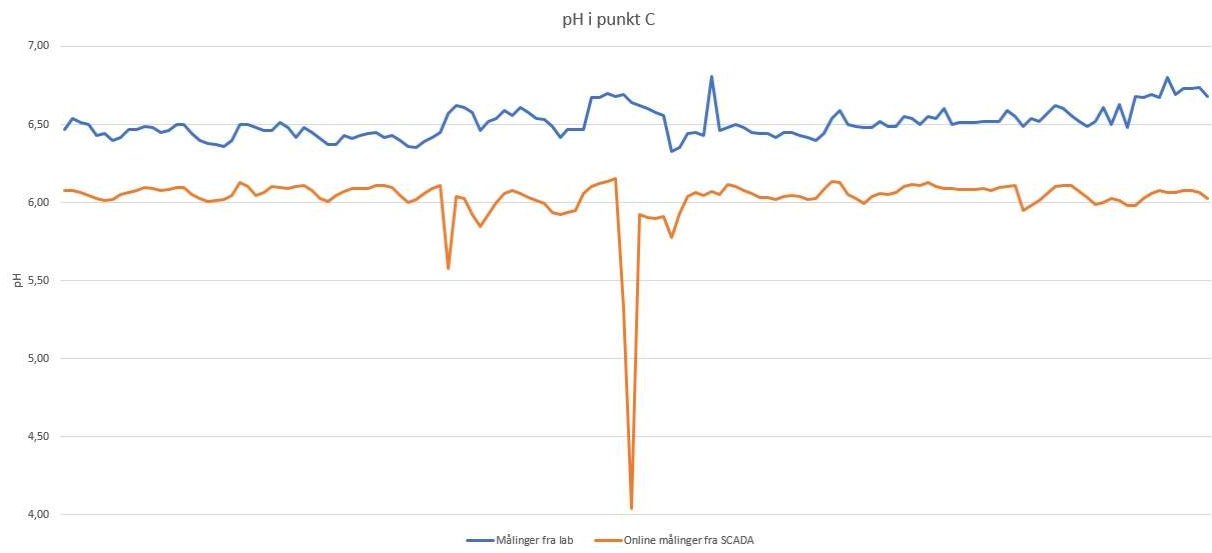
Figur 4-3: Sammenligning av turbiditet og SS for punkt C.

4.1.3 pH og konduktivitet

Dataene for pH fra SCADA og laboratoriemålingene viste gjennomsnittlige forskjeller på 0,27 for punkt B og 0,49 for punkt C (figur 4-4 og 4-5), altså en tydelig mismatch mellom målingene. Figur 4-4 viser at det tidvis var signifikante forskjeller mellom sanntids- og laboratoriemålingene for punkt B, men også dels samsvarende verdier. Figur 4-5 viser at sanntidsmålingene fra SCADA var jevnt lavere enn laboratoriemålingene, med en betydelig outlier illustrert i figuren. Dette kan skyldes dårlige målinger eller manglende kalibrering for en av de to pH-målepunktene.



Figur 4-4: pH-målinger fra laboratoriemålinger og online fra SCADA for punkt B.



Figur 4-5: pH-målinger fra laboratiormålinger og online fra SCADA for punkt C.

4.2 Autoanalysator

Alle resultatene fra sanntidsmålingen fra MMAC ligger i vedlegg B. Tabell 4-3 viser gjennomsnitt, standardavvik og spenn for alle målinger over 0 mg/l. Verdiene som var null eller negative kom med en feilmelding og ble antatt ugyldige. Figur 4-6 viser imidlertid en oversikt over samtlige målinger fra MMAC ved SRA, inkludert negative resultater.

Tabell 4-3: Resultater av gyldige målinger fra MMAC ved Actiflo®-utløpet.

Parameter	Gjennomsnitt	Standardavvik	Måleområde
Orto-P [mg/l]	0,0209	0,0264	0,001 – 0,224



Figur 4-6: Resultater fra MMAC inkludert både positive og negative resultater. X-aksen viser dato, y-aksen viser Orto-P [mg/l].

Følgende observasjoner ble gjort i forbindelse med MMAC-målingene:

Uten filter avvek MMAC fra det innstilte tidsintervallet etter to målinger, og viste ugyldige verdier etter sju målinger. Det ble registrert sand/slam i rørene som gikk fra vannet og opp til MMAC 24. mars.

Med en ekstern pumpe og den tilhørende filterenheten avvek MMAC fra det innstilte tidsintervallet etter 19 målinger (ca. 6 timer), og startet å vise ugyldige verdier etter 24 målinger.

Pumpen ble registrert defekt 03. april, trolig på grunn av belastning fra sand/slam, da det ikke var noe filter før pumpen.

Med et mikrofilter (1 μm), en ny pumpe med påmontert filter og den tilhørende filterenheten, avvek MMAC fra det innstilte tidsintervallet etter 22 målinger (7 timer), og viste ugyldige verdier etter 33 målinger. To dager etter oppsett, 12. april, ble mikrofilteret registrert gjentettet (figur 4-7).

Med et ekstra filter (130 mm), nytt mikrofilter (50 μm), pumpen med påmontert filter og den tilhørende filterenheten, avvek MMAC fra det innstilte tidsintervallet etter 27 målinger (ca. 9 timer), og startet å vise ugyldige verdier etter 28 målinger. Alle filtre ble registrert veldig skitne og gjentettet 25. april (figur 4-7).

Mens MMAC samplet prøver i perioden 21. – 25. april, viste den ugyldige verdier sporadisk. Hele 21 av de 23 ugyldige verdiene ble registrert mellom kl. 00:00 og 01:00.

100 av 528 ble 0 eller mindre, 122 av 528 målinger ga resultater på mellom 0 og 0,01, mens 306 av 528 målinger viste 0,01 eller høyere. Kun 36 målinger var 0,05 eller høyere.



Figur 4-7: Til venstre er to filtre; et rent og et skittent mikrofilter (1 μm) brukt i to døgn. Til høyre er et filter (130 mm) brukt i tre døgn (foto: H. D. Seip).

Ut ifra resultatene og observasjoner gjort ved SRA, er det trolig at flere av de målte verdiene ikke stemmer overens med faktiske verdier. Tilbakespyling av Actiflo®-bassenget er fast vedlikeholdsarbeid ved SRA, og skjer omtrent hver andre eller tredje time. Dette drar med seg sand og slam opp fra bunnen av bassenget, noe som ble problematisk for målingene gjort av MMAC.

Likevel samsvarer resultatene bra med gjennomsnittet for laboratoriemålinger av Orto-P, selv om analysene ble foretatt ulike dager og fra ulike punkter. Det kan tenkes at noen av resultatene fra MMAC er gyldige, men mangelen på konsistente data over lengre tid gjør det vanskelig å stole fullt og helt på tallene. Rensegraden for fosfor kan derimot tyde på å være tilfredsstillende, da andelen oppløste fosfater i utløpsvannet synes å være veldig lite.

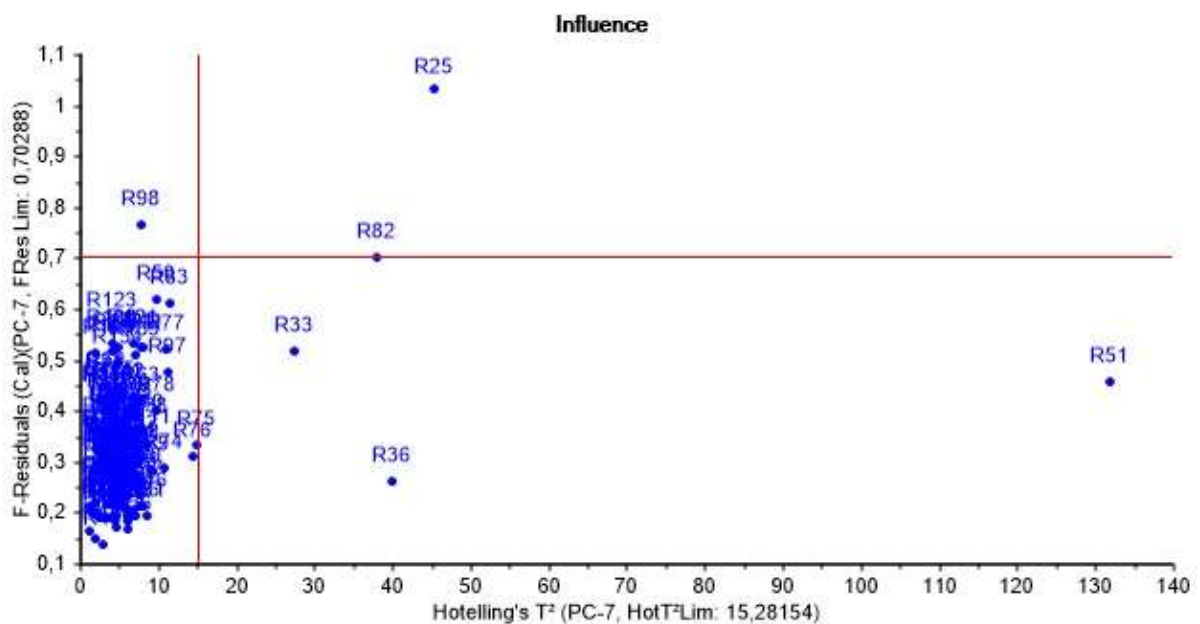
Hvorfor MMAC viste spesielt mange ugyldige verdier mellom kl. 00 og 01 er vanskelig å avgjøre. Én mulighet er en 'bug' i softwaresystemet, siden data fra SCADA ikke indikerte at noe spesielt skjedde på SRA i tidsintervallet. En annen indikator på problemer med softwaren var at MMAC avvek fra det innstilte tidsintervallet også andre tidspunkt på døgnet, men likevel viste resultater uten feilmeldinger.

På grunn av observasjonene ble ikke disse resultatene brukt videre i oppgaven, annet enn å sammenligne med målte laboratorieverdier. Det opprinnelige formålet var å bruke dataene til å doseringskontroll basert på utløpskvalitet.

Potensielt kan denne maskinen fungere godt sammen med Actiflo®, men observasjonene og resultatene i denne oppgaven ga utilstrekkelig pålitelighet. Vedlikehold synes også å være en viktig faktor med tanke på responstiden til både MMAC og Actiflo®, da den viste seg å kreve hyppig rengjøring av filtre og påfylling av reaktanter. Dette samsvarer også med påstanden til Korostynska et al. (2012) om at automasjon av fosfatmåling forblir en utfordring.

4.3 Statistisk analyse

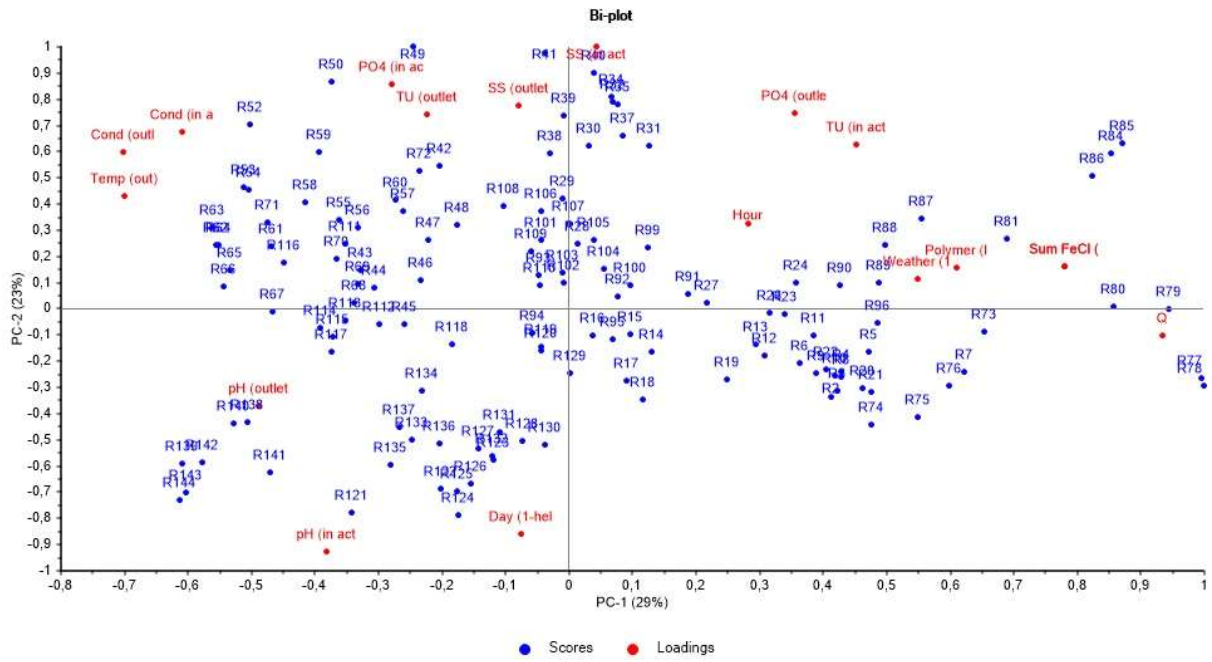
Det ble observert ni *outliers* ut ifra en første PCA av hele datasettet, som synes i vannprøvenes innvirkning på modellen i figur 4-8. Disse vannprøvene ble antatt som outliers på grunn av ekstremverdier for Orto-P og SS, og kan beskrives dårlig av modellen eller påvirke modellen i alt for stor grad. Grensene for når en vannprøve ble ansett som en outlier er markert med rødt i figuren og angir høye T^2 -verdier, som ble automatisk beregnet i Unscrambler®.



Figur 4-8: Hver enkel vannprøves påvirkning på modellen ved første PCA. Ni outliers ble identifisert. Enkelte outliers er ikke synlige i figuren.

4.3.1 PCA

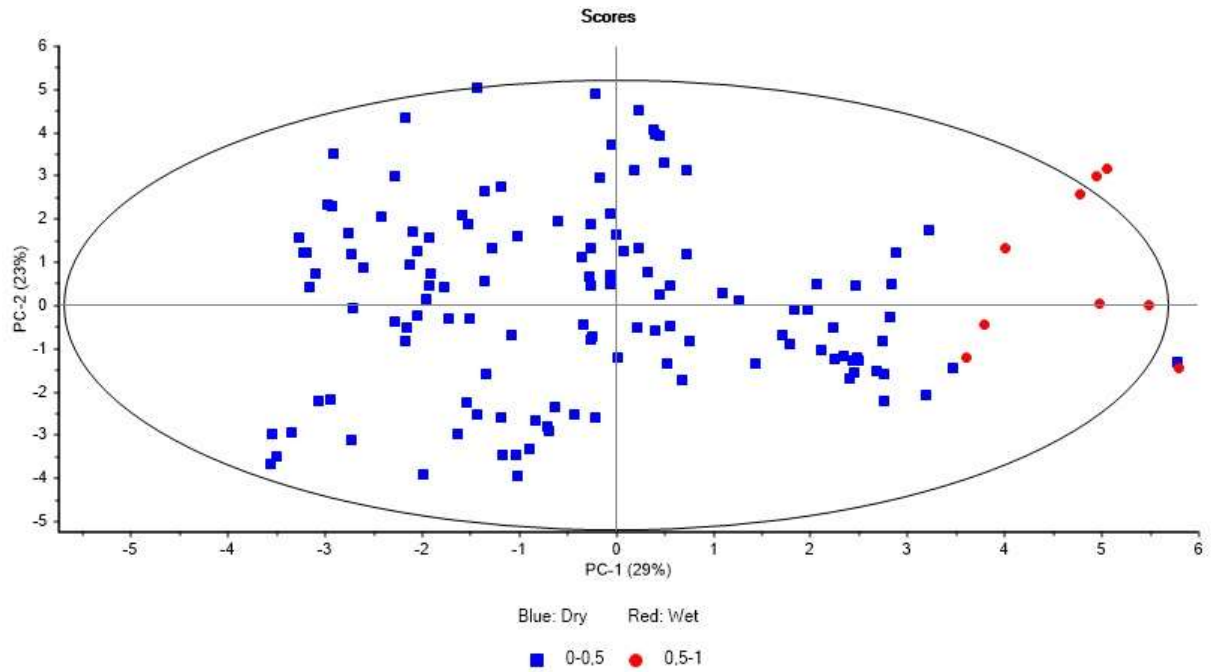
PCA-analysen av datasettet uten outliers resulterte i sju PC som beskrev 87,6 % av variansen for datasettet, mens kryssvalideringen resulterte i sju PC som beskrev 75,5 % (tabell 4-4). Figur 4-9 viser vektene og variablene til de to første PCene. Selv om de to PCene kun forklarer 52 % av den total variansen, reflekterer figur 4-9 hovedgrupperingen i datasettet. Bi-plottet viser for eksempel tydelig at vannmengde (Q) virker inn på PC1, og har klare korrelasjoner til koagulant- og polymerdose, og kan ha noe negativ korrelasjon til konduktivitet. Figur 4-10 viser også at PCA-analysen oppdaget våtværprøvene som en egen gruppe, og som tilsynelatende korrelerer med Q. Figur 4-11 viser at vannprøvene fra de ulike samplingdagene grupperer seg sammen.



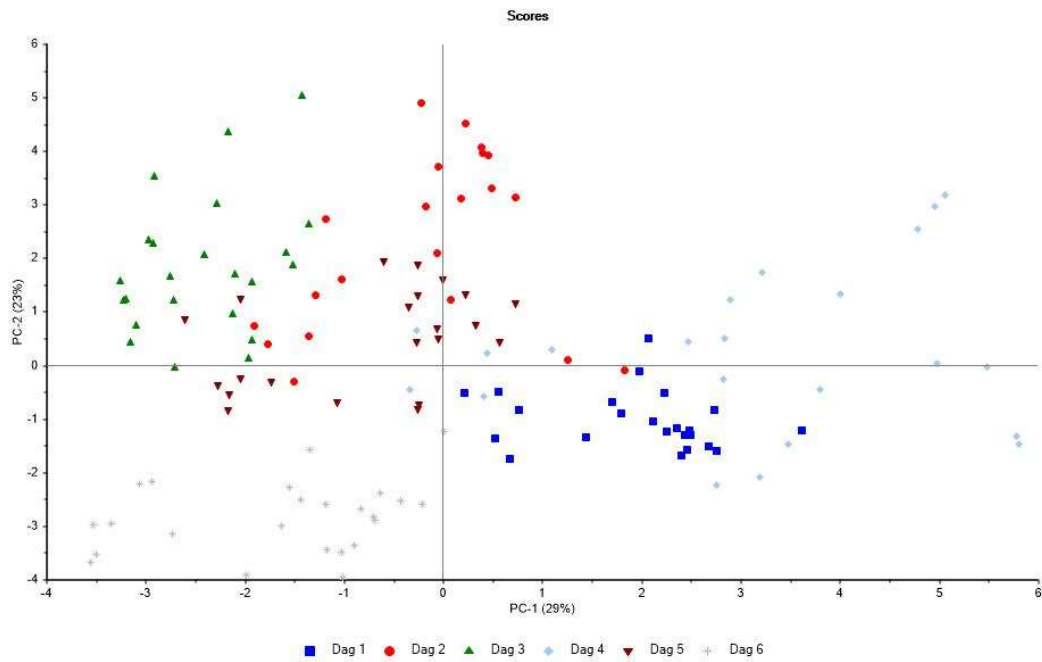
Figur 4-9: Bi-plot for datasettet. Vektene til variablene er røde, de ulike vannprøvene med tilhørende assosiasjoner er blå.

Tabell 4-4: Tabell med de ulike PCene og tilhørende prosent av forklart varians, både for kalibrert og validert modell.

Explained X.	PC-0	PC-1	PC-2	PC-3	PC-4	PC-5	PC-6	PC-7	
	1	2	3	4	5	6	7	8	
Calibration	1	0,0000	29,2419	52,4262	63,4745	71,5338	78,5115	83,7944	87,5754
Validation	2	0,0000	22,9302	44,0555	53,1912	58,9704	65,8421	72,0141	75,4632



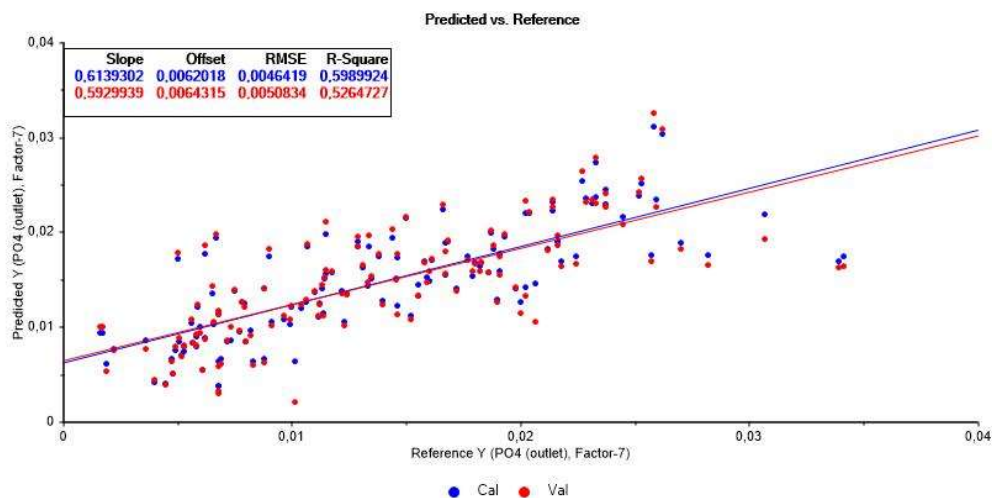
Figur 4-10: Gruppering av våte og tørre vannprøver. Blått viser tørre vannprøver, rødt viser våte.



Figur 4-11: Gruppering av de ulike samplingdagene og assosiasjoner til PC1 og PC2.

4.3.2 PLSR

Den beste PLSR-analysen hadde inngangsparametere Q, vær, Orto-P_{INN}, turbiditet INN og UT, pH INN og UT, konduktivitet_{INN}, koagulantdose og polymerdose i liter, og resulterte i R²-verdier på henholdsvis 0,60 for kalibrert modell og 0,53 for kryssvalideringen (figur 4-12). R²-verdi på 0,60 gir en middels estimering av Orto-P_{UT}, da Wang et al. (2017) mener at 0,70 er akseptabelt minstenivå for avløpsrensaneanlegg med tanke på avløpskompleksitet. En verdi på 0,53 for kryssvalidering er også langt under et akseptabelt nivå.



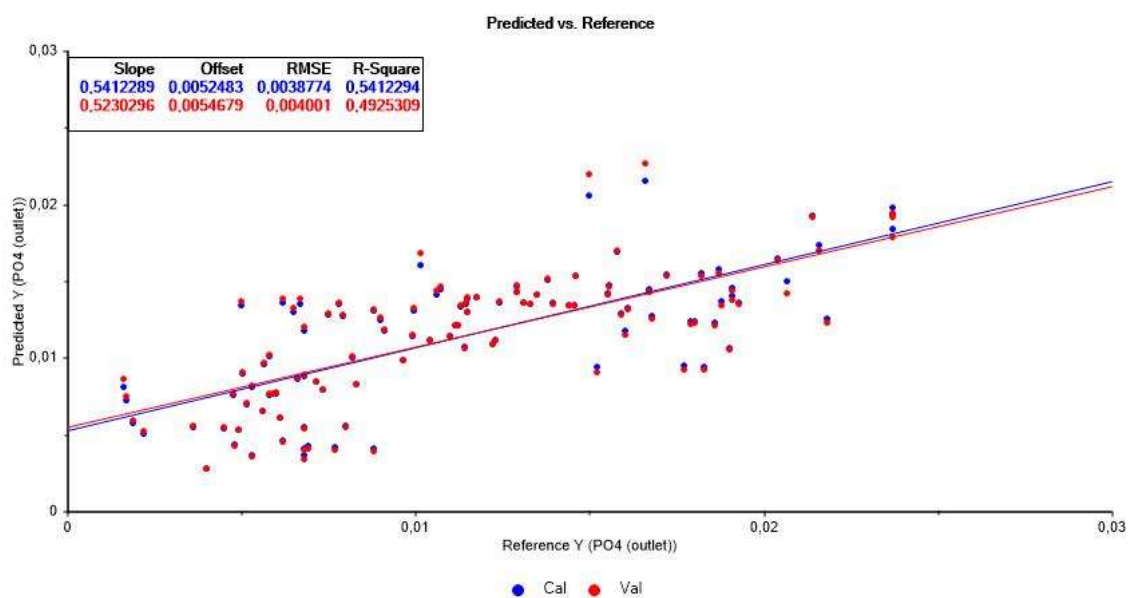
Figur 4-12: Figur som viser estimerte mot målte verdier fra PLSR-analysen.

4.3.3 MLR

Det beste resultatet for MLR hadde inngangsparameterne Q, Orto-P_{INN}, turbiditet_{INN} og pH_{INN}. og den lineære modellen så slik ut:

$$\text{Orto-P}_{UT} = 0,0947 + 3,7E-6 Q [m^3/t] + 0,0045 \text{ Orto-P}_{INN} [mg/l] + 4,5E-6 \text{ turbiditet}_{INN} [NTU] - 0,0131 \text{ pH}_{INN}$$

som hadde R²- verdier på henholdsvis 0,54 (kalibrert) og 0,49 (validert). Dette er også nokså lave R²-verdier.



Figur 4-13: Figur som viser estimerte mot målte verdier fra MLR-analysen.

4.3.4 Drøfting av resultatene

Analysene viste at Q, koagulantdose, utløpstemperatur og utløpskonduktivitet assosierte seg best med PC1, mens SS_{INN}, Orto-P_{INN}, pH_{INN} og type dag assosierte seg best med PC2. PCA-analysen resulterte også i en reduksjon av 18 parametere til sju PC som til sammen forklarte 87,6 % av den totale variansen. Dette anses som en betydelig og god reduksjon, da de sju PCene forklarer en stor andel av total varians.

Resultatene av PLSR og MLR ga derimot nokså dårlige estimeringsmodeller, og anses for svake til praktisk bruk. Bourgeois et al. (2001) påpeker at samlede vannprøver ikke nødvendigvis representerer dynamikken og naturen i avløpsvannet, og dermed kan skape en dårlig modell.

Det kan tenkes at timesgjennomsnittsverdier er for upresise for modellene i dette tilfellet, da store endringer kan skje i løpet av kort tid.

Modellene kan også være svake på grunn av én eller flere av de fire utfordringene Rosén et al. (2003) listet opp. Analysene peker mot ikke-lineære og dynamiske forhold mellom variablene, blant annet ved stor spredning i observasjonene som synes i figur 4-11. Datainnsamlingsperioden var preget av store sesongvariasjoner, og i løpet av de seks samplingdagene var det både sol, regn og snø. Figur 4-10 viser at våtværspøver skiller seg fra tørrværspøver i score plottet. Snøens påvirkning kan ikke ses direkte i modellen, men kan ha påvirket diverse parametere gjennom smeltet snø i avløpsvannet.

Gode PCA-, PLSR- og MLR-modeller har blant annet blitt laget av Liu og Ratnaweera (2016) og Wang et al. (2017). Større datasett kan sørge for en enda bedre estimeringsmodell som kan anvendes i praksis (Bourgeois et al. 2001; Ratnaweera & Fettig 2015), men en slik modell bør oppdateres slik at den tar hensyn til endringer i for eksempel vær og dager, som for eksempel Rosén et al. (2003) foreslo. Andre forbedringstiltak for multivariat overvåking foreslått av Rosén et al. (2003), var blant annet forbedret behandling av manglende data. En bemerkning var imidlertid at tiltakene ville komplisere modellen enda mer.

Resultatet av den statistiske analysen underbygger mye av tidligere forskning presentert i oppgaven. Underveis i analyseprosessen har det vært behov for god statistisk kunnskap og nøye kalibrering av modeller. Det at de ulike samplingdagene, og spesielt regnværstimene, grupperte seg i PCA-analysen, gjør det tydelig at naturen ved fellingsprosessen ved SRA er kompleks og ulik fra dag til dag. For eventuelt videre laboratoriearbeid og multivariat analyse foreslås det større datasett med mer enn 18 parametere.

4.4 Muligheter og utfordringer

Dette delkapittelet vil være et sammendrag av mulighetene og utfordringene ved tiltakene presentert i forskningsspørsmålet: Feedback-kontroll ved utløpsturbiditet og -fosfor, virtuelle sensorer for parametere som ikke måles online og polymerstyring. Disse vil være basert på teori, resultater og erfaringer underveis i arbeidet med studien.

Felles potensielle fordeler for de tre tiltakene er:

- (1) Økt forståelse for den komplekse fellingsprosessen ved SRA.
- (2) Bedre overvåkning, som igjen kan føre til bedre resipientforhold.

Felles utfordringer for de tre tiltakene er:

- (1) Politisk og faglig interesse – at det bevilges midler til forskning på området, samt interesse fra renseanlegget og andre fagpersoner.
- (2) Behov for tidsomfattende både fullskala og labskala forsøk.
- (3) Tidligere erfaringer og anvendelser i praksis er relativt begrenset.
- (4) Behov for statistisk ekspertise samt god prosessforståelse og -erfaring.

4.4.1 Doseringskontroll basert på utløpskvalitet

For autoanalytoren MMAC finnes det utvilsomt et forbedringspotensial når det gjelder samkjøring med Actiflo®, der vedlikehold på grunn av påfylling av kjemikalier og mekanisk rengjøring av filtre utgjør hovedproblematikken.

Fullskala utprøvelse og undersøkelse av andre sanntidsmålere for bedre doseringskontroll og generelt økt prosessforståelse kan være grunnlag for videre arbeid. Bourgeois et al. (2001), Ratnaweera og Fettig (2015), og Vanrolleghem og Lee (2003) er blant noen som har presentert gode oversikter over nye sanntidsteknologier og fremtidens muligheter (på det tidspunktet artiklene ble publisert). Damhaug og Paulsrud (1982) etterlyste blant annet en online alkalitetsmåler for snart 40 år siden, som fortsatt er lite kommersielt utbredt i dag (Aceves-Lara et al. 2012; Vanrolleghem & Lee 2003), men en kommersialisering av online zetapotensialmåler kan være rett rundt hjørnet (Ratnaweera & Fettig 2015; Sharp et al. 2005; WaterWorld u.å.).

Doseringskontroll basert på utløpskvalitet kan potensielt spare kostnader knyttet til kjemikalier, energi og slambehandling, og det ferdig rensede vannet kan hele tiden bli målt slik at det blir

lengre perioder med god rensing. Mer optimal dosering vil også sørge for mer verdifullt slam på grunn av bedre plantetilgjengelighet (Manamperuma et al. 2015; Øgaard 2013).

I tillegg til utfordringene nevnt innledningsvis i delkapittelet vil behov for vedlikehold av sensorer i utløpet trolig være en nøkkelfaktor.

4.4.2 Virtuelle sensorer

Virtuelle sensorer kan ha en rekke nyttige anvendelser (Bourgeois et al. 2001; Haimi et al. 2013; Ratnaweera & Fettig 2015; Rosén et al. 2003), og dermed kan flere virtuelle sensorer lages for SRA ved hjelp av multivariat analyse, for eksempel for KOF, nitrat, Tot-P, tungmetaller med mer. Dette er noen av parameterne foreslått av Ratnaweera (2016). Slike sensorer kan testes sammen med online sensorer eller laboratorieprøver, og verifiseres til en viss grad. Likevel vil dette kreve større mengde data og ressurser, og ideelt sett flere lettmålte variabler.

Gode PCA-, PLSR- og MLR-modeller har blant annet blitt laget av Liu og Ratnaweera (2016) og Wang et al. (2017), som lagde gode estimater for KOF, Tot-P og optimal dosering. Modellene som ble laget ved hjelp av laboratorie- og driftsparametere i denne oppgaven ga ikke tilfredsstillende R^2 -verdier, men kan lages ved noen av forbeholdsreglene foreslått i 4.3.4.

4.4.3 Polymerstyring

Potensielle fordeler med polymerstyring kan være økt forståelse av polymereffekten ved SRA og besparelser knyttet til kjemikaliekostnader. Zouboulis et al. (2007) foreslo en sammenslåing av koagulant og polymer til en overordnet koagulant, siden mange rensaneanlegg i dag benytter kombinasjonen av uorganisk koagulant og organisk polymer, noe som vil være både tids- og pengebesparende. Valg av polymer er også avhengig av pris og regional tilgjengelighet.

Den største utfordringen er likevel behovet for å studere responsen til ulike doser. Som nevnt i teorikapittelet vil polymerens ladningstype, polymerdose, miksebetingelser, molekylærvekt, struktur og ladningstetthet, samt vannets pH, ionestyrke og partikkelstørrelser (Tripathy & De 2006; Wong et al. 2006) være avgjørende for flokkulering. I tillegg må dosene ses i sammenheng med mikrosand, koagulant og utløpskvalitet, og dermed vil optimal polymerdose basert på flere parametere kreve omfattende fullskala og labskala forsøk.

5 Konklusjon

Denne oppgaven presenterer mulighetene og utfordringene ved ulike optimaliseringstiltak ved Solumstrand rensanlegg. Tiltakene kan potensielt forbedre fellingsprosessen ved SRA, men er avhengige av å imøtekomme flere omfattende utfordringer for å fungere i praksis, og krever mest sannsynlig lange både fullskala og labskala forsøk.

Grunnet uforutsette utfordringer med måleapparater og andre komplikasjoner ble analyseprosessen vesentlig forsinket. Dette skapte en tidsmessig utfordring for studien slik at analyser for Tot-P og KOF ga mangelfulle resultater, og ble ekskludert i den statistiske analysen. Dette gjorde at verifisering av virtuelle sensorer ikke gikk som planlagt.

Doseringskontroll basert på utløpsturbiditet og utløpsfosfat ble også vanskelig å vurdere i praksis på grunn av upålitelige og manglende sanntidsmålinger av Orto-P samt hyppig behov for vedlikehold, da høyt partikkelinnhold ved tilbakespyling forstyrret måleprosessen.

Polymerstyring i et Actiflo®-basseng vil avhenge av både koagulant- og mikrosanddosering, i tillegg til at flokkuleringen er avhengig av mange ulike polymeregenskaper samt vannets kompleksitet.

En fordel ved innføring av de nevnte tiltakene kan være økt forståelse av den komplekse fellingsprosessen ved SRA. I tillegg kan tiltakene bidra til bedre overvåkning, og dette kan igjen føre til bedre resipientforhold. Felles utfordringer for de tre tiltakene ble konkludert til å være politisk og faglig interesse, behov for forskning, manglende erfaring samt statistisk ekspertise og god prosessforståelse. Summen av dette gjør videre forskning mulig og hensiktsmessig, men også komplisert og omfattende.

6 Referanser

- Abu-Orf, M. M. & Dentel, S. K. (1997). Polymer dose assessment using the streaming current detector. *Water environment research*, 69 (6): 1075-1085.
- Aceves-Lara, C.-A., Latrille, E., Conte, T. & Steyer, J.-P. (2012). Online estimation of VFA, alkalinity and bicarbonate concentrations by electrical conductivity measurement during anaerobic fermentation. *Water Science and Technology*, 65 (7): 1281-1289.
- Ashok, G. S. (2013). Water anti-theft and quality monitoring system by using PLC and SCADA. *International Journal of Electrical and Electronics Engineering Research*, 3 (2): 355-364.
- Berge, G. & Chaudhary, M. (2016). Kommunale avløp 2015: Ressursinnsats, utslipp, rensing og slamdisponering 2015. Gebyrer 2016. *SSB-rapport*, 2016/40. 98 s.
- Bourgeois, W., Burgess, J. E. & Stuetz, R. M. (2001). On-line monitoring of wastewater quality: a review. *Journal of chemical technology and biotechnology*, 76 (4): 337-348.
- Bratby, J. (2006). *Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment*: IWA publishing.
- CAMO. (2015). *The Unscrambler [brosjyre]*: CAMO Software AS.
- Cordell, D., Drangert, J. O. & White, S. (2009). The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 19 (2): 292-305.
- Crawley, M. J. (2012). *The R Book*: Wiley Publishing. 1076 s.
- Damhaug, T. & Paulsrud, B. (1982). Styring av kjemikaliedosering ved kjemiske renselanlegg. VA 7/82.
- Desjardins, C., Koudjonou, B. & Desjardins, R. (2002). Laboratory study of ballasted flocculation. *Water Research*, 36 (3): 744-754.
- Devold, A. J. (2012). *Veiledning for valg av riktige sensorer og måleutstyr i VA-teknikken*. Hamar: Norsk Vann.
- Directive, E. U. W. (1991). Council Directive of 21. May 1991 concerning urban waste water treatment (91/271/EEC). *Official Journal of the European Communities*.
- Fitzpatrick, C. S. B., Fradin, E. & Gregory, J. (2004). Temperature effects on flocculation, using different coagulants. *Water Science and Technology*, 50 (12): 171-175.
- Forurensningsforskriften. (2004). *Forskrift om begrensning av forurensning*.
- Forurensningsloven. (1981). *Lov om vern mot forurensninger og om avfall*.
- Gernaey, K. V., van Loosdrecht, M. C., Henze, M., Lind, M. & Jørgensen, S. B. (2004). Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: state of the art. *Environmental Modelling & Software*, 19 (9): 763-783.
- Ghernaout, D., Al-Ghonamy, A. I., Naceur, M. W., Boucherit, A., Messaoudene, N. A., Aichouni, M., Mahjoubi, A. A. & Elboughdiri, N. A. (2015). Controlling coagulation process: From zeta potential to streaming potential. *American Journal of Environmental Protection*, 4 (5-1): 16-27.
- Haimi, H., Mulas, M., Corona, F. & Vahala, R. (2013). Data-derived soft-sensors for biological wastewater treatment plants: An overview. *Environmental modelling & software*, 47: 88-107.
- Henderson, R., Parsons, S. & Jefferson, B. (2008). Successful removal of algae through the control of zeta potential. *Separation Science and Technology*, 43 (7): 1653-1666.
- Hentea, M. (2008). Improving security for SCADA control systems. *Interdisciplinary Journal of Information, Knowledge, and Management*, 3 (1): 73-86.
- Jansson, Å., Röttorp, J. & Rahmberg, M. (2002). Development of a software sensor for phosphorus in municipal wastewater. *Journal of chemometrics*, 16 (8-10): 542-547.

- Johnson, P. N. & Amirtharajah, A. (1983). Ferric chloride and alum as single and dual coagulants. *Journal (American Water Works Association)*: 232-239.
- Johnson, R. A. & Wichern, D. W. (2013). *Applied Multivariate Statistical Analysis: Pearson New International Edition*: Pearson Education Limited.
- KEMIRA. (2013). *Polymers in wastewater treatment - Kemira's new video now available*. Tilgjengelig fra: <http://www.kemira.com/en/newsroom/whats-new/pages/Polymers-in-wastewater-treatment---Kemiras-new-video-now-available.aspx> (lest 01.03.2017).
- Korostynska, O., Mason, A. & Al-Shamma'a, A. (2012). Monitoring of nitrates and phosphates in wastewater: current technologies and further challenges. *International journal on smart sensing and intelligent systems*, 5 (1): 149-176.
- Liu, W. & Ratnaweera, H. (2016). Improvement of multi-parameter-based feed-forward coagulant dosing control systems with feed-back functionalities. *Water Science and Technology*, 74 (2): 491-499.
- Løvås, G. G. (2013). *Statistikk for universiteter og høyskoler*. 3 utg. Oslo: Universitetsforlaget.
- Manamperuma, L., Ratnaweera, H., Heistad, A., Martsul, A. & Vasenko, L. (2015). *Impact on plant availability of phosphorus in sludge after coagulation*. IWA Specialized Conference on.
- Manamperuma, L. D., Ratnaweera, H. C. & Martsul, A. (2016). Mechanisms during suspended solids and phosphate concentration variations in wastewater coagulation process. *Environmental technology*, 37 (19): 2405-2413.
- Martens, H. & Martens, M. (2001). *Multivariate Analysis of Quality: An Introduction*: Wiley.
- Miller, S. M., Fugate, E. J., Craver, V. O., Smith, J. A. & Zimmerman, J. B. (2008). Toward understanding the efficacy and mechanism of *Opuntia* spp. as a natural coagulant for potential application in water treatment. *Environmental science & technology*, 42 (12): 4274-4279.
- Nedre Romerike Avløpsselskap IKS. (2014). Årsrapport 2013. 19 s.
- Olsson, G., Nielsen, M., Yuan, Z., Lynggaard-Jensen, A. & Steyer, J.-P. (2005). *Instrumentation, control and automation in wastewater systems*: IWA publishing.
- Om Regnbygge 3M. (u.å.). Tilgjengelig fra: <http://web.rosim.no/regnbygge3m/index.php/om-regnbygge-3m/> (lest 06.02.2016).
- Orhon, D., Ateş, E., Sözen, S. & Çokgör, E. U. (1997). Characterization and COD fractionation of domestic wastewaters. *Environmental Pollution*, 95 (2): 191-204.
- Pillai, J. (1997). Flocculants and coagulants: The keys to water and waste management in aggregate production. *Naperville, IL: Nalco Company (Stone review)*. p: 1-6.
- Ramos, P. M., Pereira, J. D., Ramos, H. M. G. & Ribeiro, A. L. (2008). A four-terminal water-quality-monitoring conductivity sensor. *IEEE Transactions on instrumentation and measurement*, 57 (3): 577-583.
- Ratnaweera, H. & Fetting, J. (2015). State of the Art of Online Monitoring and Control of the Coagulation Process. *Water*, 7 (11): 6574.
- Ratnaweera, H. (2016). *Online process surveillance and control [THT 310]*.
- Ratnaweera, H. (2017). *Personlig kommunikasjon*.
- Rosén, C., Röttorp, J. & Jeppsson, U. (2003). Multivariate on-line monitoring: challenges and solutions for modern wastewater treatment operation. *Water science and technology*, 47 (2): 171-179.
- Sharp, E., Banks, J., Billica, J., Gertig, K., Henderson, R., Parsons, S., Wilson, D. & Jefferson, B. (2005). Application of zeta potential measurements for coagulation control: pilot-plant experiences from UK and US waters with elevated organics. *Water Science and Technology: Water Supply*, 5 (5): 49-56.

- Sivchenko, N., Kvaal, K. & Ratnaweera, H. (2016). Evaluation of image texture recognition techniques in application to wastewater coagulation. *Cogent Engineering*, 3 (1): 1206679.
- Smoczyński, L., Ratnaweera, H., Kosobucka, M. & Smoczyński, M. (2014). Image analysis of sludge aggregates. *Separation and Purification Technology*, 122: 412-420.
- Spellman, F. R. (2013). *Handbook of water and wastewater treatment plant operations*: CRC Press.
- SYSTEA. (2009). *EasyChem Methodology [brosjyre]*: SYSTEA.
- SYSTEA. (u.å.). *Orthophosphate in water and seawater [brosjyre]*: SYSTEA.
- Tchobanoglous, G., Stensel, H. D., Tsuchihashi, R., Burton, F., Abu-Orf, M., Bowden, G. & Pfrang, W. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. New York: McGraw-Hill Education.
- Tripathy, T. & De, B. R. (2006). Flocculation: a new way to treat the waste water.
- Vanrolleghem, P. A. & Lee, D. S. (2003). On-line monitoring equipment for wastewater treatment processes: state of the art. *Water Science and Technology*, 47 (2): 1-34.
- Vedeler, A. (2017). *Solumstrand renseanlegg* (e-post til H. D. Seip 2017).
- Veolia-Water. (u.å.). *ACTIFLO Turbo Microsand Clarification Process [brosjyre]*. 3 s.
- Wang, X., Ratnaweera, H., Holm, J. A. & Olsbu, V. (2017). Statistical monitoring and dynamic simulation of a wastewater treatment plant: A combined approach to achieve model predictive control. *Journal of Environmental Management*, 193: 1-7.
- WaterWorld. (u.å.). *ONLINE ZETA POTENTIAL MEASUREMENT PROVIDES WATER TREATMENT CONTROL, COST REDUCTION*. Tilgjengelig fra: <http://www.waterworld.com/articles/print/volume-30/issue-10/features/automation-technology/online-zeta-potential-measurement-provides-water-treatment-control-cost-reduction.html> (lest 10.05.2017).
- Wold, S., Eriksson, L., Trygg, J. & Kettaneh, N. (2004). The PLS method—partial least squares projections to latent structures—and its applications in industrial RDP (research, development, and production). *Unea University*.
- Wong, S., Teng, T., Ahmad, A., Zuhairi, A. & Najafpour, G. (2006). Treatment of pulp and paper mill wastewater by polyacrylamide (PAM) in polymer induced flocculation. *Journal of Hazardous Materials*, 135 (1): 378-388.
- Wålberg, K. I. (1983). *Vann - verd å verne*. [Oslo]: Tiden. 209 s. s.
- Yin, C.-Y. (2010). Emerging usage of plant-based coagulants for water and wastewater treatment. *Process Biochemistry*, 45 (9): 1437-1444.
- Zouboulis, A., Tzoupanos, N. & Moussas, P. (2007). *Inorganic pre-polymerised coagulants: current status and future trends*. Third IASME/WSEAS International Conference, S. Nikolaos, Greece: Citeseer. 24-26 s.
- Ødegaard, H., Rusten, B., Storhaug, R. & Paulsrud, B. (2009). *Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg*. Hamar: Norsk Vann.
- Ødegaard, H., Thorolfsson, S. T., Lindholm, O., Østerhus, S. W., Sægrov, S., Mosevoll, G. & Heistad, A. (red.). (2014). *Vann- og avløpsteknikk*. 2 utg. Hamar: Norsk Vann.
- Øgaard, A. F. (2013). Plantetilgjengelig fosfor i avløpsslam. *Bioforsk Rapport*, 8 (34).

Vedlegg A: Reaktanter for laboratoriearbeid

Reaktanter for måling av Orto-P og Tot-P i EasyChem

R1 – fargereaktant

Ammonium molybdate 4 %	15 ml
Sulfuric acid (5N)	50 ml
Antimony potassium tartrate 0.3 %	5 ml

R2 – reduksjonsreaktant

Ascorbic acid	4.5 g
Deionized water	250 ml

Reaktanter for måling av nitrat i EasyChem

R1 – arbeidsreaktant

Cupric sulfate 0.05 %	5 ml
Deionized water	100 ml

R2 – arbeidsreaktant

Hydrazine sulfate 0.6 %	20 ml
Sodium hydroxide	100 ml

R3 - fargereaktant

Sulfanilamide	1.0 g
Concentrated hydrochloric acid	5 ml
N-1-naphthylethylenediamine dihydrochloride	0.1 g
Deionized water	100 ml

Vedlegg B: Resultater fra MMAC

Dato	Klokka	Orto-P [mg/l]	Dato	Klokka	Orto-P [mg/l]	Dato	Klokka	Orto-P [mg/l]
21.03.2017	15:43	0,068	01.04.2017	03:00	-0,001	11.04.2017	07:06	0,005
21.03.2017	16:04	0,111	01.04.2017	09:00	-0,001	11.04.2017	07:26	0,005
21.03.2017	16:24	0,088	02.04.2017	00:00	0	11.04.2017	07:46	0,005
21.03.2017	19:44	0,168	02.04.2017	00:09	-0,001	11.04.2017	08:06	0,009
21.03.2017	22:44	0,177	02.04.2017	00:19	-0,001	11.04.2017	08:26	0,011
22.03.2017	00:00	0,007	02.04.2017	00:29	-0,001	11.04.2017	08:46	0,018
22.03.2017	00:09	0,004	02.04.2017	00:38	-0,001	11.04.2017	09:00	0
22.03.2017	00:19	-0,001	02.04.2017	00:48	-0,002	11.04.2017	09:09	0,011
22.03.2017	00:29	0	02.04.2017	00:58	-0,002	11.04.2017	09:29	0,008
22.03.2017	00:38	-0,001	02.04.2017	03:00	0	11.04.2017	09:49	0,006
22.03.2017	00:48	-0,001	02.04.2017	09:00	-0,001	11.04.2017	10:09	0,006
22.03.2017	00:58	-0,006	03.04.2017	00:00	-0,001	11.04.2017	10:29	0,008
22.03.2017	03:00	0,003	03.04.2017	00:09	-0,001	11.04.2017	10:49	0,007
22.03.2017	09:00	0	03.04.2017	00:19	-0,001	11.04.2017	11:09	0,007
23.03.2017	00:00	0	03.04.2017	00:29	-0,001	11.04.2017	11:29	0,007
23.03.2017	00:09	-0,001	03.04.2017	00:38	-0,001	11.04.2017	11:49	0,01
23.03.2017	00:19	-0,002	03.04.2017	00:48	-0,001	11.04.2017	12:09	0,015
23.03.2017	00:29	-0,001	03.04.2017	00:58	-0,001	11.04.2017	12:29	0,016
23.03.2017	00:38	-0,001	03.04.2017	03:00	-0,001	11.04.2017	12:49	0,015
23.03.2017	00:48	-0,001	03.04.2017	09:00	-0,001	11.04.2017	13:09	0,016
23.03.2017	00:57	-0,002	10.04.2017	12:20	0,04	11.04.2017	13:29	0,021
23.03.2017	03:00	-0,001	10.04.2017	13:00	0,056	11.04.2017	13:49	0,02
23.03.2017	09:00	-0,001	10.04.2017	13:20	0,032	11.04.2017	14:09	0,02
24.03.2017	00:00	0	10.04.2017	13:40	0,035	11.04.2017	14:29	0,022
24.03.2017	00:09	0	10.04.2017	14:00	0,04	11.04.2017	14:49	0,022
24.03.2017	00:19	-0,001	10.04.2017	14:20	0,034	11.04.2017	15:09	0,023
24.03.2017	00:29	-0,001	10.04.2017	14:40	0,034	11.04.2017	15:29	0,024
24.03.2017	00:38	-0,002	10.04.2017	15:00	0,041	11.04.2017	15:49	0,026
24.03.2017	00:48	-0,001	10.04.2017	15:20	0,047	11.04.2017	16:09	0,023
24.03.2017	00:58	-0,001	10.04.2017	15:40	0,056	11.04.2017	16:29	0,021
24.03.2017	03:00	0	10.04.2017	16:00	0,043	11.04.2017	16:49	0,018
24.03.2017	09:00	0	10.04.2017	16:20	0,044	11.04.2017	17:09	0,014
24.03.2017	12:57	0,001	10.04.2017	16:40	0,046	11.04.2017	17:29	0,011
24.03.2017	14:11	0,002	10.04.2017	17:00	0,051	11.04.2017	17:49	0,011
30.03.2017	10:39	0,053	10.04.2017	17:20	0,046	11.04.2017	18:09	0,01
30.03.2017	11:40	0,059	10.04.2017	17:40	0,043	11.04.2017	18:29	0,011
30.03.2017	11:50	0,053	10.04.2017	18:00	0,032	11.04.2017	18:50	0,012
30.03.2017	12:10	0,062	10.04.2017	18:20	0,023	11.04.2017	19:10	0,011
30.03.2017	12:30	0,092	10.04.2017	18:40	0,02	11.04.2017	19:30	0,011
30.03.2017	12:50	0,153	10.04.2017	19:00	0,02	11.04.2017	19:50	0,011
30.03.2017	13:10	0,224	10.04.2017	19:20	0,017	11.04.2017	20:10	0,011
30.03.2017	13:30	0,174	10.04.2017	19:40	0,015	11.04.2017	20:30	0,01
30.03.2017	13:50	0,131	10.04.2017	20:00	0,014	11.04.2017	20:50	0,009
30.03.2017	14:10	0,18	10.04.2017	20:21	0,014	11.04.2017	21:10	0,008
30.03.2017	14:30	0,149	10.04.2017	20:41	0,012	11.04.2017	21:30	0,007
30.03.2017	14:50	0,111	10.04.2017	21:01	0,012	11.04.2017	21:50	0,007
30.03.2017	15:10	0,079	10.04.2017	21:21	0,013	11.04.2017	22:10	0,007
30.03.2017	15:30	0,062	10.04.2017	21:41	0,013	11.04.2017	22:30	0,007
30.03.2017	15:50	0,046	10.04.2017	22:01	0,013	11.04.2017	22:50	0,008
30.03.2017	16:10	0,035	10.04.2017	22:21	0,015	11.04.2017	23:10	0,007
30.03.2017	16:30	0,026	10.04.2017	22:41	0,013	11.04.2017	23:30	0,009
30.03.2017	16:50	0,024	10.04.2017	23:01	0,012	11.04.2017	23:50	0,011
30.03.2017	17:10	0,026	10.04.2017	23:21	0,013	11.04.2017	00:00	0
30.03.2017	17:30	0,024	10.04.2017	23:41	0,012	11.04.2017	00:09	-0,002
30.03.2017	17:51	0,025	11.04.2017	00:38	-0,001	11.04.2017	00:19	-0,001
30.03.2017	18:11	0,025	11.04.2017	00:48	-0,001	11.04.2017	00:29	-0,001
30.03.2017	18:31	0,031	11.04.2017	00:58	-0,002	12.04.2017	00:00	0
30.03.2017	18:51	0,051	11.04.2017	01:23	0,012	12.04.2017	00:09	-0,001
31.03.2017	00:00	0,011	11.04.2017	01:43	0,011	12.04.2017	00:19	-0,001
31.03.2017	00:09	0,004	11.04.2017	02:03	0,01	12.04.2017	00:29	-0,001
31.03.2017	00:19	0	11.04.2017	02:23	0,009	12.04.2017	00:38	-0,001
31.03.2017	00:29	-0,002	11.04.2017	02:43	0,01	12.04.2017	00:48	-0,001
31.03.2017	00:38	0	11.04.2017	03:00	0	12.04.2017	00:58	-0,001
31.03.2017	00:48	0	11.04.2017	03:25	0,005	12.04.2017	01:23	0,012
31.03.2017	00:58	-0,001	11.04.2017	03:45	0,004	12.04.2017	01:43	0,01
31.03.2017	03:00	-0,001	11.04.2017	04:05	0,004	12.04.2017	02:03	0,01
31.03.2017	09:00	0,001	11.04.2017	04:25	0,005	12.04.2017	02:23	0,008
01.04.2017	00:00	-0,002	11.04.2017	04:45	0,005	12.04.2017	02:43	0,007
01.04.2017	00:09	0	11.04.2017	05:05	0	12.04.2017	03:00	0
01.04.2017	00:19	-0,002	11.04.2017	05:25	0,005	12.04.2017	03:24	0,004
01.04.2017	00:29	0	11.04.2017	05:45	0,004	12.04.2017	03:44	0,005
01.04.2017	00:38	-0,003	11.04.2017	06:05	0,004	12.04.2017	04:04	0
01.04.2017	00:48	-0,001	11.04.2017	06:25	0,005	12.04.2017	04:24	0,005
01.04.2017	00:58	-0,002	11.04.2017	06:46	0,004	12.04.2017	04:45	0,005

12.04.2017	05:05	0,005	22.04.2017	08:13	0,01	23.04.2017	00:48	0
12.04.2017	05:25	0,004	22.04.2017	08:33	0,009	23.04.2017	00:58	-0,001
12.04.2017	05:45	0,005	22.04.2017	08:53	0,009	23.04.2017	01:07	0,003
12.04.2017	06:05	0,007	23.04.2017	09:02	0	23.04.2017	01:27	0,005
12.04.2017	06:25	0,008	22.04.2017	09:13	0,008	23.04.2017	01:47	0,006
12.04.2017	06:45	0,009	22.04.2017	09:33	0,007	23.04.2017	02:07	0,005
12.04.2017	07:05	0,01	22.04.2017	09:53	0,008	23.04.2017	02:27	0,006
12.04.2017	07:25	0,012	22.04.2017	10:14	0,008	23.04.2017	02:47	0,005
12.04.2017	07:45	0,014	22.04.2017	10:34	0,008	23.04.2017	03:00	0,001
12.04.2017	08:05	0,018	22.04.2017	10:54	0,008	23.04.2017	03:09	0,003
12.04.2017	08:25	0,017	22.04.2017	11:14	0,007	23.04.2017	03:29	0,005
12.04.2017	08:45	0,021	22.04.2017	11:34	0,008	23.04.2017	03:49	0,007
12.04.2017	09:00	0	22.04.2017	11:54	0,008	23.04.2017	04:09	0,01
12.04.2017	09:25	0,017	22.04.2017	12:14	0,01	23.04.2017	04:29	0,012
12.04.2017	09:45	0,012	22.04.2017	12:34	0,01	23.04.2017	04:49	0,012
12.04.2017	10:05	0,01	22.04.2017	12:54	0,01	23.04.2017	05:09	0,013
12.04.2017	10:25	0,01	22.04.2017	13:14	0,01	23.04.2017	05:29	0,012
12.04.2017	10:45	0,009	22.04.2017	13:34	0,01	23.04.2017	05:49	0,013
21.04.2017	22:41	0,026	22.04.2017	13:54	0,008	23.04.2017	06:09	0,011
21.04.2017	23:01	0,026	22.04.2017	14:14	0,01	23.04.2017	06:29	0,012
21.04.2017	23:21	0,026	22.04.2017	14:34	0,01	23.04.2017	06:49	0,011
21.04.2017	23:41	0,025	22.04.2017	14:54	0,01	23.04.2017	07:09	0,012
21.04.2017	14:19	0,029	22.04.2017	15:14	0,011	23.04.2017	07:29	0,011
21.04.2017	15:01	0,063	22.04.2017	15:34	0,009	23.04.2017	07:49	0,01
21.04.2017	15:21	0,068	22.04.2017	15:54	0,01	23.04.2017	08:10	0,011
21.04.2017	15:41	0,062	22.04.2017	16:14	0,008	23.04.2017	08:30	0,012
21.04.2017	16:01	0,057	22.04.2017	16:34	0,008	23.04.2017	08:50	0,009
21.04.2017	16:21	0,056	22.04.2017	16:54	0,007	23.04.2017	09:00	0,001
21.04.2017	16:41	0,052	22.04.2017	17:14	0,006	23.04.2017	09:10	0,011
21.04.2017	17:01	0,049	22.04.2017	17:34	0,007	23.04.2017	09:30	0,011
21.04.2017	17:21	0,048	22.04.2017	17:54	0,007	23.04.2017	09:50	0,012
21.04.2017	17:41	0,05	22.04.2017	18:14	0,006	23.04.2017	10:10	0,012
21.04.2017	18:01	0,049	22.04.2017	18:34	0,008	23.04.2017	10:30	0,012
21.04.2017	18:21	0,048	22.04.2017	18:54	0,008	23.04.2017	10:50	0,013
21.04.2017	18:41	0,046	22.04.2017	19:14	0,008	23.04.2017	11:10	0,012
21.04.2017	19:01	0,046	22.04.2017	19:34	0,008	23.04.2017	11:30	0,012
21.04.2017	19:21	0,043	22.04.2017	19:54	0,007	23.04.2017	11:50	0,013
21.04.2017	19:41	0,04	22.04.2017	20:14	0,008	23.04.2017	12:10	0,013
21.04.2017	20:01	0,035	22.04.2017	20:34	0,008	23.04.2017	12:30	0,013
21.04.2017	20:21	0,032	22.04.2017	20:54	0,007	23.04.2017	12:50	0,013
21.04.2017	20:41	0,032	22.04.2017	21:14	0,006	23.04.2017	13:10	0,013
21.04.2017	21:01	0,033	22.04.2017	21:34	0,006	23.04.2017	13:30	0,015
21.04.2017	21:21	0,034	22.04.2017	21:54	0,007	23.04.2017	13:50	0,016
21.04.2017	21:41	0,034	22.04.2017	22:34	0,006	23.04.2017	14:10	0,017
21.04.2017	22:01	0,03	22.04.2017	22:55	0,006	23.04.2017	14:30	0,017
21.04.2017	22:21	0,027	22.04.2017	23:15	0,005	23.04.2017	14:50	0,018
22.04.2017	00:00	0,001	22.04.2017	23:35	0,005	23.04.2017	15:10	0,018
22.04.2017	00:09	-0,001	23.04.2017	15:30	0,019	24.04.2017	00:00	0,002
22.04.2017	00:19	0	23.04.2017	15:50	0,018	24.04.2017	00:09	0,001
22.04.2017	00:29	0	23.04.2017	16:10	0,016	24.04.2017	00:19	0,001
22.04.2017	00:38	0	23.04.2017	16:30	0,017	24.04.2017	00:29	-0,001
22.04.2017	00:48	0	23.04.2017	16:50	0,016	24.04.2017	00:38	0
22.04.2017	00:58	-0,001	23.04.2017	17:10	0,016	24.04.2017	00:48	-0,001
22.04.2017	01:13	0,018	23.04.2017	17:30	0,016	24.04.2017	00:58	0
22.04.2017	01:33	0,017	23.04.2017	17:50	0,014	24.04.2017	01:23	0,014
22.04.2017	01:53	0,019	23.04.2017	18:10	0,013	24.04.2017	01:43	0,015
22.04.2017	02:13	0,018	23.04.2017	18:30	0,013	24.04.2017	02:03	0,016
22.04.2017	02:33	0,018	23.04.2017	18:50	0,012	24.04.2017	02:23	0,018
22.04.2017	02:53	0,017	23.04.2017	20:10	0,011	24.04.2017	02:43	0,016
22.04.2017	03:01	0,001	23.04.2017	20:30	0,01	24.04.2017	03:00	0,002
22.04.2017	03:13	0,015	23.04.2017	20:50	0,011	24.04.2017	03:25	0,013
22.04.2017	03:33	0,015	23.04.2017	21:11	0,011	24.04.2017	03:45	0,012
22.04.2017	03:53	0,012	23.04.2017	21:31	0,012	24.04.2017	04:05	0,013
22.04.2017	04:13	0,012	23.04.2017	21:51	0,014	24.04.2017	04:25	0,012
22.04.2017	04:33	0,012	23.04.2017	22:11	0,015	24.04.2017	04:45	0,012
22.04.2017	04:53	0,011	23.04.2017	22:31	0,015	24.04.2017	05:05	0,014
22.04.2017	05:13	0,01	23.04.2017	22:51	0,014	24.04.2017	05:25	0,014
22.04.2017	05:33	0,011	23.04.2017	23:11	0,014	24.04.2017	05:45	0,016
22.04.2017	05:53	0,009	23.04.2017	23:31	0,014	24.04.2017	06:05	0,017
22.04.2017	06:13	0,01	23.04.2017	23:51	0,015	24.04.2017	06:25	0,02
22.04.2017	06:33	0,01	23.04.2017	00:00	0	24.04.2017	06:45	0,025
22.04.2017	06:53	0,011	23.04.2017	00:09	-0,001	24.04.2017	07:06	0,031
22.04.2017	07:13	0,01	23.04.2017	00:19	-0,001	24.04.2017	07:26	0,034
22.04.2017	07:33	0,01	23.04.2017	00:29	0	24.04.2017	07:46	0,036
22.04.2017	07:53	0,01	23.04.2017	00:38	-0,001	24.04.2017	08:06	0,035

24.04.2017	08:26	0,033	25.04.2017	08:05	0,007
24.04.2017	08:46	0,031	25.04.2017	08:25	0,006
24.04.2017	09:00	0,001	25.04.2017	08:45	0,007
24.04.2017	09:09	0,028	25.04.2017	09:00	0,001
24.04.2017	09:29	0,028	25.04.2017	09:25	0,008
24.04.2017	09:49	0,025	25.04.2017	09:45	0,01
24.04.2017	10:09	0,026			
24.04.2017	10:29	0,025			
24.04.2017	10:49	0,024			
24.04.2017	11:09	0,021			
24.04.2017	11:29	0,022			
24.04.2017	11:49	0,02			
24.04.2017	12:09	0,018			
24.04.2017	12:29	0,016			
24.04.2017	12:49	0,013			
24.04.2017	13:09	0,015			
24.04.2017	13:29	0,014			
24.04.2017	13:49	0,014			
24.04.2017	14:09	0,014			
24.04.2017	14:29	0,015			
24.04.2017	14:49	0,014			
24.04.2017	15:09	0,012			
24.04.2017	15:29	0,014			
24.04.2017	15:49	0,016			
24.04.2017	16:09	0,014			
24.04.2017	16:29	0,016			
24.04.2017	16:49	0,016			
24.04.2017	17:09	0,015			
24.04.2017	17:29	0			
24.04.2017	17:49	0,014			
24.04.2017	18:09	0,013			
24.04.2017	18:29	0,013			
24.04.2017	18:49	0,012			
24.04.2017	19:10	0,011			
24.04.2017	19:30	0,01			
24.04.2017	19:50	0,01			
24.04.2017	20:10	0,008			
24.04.2017	20:30	0,008			
24.04.2017	20:50	0,007			
24.04.2017	21:10	0,007			
24.04.2017	21:30	0,014			
24.04.2017	21:50	0,052			
24.04.2017	22:10	0,061			
24.04.2017	22:30	0,064			
24.04.2017	22:50	0,063			
24.04.2017	23:10	0,059			
24.04.2017	23:30	0,054			
24.04.2017	23:50	0,048			
25.04.2017	00:00	0,002			
25.04.2017	00:09	0,001			
25.04.2017	00:19	0,001			
25.04.2017	00:29	0			
25.04.2017	00:38	0			
25.04.2017	00:48	0			
25.04.2017	00:58	0			
25.04.2017	01:23	0,031			
25.04.2017	01:43	0,029			
25.04.2017	02:03	0,025			
25.04.2017	02:23	0,024			
25.04.2017	02:43	0,024			
25.04.2017	03:00	0,001			
25.04.2017	03:24	0,025			
25.04.2017	03:44	0,03			
25.04.2017	04:04	0,029			
25.04.2017	04:24	0,024			
25.04.2017	04:44	0,02			
25.04.2017	05:05	0,017			
25.04.2017	05:25	0,014			
25.04.2017	05:45	0,013			
25.04.2017	06:05	0,012			
25.04.2017	06:25	0,011			
25.04.2017	06:45	0,01			
25.04.2017	07:05	0,008			
25.04.2017	07:25	0,009			
25.04.2017	07:45	0,008			

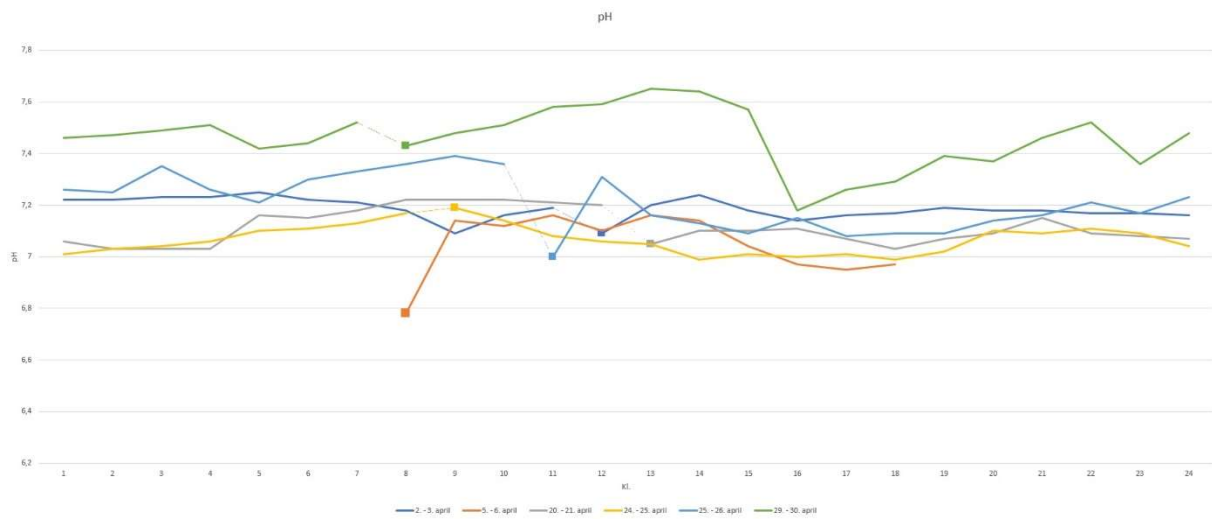
Vedlegg C: Tot-P fra laboratoriemålinger

B-vannprøver	Tot P	Orto P	Diff	C-vannprøver	Tot P	Orto P	Diff	
	0,095221	0,1097	-0,014479		-0,001115	0,0155	-0,016615	Vannprøvesett 1
	0,062886	0,09643333	-0,03354733		-0,000669	0,0168	-0,017469	
	0,041255	0,15996667	-0,11871167		-0,001561	0,0218	-0,023361	
	0,0223	0,21966667	-0,19736667		-0,001115	0,0341	-0,035215	
	0,01784	0,2419	-0,22406		-0,001115	0,0339	-0,035015	
	0,026983	0,18276667	-0,15578367		-0,000223	0,0186	-0,018823	
	0,041255	0,11066667	-0,06941167		-0,001115	0,0202	-0,021315	
	0,0892	0,0783	0,0109		-0,000669	0,0159	-0,016569	
	0,029213	0,07093333	-0,04172033		0,001115	0,005	-0,003885	
	0,070914	0,07893333	-0,00801933		0,000669	0,0161	-0,015431	
	0,092099	0,07156667	0,02053233		-0,000223	0,0188	-0,019023	
	0,059764	0,0774	-0,017636		-0,000223	0,018	-0,018223	
	0,094329	0,09786667	-0,00353767		0,000669	0,0179	-0,017231	
	0,053297	0,08753333	-0,03423633		-0,001561	0,019	-0,020561	
	0,108601	0,07466667	0,03393433		0,001561	0,016	-0,014439	
	0,064224	0,06696667	-0,00274267		0,002007	0,0122	-0,010193	
	0,005798	0,06216667	-0,05636867		0,001115	0,0114	-0,010285	
	0,139598	0,0566	0,082998		0,000669	0,0082	-0,007531	
	0,0446	0,04426667	0,00033333		0,000669	0,0068	-0,006131	
	0,04906	0,0298	0,01926		0,000223	0,0065	-0,006277	
	0,144504	0,03083333	0,11367067		0,000669	0,0075	-0,006831	
	0,135807	0,0384	0,097407		0,000669	0,0062	-0,005531	
	0,095667	0,10066667	-0,00499967		0,002899	0,0115	-0,008601	
	0,113284	0,21956667	-0,10628267		0,000669	0,0167	-0,016031	
	17,58355	1,52	16,06355		0,002899	0,0138	-0,010901	Vannprøvesett 2
	4,35073	0,521	3,82973		0,008028	0,0129	-0,004872	
	4,15895	0,507	3,65195		0,031666	0,0144	0,017266	
	4,62948	0,724	3,90548		0,024753	0,0193	0,005453	
	5,71326	1,045	4,66826		0,014495	0,0204	-0,005905	
	5,82699	1,217	4,60999		0,011819	0,0216	-0,009781	
	5,6642	1,133	4,5312		0,014049	0,0237	-0,009651	
	5,58169	1,446	4,13569		0,00669	0,0237	-0,01701	
	5,57054	1,343	4,22754		0,014941	0,0208	-0,005859	
	5,34531	1,156	4,18931		0,020516	0,0214	-0,000884	
	5,37653	1,142	4,23453		0,020962	0,0237	-0,002738	
					0,0223	0,0231	-0,0008	
					0,022746	0,0233	-0,000554	
					0,018286	0,0233	-0,005014	
					0,015387	0,0253	-0,009913	
					0,020516	0,0258	-0,005284	
					0,007136	0,0262	-0,019064	
					0,012711	0,0227	-0,009989	
					0,026091	0,02	0,006091	
					0,016279	0,0202	-0,003921	
					0,018286	0,0146	0,003686	
					0,035234	0,0198	0,015434	
					0,053297	0,0216	0,031697	
					0,039471	0,0224	0,017071	
	0,009366	1,76925	-1,759884					Vannprøvesett 3
	0,013157	2,2898	-2,276643					
	0,012711	2,16325	-2,150539					
	0,012711	1,5345	-1,521789					
	0,00669	0,7475	-0,74081					
	0,019178	0,7939	-0,774722					
	0,019624	1,00345	-0,983826					
	0,011373	1,14155	-1,130177					
	0,008028	0,98415	-0,976122					
	0,010481	1,167	-1,156519					
	0,012711	1,2423	-1,229589					
	0,015833	1,0911	-1,075267					
	0,013603	1,0868	-1,073197					
	0,028767	0,9464	-0,917633					

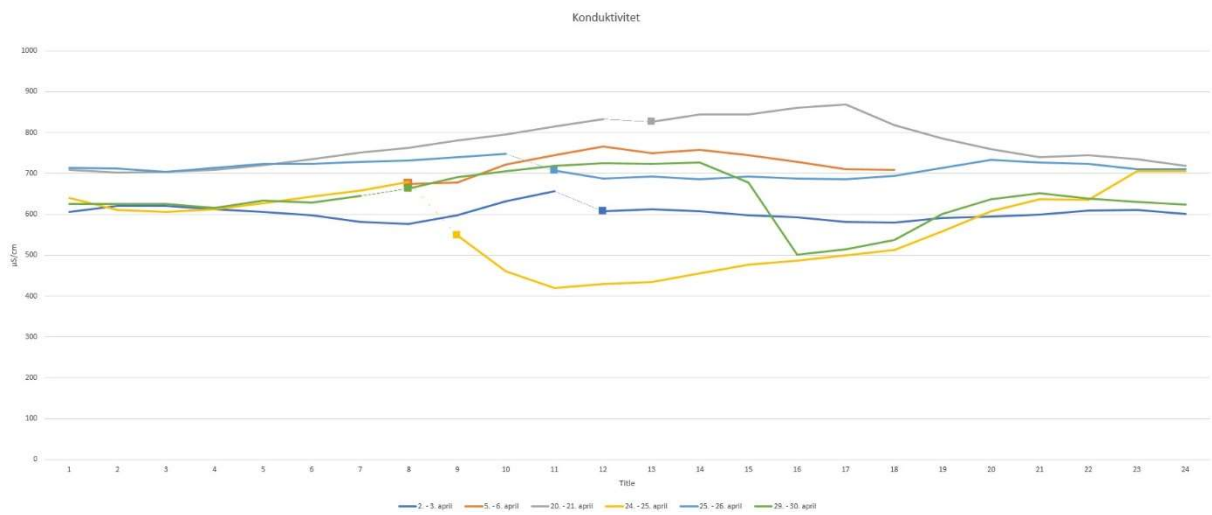
0,016725	1,1364	-1,119675			
0,014049	0,9253	-0,911251			
0,005798	0,7121	-0,706302			
0,001561	0,32485	-0,323289			
0,000669	0,2927	-0,292031			
-0,002453	0,19985	-0,202303			
-0,000223	0,13935	-0,139573			
0,002899	0,1713	-0,168401			
0,001115	0,3519	-0,350785			
0,007582	0,80635	-0,798768			
0,001338	0,5062	-0,504862	0,436634	0,00715	0,429484
0,014272	0,6023	-0,588028	-0,00669	0,0084	-0,01509
0,007359	0,444	-0,436641	1,528665	0,0078	1,520865
0,006467	0,3448	-0,338333	-0,006021	0,0079	-0,013921
3,1118535	0,358	2,7538535	-0,006913	0,0088	-0,015713
0,005798	0,2399	-0,234102	-0,006467	0,0112	-0,017667
2,4490975	0,2629	2,1861975	0,9601265	0,0115	0,9486265
0,0039025	0,3138	-0,3098975	-0,006021	0,01145	-0,017471
1,500121	0,3161	1,184021	-0,007136	0,01175	-0,018886
0,007359	0,4585	-0,451141	-0,006021	0,0131	-0,019121
3,202726	0,3875	2,815226	-0,00669	0,01455	-0,02124
0,0052405	0,2104	-0,2051595	-0,005798	0,0104	-0,016198
0,001784	0,1907	-0,188916	0,140713	0,011	0,129713
0,0061325	0,1419	-0,1357675	2,203017	0,00965	2,193367
0,275851	0,0909	0,184951	-0,006244	0,0068	-0,013044
0,005352	0,0544	-0,049048	-0,005575	0,00715	-0,012725
0,705795	0,0394	0,666395	-0,006021	0,0083	-0,014321
0,0036795	0,0448	-0,0411205	-0,005129	0,00735	-0,012479
1,850454	0,0385	1,811954	-0,005798	0,0066	-0,012398
1,92672	0,1445	1,78222	-0,004906	0,0058	-0,010706
0,0012265	0,1195	-0,1182735	-0,006021	0,00515	-0,011171
4,598929	0,228	4,370929	-0,005352	0,00475	-0,010102
1,879667	0,4618	1,417867	-0,005575	0,00505	-0,010625
0,00223	0,597	-0,59477	-0,004906	0,00565	-0,010556

Vannprøvesett 5

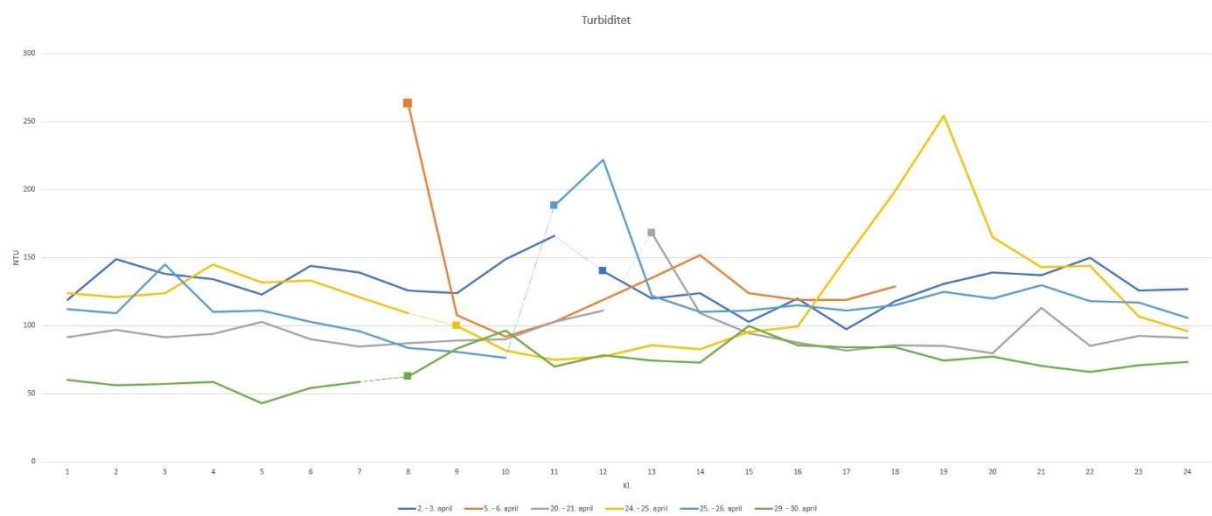
Vedlegg D: Figurer fra laboratoriemålinger



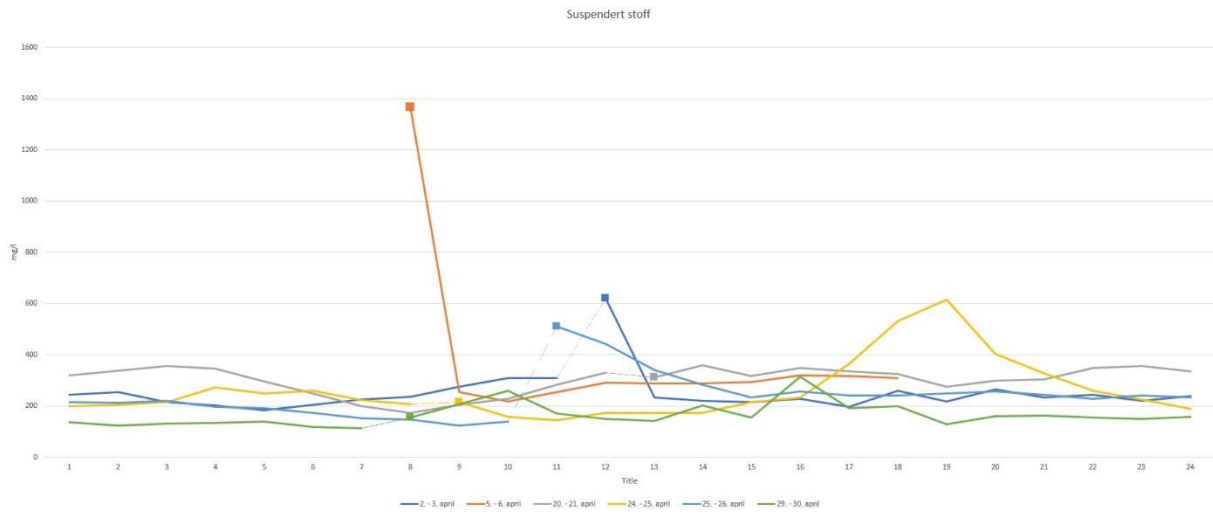
pH-målinger fra punkt B.



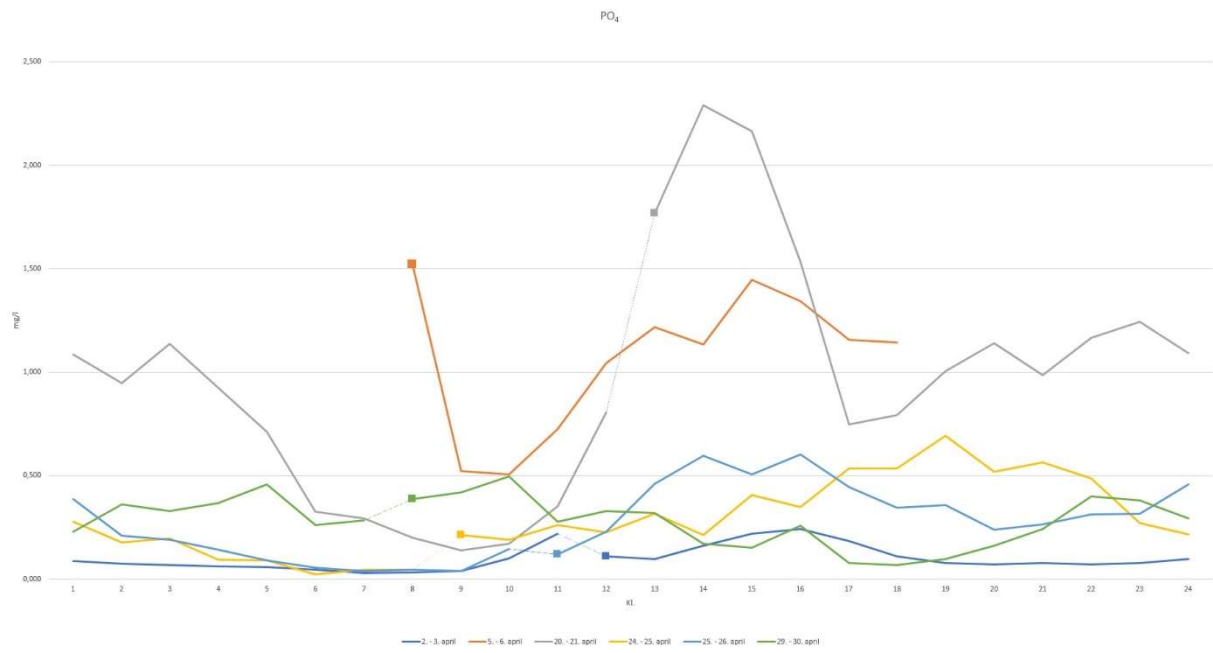
Konduktivetsmålinger fra punkt B.



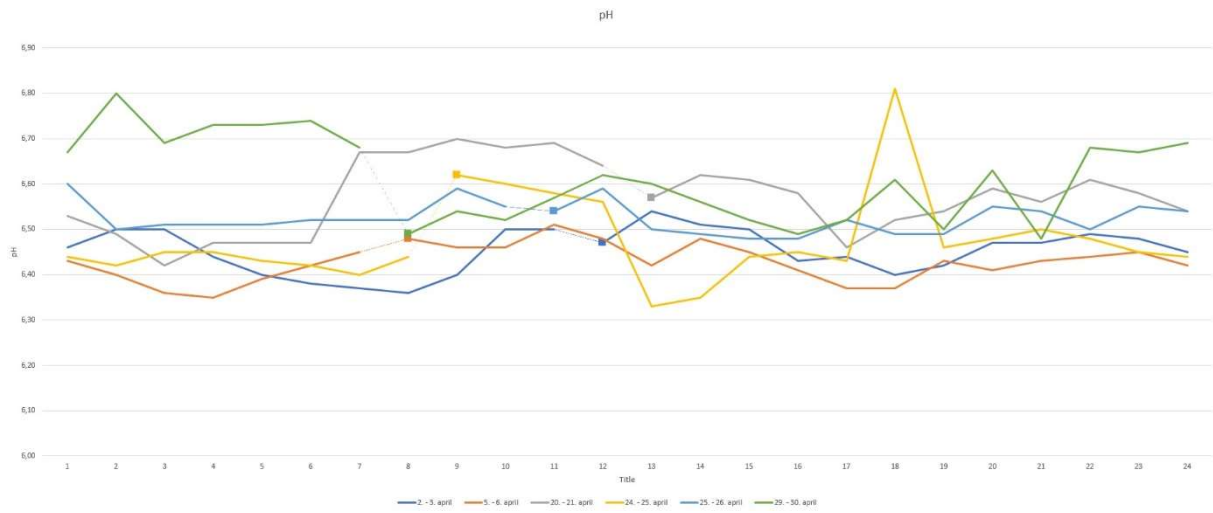
Turbiditetsmålinger fra punkt B.



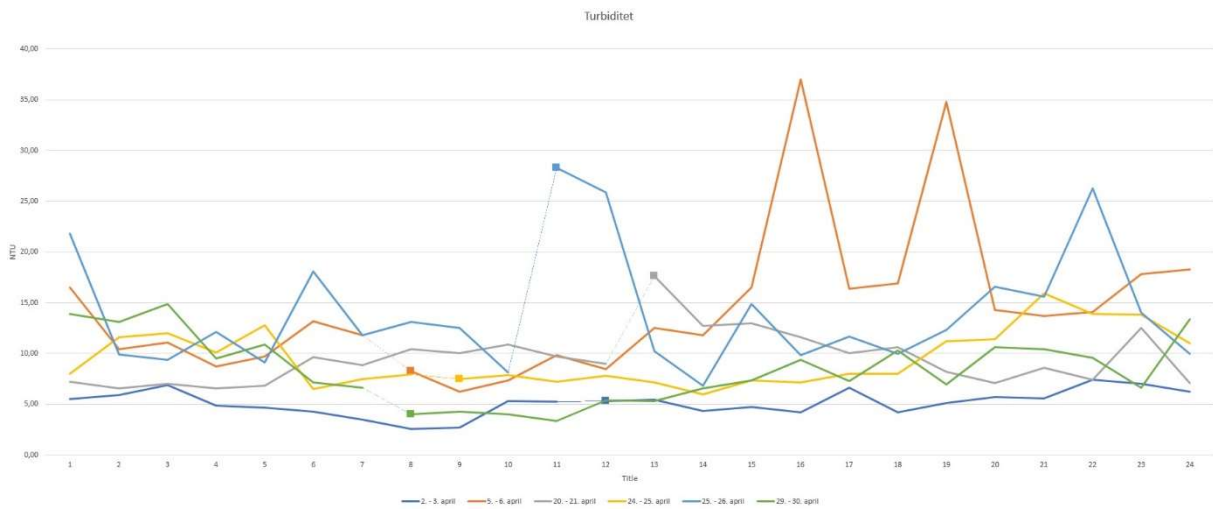
SS-målinger fra punkt B.



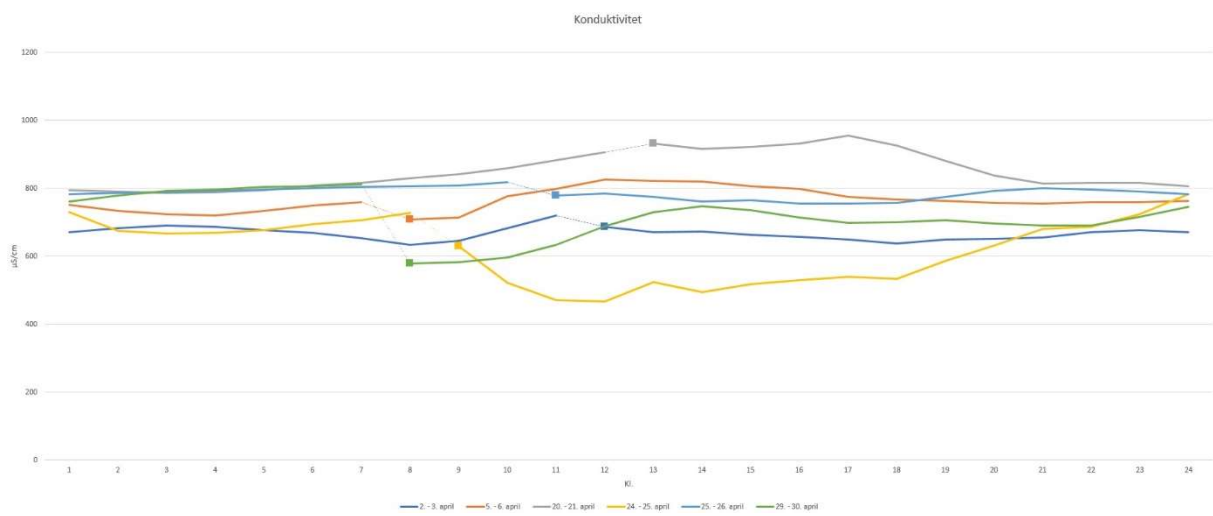
Målinger av Orto-P fra punkt B.



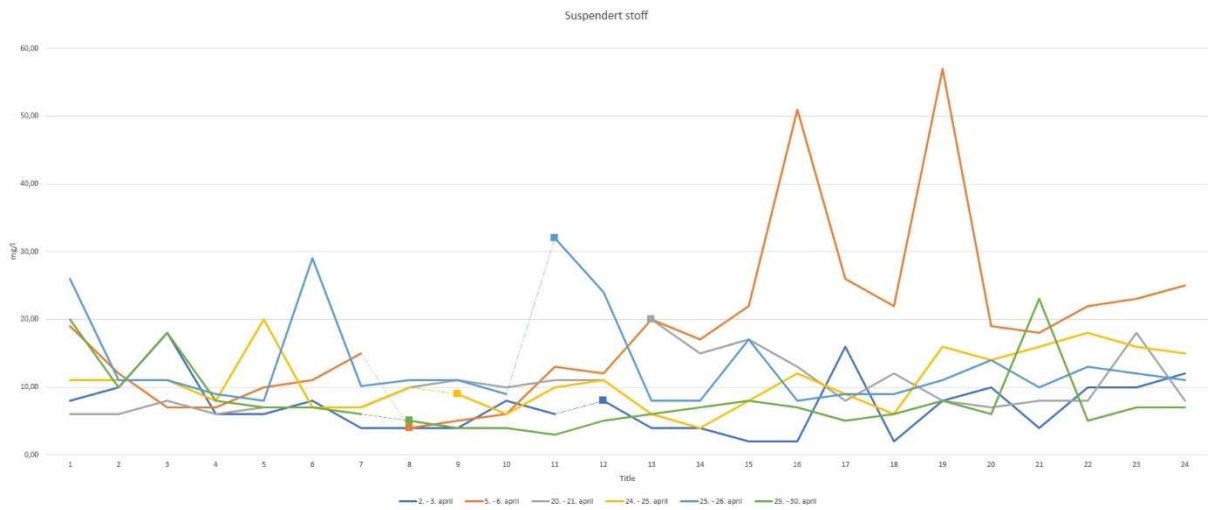
pH-målinger fra punkt C.



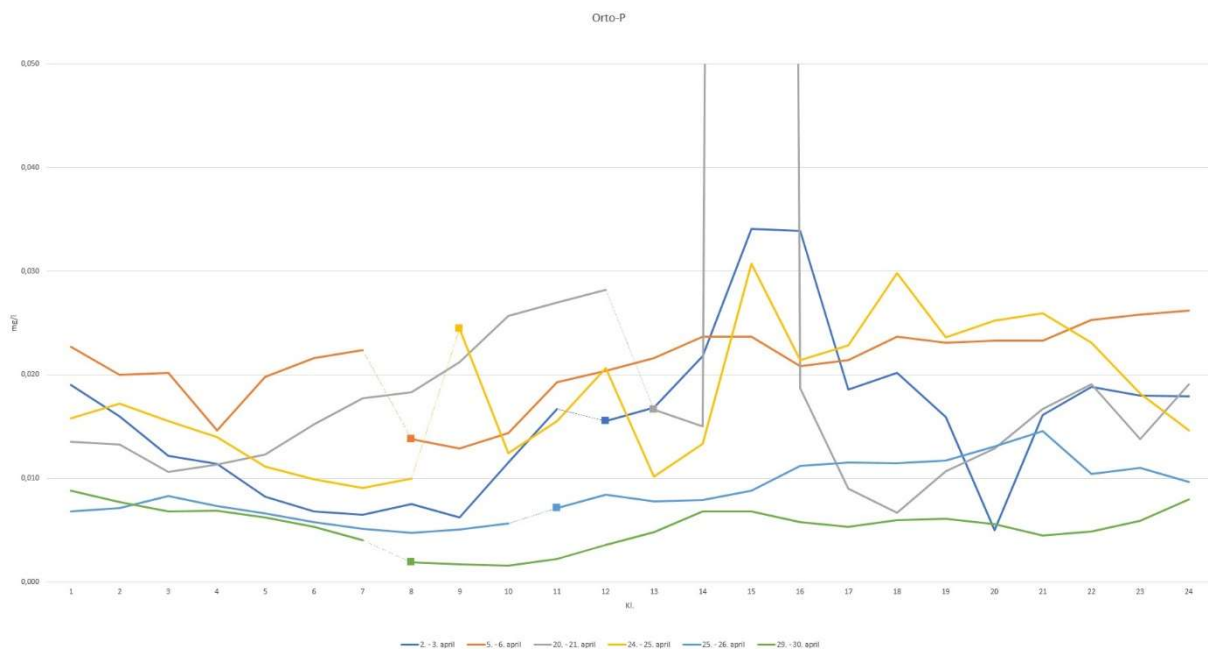
Turbiditetsmålinger fra punkt C.



Konduktivitetsmålinger fra punkt C.



SS-målinger fra punkt C.



Målinger av Orto-P fra punkt C.



Norges miljø- og biovitenskapelig universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway