

Ingrid Owren Sveine

Pilotstudie med kitosan

Kitosan som et bærekraftig alternativ til metallbaserte koagulanter i en direktefiltreringsprosess

Masteroppgave i Bygg- og miljøteknikk

Veileder: Thomas Meyn

Juni 2020



Ingrid Owren Sveine

Pilotstudie med kitosan

Kitosan som et bærekraftig alternativ til metallbaserte koagulanter i en direktefiltreringsprosess

Masteroppgave i Bygg- og miljøteknikk
Veileder: Thomas Meyn
Juni 2020

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Fakultet for ingeniørvitenskap
Institutt for bygg- og miljøteknikk

Sammendrag

FN-sambandet har et eget bærekraftsmål for vannbehandling om å «*Sikre bærekraftig vannforvaltning og tilgang til vann og gode sanitærforhold for alle*». Med et bærekraftig uttak av drikkevann følger mange ledd i vannbehandlingen, men i denne oppgaven er det valgt å se nærmere på kjemikaliene som brukes i vannbehandling i dag, med spesielt vekt på Skullerud vannbehandlingsanlegg.

På Skullerud vannbehandlingsanlegg benyttes i dag den aluminiumsbaserte koagulanten ALG samt en syntetisk polymer som hjelpeflokkulant i et direktefiltreringsanlegg. Bruken av disse kjemikaliene gir store mengder med næringsfattig slam, noe som er problematisk med tanke på blant annet deponering. Ved å endre koagulant til en mer naturlig variant, kan slammene brukes til for eksempel gjødsling av plen og restaluminium vil heller ikke være et problem i det ferdigrensede vannet.

Kitosan er sett på som et av de mest lovende naturlige alternativene til de tradisjonelle koagulantene. Kitosan er en polymer med koaguleringssegenskaper, og som har vist seg å ha en god evne til å redusere fargetall og TOK, og er derfor vurdert som interessant for Skullerud vannbehandlingsanlegg.

Denne masteroppgaven er utarbeidet for NTNU ved institutt for bygg og miljøteknikk i Trondheim, i samarbeid med Vann- og avløpsetaten. Oppgaven kommer av at Oslo kommune ønsker å bytte ut koagulant som brukes på Skullerud vannbehandlingsanlegg, som i dag er aluminiumsbasert med en mer bærekraftig koagulant. I denne oppgaven er derfor kitosan prøvd ut som en alternativ koagulant.

Utprøvingen av kitosan ble gjennomført med jar-tester og et pilotanlegg på Skullerud vannbehandlingsanlegg. Målet var å undersøke om kitosan kunne gi tilsvarende kvalitet som anlegget i dag produserer med aluminium. Resultatene fra forsøkene med kitosan var derfor sammenlignet med forsøk gjort på samme pilotanlegg med dagens aluminiumsbaserte koagulant og syntetiske polymer.

Resultatene fra testene antyder at kitosan kan fungere på Skullerud VBA, da det er observert fargefjerning og DOK-fjerning som overholder drikkevannsforskriften. Basert på disse resultatene er det vanskelig å konkludere med noe da det skulle vært gjort flere forsøk både i form av jar-tester, forsøk i pilotanlegg og TOK-analyser. Likevel gir resultatene fra denne oppgaven en god grunn til å undersøke virkningen av kitosan på Skullerud vannbehandlingsanlegg nøyere, samtidig som også andre koagulanter i kombinasjon med kitosan bør undersøkes. En kombinasjon med jern og kitosan er testet ut på blant annet Årnes vannbehandlingsanlegg med gode resultater, og Haugesund vannbehandlingsanlegg har lyktes med å bruke en kombinasjon av kitosan og zirkonium i 15 år.

Abstract

The UN Association has its own sustainability goal for water treatment: "Ensure sustainable water management and access to water and good sanitation for all". A sustainable extraction of drinking water entails several steps in the water treatment, but the focus of this thesis will be the chemicals used in water treatment today, with special emphasis on Skullerud Water Treatment Plant (WTP).

At Skullerud WTP, the aluminum based coagulant ALG is currently used, as well as a synthetic polymer used as a flocculant in a direct filtration system. The use of these chemicals produces large amounts of nutrient poor sludge, which is problematic in terms of disposal. By changing the coagulant to a more natural variant, the sludge can be used for example as a fertilizer for lawns, while residual aluminum will not be a problem in the purified water.

Chitosan is considered one of the most promising natural alternatives to the traditional coagulants. Chitosan is a polymer with coagulation properties that has shown to have a good ability to reduce color and TOK. Based on this, chitosan is considered interesting for Skullerud WTP.

This master thesis is prepared for the Department of Construction and Environmental engineering at NTNU in Trondheim, in collaboration with the Vann- og avløpsetaten (VAV). The task originated from Oslo Municipality wanting to replace the aluminum-based coagulant used at Skullerud WTP with a more sustainable coagulant. This thesis has tested chitosan as an alternative coagulant.

The testing of chitosan was conducted with jar tests and a pilot plant at Skullerud WTP. The aim was to investigate whether chitosan could provide the same quality as the plant currently produces with aluminum. The results from the chitosan tests were therefore compared to experiments conducted in the same pilot plant using the current aluminum-based coagulant and synthetic polymer.

The results from the tests indicate that kitoflokk can be used as a coagulant on Skullerud WTP, as color removal and DOK removal complying with the drinking water regulations have been observed in this task. Based on these results it is difficult to conclude, as more experiments should have been made both using jar tests, pilot plant experiments and TOK analyses. Nevertheless, the results from this thesis provide a good reason to further investigate the effects of chitosan at Skullerud WTP and testing the effects of other coagulants combined with chitosan. A combination of iron and chitosan has been tested out at Årnes WTP, and Haugesund WTP has succeeded in using a combination of kitoflokk and zirconium for 15 years.

Forord

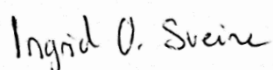
Denne oppgaven er skrevet som en del av masterprogrammet Bygg- og miljøteknikk ved NTNU i Trondheim. Denne rapporten er skrevet våren 2020, i samarbeid med Oslo kommune. Testene gjennomført i denne oppgaven er utført på laboratoriet på Skullerud vannbehandlingsanlegg i Oslo med kjemikalier tilsendt fra Teta vannrensing.

Formålet med oppgaven var å undersøke om den alternative koagulanten kitosan kunne erstatte kjemikalierne i den nåværende prosessen på Skullerud vannbehandlingsanlegg som består av en direktefiltrerings prosess. For å undersøke dette ble det utført en rekke jar-tester, samt tester i et pilotanlegg på Skullerud.

Kombinasjonen av praktiske erfaring og litteraturstudie har vært spennende å jobbe med, da jeg har fått en unik mulighet til å se mye av det jeg har lært på skolebenken i praksis. Helheten av denne oppgaven er noe som har gjort at jeg har kost meg med å skrive masteroppgaven.

Temaet bærekraft har alltid vært viktig for meg, noe som har gitt en ekstra motivasjon gjennom hele oppgaven. Det har vært både spennende og lærerikt å jobbe med et kjemikalie som kitosan, i et pilotanlegg jeg har fått driftet selv. Jeg er takknemlig for den kunnskapen jeg nå kan ta med meg ut i arbeidslivet, da jeg selv har driftet et lite anlegg hvor jeg direkte kunne se konsekvensene av alle små justeringer jeg gjorde.

Hovedveileder for denne oppgaven har vært Thomas Meyn fra NTNU i Trondheim. Biveileder var Lars hem fra Oslo kommune, og min kontaktperson i Oslo kommune har gjennom dette prosjektet vært Ola Grefsrud som jobber på Oset drikkevannsanlegg. Stine Bendigtsen fra Teta har også vært til hjelp med å tilsende kjemikalier samt veiledning på bruk av kjemikaliet. Jeg vil derfor gjerne få takke de overnevnte for god veiledning. Til slutt vil jeg også gjerne takke de ansatte på Skullerud vannbehandlingsanlegg som har gitt meg en plass på laboratoriet, og hjulpet meg med alle de praktiske oppgavene med å sette pilotanlegget i drift. En spesiell takk til Mikkel, Hoang, Nader og Vidar som hjalp meg med å montere doseringspumpen og kople på råvann til pilotanlegget, samt mange andre praktiske oppgaver knyttet til drift av pilotanlegget. Til slutt vil jeg takke øvrige fagfolk som har hjulpet meg på veien, samt venner og familie for korrekturlesing og moralsk støtte. Jeg kunne ikke gjort dette uten dere.



.....
Ingrid Owren Sveine

Trondheim, 24. juni 2020

Innhold

Figurer	xi
Tabeller	xii
Forkortelser/symboler	xii
1 Innledning	1
1.1 Bakgrunn og motivasjon	1
1.2 Formål og forskningsspørsmål	2
1.2.1 Forskningsspørsmål	3
1.3 Forutsetninger for oppgaven	3
2 Teori	5
2.1 Skullerud Vannbehandlingsanlegg	5
2.1.1 Prosessen	5
2.1.2 Elvåga	6
2.2 Naturlig organisk materiale	6
2.2.1 Biprodukter som følge av desinfeksjon	7
2.2.2 Prognoser	7
2.3 Fraksjonering av NOM ved bruk av LC-OCD	8
2.4 Fjerning av NOM	8
2.4.1 Koaguleringsprinsipper	9
2.4.2 Zeta-potensiale	10
2.4.3 Koagulering med Aluminiumsbaserte koagulanter	10
2.5 Organiske polymerer	11
2.5.1 Kationiske polymerer	12
2.6 Kitosan	12
2.6.1 Struktur	13
2.6.2 Evne til å fjerne NOM	13
2.6.3 Erfaringer med kombinasjon av kitosan med andre koagulanter	15
2.7 Fjerning av partikler ved dybdefiltrering	16
2.7.1 Direktefiltrering	16
2.7.2 Filtersyklusen	17
2.8 Krav til vannkvalitet	18
3 Metode	20
3.1 Litteraturstudie	20
3.2 Råvann fra Elvåga	20
3.2.1 Fraksjonering av råvannet	21
3.3 Forsøk	21

3.3.1	Optimal dosering for kitoflokk	21
3.3.2	Jar-tester	22
3.3.3	Pilotanlegg	23
3.4	Analyser.....	24
3.4.1	Turbiditet	24
3.4.2	Fargetall	24
3.4.3	Analyse av NOM i Elvåga.....	25
3.5	Kjemikalier	25
3.5.1	Kitoflokk	26
3.5.2	ALG.....	26
3.5.3	Magnaflokk (LT20).....	26
4	Resultater og diskusjon	27
4.1	Jar-tester	28
4.1.1	Referansetester med aluminiumsulfat (ALG) og LT20	28
4.1.2	Jar-tester med kitosan	29
4.2	Pilottester i direktefiltreringsanlegg	32
4.2.1	Resultater fra pilottester med ALG og LT20	32
4.2.2	Resultater fra pilottester med kitosan	34
4.2.3	Prøver analysert for DOK.....	39
4.2.4	Resultater fra LC-OCD analysene	41
5	Konklusjon	43
5.1	Forskningsspørsmål	43
5.2	Avslutning	45
6	Videre arbeid.....	46
	Referanser.....	47
	Vedlegg.....	50

Figurer

Figur 2-1 Viser et flytskjema over prosessen på Skullerud vba fra innløp til utløp. Større versjon er vist i vedlegg.	5
Figur 2-2: Utvikling i fargetall, COD og DOK i Elvåga mellom 1975 og 2000 som resultater fra en studie gjort av (Hongve, Riise et al. 2004).	6
Figur 2-3: viser sammenhengen mellom dosering av polymer og elektroforese i en løsning, turbiditet og adsorbent polymer. Bildet er hentet fra (Crittenden, Trussel et al. 2012) s. 558).....	9
Figur 2-4: Viser løslighetsdiagram for trevalent Al(III) ved 25 grader. Bildet er hentet fra ((Crittenden, Trussel et al. 2012), s.564)	11
Figur 2-5 Strukturen til acetylgruppene til kitin til venstre og kitosan til høyre. Bilde er modifisert og originalt fra (Younes and Rinaudo 2015)	13
Figur 2-6 viser ioniseringsgraden til kitosan. Det stiplede området viser hvor polymeren er uløselig (Vogelsang 2001).....	15
Figur 2-7 Oversikt over en typisk filtersyklus for dybdefilter. Den blå grafen forklarer trykktapet, sort strek forklarer en vanlig filtersyklus, rød strek representerer en filtersyklus ved feil dosering eller pH. (kilde, sidetall)	17
Figur 3-1: Viser fraksjonering av råvannet fra Elvåga. I figuren er det mulig å se hvilke fraksjoner som er de dominerende i råvannet.	21
Figur 3-2: Viser oppsett for jar-testene utført i denne oppgaven.....	22
Figur 3-3 Pilotanlegget beskrevet i bilder. Til venstre er mengdemålere for spylevann og innløpsvann og ventiler. I midten er filterkolonnen og til høyre er tegning over pilotanlegget. Bildene er tatt selv og tegningen er modifisert og hentet fra (Fossum 2013).	23
Figur 3-4 Fargemåleren ga farge i absorpsjon og kalibreringskurven vist i denne figuren ble benyttet til å finne fargetall for målt abs-verdi. Til høyre er det gitt en tabell slik at figuren er enklere å lese av.	25
Figur 3-5 kitoflokk under utblanding. Bildet er tatt selv.	26
Figur 4-1 a, b, c, d og e viser resultater fra jar-tester som funksjon av fargetall og doseringsmengder. Testene er tatt ved h.h.v pH=4,5, pH=4,8, pH=5 og pH=5,2 og pH=5,5.	29
Figur 4-2: Viser forskjell på fnokker fra ALG til venstre og fnokker fra kitosan til høyre. 31	
Figur 4-3: jar-tester med kitoflokk ved pH=5. Venstre bilde viser resultatet av 2 mg/L, høyre viser 4 mg/L	31
Figur 4-4: Eksempel på resultater fra en filtersyklus. Hvert glass representerer en prøve som er tatt hver time inn i filtersyklusen. På bildet kan man tydelig se hvor filteret har gått til brudd hvor vannet skifter farge fra klart til brunaktig. Bildet er tatt selv.....	32
Figur 4-5 Plot av turbiditetsutvikling. Testene er basert på dagens drift med ALG.	33
Figur 4-6: Utvikling i fargetall. Testene er basert på dagens drift med ALG.	34
Figur 4-7 viser filtersykluser som resultat av tester fra pilotanlegget ved pH= 5 og de ulike doseringene 4 mg/l, 3,5 mg/l, 2,5 mg/l og 1,3 mg/l testene ble gjennomført med pH-verdier ruddt 5, h.h.v pH= [5,2, 5,2, 4,9 og 5,1].	35
Figur 4-8: Fnokker ut av filteret etter opphørt fargefjerning.	35
Figur 4-9 Resultatet viser turbiditetsutvikling i utløpet til filteret med dosering 3,5 mg/l ved de forskjellige pH-verdiene pH=3,6, pH=4,5 og pH=4,9.	36
Figur 4-10 Utvikling i fargetall for samme tester som vist i figur 4-7	37
Figur 4-11 Utvikling i fargetall for samme tester som vist i figur 4-9	39

Figur 4-12: Viser innhold av DOK i 5 forskjellige prøver hvor pilot 1-3 er rent vann fra pilotanlegget rensert med kitoflokk, råvann er vann fra Elvåga tilsatt CO ₂ og 3 ALG + LT20 er vann fra fullskalaanlegget til Skullerud rensert med dagens drift. Den oransje streken symboliserer kravet fra drikkevannsforskriften og mattilsynet.....	40
Figur 4-13: Resultater fra LC-OCD analysen. Figuren viser en sammenlikning av de forskjellige testene sendt til undersøkelse for NOM. Resultatene er gitt i [mg C/l]. Eksakte verdier for hver fraksjon er vedlagt.....	41

Tabeller

Tabell 2-1 Beskrivelse av de forskjellige NOM-fraksjonene som analyseres i en LC-OCD analyse. Tabellen er hentet fra (Kure 2013).	8
Tabell 2-2: Informasjonen i tabellen er hentet fra doktoravhandlingen til Christensen. Figuren viser den empiriske modellen utviklet for dosering av kitosan for fjerning av farge og TOK ((Christensen 2018), s. 40).	14
Tabell 2-3: Krav fra drikkevannsforskriften (Drikkevannsforskriften 2017) og veiledning fra mattilsynet (Mattilsynet 2017).	18
Tabell 3-1: Råvannsdata på Skullerud vba i perioden februar-mai.....	20
Tabell 3-2: Testplan for jar-tester.....	22
Tabell 3-3: Forsøksvilkår	23
Tabell 4-1: Viser turbiditet fra jar-testene. Resultatene er basert på gjennomsnittet av to jar-tester hvorav standardavviket gitt.	30
Tabell 4-2: Informasjon om vannprøver sendt til analyse.	40

Forkortelser/symboler

NOM	Naturlig organisk materiale
TOK	Totalt organisk karbon
DOK	Løst organisk karbon
LT20	Magnaflokk
RPM	Rotations pr. Minute
VAV	Vann- og Avløpsetaten
VBA	Vannbehandlingsanlegg

1 Innledning

1.1 Bakgrunn og motivasjon

Med et stadig økt fokus på klima følger et større fokus på miljøavtrykk, også i vannbehandlingsbransjen. FN har et eget bærekraftsmål for vann om å: «*Sikre bærekraftig vannforvaltning og tilgang til vann og gode sanitærforhold for alle*» (FN-Sambandet 2020), hvor paragraf 6.4 er mest relevant for denne oppgaven, og lyder som følgende: «*Innen 2030 betydelig bedre utnyttelsen av vann i alle sektorer og sikre bærekraftig uttak av og tilgang til ferskvann for å avhjelpe vannmangel og i vesentlig grad redusere antall personer som rammes av vannmangel*» (FN-Sambandet 2020). Norge er så heldig å ha mer enn nok drikkevann, men med nok drikkevann fører også høyt forbruk. Det er derfor viktig at Norge sørger for å ha et bærekraftig uttak av drikkevann. Med et bærekraftig uttak av drikkevann følger mange ledd i vannbehandlingen, men i denne oppgaven er det valgt å se nærmere på kjemikaliene som brukes til vannbehandling i dag.

Flesteparten av Norges vannbehandlingsanlegg (vba) er koaguleringsanlegg som benytter enten jern eller aluminium til behandling av drikkevann. Både jern og aluminium er begge effektive koagulanter når det kommer til å redusere innhold av humus og TOK, men produserer til gjengjeld store mengder næringsfattig slam. I tillegg har flere av kjemikaliene som brukes i vannbehandling i dag vist seg å kunne være både miljøskadelige og helseskadelige ved eksponering for større mengder over lenger tid (Hyllestad, Lund et al. 2018).

I mange år har klimaendringene blitt snakket om som noe som vil gi konsekvenser for fremtidens samfunn, når man allerede i flere tiår har kunne sett konsekvensene. Spesielt er klimaendringene tydelig på den stadig økende forekomsten av NOM i innsjøene i Sør-Norge. Det var funnet en sammenheng mellom stadig hyppigere forekomst av ekstremvær i form av nedbør med en økt konsentrasjon av NOM i innsjøer (Hongve, Riise et al. 2004). For å sørge for en fremtidig sikker og stabil leveranse av drikkevann, er disse endringene viktige å ta med i planlegging av fremtidens samfunn. I denne sammenheng er det spesielt viktig å se på om erstatningen for dagens konvensjonelle koagulanter, også i fremtiden kan sørge for en trygg og stabil drift.

Kitosan er sett på som et av de mest lovende naturlige alternativene til de tradisjonelle koagulantene (Vogelsang 2001). Kitosan er en polymer med koaguleringssegenskaper. Polymeren dannes ved deacetylering av kitin, et polysakkarid som finnes i eksoskjelettet til skalldyr. Koagulanten har i tidligere studier vist seg å ha evnen til å redusere fargetall og TOK, men ikke like godt som de konvensjonelle koagulantene. Haugesund vannverk har i 20 år benyttet kitosan som koagulant i form av kitoflokk. På grunn av et stadig økende fargetall i vannkilden sleit de med å få et fargetall under 5 mg Pt/l og bruker i dag en kombinasjon av zirkonium og kitosan.

I Oslo kommune bor det i dag 680 000 innbyggere hvorav 10% av disse forsynes av Skullerud vba og de resterende 90% forsynes av Oset vba. For Vann og Avløpsetaten er bærekraft viktig i planlegging av det fremtidige Oslo. Dette kommer frem i Hovedplanen for vannforsyning hvor det overordnede målet lyder som følgende: «*Vann- og avløpsetaten*

skal forsyne Oslo med nok og godt vann på en sikker og bærekraftig måte» (Vann- og avløpsetaten 2015).

På Skullerud vba benyttes i dag den aluminiumsbaserte koagulanten ALG samt en syntetisk polymer som hjelpeflokkulant i et direktefiltreringsanlegg. Bruken av disse kjemikalier gir store mengder med næringsfattig slam, noe som er problematisk både med tanke på kostnader og videre bearbeiding som for eksempel gjødsel. Ved å endre koagulant til en mer naturlig variant, kan slammet brukes til innblanding i jord, og gi jorden næring, samtidig som restaluminium ikke vil være et problem i det ferdigrensede vannet. Som nevnt kan aluminium være helseskadelig og har vist seg å være skadelig for fisk i havet. Dette er derfor ikke en optimal løsning dersom Vann- og avløpsetaten skal nå sitt mål om å sørge for nok og godt vann på en bærekraftig måte. For VAV er det derfor viktig å undersøke de naturlige alternativene. Oslo er Norges hovedstad og har av den grunn en stor påvirkningskraft. Dersom Oslo endrer til en mer bærekraftig løsning, kan dette potensielt føre til et grønt skifte i den norske vannbehandlingen.

I direktefiltreringsprosesser har kitosan vist seg som et godt alternativ fordi det blant annet gir lenger filtersykluser som følge av en lav slamproduksjon. Tidligere forskning tyder på at kitosan er en stabil koagulant over en bredere pH enn de konvensjonelle koagulantene. Kitosan er dyrt, men vil kunne gi betydelige miljøbesparelser både når det kommer til deponering av slam, men også aluminiumsrest i drikkevannet.

I denne oppgaven er det ønsket å benytte resultater som blant annet Christensen (2018), Vogelsang, Andersen et al. (2004) og Eikebrokk (1999) tidligere har funnet ut av i sine studier av kitosan som koagulant. Samtidig er det undersøkt om dette er en koagulant som kan brukes på Skullerud vba, slik også Haugesund har lyktes med.

1.2 Formål og forskningsspørsmål

Denne oppgaven har som formål å teste ut kitosan som en mulig erstatning for dagens drift med ALG og Macnaflock (LT20) på Skullerud vba i Oslo. Testene som er gjort er utført i et pilotanlegg for å undersøke om koagulanten kan gi en tilfredsstillende kvalitet på drikkevannet når det kommer til turbiditet, fargetall, TOK og driftstid. På forhånd ble det gjennomført jar-tester ved forskjellige doseringer og pH på råvannet for å finne optimal drift for koagulanten. Resultatene som kommer frem i denne oppgaven vil så vurderes opp mot hva som forventes, og om de stemmer over ens med hva som er erfart fra tidligere studier.

Denne oppgaven er utformet etter initiativ fra Vann- og Avløpsetaten da de ønsker å jobbe for en mer bærekraftig løsning for kjemikalier brukt i vannbehandling. Derfor er det naturlig i denne oppgaven å se nærmere på om det er aktuelt å erstatte dagens drift basert på aluminium med Kitosan, og om dette kan fungere i praksis.

1.2.1 Forskningsspørsmål

Det er med denne oppgaven ønsket å svare på følgende forskningsspørsmål:

1. Hvordan fungerer polymeren kitosan som koagulant til å redusere fargetall, turbiditet og DOK? Kan resultater med kitosan gi tilsvarende resultater som dagens drift på Skullerud vba?
2. Hva er de praktiske utfordringer ved overgang til, og bruk av kitosan som koagulant?
3. Samsvarer resultatene i denne oppgaven med erfaringer fra tidligere studier av denne koagulanten?
4. Er det mulig for Skullerud vba å benytte kitoflokk som alternativ til aluminiumsbasert drift uten for store inngrep?

1.3 Forutsetninger for oppgaven

Oppgaven min består av to deler. Den første delen består av en omfattende litteraturstudie for å få et teorigrunnlag som skal brukes til å svare på forskningsspørsmålene. Resultatene fra denne delen er presentert i teoridelen som et eget delkapittel som heter Kitosan. Den andre delen av oppgaven består av resultater fra en lenger periode med utførte jar-tester og videre testing i pilotanlegg. Resultatene fra denne delen er presentert under kapitlet Resultater og diskusjon. Her er det valgt å kombinere resultatdelen med diskusjon fordi figurene fra resultatene er en stor del av diskusjonen. Resultatene fra litteraturstudiet kombinert med resultatene fra forsøkene vil til sammen gi grunnlag for å svare på forskningsspørsmålene.

Fra tidligere fag i mitt studieløp på NTNU har jeg lite erfaring med laboratoriearbeid, noe jeg så på som en utfordring da jeg først startet. Den første store utfordringen jeg møtte på var å sette sammen pilotanlegget. I denne fasen utarbeidet jeg i samarbeid med mine veiledere en utforming jeg trodde ville fungere best for anlegget samtidig som at det ikke skulle være for mye arbeid underveis slik at jeg selv kunne drifte det. Til bygging av anlegget fikk jeg hjelp av ansatte på anlegget til å kople anlegget på råvannskanalen samt montering av doseringspumpe og et prøvepunkt for måling av pH etter at koagulanten var tilsatt. Den manglende erfaringen på laboratoriet medførte at jeg ikke filtrerte de første fargemålingene. Dette ble løst med hjelp fra veileder og de senere testene er derfor filtrerte.

2 Teori

I dette kapitlet vil det teoretiske grunnlaget for oppgaven bli lagt frem. De temaene som skal gjennomgås er dagens forhold ved Skullerud vba, teori om NOM, fjerning og fraksjonering av NOM, organiske polymerer, kitosan, fjerning av partikler ved dybdefiltering og kravene fra drikkevannforskriften.

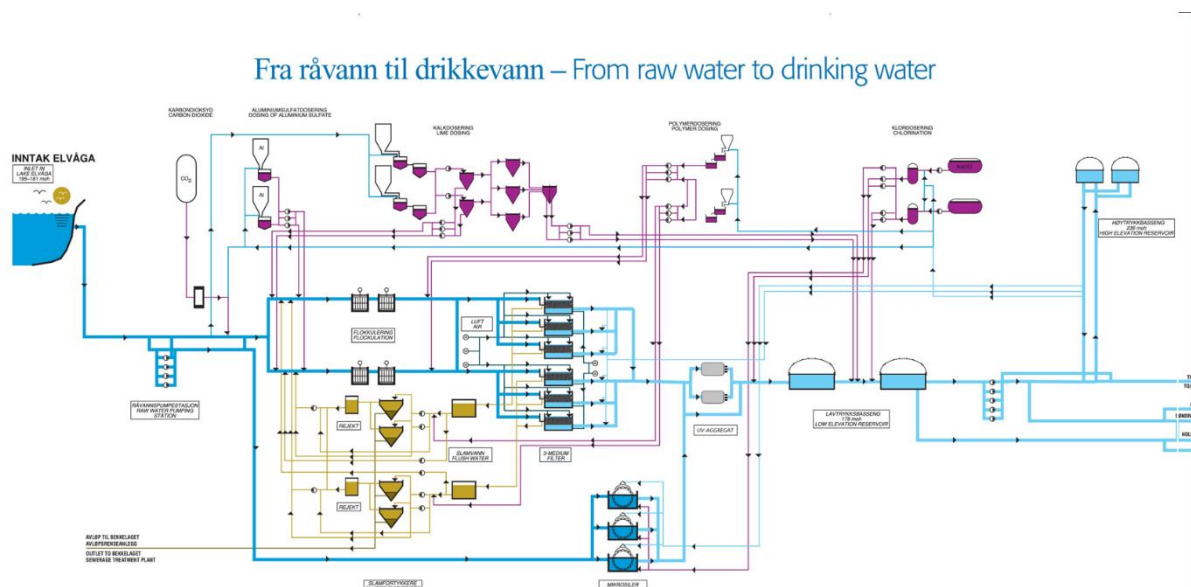
2.1 Skullerud Vannbehandlingsanlegg

I dag står Skullerud vba for ca 10 % av produksjonen av drikkevann til Oslos befolkning. Anlegget ligger på Skullerud med tilførsel fra Elvåga. Prosessen består av koagulering med direktefiltrering gjennom et tomediafilter. Koagulanten som benyttes i dag er aluminiumbasert, noe VAV ønsker å erstatte med et mer bærekraftig alternativ.

2.1.1 Prosessen

Skullerud vba produserer ca 500 l/s med en kapasitet på 9,5 millioner kubikk vann i året. Prosessen består av Koagulering med direktefiltrering. Som pH-justering brukes kalk og CO₂ som tilsettes før koagulant. Etter at koagulant og pH-justering er tilsatt har vannet en pH på 6,25. Koagulanten som brukes på anlegget i dag er aluminiumsulfat (ALG). Produktet leveres fra Kemira i form av granulat som blandes ut på anlegget. Oppholdstiden i anlegget er på ca 20 minutter fra koagulanten er tilsatt. I fellingsprosessen benyttes polymeren LT20 som tilsettes rett før filteret. Filtrene går automatisk til spyling når turbidimeterne måler 0,2.

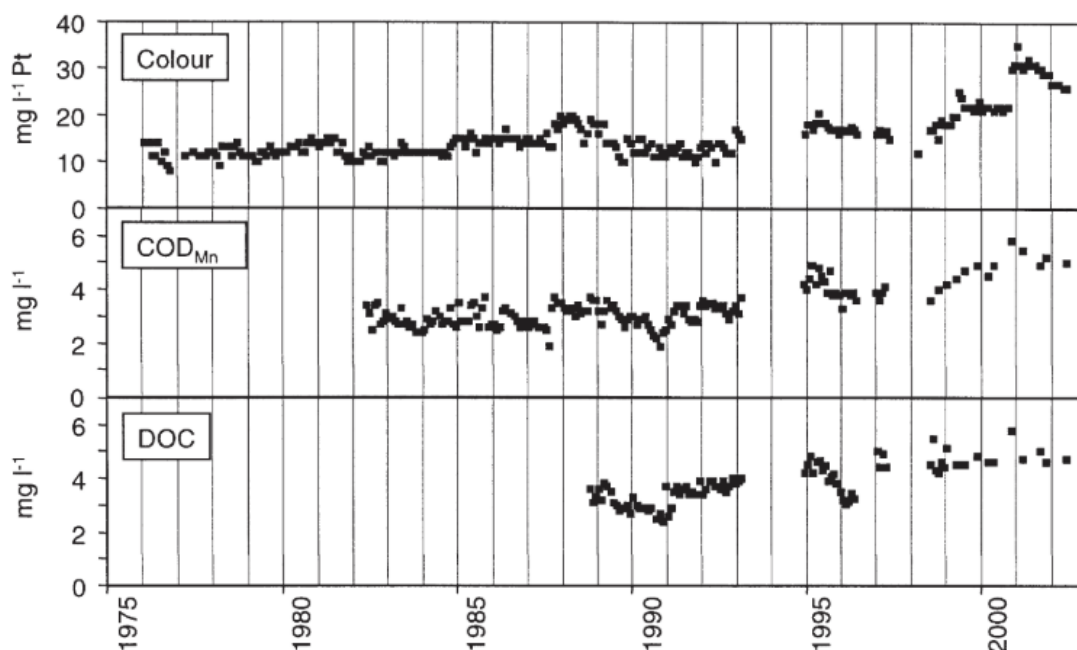
Slammet som produseres i løpet av prosessen tilsettes LT20 før det avvannes i en fortykker og sendes videre på avløpsnett hvor Oslo kommune må betale en avgift for de kjemikaliene som slippes ut. Figur 2-1 viser et flytskjema som beskriver anleggets drift i dag.



Figur 2-1 Viser et flytskjema over prosessen på Skullerud vba fra innløp til utløp. Større versjon er vist i vedlegg.

2.1.2 Elvåga

Skullerud vba får vannet sitt fra Sør-Elvåga. Vannet er i dag sammenkoblet med Nord-Elvåga etter at denne ble demmet opp i 1964. Sør-Elvåga er vernet i den grad at det er ulovlig å bade i vannet. I Figur 2-2 er det mulig å se utviklingen i fargetallet i Elvåga fra 1975 hvor fargetallet lå stabilt rundt 10 mg Pt/l og frem til 2000-tallet hvor fargetallet var oppe på 30 mg Pt/l. De siste årene er det observert kraftige variasjoner i fargetallet. Vedlegg viser data tilsendt fra Skullerud for de 10 siste årene hvor det kan observeres at fargetallet ikke har gått under 24 mg Pt/l, og hvor høyeste målte fargetall var 34 mg Pt/l. Det er antatt at det vil forekomme en ytterligere økning i NOM i fremtiden som følge av et våtere klima med hyppigere ekstremvær (Hongve, Riise et al. 2004). En slik økning i fargetall vil gi utfordringer som ikke eksisterer i dag, men som er viktig å ta med i utformingen av fremtidens løsninger.



Figur 2-2: Utvikling i fargetall, COD og DOK i Elvåga mellom 1975 og 2000 som resultater fra en studie gjort av (Hongve, Riise et al. 2004).

2.2 Naturlig organisk materiale

Naturlig organisk materiale (NOM) består av hydrofobe humusfraksjoner og hydrofile ikke-humusfraksjoner og forekommer i alt overflatevann. Sammensetningen av NOM kommer an på jorda i nedslagsfeltet rundt innsjøen, hydrologiske forhold og klima (Crittenden, Trussel et al. 2012). I norske overflatevannkilder domineres innholdet i NOM av humiske stoffer, hvor store mengder av disse forekommer som løst stoff (Gregor, Nokes et al. 1997). Stoffene i humus adsorberes til negativt ladete partikler i vannet slik som silt- og leirpartikler og kan dermed fjernes med koagulering. Humus alene er ikke helseskadelig, men ladningen til humuspartikkelen forårsaker at partikkelen tiltrekker seg organiske mikroforurensninger, tærerestoffer og plantevernmidler (Ødegaard, Thorolfsson et al. 2014).

Et høyt innhold av NOM er ikke ønsket i ferdig behandlet drikkevann. Ifølge Hem (2015) er et høyt innhold av NOM en årsak til forskjellige vannkvalitetsproblemer slik som høyt fargetall, begroingspotensiale og desinfeksjonsbiprodukter. Farge forårsakes av et høyt

innhold av humus, noe som gir en gulbrunfarge samtidig som det både kan sette lukt og smak til vannet (Ødegaard, Thorolfsson et al. 2014). Høyt fargetall kan også redusere effekten av UV-bestråling og klorering. Begroingspotensiale innebærer faren for dannelse av biofilm på innsiden av rørene noe som kan gi problemer med slam samtidig som det skaper gode forhold for patogene organismer. Kloreringsbiprodukter kan oppstå ved reaksjon mellom klor og NOM (Hem 2015).

Disse vannkvalitetsproblemene skyldes forskjellige versjoner av NOM med ulik molekylvekt og må derfor fjernes på forskjellige måter. Ved å fjerne de største NOM-molekylene reduseres fargetallet. Dersom de minste NOM-molekylene fjernes reduseres begroingspotensialet. Potensialet for dannelse av trihalometaner er knyttet til innholdet av totalt organisk karbon (TOK) som er en kombinasjon av små og store NOM-molekyler (Hem 2015). Dette vil bli videre beskrevet i delkapittelet Fraksjonering av NOM ved bruk av LC-OCD.

2.2.1 Biprodukter som følge av desinfeksjon

Ved klorering av drikkevann med høyt innhold av NOM kan det som nevnt dannes kloreringsbiprodukter som kan sette forstyrrende smak og lukt på vannet (Ødegaard, Thorolfsson et al. 2014). Et vanlig kloreringsbiprodukt er trihalometaner (THM). Disse er uønsket i drikkevann da de i større mengder er ansett som kreftfremkallende (Hyllestad, Lund et al. 2018). Et høyt innhold av trihalometaner og andre kloreringsbiprodukter kan unngås ved å ha et fokus på å fjerne NOM fra drikkevannet før kloreringskjemikalier er tilsatt (Eikebrokk and Saltnes 2001).

2.2.2 Prognoser

Det er registrert en økning i temperatur og nedbør i Nord-Europa som følge av klimaendringene (Miljødirektoratet 2020). Det er oppdaget endringer i farge i flere av drikkevannskildene sør i Norge på grunn av et klima med økt nedbørintensitet og nedbørsmengder. En studie publisert i 2004 viste tydelig sammenheng mellom økt nedbør og økt fargetall i de undersøkte innsjøene rundt Oslo (Hongve, Riise et al. 2004). En økt mengde NOM i vannkilden vil både kunne endre de fysiske, men også de kjemiske egenskapene til overflatevannet (Hongve, Riise et al. 2004). Slike endringer kan skape problemer for den fremtidige driften av koaguleringsanlegg, da denne er svært sårbar for store endringer i kvalitet på råvannet (Eikebrokk 2005). For å sørge for en sikker og stabil tilgang til rent drikkevann i Norge, bør konsekvensene av klimaendringene være en sentral del av planleggingen for fremtidens vannbehandlingsløsninger.

2.3 Fraksjonering av NOM ved bruk av LC-OCD

Som nevnt er det viktig å forstå sammensetningen av det naturlige organiske materialet som er i råvannet før en renseprosess kan velges. En metode for å fraksjonere NOM er med verktøyet Liquid Chromatography- Organic Carbon Detector (LC-OCD).

Metoden brukes for å karakterisere fraksjoneringen av NOM basert på molekylstørrelse og kjemiske egenskaper (Huber, Balz et al. 2011). Metoden er nærmere beskrevet i artikkelen skrevet av Huber, Balz et al. (2011).

En LC-OCD analyse består av en OCD kombinert med en UV- og nitrogen-detektor. Metoden fungerer ved at vannprøven pumpes inn i en kromatografisk kolonne som inneholder et porøst medium. Hvert molekyl beveger seg gjennom kolonnen og er innom porer basert på molekylstørrelsen. De minste molekylene går innom alle porene og bruker derfor lenger tid på å komme seg gjennom mediet. Etter kolonnen er UV- og nitrogen-detektorer installert. Molekylene fraksjoneres i fem hovedgrupper: biopolymerer, humusforbindelser, byggestener, nøytrale og syrer.

Fraksjoneringen kommer ut i form av et kromatogram. Et kromatogram kan fortelle hvilke fraksjoner som kommer ut basert på hvilken tid det kommer ut. Resultatene fra kromatogrammet er lagt ved som vedlegg.

Tabell 2-1 Beskrivelse av de forskjellige NOM-fraksjonene som analyseres i en LC-OCD analyse. Tabellen er hentet fra (Kure 2013).

NOM-fraksjoner	Typiske størrelser (Da)	Sammensetninger
Biopolymerer	>20 000	Polysakkarider, proteiner, aminosukker, polypeptider, TEP, EPS
Humusforbindelser	~1000	Humus- og fluvussyrer
Byggestener	300-450	Forvittrings- og oksidasjonsprodukter av humus
Nøytrale	<350	Mono-oligosakkarider, alkoholer, aldehyder, ketoner og aminosyrer
Syrer	<350	Alle organiske monoprotiske syrer

2.4 Fjerning av NOM

Norsk overflatevann er typisk bløtt og surt med et høyt innhold av NOM og lav turbiditet (Ødegaard, Thorolfsson et al. 2014). Effekten av den kjemiske behandlingen avhenger av vannets fysiske og kjemiske egenskaper (Gregor, Nokes et al. 1997). Forskjellige overflatevann kan ha ulik oppbygging av NOM-fraksjoner. Humusfraksjonene som gir fargen til vannet er enkle å fjerne med koagulering. Da norske drikkevann domineres av slike humusfraksjoner er derfor koagulering en god metode å fjerne NOM på i Norge (Eikebrokk 2012).

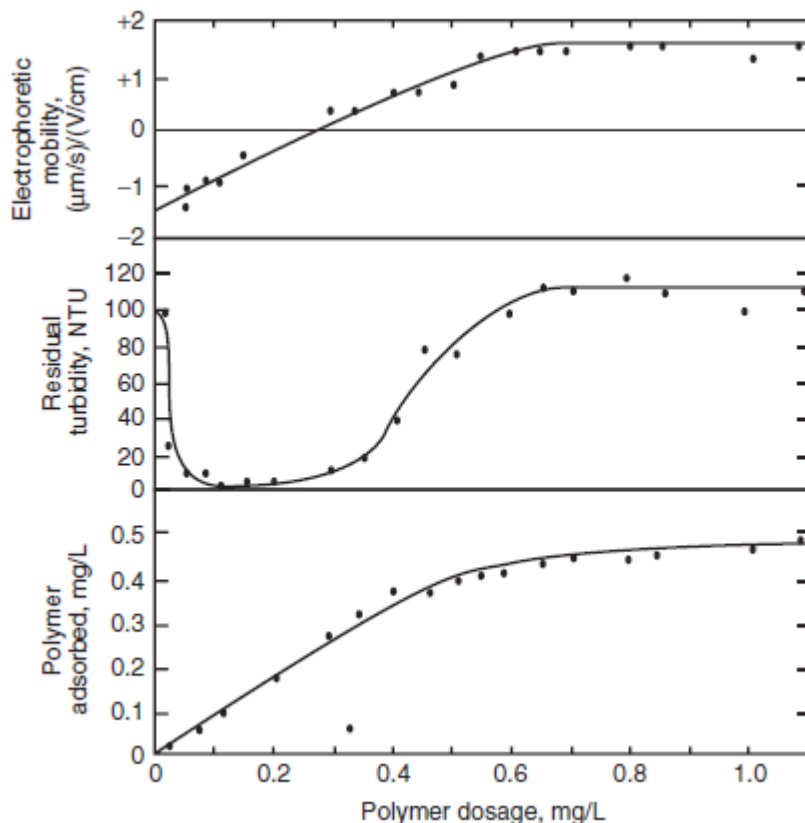
En vanlig metode å fjerne humus fra drikkevann er ved kjemisk felling. Løslighetsgraden av humus øker med en økende pH (Kipton, Powell et al. 1992). Dette fører til at humuspartiklene blir mer tilgjengelig for å reagere med en koagulant ved en lavere pH.

2.4.1 Koaguleringsprinsipper

I følge Davies (Davis 2010) finnes det fire hovedprinsipper for koagulering: adsorpsjon ved ladningsnøytralisering, omsvøping, komprimering av dobbeltlaget eller adsorpsjon ved brobygging.

Adsorpsjon ved ladningsnøytralisering

De fleste partiklene i vann slik som humus, leire og mikroorganismer har en negativ overflateladning i vann ved nøytral pH. En partikkel kan destabiliseres ved å tilsette en koagulant med en positiv overflateladning. Destabilisering ved *ladningsnøytralisering* skjer ved at van der Waals kreftene overgår de elektrostatiske frastøtende kreftene mellom de negativt ladde partikkelene i vannet slik at de blir nøytrale og vil danne fnokker (Crittenden, Trussel et al. 2012). Dersom det overdoseres koagulant eller polymer, vil partikkelen restabiliseres som positiv og turbiditeten i vannet vil øke (Crittenden, Trussel et al. 2012). Dette vises. I Figur 2-3 hvor effekten av økt dosering av polymer eller koagulant er beskrevet. Figuren viser sammenhengen mellom dosering av polymer og elektroforese i vannet, turbiditet og adsorbent polymer. Som figuren viser vil den optimale koagulantdosen for destabilisering av partikler i vann oppnås når partikkelen er delvis dekket med en koagulant. Ladningen til partikkelen nøytraliseres dermed når riktig mengde koagulant har adsorbent på overflaten til partikkelen. Tilsettes for store mengder koagulant, vil partikkelen bli stabil som en positivt ladet partikkel, noe som kalles for restabilisering. Restabilisering starter etter at elektroforesen=0 og turbiditeten øker dermed med økt pH slik figuren viser.



Figur 2-3: viser sammenhengen mellom dosering av polymer og elektroforese i en løsning, turbiditet og adsorbent polymer. Bildet er hentet fra (Crittenden, Trussel et al. 2012) s. 558).

Omsvøpning

Ved omsvøpning doseres koagulanten av en slik mengde at vannet når metningspunktet. Ved dosering av metallbaserte koagulanter medfører dette at hydroksider feller ut av vannet. Hydroksidene er positivt ladet og kan dermed bidra med å destabilisere partikler (Davis 2010). Omsvøpning er en mekanisme som utnyttes for å fjerne mye turbiditet i vann, da det utnyttes at partiklene i vannet adsorberes på overflaten til den resterende koagulanten. Fordi ladningsnøytralisering krever kraftig flokkulering, er dette en metode hvor koagulanten overdoseres ved en pH der koagulanten er uløselig, slik at flere partikkeloverflater blir tilgjengelig for adsorpsjon. Denne metoden krever mer koagulant enn destabilisering ved ladningsnøytralisering (Crittenden, Trussel et al. 2012).

Komprimering av dobbeltlaget

Komprimering av dobbeltlaget vil redusere de repulsive kreftene, noe som vil føre til at partiklene aggregerer som følge av Brownian bevegelser. Dobbeltlaget kan bli komprimert ved å øke den ioniske styrken til vannet. For norsk drikkevann vil ikke dette være like aktuelt da den ioniske styrken som skal til for å komprimere dobbeltlaget er mye større enn hva som er akseptabelt for drikkevann (Davis 2010).

Brobygging

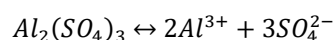
Brobygging er mest vanlig koaguleringsform for polymerer. Kationiske polymerkjeder har positivt ladete monomerer tilfeldig fordelt på en «rekke» (Chaplain, Janex et al. 1995). De partiene med positiv ladning vil feste seg på negativt ladete partikler, og kan på den måten danne «bruer» mellom forskjellige partikler dersom den samme polymerkjeden har festet seg til flere partikler (Davis 2010).

2.4.2 Zeta-potensiale

Alle ladete partikler i vann er omgitt av en ladet sfære. Styrken på denne sfæren kan måles ved hjelp av for eksempel elektroforese, og det er denne styrken på ladningen som kalles for zetapotensiale (Vogelsang 2001). Styrken på zetapotensialet er avhengig av kolloidenes ladning i vann som igjen er avhengig av pH. Dette medfører at zetapotensialet også varierer med pH. Zeta-potensialet kan brukes for å optimalisere koaguleringen da zetapotensialet kan være med på å avdekke hvilke koaguleringsmekanismer som har vært til stede.

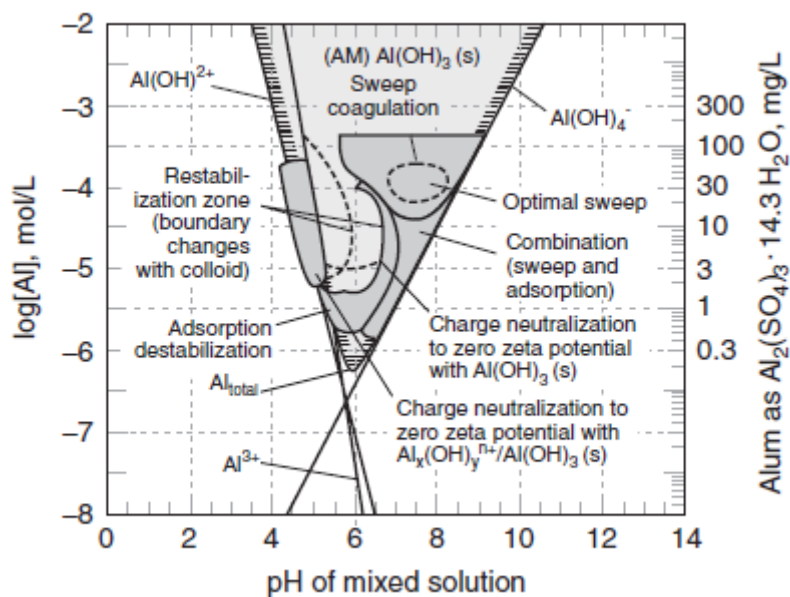
2.4.3 Koagulering med Aluminiumsbaserte koagulanter

Aluminium er mye brukt i rensing av både drikkevann og avløpsvann på grunn av stoffets unike egenskaper til å destabilisere negativt ladede partikler i vann, og aggregere de til en slik størrelse at de kan fjernes (Gillberg, Hansen et al. 2003). Aluminium tilsettes i vann i form av aluminiumsulfat eller aluminiumklorid, i det koagulanten tilsettes vannet vil den dissosiere til Al^{3+} ioner som blir omsluttet av vannmolekyler $Al(H_2O)_6^{3+}$ (Crittenden, Trussel et al. 2012).



Aluminiumionene danner positivt ladete hydrolyseprodukter som kan reagere med partikler. Hvilke av disse hydrolyseproduktene som er til stede i løsningen er vist i Figur 2-4. De forskjellige pH-verdiene og doseringsmengdene avgjør hvilken form for koaguleringsmekanisme som opptrer i løsningen. I koaguleringsprosessen er koagulantens løselighet svært viktig, da dette kan kontrollere hvor mye restmetaller som kan være igjen i vannet. Det er spesielt viktig å sørge for at restinnholdet av aluminium er lavt da langtidseksponering for koagulanten har vist seg å ha helseskadelige effekter.

Driftsområdet til aluminium ligger i pH-området 5,5-7,7 med lavest løselighet ved en pH=6,2 (John C. Crittenden 2012).



Figur 2-4: Viser løslighetsdiagram for trevalent Al(III) ved 25 grader. Bildet er hentet fra ((Crittenden, Trussel et al. 2012), s.564)

Aluminiumsulfat hydrolyserer svært fort og dersom koagulanten skal brukes til å fjerne NOM ved å endre overflateladningen til kolloidene i vannet kreves det hurtigmiksing for å få utnyttet denne effekten av koagulanten (Crittenden, Trussel et al. 2012).

Fordi aluminium danner uløselige hydroksider i kontakt med vannet som feller ut, er dette med på å øke mengden slam produsert. Koagulering med en metallbasert koagulant slik som aluminium vil derfor produsere mer slam enn koagulering med en polymer.

Et dårlig driftet vba med aluminiumbasert koagulant vil kunne få et høyt innhold av restaluminium. Når vann med høyt innhold av aluminium sendes på distribusjonsnettet kan det oppstå etterfelling av aluminiumhydroksider noe som kan avleires i ledningsnettet. Større mengder aluminiumhydroksider er giftig for fisk ved utslipp til resipient, men kan også være helseskadelig for mennesker (Hyllestad, Lund et al. 2018).

2.5 Organiske polymerer

Organiske kationiske polymerer, også kalt polyelektrolytter, er lankjedete molekyler. Disse molekylene er bygd opp av repeterende strukturelle kjemiske enheter som ofte har en ladning (Crittenden, Trussel et al. 2012). De to hovedfunksjonene til polymerer i behandling av drikkevann, er enten som koagulant, eller som en hjelpeflokkulant med hensikt å danne større og sterkere fnokker (Crittenden, Trussel et al. 2012). I behandling av drikkevann er syntetiske og naturlige polymerer de mest vanlige.

Syntetiske polymerer er allerede mye brukt i rensing av drikkevann, men på grunn av toksiske egenskaper, er det ønsket å gå over til naturlige varianter. Av tidligere erfaring har det vist seg at naturlige polymerer ikke er like effektive som flere av de syntetiske, og det har derfor vært vanlig å kombinere naturlige polymerer med uorganiske koagulanter (Kweinor Tetteh and Rathilal 2020).

2.5.1 Kationiske polymerer

Kationiske polymerer, også kalt polyelektrolytter, er positivt ladete polymerer som fungerer som koagulanter. Polymerer er ofte løst i vann og koagulerer ved at de positivt ladete partiene på polymeren reagerer med de negativt ladete partiklene i vannet. Fnokkene som dannes oppleves som tettere og mer klissete enn fnokker dannet med metallbaserte koagulanter. Organiske polymerer har vist seg å fungere ved lavere doser enn konvensjonelle koagulanter, men av tidligere erfaring har de vist seg å være dårligere på å fjerne løste partikler slik som NOM (Crittenden, Trussel et al. 2012).

Koagulering

Vogelsang (2001) har foreslått fire forskjellige mekanismer for hvordan kationiske polymerer destabiliserer kolloider i vann (Vogelsang 2001). Disse er ladningsnøytralisering, flekk-koagulering, brobygging og omsvøping.

Ladningsnøytralisering foregår på samme måte som for konvensjonelle koagulanter ved at de positive ladningene på polymerkjeden nøytraliserer de negativt ladde kolloidene. *Flekk-koagulering* skjer ved at motsatt ladde deler av partikler som begge er delvis dekket med polymer «bindes sammen ved ionisk interaksjon med påfølgende nøytralisering av disse områdene» (Vogelsang 2001), s.310). En annen vanlig form for koaguleringsmekanisme hos kationiske polymerer er *brobygging*. Et polymer er langkjedet med ladninger som er fordelt langs kjeden noe som gir polymeren egenskapen å kunne binde seg til to forskjellige kolloider slik at den fungerer som en «bru» mellom de to partiklene. Dette fører til at partiklene aggregerer seg større og tyngre noe som gjør at de eklere kan fjernes fra vannet. Til slutt er også *omsvøping* en mulig koaguleringsmekanisme som forekommer ved overdosering, hvor partikler enten omsvøpes av polymer eller fanges inn i et motsatt ladet nettverk av polymer (Vogelsang 2001).

Hvilken koaguleringsmekanisme som er dominerende er avhengig av hvilken polymer som benyttes, men også fysiske og kjemiske egenskaper til vannet. «Høy kolloidekonsentrasjon og lav ladningstetthet på polymeren er vist å fremme brobygging» (Vogelsang 2001), s.310). For polyelektrolytter bestemmes den optimale dosering for destabilisering av partiklene med zeta-potensialet. Når zeta-potensialet er null, vil forholdet mellom positive ladninger fra koagulanten og negativt ladete partikler fra kolloidene i vannet være 1 (Chaplain, Janex et al. 1995).

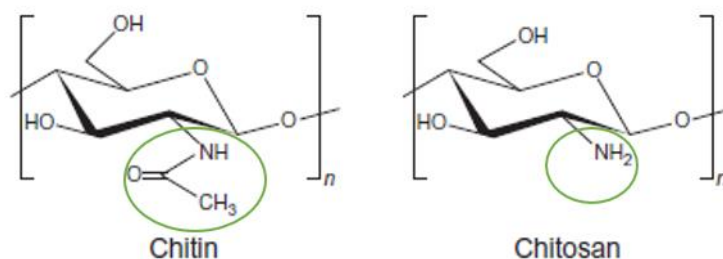
2.6 Kitosan

Kitosan er en organisk polymer som dannes ved deacetylering av kitin (Salas, Thompson et al. 2017). Kitin er et aminert polysakkarid som er byggesteinene i eksoskjelettet til skalldyr (Christensen 2018). På verdensbasis er det en ressurs med stort potensiale, da kitin er kategorisert som den nest største polymeriserte formen for karbon som finnes i naturen (Zargar, Asghari et al. 2015). Kitin er både fornybart og bærekraftig, og har egenskaper som gjør det til et svært interessant produkt, blant annet til kjemisk rensing av vann.

Når aluminium brukes som koagulant er pH også viktig for å kontrollere hvor mye restaluminium som er igjen før utslipp på distribusjonsnett. Dette vil ikke være et problem med kitosan da kitosan ikke er giftig for mennesker eller miljøet. Kitosan er praktisk i den form av at det kreves lite koagulant for å rense vannet, og slammet som produseres er på langt nær like mye som for aluminium. Dette betyr at kostnader knyttet til slam-behandling kan reduseres betraktelig samtidig som filtersyklusene kan forlenges (Eikebrokk and Saltnes 2001).

2.6.1 Struktur

Kitosan er et av flere polymerprodukter som kan utvinnes fra kitin (Christensen 2018). Kitosan er forskjellig fra kitin ved at tilfeldige acetylgrupper langs polymerkjeden er fjernet slik at det kun står igjen en ammoniumgruppe NH_2 slik det er vist i Figur 2-5. Denne prosessen gir deacetylte fraksjoner som er positivt ladete, noe som gir polymeren egenskapene til en elektrolytt (Kweiyor Tetteh and Rathilal 2020).



Figur 2-5 Strukturen til acetylgruppene til kitin til venstre og kitosan til høyre. Bilde er modifisert og originalt fra (Younes and Rinaudo 2015)

Acetyleringsgraden av kitosan beskriver forholdet mellom acetylfraksjoner og deacetylfraksjoner. Acetyleringsgraden til kitosan er viktig i beskrivelsen av polymerens densitet, stivhet og hydrofobiske egenskaper (Christensen 2018). Molekylvekten til kitosan er også viktig i beskrivelsen av koagulantens viskøse egenskaper i løst tilstand (Christensen 2018). Til behandling av drikkevann brukes ofte en form for kitosan med få acetylgrupper og medium molekylvekt (100-200 kDa) (Vogelsang, Andersen et al. 2004).

2.6.2 Evne til å fjerne NOM

Det er gjort forskjellige studier på forsøk med kitosan for å kartlegge koaguleringsmekanismene til kitosan som koagulant. Det er observert at kitosan fjerner organisk materiale med den høyeste molekylvekten og at mengden organisk materiale med lav molekylær vekt øker ved økende kitosandose (Vogelsang, Andersen et al. 2004).

Tidligere studier gjort av Vogelsang, Andersen et al. (2004) viser at destabilisering ved ladningsnøytralisering er en viktig mekanisme for koagulering med kitosan. Dette ble bekreftet gjennom tester hvor kitosantypene med størst positiv overflateladning var de som ga best resultater (Vogelsang, Andersen et al. 2004). Det viste seg også at kitosan fungerte som en sterkere elektrolytt enn hva teorien tilsa. I praksis viste det seg at kitosan kunne doseres med lavere konsentrasjon enn først antatt for å oppnå ladningsnøytralisering. I avhandlingen til Christensen (2018) ble «streaming current» målinger utført, noe som viste at ladningsnøytralisering ikke var tilfellet ved lave doseringer, noe også Vogelsang (2001) observert i sin studie.

Samlet konkluderer likevel de ulike studiene med ladningsnøytralisering er den faktoren som får humusen til å koagulere og "overskuddet" av kitosan går med til en "build up" noe som fører til at brobygging og flekk flokkulering er bidragende koaguleringsmekanismer i flokkuleringsfasen (Vogelsang 2001, Vogelsang, Andersen et al. 2004, Christensen 2018).

Fnokkene som dannes ved koagulering med kitosan er observert som lette, «fluffy» fnokker med dårlig sedimenterbarhet (Vogelsang, Andersen et al. 2004). De største fnokkene observert var observert ved lavere doseringer enn optimal dosering, og omtrent ingen fnokker var observert ved optimal dosering (Vogelsang, Andersen et al. 2004).

Dosering

I sin doktoravhandling utviklet Christensen (2018) en empiriske modell utviklet for å forutsi hvilke doseringer av kitosan som kreves for å fjerne farge basert på pH i vannet og fargetall på råvannet. Tabell 2-2 er hentet fra Christensens doktoravhandling hvor hennes empiriske modell er presentert. Tabell 2-2: Informasjonen i tabellen er hentet fra doktoravhandlingen til Christensen. Figuren viser den empiriske modellen utviklet for dosering av kitosan for fjerning av farge og TOK ((Christensen 2018), s. 40).

Tabell 2-2: Informasjonen i tabellen er hentet fra doktoravhandlingen til Christensen. Figuren viser den empiriske modellen utviklet for dosering av kitosan for fjerning av farge og TOK ((Christensen 2018), s. 40).

Reduksjon i farge	Reduksjon i TOK	Effektiv dose kitosan	pH	Forsøk	Referanse
63-71%		0,08-0,21 mg/mg farge	4,5-7,5	Benk	(Christensen 2018)

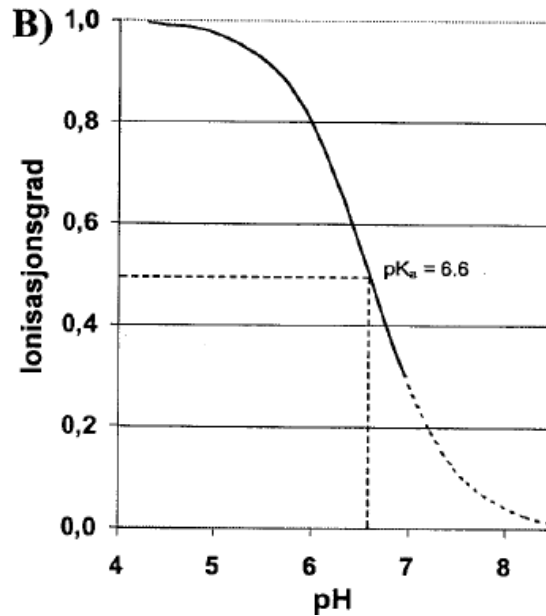
Christensen utviklet samtidig en modell for å forutsi gjenværende farge i vannet etter behandling med kitosan.

$$Farge(gjenværende) = RWfarge^{0,65} * Chit^{-0,17}$$

Formelen er avhengig av RWfarge som er fargen på råvannet og Chit som er kitosandosen.

pH

Løsligheten til kitosan er avhengig av acetyleringsgraden, og kan derfor variere med hvilket kitosanprodukt som er benyttet. I en eksempelløsning vist i Figur 2-6 har aminogruppene i polymeret pKa = 6,6, og har derfor størst løslighet ved pH under pKa-verdien. Figur 2-6 viser at kitosan ikke lenger er løselig ved en pH større enn 7. Dette er fordi egenskapene til aminogruppene endrer seg med pH. Ved pH under 6 protoneres aminogruppene slik at de blir positivt ladet, noe som gjør kitosan til en kationisk vannløselig polyelektrolytt. Når pH økes til over pKa-verdien deprotoneres aminogruppene, og polymeren mister ladningen slik at den blir uløselig (Zargar, Asghari et al. 2015). Kitosan har vist seg å ha sterkest egenskaper som elektrolytt rundt pH=4 slik Figur 2-6 viser.



Figur 2-6 viser ioniseringsgraden til kitosan. Det stiplede området viser hvor polymeren er uløselig (Vogelsang 2001).

2.6.3 Erfaringer med kombinasjon av kitosan med andre koagulanter

I noen dokumenterte studier gjort av blant annet Vogelsang og Eikebrokk er det funnet ut at kitosan kan tilsettes en løsning for å redusere mengden metallbasert koagulant.

Av studier gjort av Vogelsang på Årnes vannverk, som har opplevd svært høyt fargetall på 120 mg Pt/l, er det funnet ut at en kombinasjon av jernklorid og kitosan kan være en gunstig kombinasjon både når det kommer til slamproduksjon og kostnad. På grunn av det høye fargetallet i råvannet var det svært store mengder kitosan som skulle til for å redusere fargetallet til et nivå som står til kravene i drikkevannforskriften. Dersom jernklorid skulle brukes alene ville mengden slam ført til problemer med filtrene. Som en løsning på disse problemene var det forsøkt å kombinere kitosan med jernklorid. Fordi doseringsmengden av jernklorid kunne reduseres til omtrent 1/3 av hva som skulle til uten kitosan som hjelpekoagulant, var også slamproduksjonen redusert. Det var også observert at funksjonen av kitosan som elektrolytt ble utnyttet enda mer enn for kitosan alene (Vogelsang 2001).

En annen kombinasjon som er mye brukt er kitosan med det firevalente metallet zirkonium. Denne kombinasjonen er blant annet brukt på Haugesund vannverk. Haugesund vannverk gikk over til denne varianten etter å ha brukt kun kitosan i noen år. Kommunen hadde problemer med høye verdier av desinfeksjonsbiprodukter som følge av høyt innhold av NOM noe som førte til problemer med å få fargetall under 5 mg Pt/l. Zirkonium viste seg å være effektiv kombinert med kitosan og i dag sender anlegget ut et ferdig rensert vann med fargetall 2-3 mg Pt/l (Steinsvik 2020).

2.7 Fjerning av partikler ved dybdefiltrering

Filterets oppgave er å fjerne partikler fra vannet ved at partiklene fester seg til filteret (Crittenden, Trussel et al. 2012). Partiklene fjernes i hovedsak ved at partiklene fester seg til filtermaterialet eller allerede fjernede partikler. Denne prosessen skjer gjennom hele filterets dybde, og kalles derfor for dybdefiltrering (Crittenden, Trussel et al. 2012). Partikler vil gjennom hele filtersyklusen avsettes i og løsrives fra filteret. Graden av fastsetting vil øke mest i modningsfasen da det blir flere partikler å feste seg til ettersom partikler avsettes i filteret (Eikebrokk 2005). Når modningsfasen er ferdig vil graden av fastsetting synke med tiden ettersom porene tettes. Når graden av løsriving tar igjen graden av fastsetting, vil filteret gå til brudd (Eikebrokk 2005).

2.7.1 Direktefiltrering

Direktefiltrering er en filtreringsprosess hvor koagulering og flokkulering etterfølges av filtrering uten et separasjonssteg. I Norge er direktefiltrering en vanlig prosess da kvaliteten på overflatevannet er så god at mengden slam som produseres ikke er stor nok til at forbehandling er nødvendig for å oppnå lange filtersykluser (Eikebrokk 2005).

Filtrering gjennom et dybdefilter vil ikke fungere uten en god forbehandling med koagulant (Eikebrokk 2005). Dersom partiklene ikke destabiliseres ved koagulering, vil de frastøtende elektrostatiske kreftene som oppstår mellom to partikler med samme ladning, forhindre kontakt mellom partiklene i vannet og kornene i filteret (Crittenden, Trussel et al. 2012). For at filtrering skal fungere som en hygienisk barriere, må derfor en velfungerende forbehandling benyttes.

I prosessen med direktefiltrering er hensiktsmessig å velge en koagulant som kan danne fnokker raskt, da koagulant doseres kort tid før filteret (Gillberg, Hansen et al. 2003).

Valg av filtermaterialer

Et dybdefilter er bygd opp av forskjellige lag med filtermaterialet ut fra om det er en- eller tremediafilter. En filterseng kan bestå av flere lag som graderes etter kornstørrelse med det grovste filtermaterialet øverst og det fineste nederst. Under filtermassene er det plassert et støttelag. Støttelaget er et grovkornet lag med grus som har for hensikt å forhindre at den finkornete sanden som ligger over forsvinner i utløpet med det ferdigrensede vannet (Eikebrokk 2005).

Noen eksempler på vanlig oppbygging av en filterseng er tomediafilter bestående av antrasitt eller filtralite i kombinasjon med et sandlag. Plastgranulat og sand har også vært en vanlig kombinasjon i et tomediafilter. Dette ble blant annet anvendt på Skullerud vba før de gikk over til Filtralite og sand. En kombinasjon som er blitt mer vanlig de siste årene er et tremediafilter hvor et lag med alkalisk materiale er kombinert med de overnevnte tomediafiltrene (Eikebrokk 2005).

Filtralite er et norskprodusert materiale som anvendes som et alternativ til antrasitt. Fordelen med filtralite er at det har større porøsitet enn antrasitten, noe som fører til at trykktapet i filteret reduseres samtidig som det gir samme vannkvalitet som et antrasittfilter (Eikebrokk 2012).

Valg av koagulant

Valg av koagulant avhenger i stor grad av fysiske og kjemiske egenskaper til vannet slik det er beskrevet i kapittel 2.4. For å unngå biprodukter fra klorering er det i Norge et høyt krav til fjerning av NOM. Norske overflatevann har typisk et høyt innhold av NOM, noe som krever høyere doser med koagulant som igjen fører til høyere slamproduksjon og korte

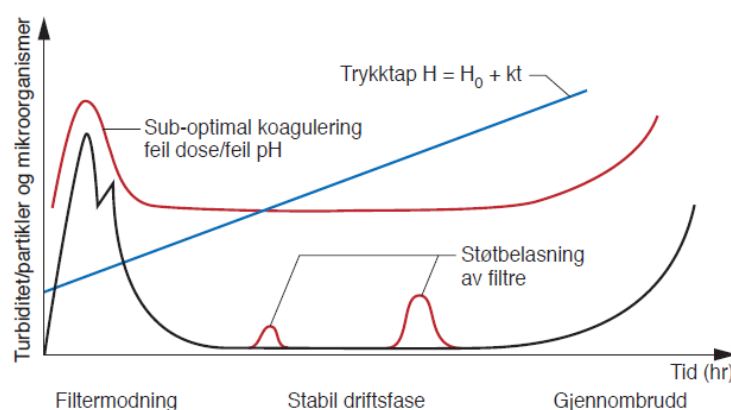
filtersykluser (Eikebrokk and Saltnes 2002). Derfor er det hensiktsmessig å velge en koagulant som krever lavere doseringer og som produserer mindre mengder slam (Eikebrokk and Saltnes 2002).

Dosering av polymer i tillegg til koagulant kan 2-3 doble filtergangstiden noe som er med på å øke filtreringskapasiteten slik at filterdriften optimaliseres (Eikebrokk 2012).

2.7.2 Filtersyklusen

En filtersyklus går gjennom tre forskjellige faser. Modningsfase, stabil fase og gjennombrudd. Den høyeste turbiditeten i filtersyklusen oppstår i modningsfasen på grunn av restpartikler etter tilbakespylingen, utvannet pH- og doseringsforhold på grunn av blanding av spylevann og dosert vann og underskudd på destabiliserte partikler i filteret (Eikebrokk 2012). Førstefiltrat er det vannet som sendes gjennom filteret rett etter tilbakespyling. Dette vannet vil ikke ha en tilfredsstillende kvalitet og kan derfor ikke sendes ut på distribusjonsnettet. Den tiden det tar før filteret klarer å levere en tilfredsstillende kvalitet kalles for modningsfasen (Eikebrokk 2012).

Størrelsen på partiklene som filtreres har mye å si for modningstiden til filteret. Små partikler gir en lenger modningstid enn større partikler, samtidig som syklusen for tilbakeholding av store partikler er kortere enn for små partikler (Eikebrokk 2005). Det betyr at blant annet parasitter lettere kan trenge gjennom filteret etter kort tid enn mindre partikler (Eikebrokk 2005). Uansett partikkelstørrelse er en god forbehandling ekstremt viktig for filtreringsprosessen av flere viktige grunner. En god forbehandling er viktig for å oppnå en destabilisering av partiklene som øker fastholding av partikler i filtersengen. Utfelling av metallhydroksider er også med på å øke fastholdingen da de kan felle ut på og rundt filterkornene som kan adsorbere negativt ladete partikler (Eikebrokk 2012).



Figur 2-7 Oversikt over en typisk filtersyklus for dybdefilter. Den blå grafen forklarer trykktapet, sort strek forklarer en vanlig filtersyklus, rød strek representerer en filtersyklus ved feil dosering eller pH. (kilde, sidetall)

I den stabile fasen holder turbiditeten i filteret seg konstant over driftstiden frem til gjennombrudd slik Figur 2-7 viser. Humpene markert i rødt beskriver sårbarheten til filteret ved støtbelastninger i form av endringer i for eksempel filterbelastningen noe som øker turbiditeten i utløp. Når filteret ikke lenger kan holde tilbake partikler overstiger løsrivingen fastholdingen og filteret går til brudd (Eikebrokk 2012).

2.8 Krav til vannkvalitet

Drikkevannsforskriften har krav som stilles til ferdig rensert vann vist i Figur 2-3. Kravet som stilles til drikkevannet som leveres til abonnentene er at vannet har vært gjennom «tilstrekkelig hygieniske barrierer» for å sørge for at vannet oppfyller krav for innhold av patogene organismer, fargetall, lukt, smak og klarhet (Mattilsynet 2017). For at vannbehandlingsmetoden skal fungere som en hygienisk barriere er det for koaguleringsanlegg satt visse krav. Fargeverdien skal være mindre enn 5 mg Pt/l, TOK skal være mindre enn 3 mg C/l og turbiditet bør være mindre enn 0,2 NTU (Mattilsynet 2017).

Tabell 2-3: Krav fra drikkevannsforskriften (Drikkevannsforskriften 2017) og veiledning fra mattilsynet (Mattilsynet 2017).

Parameter	Krav fra drikkevannsforskriften	fra	Kommentar i	Koaguleringsanlegg som hygienisk barriere
TOK	Ingen endring	unormal	Målingen av analyseusikkerhet (30%) skal estimeres ved 3 mg/l av TOK.	3 mg C/l
Fargetall	Akseptabel for abonnentene	for	Mattilsynet anbefaler at fargetallet ikke overskrider 20 mg/l Pt	5 mg Pt/l
Turbiditet	Akseptabel for abonnentene	for	Mattilsynet anbefaler at turbiditeten ut fra vannbehandlingsanlegget ikke overskrider 1 NTU ved vannforsynings-systemer som benytter overflatevann. Målingen av analyseusikkerhet (30%) estimeres ved 1 NTU	0,2 NTU

3 Metode

I dette kapittelet er metoden for jar-testene, pilottestene og NOM-fraksjoneringen beskrevet. Målet med testene var å kartlegge funksjonen av kitosan på råvannskvaliteten fra Elvåga, og undersøke om kitosan i form av kjemikaliet Kitoflokk kunne erstatte dagens drift med ALG og LT20.

3.1 Litteraturstudie

For å besvare forskningsspørsmålene presentert i innledningen er det hentet inn kvalitativ og kvantitativ data, hvor kvantitativ data er data innhentet fra forsøk eller undersøkelser og kvalitativ data er innhentet fra litteraturen (Andersen 2019). Gjennom de mange forsøkene utført i laboratorium med jar-tester og pilotanlegg er det innhentet og analysert kvantitativ data. For å vurdere den kvantitative dataen innhentet fra forsøk er det gjort et kvalitativt litteratursøk på liknende studier og et intervju med Haugesund vannverk som benytter seg av kitosan som koagulant i dag. Jeg har basert datainnsamlingen på litteratur funnet under arbeid med prosjektoppgaven og forfattere anbefalt av mine veiledere. Søkeord jeg har brukt for å finne artikler for å få bedre forståelse av kitosan som koagulant har vært: *chitosan, chitin, deacetylation, natural polymers*. Spørsmålene utarbeidet til det kvalitative intervjuet er basert på spørsmål som har kommet opp under forsøksperioden, og som ikke er blitt besvart av litteratursøket eller testene.

3.2 Råvann fra Elvåga

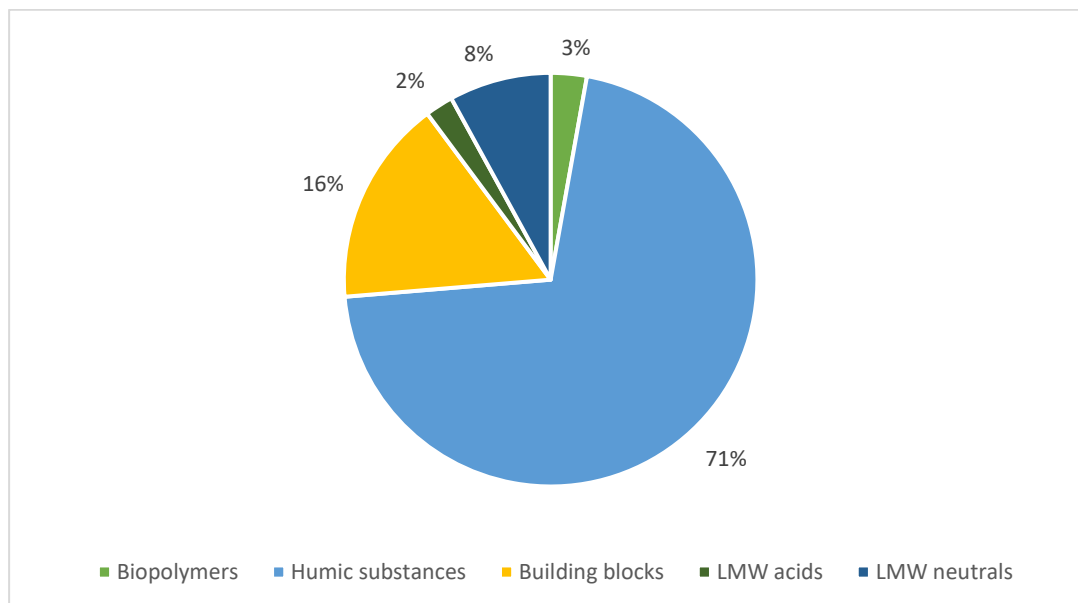
Råvannet benyttet til testene i denne oppgaven er hentet fra Elvåga, et typisk norsk overflatevann med moderat fargetall og lav turbiditet. Slik Under testingen i pilotanlegget har råvannskvaliteten ligget stabilt med et fargetall på 28-34 mg Pt/l og turbiditet på 0,22 FTU. pH på råvannet har i gjennomsnitt vært 6,5 gjennom testperioden. Verdiene fra **Feil! Fant ikke referanseilden.** er hentet fra Skullerud sine egne analysedata som inneholder data på konduktivitet, pH, alkalitet, turbiditet og fargetall på råvannet målt en gang i uka.

Tabell 3-1: Råvannsdata på Skullerud vba i perioden februar-mai

Kond. ms/m	pH	Alk. Mmol/l	Turb. FTU	Fargetall	DOK
2,67	6,5	0,06	0,22	28-34	5,8796 ± 0,1029

3.2.1 Fraksjonering av råvannet

Det er gjort fraksjoneringsanalyser ved hjelp av LC-OCD metoden beskrevet i kapittel 2.3. Resultatene er gitt i figuren under.



Figur 3-1: Viser fraksjonering av råvannet fra Elvåga. I figuren er det mulig å se hvilke fraksjoner som er de dominerende i råvannet.

Fraksjoneringen fra LC-OCD metoden kan fortelle at vannet inneholder en stor andel på 71 % humusstoffer. Da det er humusstoffene som gir farge til vannet, stemmer dette godt med det høye fargetallet i Elvåga. Resultatene fra fraksjoneringen viser også at det er 16 % byggesteiner, 3 % biopolymerer, 2% LMW syrer og 8% LMW nøytrale.

3.3 Forsøk

Det ble utført forsøk som jar-tester og i et pilotanlegg. For å ha et sammenligningsgrunnlag var dagens drift på Skullerud VBA med ALG og magnaflokk (LT20) benyttet som referansetester. Alle referansetestene ble gjennomført med samme dosering ALG, LT20 ved samme pH da funksjonen til dagens drift allerede er godt kjent. Det ble gjennomført både jar-tester og tester i pilotanlegg basert på dagens drift med direktefiltrering. Vannet ble hentet fra anleggets flokanal etter at CO₂, kalsium og koagulant allerede var tilsatt. Polymer ble tilsatt på egenhånd i laboratoriet ved tilfellet av jar-tester og med en doseringspumpe i anlegget. I dagens drift på anlegget tilsettes 26 mg/l ALG og 0,1 mg/l LT20. På dette tidspunktet har vannet en pH på 6,25 som er den pH vannet har i det eksisterende anlegget før vannet tilsettes polymer og entrer filteret.

3.3.1 Optimal dosering for kitoflokk

Ved bestemmelse av optimal dosering av kitoflokk var det tatt utgangspunkt i hva som var gjort tidligere. I avhandlingen til Christensen (2018) ble det utformet en sammenheng mellom dosering av kitoflokk med fargetall på råvannet: 0,08 – 0,21 mg/mg farge som ville gi en reduksjon i fargetall på 36-71%. For råvannskvaliteten i Elvåga som er oppe på et fargetall på 34 mg Pt/l vil dette kreve 2,7-7,1 mg/l kitoflokk. I denne oppgaven er dette vinduet utvidet, og testplanen er vist i Tabell 3-2.

Tabell 3-2: Testplan for jar-tester

pH	4,5	4,8	5	5,2	5,5
Dosering	2-10 mg/l	2-10 mg/l	2-10 mg/l	2-10 mg/l	2-10 mg/l

3.3.2 Jar-tester

Jar-testene ble utført med hensikt om å finne optimal dosering og pH for kitoflokk spesifikt for råvannet i Elvåga. For å få til dette ble det gjennomført 5 tester med dosering 2-10 mg/l kitoflokk ved 5 forskjellige pH-verdier på 4,5, 5,0, 5,2, 5,5. Disse testene ble gjennomført 2-3 ganger. Jar-testene ble gjennomført i 1L begerglass og med en programmerbar flokkulator slik Figur 3-2 viser. Før en jar-test kunne startes måtte pH i vannet justeres manuelt ved tilsats av 0,1 M saltsyreløsning. Fremgangsmetoden er vist for ferdig pH-justert vann.



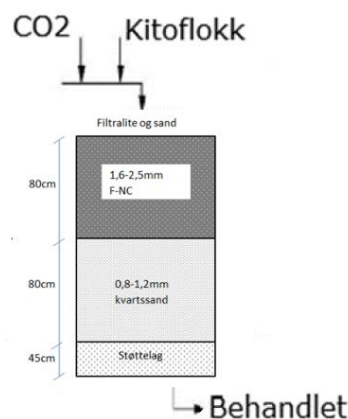
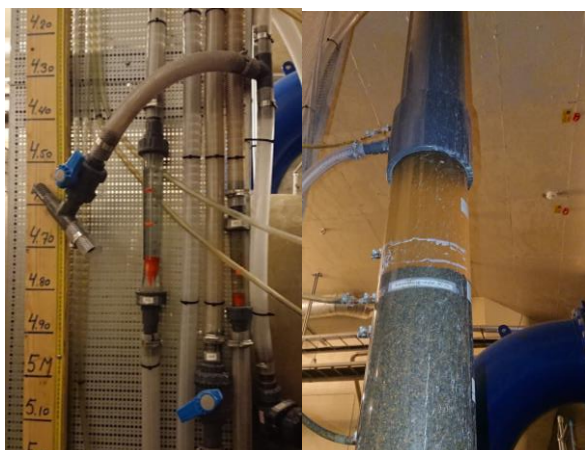
Figur 3-2: Viser oppsett for jar-testene utført i denne oppgaven.

Fremgangsmetode

1. Tilsett koagulant i 1L begerglass
2. La blandingen mikses ved hurtig omrøring (350 RPM) i 30 sekunder.
3. Juster ned omrøringshastigheten til 200 RPM og la blandingen stå i 20 min.
4. Til slutt skal blandingen sedimentere i 1 time uten omrøring.

3.3.3 Pilotanlegg

Pilotanlegget var bygd som et direktefiltreringsanlegg med inntak, doseringspumpe, pH-måler og en filterkolonne. Oversikt over anlegget er vist til høyre i Figur 3-3. Filterkolonnen er brukt til tidligere filteroptimalisering ved Skullerud vba og er dokumentert i en rapport mottatt via epost fra VAV (Fossum 2013).



Figur 3-3 Pilotanlegget beskrevet i bilder. Til venstre er mengdemålere for spylevann og innløpsvann og ventiler. I midten er filterkolonnen og til høyre er tegning over pilotanlegget. Bildene er tatt selv og tegningen er modifisert og hentet fra (Fossum 2013).

Filterkolonnen var 6 m høy med diameter 20 cm. Filtermaterialet bestod av et støttelag på 45 cm bestående av grovkornet materiale dekket av 80 cm sand og 80 cm filtralite. Ved testing med kitosan var filterbelastningen 5 m/h og for testing med aluminium var filteret belastet med 8 m/h og 10 m/h. Til analyseformål ble 18-24 prøver tatt med en automatisk prøvetaker av merket 3700 portable Samplers levert av Teledyne Isco.

Testene utført med ALG og LT20 hadde en litt lenger oppholdstid da prøvepunktet for råvann tilsatt koagulant og CaCO₃ i tillegg til CO₂ lå litt lenger unna enn prøvepunktet brukt til testene med kitoflokk med råvann og CO₂. Forsøksvilkårene for forsøkene utført i denne oppgaven er vist i Tabell 3-3.

Tabell 3-3: Forsøksvilkår

	Aluminium + LT20		Kitoflokk				
Temperatur	Jar-tester: 6-12 C Pilot-tester: 2-3 C						
pH	6,25		4,5	4,8	5,0	5,2	5,5
Dosering	<i>ALG [mg/l]</i>	<i>LT20 [mg/l]</i>	<i>Kitoflokk [mg/l]</i>				
	26	0,1	2	4	6	8	10
Filterbelastning	8-10 m/h		5 m/h				
Tilbakespyling	10 min						
Oppholdstid	40 min		30 min				

Råvannet som kom inn i pilotanlegget ble tatt fra råvannskanalen til Skullerud VBA etter at CO₂ var tilsatt. pH på innkommende vann til pilotanlegget lå da på 5,6. Fordi Kitoflokk-

blandingen hadde en svært lav pH, hadde den stor innflytelse på pH-verdien i vannet som gikk inn på filterkolonnen. Tilsetning av 2 mg/l kitoflokk justerte ned pH fra 5,6 til 5,2.

Fremgangsmetode for tilbakespyling av anlegget er vedlagt sammen med en mer detaljert tegning over pilotanlegget.

3.4 Analyser

Mengden naturlig organisk materiale kan måles på forskjellige måter. Fargetall er en enkel analysemetode som gir en beskrivelse av vannets «utseende» i form av mg Pt/l (Bomo, Trygland et al. 2007). Fargetall som analysemetode gir altså ingen informasjon om de andre formene for NOM, og derfor er det i denne oppgaven benyttet LC-OCD verktøy for å analysere fraksjonene av DOK i noen vannprøver. Det er også utført noen tester for å måle innhold av TOK og turbiditet.

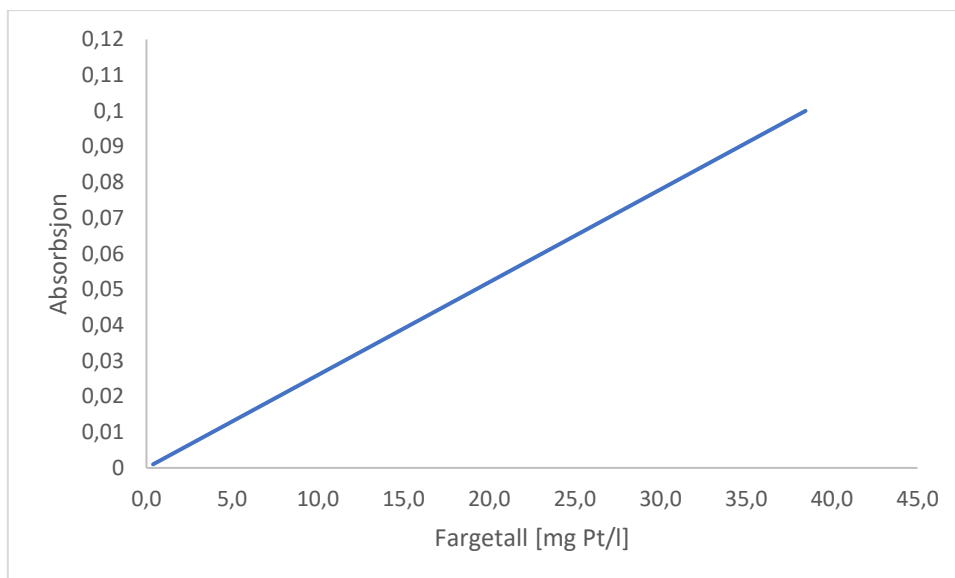
3.4.1 Turbiditet

For å måle turbiditeten i vannprøvene var et håndholdt turbidimeter av merket Hach benyttet. Et lite glass ble fylt med prøvevann og tørket for partikler med en mikrofiberklut før det ble satt ned i det håndholdte turbidimeteret og målt. Den målte verdien for turbiditet kom så opp på skjermen. Dette apparatet var svært sensitivt til partikler i form av støv og vandrdåper på overflaten av prøveglasset, noe som kan ha påvirket resultatene. Turbiditetsmåleren krevde mye arbeid for å få til riktig turbiditetsmåling, noe som var en utfordring da det var mange prøver fra pilotanlegget som skulle analyseres hver dag.

3.4.2 Fargetall

Fargetallet var målt med et spektrometer av typen DR 2800 produsert av Hach Lange. Før vannprøvene ble analysert måtte apparatet nullstilles. Dette ble gjort med destillert vann som ble filtrert gjennom et cellulosenitratfilter med poreåpning på 45 µm før den ble plassert i en kyvette som ble plassert i spektrometeret. Etter at apparatet ble nullstilt kunne analyseprøvene fra jar-testene og pilotanlegget måles for farge.

Prøvene var ikke pH-justert før fargemålingene var tatt. Dette medførte derfor en viss usikkerhet. Fargetallet er beregnet ved hjelp av formelen: $absorbsjon * 384,615$. Kalibreringskurven for fargetallet er vist i Figur 3-3.



Figur 3-4 Fargemåleren ga farge i absorpsjon og kalibreringskurven vist i denne figuren ble benyttet til å finne fargetall for målt abs-verdi. Til høyre er det gitt en tabell slik at figuren er enklere å lese av.

3.4.3 Analyse av NOM i Elvåga

For å analysere prøvene for DOK og DOK-fraksjonering, ble det fraktet 5 prøver fra Oslo til Trondheim. Disse prøvene hadde først stått noen dager i kjøleskap før det ble fraktet til Trondheim med bil slik at prøvene ble varmet opp til romtemperatur før de ble nedkjølt igjen. Deretter ble prøvene oppbevart kaldt frem til prøvene ble sendt til analyse i laboratoriet på NTNU. Oppbevaringen er ikke gjort i henhold til standard NSEN 1484 og disse prøvene gir derfor kun en antydning til hvordan DOK-innholdet og DOK-fraksjoneringen er i de ulike prøvene. Prøvene inneholdt ikke nok vann til å gjennomføre både TOK og DOK analyse, og det er derfor kun gjennomført en DOK analyse.

Måling av DOK-verdier

Til måling av DOK innhold i vannprøvene ble det benyttet en Apollo 9000. Før prøven analyseres, filtreres den først gjennom et 0,45 µm cellulosenitratfilter for å fjerne alle større partikler i vannet. Deretter tilsettes fosforsyre som reduserer pH til mellom 2-4 for å strippe prøven for ikke-organisk materiale. Når prøven er plassert i analysemaskinen blåses syntetisk luft gjennom prøven for å fjerne alt av ikke-organisk materiale før den blir varmet opp slik at CO₂-gassen kan fanges opp. Denne måles i mg/l.

LC-OCD

LC-OCD-metoden ble benyttet til å måle NOM-fraksjoneringen i prøvene. Denne metoden er bedre beskrevet under teorikapitlet.

3.5 Kjemikalier

Det er brukt forskjellige kjemikalier i denne oppgaven i forbindelse med pilot- og jar-testene. Til referansetestene med jar-tester var polymeren forsøkt blandet ut selv, derfor er fremgangsmåte forklart i dette delkapitlet. Kitoflokk måtte også blandes ut for hver dag, og fremgangsmåte på dette er også beskrevet. Ved utblanding av kitoflokk måtte høykonsentrert saltsyre benyttes for å redusere pH. I forbindelse med dette måtte det tas forhåndsregler som også er beskrevet under.

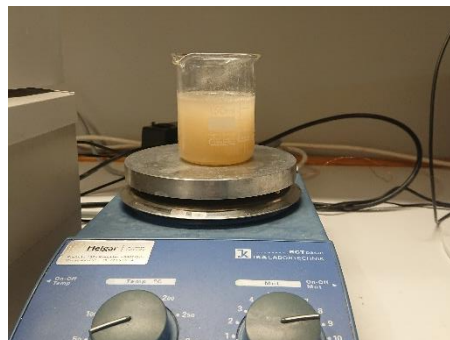
3.5.1 Kitoflokk

Produktet som ble benyttet i denne oppgaven var kitoflokk levert av Teta i form av et pulver. Kitoflokk er svært tungt løselig i vann ved nøytral pH. For å redusere pH var det derfor brukt konsentrert HCl 37% slik at pulveret kunne løses i vann. Kitoflokk har en deacetyleringsgrad på over 0,8. Teta hadde også en oppskrift på utblanding av koagulant, og dette var altså metoden som ble benyttet i forsøket.

Utblanding av kitoflokk avhenger av hvilken konsentrasjon som er ønsket i anlegget. Da doseringspumpen som var brukt i pilotanlegget hadde begrensede innstillinger, var det nødvendig å lage en løsning med 2% og en annen løsning med 1,75 %. Utblandingen var som følgende.

Utblanding av 2% kitoflokk

1. Fyll 1 liter begerglass med 1 L vann og sett begerglasset på en omrører.
2. Mål opp 20 g pulver med kitoflokk
3. Skru på omrøreren. Kitoflokk har tendens til å støve, tilsett derfor pulveret gradvis. La blandingen stå under omrøringen til du har en homogen blanding. Det bør ikke være noen klumper med kitoflokkpulver før saltsyren tilsettes.
4. Sett begerglasset under avtrekk før du tilsetter 10 ml HCl. Sett deretter begerglasset tilbake på omrøreren og la den stå en halvtime.



Figur 3-5 kitoflokk under utblanding. Bildet er tatt selv.

Fremgangsmåten over er beskrevet for utblanding av 1 l med 2% kitoflokk, dersom en konsentrasjon på 1,75% er ønsket, må kitoflokk og HCl skaleres ned med 12,5%.

3.5.2 ALG

Som koagulant brukes i dag ALG. Denne var allerede tilsatt i vannet da vannet ble hentet ut etter koagulant var dosert for både jar-testene og pilot-testene. Doseringen som var tilsatt i anlegget var 26 mg/l ALG.

3.5.3 Magnaflokk (LT20)

I dag benyttes Magnaflokk (LT20) som hjelpelokkulant for å gjøre renseprosessen mer robust.

Utblanding

Til jar-testene ble polymer blandet ut på egenhånd. Til utblanding ble 0,5 g LT20 blandet med 1 L vann. Blanding stod under omrøring til all polymeren var løst i vannet. Videre ble 200 µl/l tilsatt under jar-testingen noe som tilsvarer en konsentrasjon på 0,1 mg/l. For å utelukke store usikkerheter ble tatt en prøve av den ferdig utblandede polymeren som ble tørket og veid. Utblanding av polymeren tok mye tid, og til pilotanlegget ble derfor polymeren hentet fra Skullerud VBAs utblandingstank.

4 Resultater og diskusjon

Resultatene som er presentert under er delt inn i resultater fra jar-tester og resultater fra pilottester. Det er valgt å slå resultatdelen sammen med diskusjonsdelen, da mange av figurene og tabellene presentert i resultatene er sentrale i diskusjonen. I resultatene under vil først referansetestene presenteres for å ha et grunnlag for sammenligning av testene gjort med KitoFlokk med dagens drift.

Oslo kommune har et ønske om å gjøre vannbehandlingsprosessen på Skullerud mer bærekraftig enn hva den er i dag, kitosan har vist seg som et interessant alternativ til dagens drift med ALG og LT20. Hensikten med denne oppgaven er å forstå hvordan polymeren kitosan fungerer til å redusere fargetall og turbiditet i råvannet. Ettersom Oslo kommune har et ønske om å bytte til et mer miljøvennlig alternativ, er det utført både jar-tester og pilottester på vann fra anleggets egne kilde, Elvåga.

Testene skulle analyseres og sammenlignes med hensyn til turbiditet, fargetall og TOK, noe som skulle gi en indikasjon på om denne koagulant kan være et alternativ for Skullerud VBA uten at det må gjøres for store inngrep på anlegget. For å kunne gjøre en slik vurdering er resultatene som kommer frem i denne oppgaven sammenlignet med hva som er erfart i tidligere studier. Problemstillingene som skulle besvares i denne oppgaven var altså:

1. Hvordan fungerer polymeren kitosan som koagulant til å redusere fargetall, turbiditet og DOK? Kan resultater med kitosan gi tilsvarende resultater som dagens drift på Skullerud vba?
2. Hva er de praktiske utfordringer ved overgang til, og bruk av kitosan som koagulant?
3. Samsvarer resultatene i denne oppgaven med erfaringer fra tidligere studier av denne koagulanten?
4. Er det mulig for Skullerud vba å benytte kitoflokk som alternativ til aluminiumsbasert drift uten for store inngrep?

4.1 Jar-tester

Det ble utført flere jar-tester med varierende pH og dosering for å kartlegge funksjonen av kitosan på råvannet i Elvåga med hensyn til fargetall og turbiditet. Som referansetest ble det utført 3 jar-tester med ALG og LT20.

4.1.1 Referansetestester med aluminiumsulfat (ALG) og LT20

Det ble utført tre jartester med 26 mg/L ALG og 0,05 mg/L LT20 tilsatt i 1 L begerglass med vann ved en pH = 6,25. Vannet til jar-testene ble tatt fra et prøvepunkt etter at ALG var dosert før det ble fraktet opp til laben, og vannet kan derfor ha hatt en litt lenger oppholdstid enn en konvensjonell jar-test.

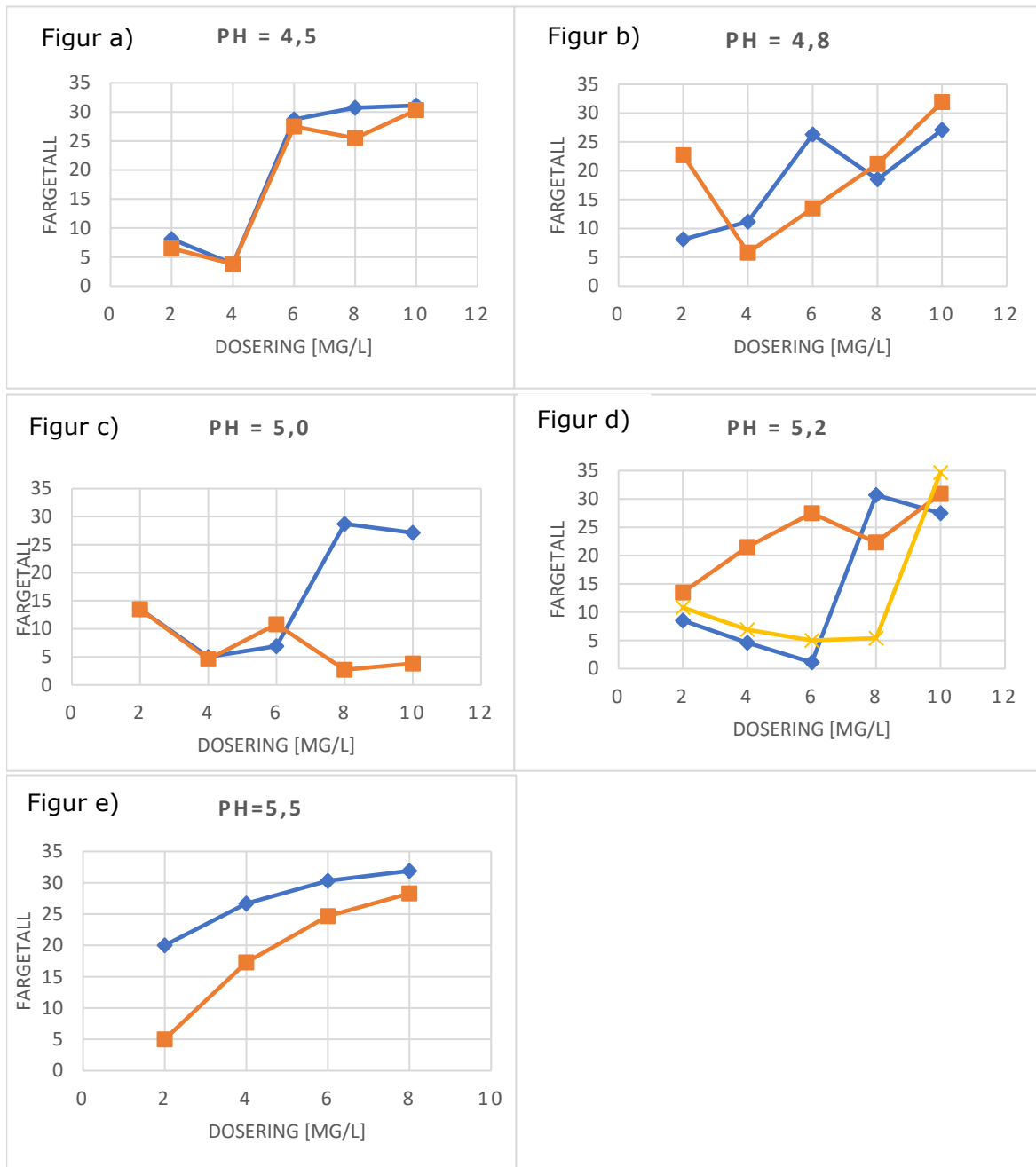
De tre testene ble analysert for både turbiditet og fargetall. Resultatene fra jar-testene med dagens drift viser et resultat med fargetall på i snitt 0,8 +/-0,3 og gjennomsnittlig turbiditet på 1,5 +/-3.

Det bør nevnes at et fargetall på 0,8 er svært lavt sammenlignet med driften på Skullerud som i dag gir et gjennomsnittlig fargetall på 4-6. En mulig årsak til det lave fargetallet kan enten være den forlengede oppholdstiden fordi prøvene måtte fraktes fra prøvepunkt nede i anlegget og opp til laben. Dette kan ha vært 10-20 min ekstra sammenlignet med en konvensjonell jar-test. En annen mulig grunn til det lave fargetallet kan være en usikkerheter med måleapparatet brukt til å måle fargetall.

4.1.2 Jar-tester med kitosan

Fargefjerning

I resultatene fra jar-testene med kitosan, ble hovedfokuset lagt på fargefjerning da det er denne som blir mest tydelig i en jar-test. Figur 4-1 viser resultatene fra jar-testene med dosering plottet mot fargetall. Gjennom testperioden ble det tatt 2 tester for hver pH-verdi med tilhørende doseringer bortsett fra ved pH=5,2 hvor det ble utført 3 tester.



Figur 4-1 a, b, c, d og e viser resultater fra jar-tester som funksjon av fargetall og doseringsmengder. Testene er tatt ved h.h.v pH=4,5, pH=4,8, pH=5 og pH=5,2 og pH=5,5.

Kitosan er løselig ved sure pH-verdier, og har egenskaper som en elektrolytt ved lave pH-verdier. Ved nøytral pH er ikke polymeren løselig lenger og mister mekanismen til å destabilisere partikler ved denøytralisering (Vogelsang, Andersen et al. 2004). Figur 4-1 kan antyde at større doseringer er nødvendig ved høyere pH, og at effekten av kitosan avtar med en økende dosering. Resultatene fra Figur 4-1 a, b, c og d viser at kitosan er i stand til å gi et fargetall under 5 ved lave doseringer mellom 2-4 mg/L og at fargetallet restabiliserer seg på råvannskvaliteten dersom doseringen blir for høy 6-8 mg/l. Dette samsvarer godt med tidligere studier som har kommet frem til at koagulantens evne til å fjerne farge avtar med økende dose (Vogelsang, Andersen et al. 2004).

Selv om jar-testene gjort i denne oppgaven har resultater som samsvarer med hva som er observert tidligere, er det nødvendig å kommentere at noen av resultatene har gitt to forskjellige fargetall ved lik pH og lik dosering. Fra Figur 4-1 kan det observeres spriking i resultatene, og da spesielt for c, d og e. For eksempel for Figur 4-1e kan det observeres at datapunktene gir to helt forskjellige oppfatninger av funksjonen av kitosan ved høyere doseringer, da dosering av 10 mg/l har gitt et fargetall på 3,8 i den ene prøven og 27 i den andre.

I Figur 4-1d er det gjort 3 tester hvor dosering av 6 mg/l kitoflokk har gitt et fargetall på 1,1 i den ene prøven, 5 i den andre og 27,5 i den tredje. Her forekommer også spriking, men fordi det er gjort tre tester hvorav to av testene gir samme utfall, kan det antyde at noe feil har skjedd i den tredje målingen. Likevel burde det samles et større kvantum av datapunkter for å kunne konkludere med noe.

Som Vogelsang (2001) nevnte i sin studie kan det at høyere doseringer kreves ved høyere pH utnyttes til å dosere større mengder kitosan noe som kan redusere fargetallet ytterligere. Det kan figur Figur 4-1d vise antydning til da det laveste fargetallet på 1,1 er oppnådd ved pH = 5,2 og dosering 6 mg/l. Som nevnt er det stor spriking i resultatene for pH=5,2 og det kan derfor ikke konkluderes med noe.

Til bruk i denne oppgaven var målet med jar-testene å kartlegge funksjonen av kitosan på råvannet fra Elvåga som et grunnlag for videre testing i pilotanlegg. Det er derfor valgt å legge vekt på de testene som ga tilstrekkelig fargefjerning i jar-testene som videre grunnlag for testing i pilotanlegget.

Turbiditetsmålinger

I tillegg til farge var også turbiditeten i de forskjellige jar-testene analysert. Turbiditeten målt i jar-testene er vist i Tabell 4-1.

Tabell 4-1: Viser turbiditet fra jar-testene. Resultatene er basert på gjennomsnittet av to jar-tester hvorav standardavviket gitt.

pH	Dosering			
	2 [mg/l]	4 [mg/l]	6 [mg/l]	8 [mg/l]
4,5	1,75 ± 0,15	2,0 ± 0,1	1,67 ± 0,14	1,5 ± 0,1
4,8	1,95 ± 0,35	1,9 ± 0,2	2,0 ± 0,1	1,85 ± 0,05
5,0	1,77 ± 0,14	2,84 ± 0,14	2,60 ± 0,74	2,36 ± 0,86
5,2	1,95 ± 0,55	2,30 ± 0,9	1,80 ± 0,5	1,5 ± 0,2
5,5	1,55 ± 0,25	1,45 ± 0,05	1,30 ± 0,1	1,25 ± 0,05

I resultatene fra Tabell 4-1 viser at turbiditeten i prøvene ligger rundt 1,5-2 NTU etter jar-

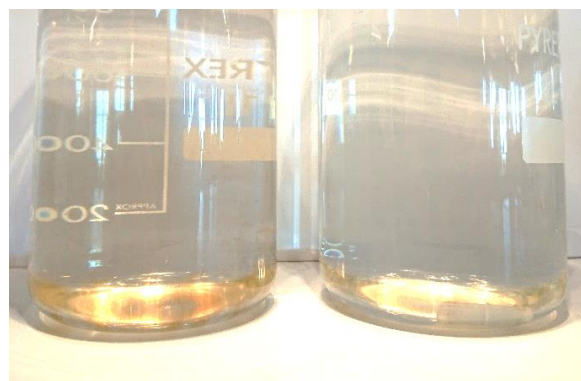
testen. Det er vanskelig å dra noen konklusjon fra disse resultatene da standardavviket i flere av testene er høyt.

Fnokkdannelse

Resultatene fra jar-testene med kitosan viser en koagulant som bruker lenger tid enn aluminium på å danne tydelige fnokker. Etter 1 time og 20 minutter, som er den samlede tiden koagulanten oppholder seg i vannet før det blir gjort analyser av turbiditet og farge, kan det så vidt observeres svake fnokker som ligger «flytende» i løsningen. En halvtime senere kan sterkere fnokker observeres slik som Figur 4-2 viser, noe som kan stemme med hva som er observert tidligere om at kitoflokk er en koagulant som krever lenger reaksjonstid. Ved alle pH-verdier ble fnokkene tydeligst ved dosering av 2 mg/L, noe som kan observeres i Figur 4-3. Bildet er ikke veldig tydelig, men den brune fargen på vannet er i virkeligheten dannet av mange små, lette, fluffy fnokker. Denne observasjonen var interessant da fnokkdannelsen var tydeligst ved dosering 2 mg/L selv om det ikke var denne doseringen som under jar-testingen ga det laveste fargetallet. Under testingen ble tydelige fnokker ved lav dosering oppfattet som en trend, noe som bekreftes i studien til (Vogelsang, Andersen et al. 2004). Det var ikke observert fnokkdannelse ved optimal pH, noe heller ikke Vogelsang, Andersen et al. (2004) observerte i sin studie.



Figur 4-2: Viser forskjell på fnokker fra ALG til venstre og fnokker fra kitosan til høyre.



Figur 4-3: jar-tester med kitoflokk ved pH=5. Venstre bilde viser resultatet av 2 mg/L, høyre viser 4 mg/L .

4.2 Pilottester i direktefiltreringsanlegg

For å simulere hvordan kitosan vil fungere i et tomediafilter ble det gjort tester på et pilotanlegg beskrevet i delkapittelet **Feil! Fant ikke referanseskilden.** under metode. Som vist i Figur 4-4 gir prøvetakeren en prøve fra hver time gjennom hele filtersyklusen som til sammen ble 20-24 prøver. Figur 4-4 er et eksempel på en kort filtersyklus hvor det faktisk er mulig å se hvor filterbruddet har oppstått. Hver av prøvene ble analysert for farge og turbiditet, noe som vil vises i de kommende figurene.



Figur 4-4: Eksempel på resultater fra en filtersyklus. Hvert glass representerer en prøve som er tatt hver time inn i filtersyklusen. På bildet kan man tydelig se hvor filteret har gått til brudd hvor vannet skifter farge fra klart til brunaktig. Bildet er tatt selv.

Anlegget var satt i gang hver morgen etter at vannprøvene som hadde stått over natten ble hentet og analysert for farge og turbiditet. Det oppstod forskjellige utfordringer underveis noe som tok ekstra tid. Blant annet ble ikke de første forsøkene gjort med ALG filtrert. Noen resultater fra pilottester med kitoflokk ble heller ikke filtrert, og det er valgt å ikke inkludere disse i oppgaven. Resultatene fra disse ligger likevel vedlagt. I tillegg forsvant en uke med resultater fra pilotanlegget. Denne uken var flere tester gjennomført med 4 mg/l med likt utfall vist i Figur 4-7, dette er dessverre ikke dokumentert.

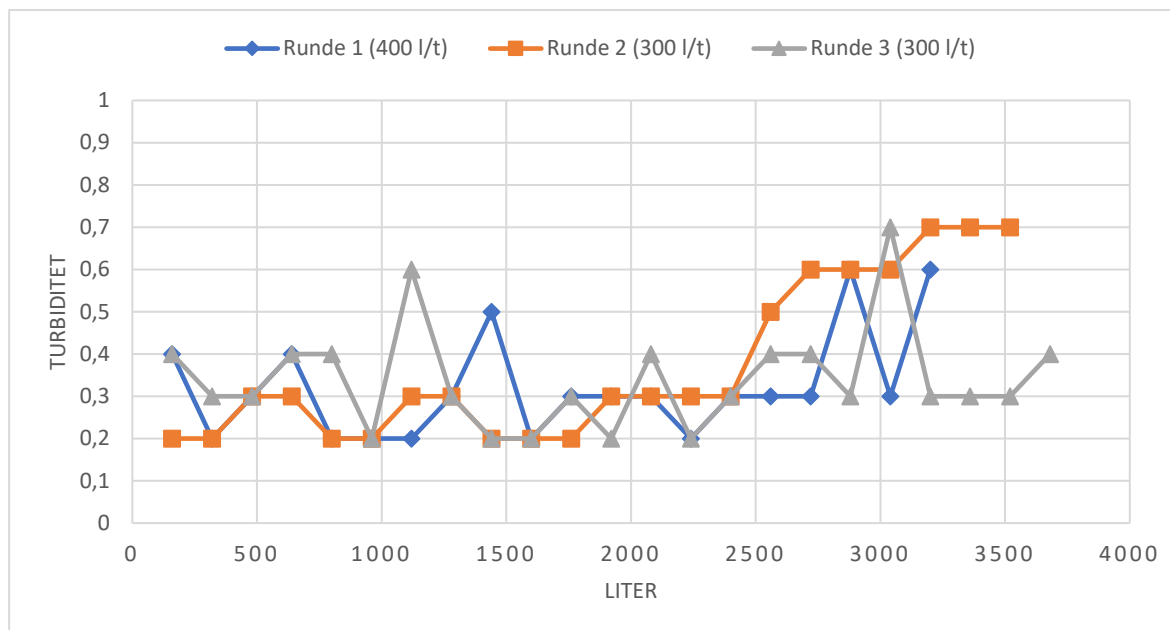
4.2.1 Resultater fra pilottester med ALG og LT20

Analysedata fra Skullerud vba viser at fullskalaanlegget i dag er i stand til å oppnå en turbiditet på $0,06 \pm 0,04$ og et fargetall på $4,2 \pm 0,8$.

På samme måte som for jar-testene ble det utført forsøk på pilotanlegget med ALG for å få sammenligningsgrunnlag til resultatene med kitosan. Alle pilottester er gjennomført med samme doseringer som jar-testene. Testene er kjørt på to forskjellige vannhastigheter, 8 m/h og 10 m/h. Figuren viser utviklingen i turbiditet over tid for tre forskjellige filtersykluser hvor runde 1 er kjørt på 10 m/h og runde 2, og runde 3 er kjørt på 8 m/h. Testene viser en filtersyklus med svært varierende turbiditet fra 0,2 til 0,5. Runde 2 viser tydelig en filtersyklus som varer i ca 15 timer etterfulgt av en økt turbiditet som kan tyde på at filteret går til brudd. Det er likevel vanskelig å konstatere at filteret faktisk går til brudd, eller om det skyldes uheldige turbiditetsmålinger med det håndholdte turbidimeteret.

Selv om resultatene fra referansetestene ikke gjenspeiler kvaliteten fra vannbehandlingsanlegget i dag gir det et grunnlag å sammenligne prøvene gjort med kitoflokk da et håndholdt turbidimeter krever mye arbeid for å oppnå resultater som tilsvarer den riktige kvaliteten på vannet. Dette ble bekreftet da det også var vanskelig å

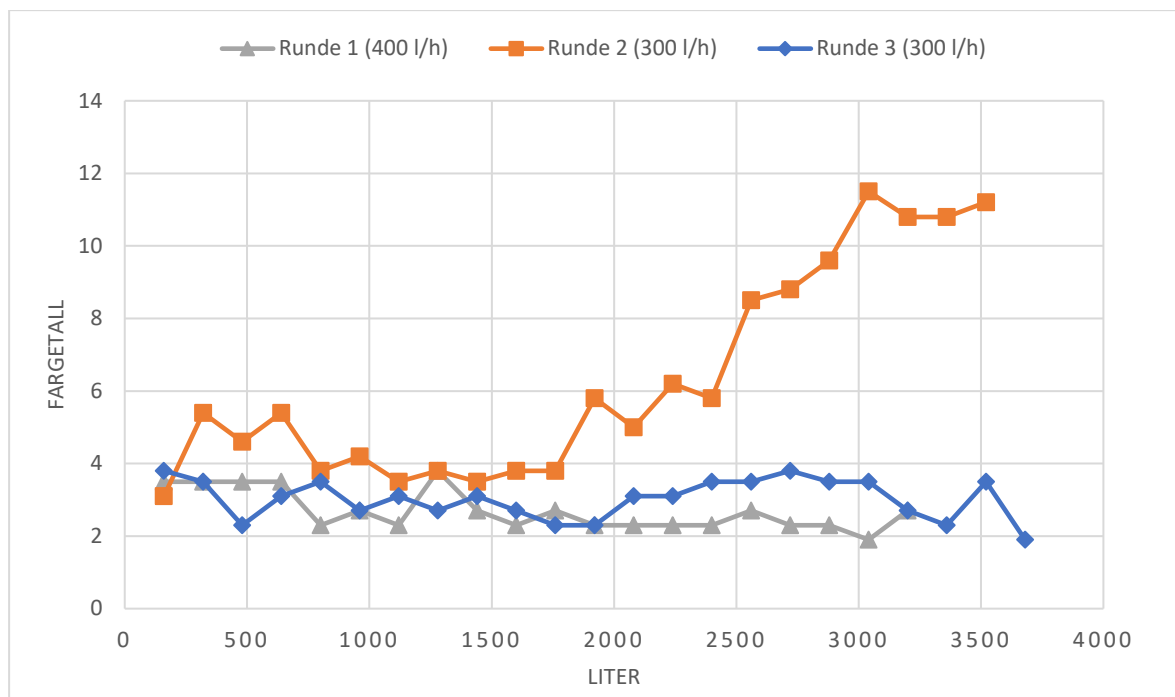
få riktig måling av turbiditet på rentvann fra springen ved hjelp av turbiditetsmåleren brukt i denne oppgaven.



Figur 4-5 Plot av turbiditetsutvikling. Testene er basert på dagens drift med ALG.

Fargetallet fra pilottestene utført med ALG er vist i Figur 4-6. Prøvene var ikke filtrert før farge var målt og kan derfor ikke sammenlignes med de filtrerte testene fra pilotanlegget kjørt med kitoflokk. For runde 2 kan det observeres at fargetallet stiger med stigende turbiditet, en mulig forklaring på dette er at prøven er ufiltrert noe som gjør at mengden partikler kan forstyrre fargemålingen.

Runde 1 og 3 viser en ufiltrert prøve med et stabilt fargetall under 4 gjennom hele filtersyklusen. Da funksjonen av koagulant og polymeren brukt i referansetestene er godt kjent på bakgrunn av at det brukes i fullskalaanlegget på Skullerud hver dag uten problemer, er det antatt at turbiditetsmåleren har hatt en viss usikkerhet. Spesielt med tanke på at fargetallet var stabilt under 4 for to av testene selv om prøvene ikke var filtrert. Et fargetall på rundt 4 er også det Skullerud vba oppnår i fullskalaanlegget i dag.



Figur 4-6: Utvikling i fargetall. Testene er basert på dagens drift med ALG.

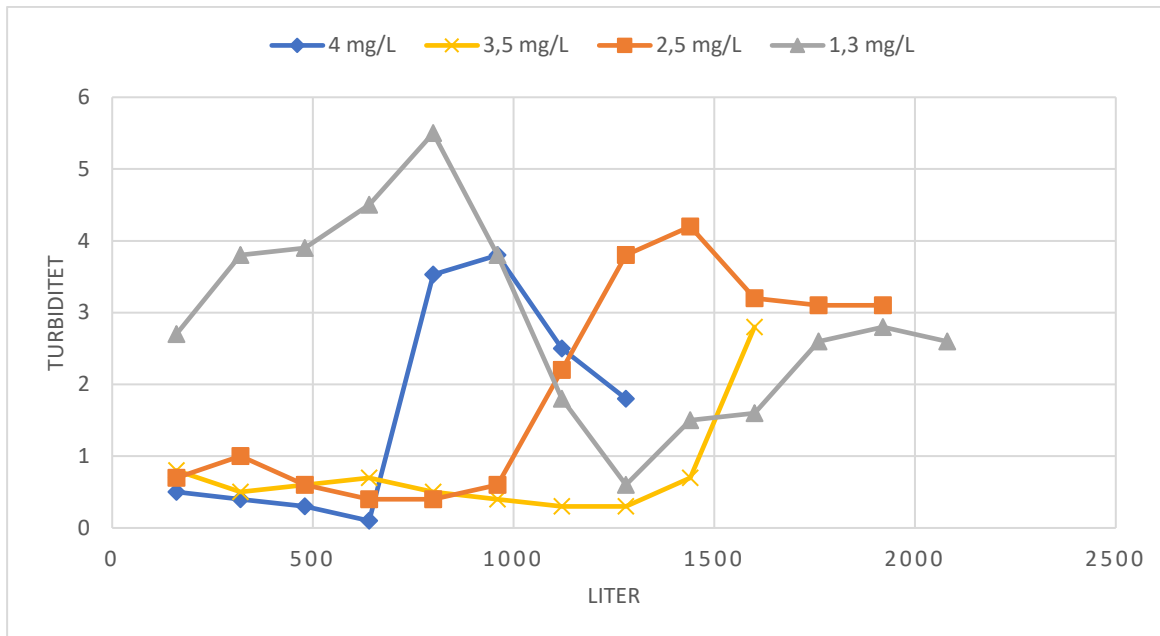
4.2.2 Resultater fra pilottester med kitosan

I jar-testene var det observert god fargefjerning ved pH=5,2 med en dosering av kitoflokk på 4 mg/l som reduserte fargetallet i råvannet med 75% fra 30 mg Pt/l til 7 mg Pt/l. Jar-testene viste også at fargetallet ved høyere doseringer kunne reduseres ytterligere. Årsaken til at det er tatt utgangspunkt i pH=5,2 var først og fremst fordi det hadde gitt gode resultater for fargefjerning i jar-testene samtidig som doseringsvinduet var større enn ved lavere pH-verdier. Dette passet også med den praktiske gjennomføringen da utformingen av pilotanlegget var enkel. Råvannet hadde en pH på 5,6 etter CO₂ var tilsatt, og ved dosering av 4 mg/l kitoflokk ville dette redusere pH i vannet til 5,2. De første pilotforsøkene ble derfor gjennomført med dosering av 4 mg/l kitoflokk ved pH=5,2.

Resultatene fra testene utført i pilotanlegget er delt inn i to deler, farge og turbiditet. Disse er igjen delt inn i to deler. Resultatene fra turbiditetsmålingene er vist i Figur 4-7 og Figur 4-9, og resultatene fra fargemålingene er vist i Figur 4-10 og Figur 4-11. I Figur 4-7 og Figur 4-10 vises resultatene fra pH=5 med varierende dosering fra 1,3-4 mg/L. Andre del av resultatene er presentert i Figur 4-9 og Figur 4-11 hvor alle forsøkene utført med dosering 3,5 mg/l kitoflokk er samlet med varierende pH.

Turbiditet

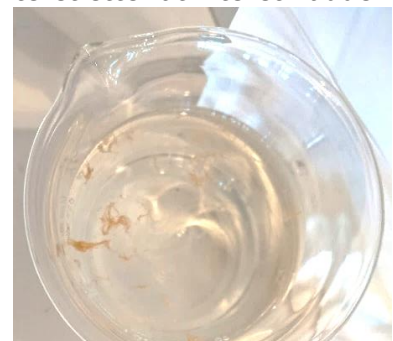
En av analysene gjort i denne oppgaven var turbiditetsmålinger. Et av forskningsspørsmålene var å sammenligne resultater fra tester tatt med kitoflokk med tester gjort med dagens drift med ALG og LT20. Som Figur 4-5 viser ligger turbiditetsmålingene gjort med dagens drift mellom 0,2-0,6.



Figur 4-7 viser filtersykluser som resultat av tester fra pilotanlegget ved pH= 5 og de ulike doseringene 4 mg/l, 3,5 mg/l, 2,5 mg/l og 1,3 mg/l testene ble gjennomført med pH-verdier rundt 5, h.h.v pH= [5,2, 5,2, 4,9 og 5,1].

Figur 4-7 viser resultater fra pilotforsøk i tomediafilteret med pH i området 4,9-5,2 med en filterbelastning på 5 m/h. Figuren viser at dosering av 4 mg/L kitosan gir en kort filtersyklus hvor filteret går til brudd etter kun fem timer, og turbiditeten går over 3,5 NTU før det går ned til under 2 NTU.

I prøven med høy turbiditet ble det i vannprøvene observert lange kjeder med kitoflokk som ikke liknet på fnokkene som var dannet i jar-testene. Forskjellen var at fnokkene var lenger kjeder og hadde en annen konsistens enn fnokkene dannet i jar-testene. Fnokkene kunne plukkes opp og rulles til en liten ball, noe som fikk konsistensen til å minne om formbar plastikk. Figur 4-8 viser et eksempel fra en prøve fra filteret etter at filteret hadde gått til brudd. Denne prøven viste heller ingen tegn til fargefjerning. Da en fnokk av en slik størrelse har kommet gjennom filteret, kan det tyde på at partikkelen ikke har hatt nøytral ladning og at frastøtende elektrostatiske krefter mellom filterkornene og partikkelen kan ha gjort at partikkelen har kommet seg gjennom filtermediet uten å bli filtrert ut (Crittenden, Trussel et al. 2012).



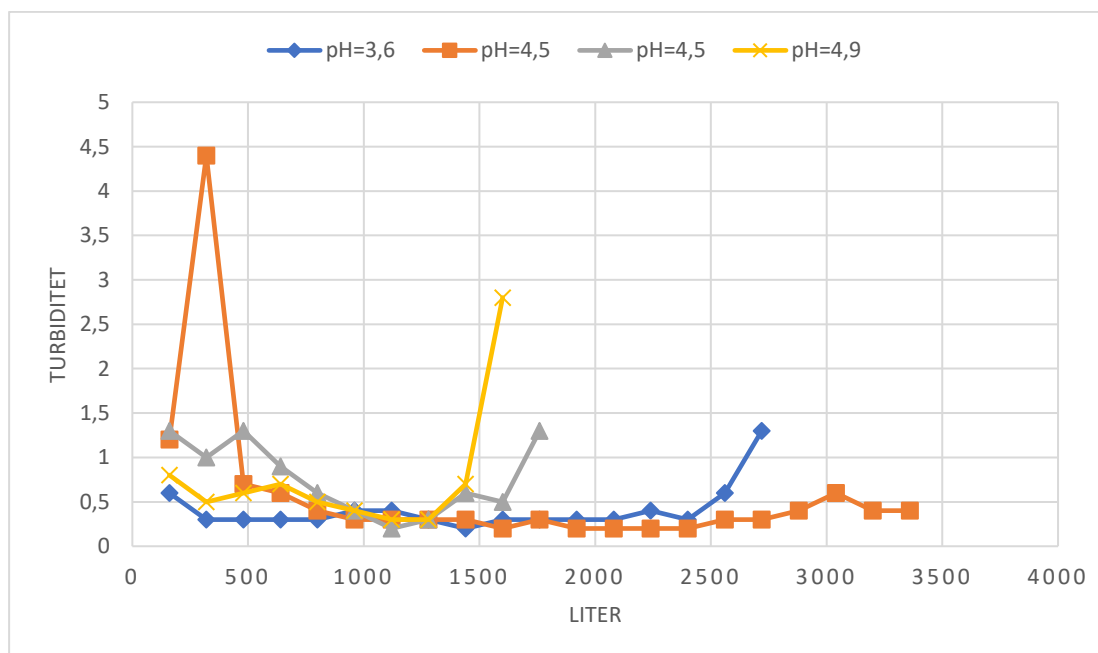
Figur 4-8: Fnokker ut av filteret etter opphørt fargefjerning.

Det ble riktig nok ikke utført noen analyser av slammet da ressursene for dette ikke var tilgjengelige. Det hadde vært interessant å undersøke for eksempel zetapotensialet til fnokkene da grunnen for fnokkdannelsen kun blir spekulasjoner når de er basert på observasjoner. At en så stor partikkel har kommet seg gjennom filteret uten å bli filtrert ut er underlig. Videre

undersøkelser av dette er ønsket og vil diskuteres nærmere i kapittel **Feil! Fant ikke referanse-kilden..**

Videre viser Figur 4-7 at en dosering av 3,5 mg/L kitosan gir en lenger filtersyklus med brudd etter 9 timer. Dosering 2,5 mg/L har gitt en tydelig filtersyklus med turbiditet under 0,5 før det har gått til brudd etter 6 timer. Ved dosering med en konsentrasjon på 1,3 mg/l av kitoflokk har det ikke kommet frem noen tydelig tradisjonell filtersyklus med modningsfase, stabil fase og brudd. Turbiditeten har ligget jevnt over 1 med unntak av 1 måling. I dette tilfellet vil det være interessant å se nærmere på utviklingen av fargetall for denne filtersyklusen for å undersøke om det på tross av dårlig turbiditetsfjerning forekom fargefjerning.

Resultatene fra Figur 4-7 kan tyde på at lengst filtersyklus kan oppnås ved dosering 3,5 mg/l. I Figur 4-9 sammenlignes derfor dosering 3,5 mg/l kitoflokk hvor kun pH er variert mellom 3.6, 4.5 og 4.9.



Figur 4-9 Resultatet viser turbiditetsutvikling i utløpet til filteret med dosering 3,5 mg/l ved de forskjellige pH-verdiene pH=3,6, pH=4,5 og pH=4,9.

I Figur 4-9 er filtersyklusen med dosering 3,5 mg/l fra Figur 4-7 sammenlignet med andre resultater med lavere pH. Det ble utført to tester med pH=4,5 som ga to litt forskjellige resultater, derfor er begge tatt med. I den første testen som ble utført med pH=4,5 ble det oppnådd en filtersyklus på nesten 20 timer. Den andre testen som ble tatt med pH=4,5 hadde en lang modningstid, kort stabil fase før filteret gikk til brudd. En pH på 3,6 ga en filtersyklus som varte i 15 timer før det gikk til brudd. Som oppsummering viser Figur 4-9 filtersykluser som varer lenger enn resultatene med høyere pH fra Figur 4-7. NIVA har hatt lignende erfaringer ved pH nærmere 4 hvor det var opplevd en bedre fellingseffekt enn ved pH-verdier rundt 5 (Litved 2000).

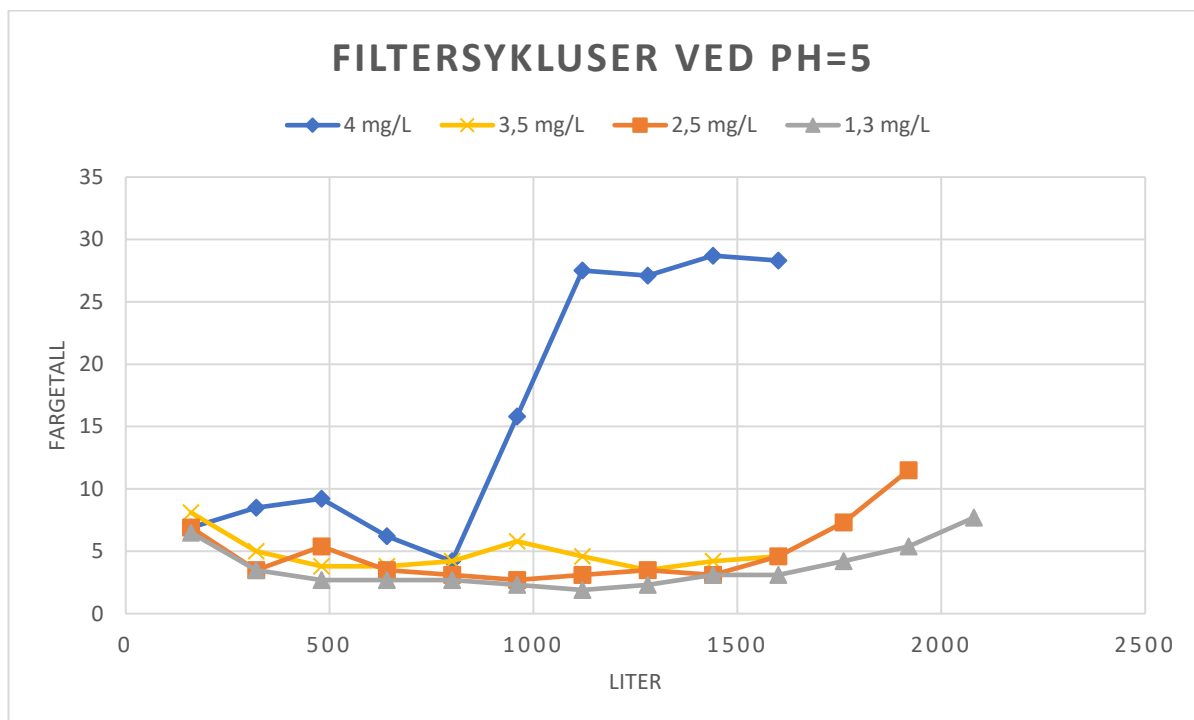
Resultatene fra pilotanlegget antyder at kitosan fungerer best ved en lav pH mellom 3 og 4. Hovedproblemet i pilotanlegget gjennom hele testperioden var korte filtersykluser. Det er observert at en for høy dosering av koagulanten fører til restabilisering av partiklene i vannet, noe som fører til at hverken farge eller turbiditet blir fjernet fra råvannet samtidig som underlige fnokker av kitoflokk var observert. Også pH hadde mye å si, for ved en høy

pH rundt 5 ble filtersyklusene kortere, selv ved lavere dosering av polymer. Som videre arbeid kunne det derfor vært interessant å ta flere tester med pH mellom 3,6 og 4,5 for å undersøke om doseringsmengden av kitoflokk kan reduseres ytterligere. Dette diskuteres nærmere under videre arbeid.

Kan se ut som at pH har større betydning for fjerning av turbiditet i filteret enn det hadde for jar-testene. Det som i jar-testene ved pH=5,2 så ut til å gi et større doseringsvindu, var ikke å observere i pilotanlegget. Det kan derfor være interessant å se videre på hva pH har å si for fnokkstyrken, og om dette kan påvirke den videre funksjonen av filteret. En pH rundt 4,5 er lav sammenlignet med hva som brukes i anlegget i dag, men det var forventet da kitosan har vist seg å fungere best ved en pH rundt 4. En lav pH kan skape problematikk rundt den praktiske utformingen av anlegget, da en lav pH kan føre til korrosjon og slitasje av rør. Det er mulig å benytte lav pH i et vba da moldeprosessen er mye brukt. Likevel kan den lave pHen by på utfordringer dersom ikke Skullerud vba er bygget for sure forhold.

Farge

For alle prøver tatt i filteret ble også fargen målt. I Figur 4-7 er det mulig å se at en dosering av 4 mg/L kitoflokk gir en kort filtersyklus da turbiditeten etter fem timer stiger til over 3,5 før den igjen synker. For å få en bedre forståelse av hva som har skjedd, er fargeutviklingen i filtersyklusen vist i **Feil! Fant ikke referanseilden..** Ved doseringsmengde 4,0 mg/L kan det observeres at fargefjerningen er betraktelig dårligere enn for de andre filtersyklusene da fargetallet omtrent ikke går under 5. Etter at 800 liter har passert filteret (etter 5 timer), hvor filteret i Figur 4-7 har gått til brudd, kan det observeres at farge fjernet fra vannet er betraktelig mindre da vannet i utløpet, etter at 960 l har passert filteret (etter 6 timer), har et fargetall mellom på 15,8. Det kan observeres at fargetallet en time senere er oppe på 27,5 mg Pt/l etter at filteret har gått i brudd.

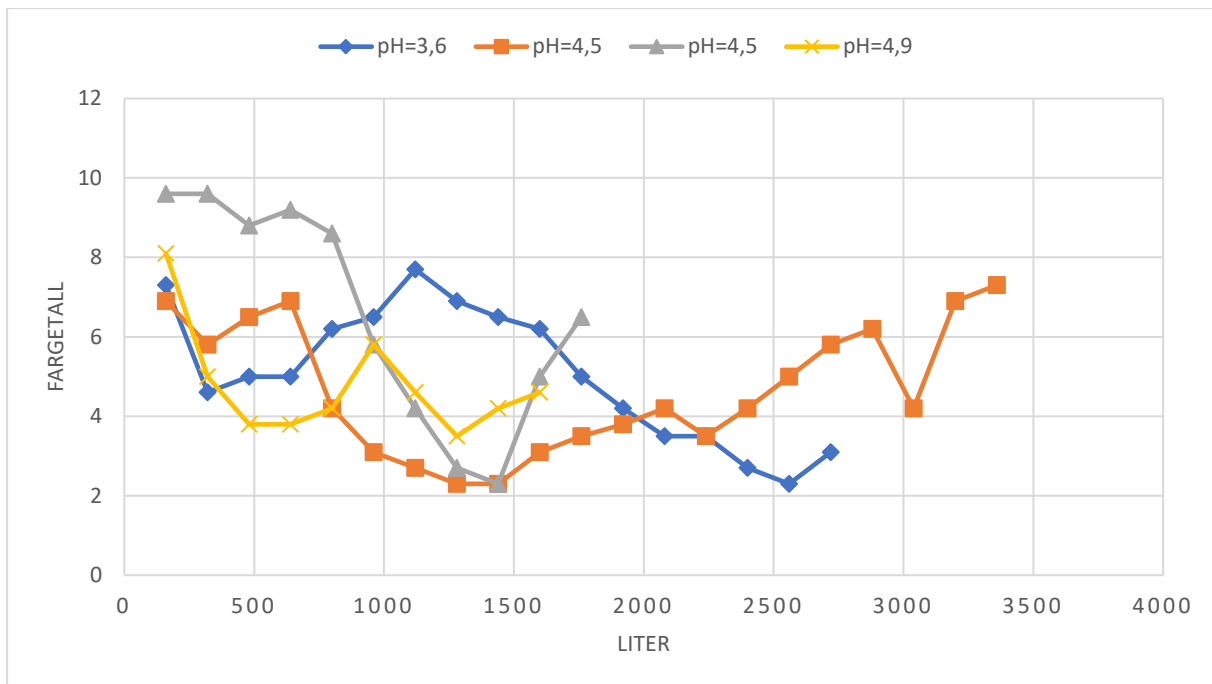


Figur 4-10 Utvikling i fargetall for samme tester som vist i figur 4-7

En mulig årsak til den opphørende fargefjerningen ved dosering av 4 mg/l kitoflokk kan være overdosering av kitoflokk. Dersom ladningsnøytralisering er hovedårsaken til at partiklene destabiliseres, vil overdosering som medfører at partiklene restabiliserer seg med en positiv ladning føre til at renseseffekten opphører (Crittenden, Trussel et al. 2012). Da zetapotensialet i løsningen ikke er målt, kan dette ikke fastslås med sikkerhet, men en tidligere studie utført av Christian Vogelsang fant resultater som tydet på at brobygging stod for en større del av destabiliseringen enn ladningsnøytraliseringen (Vogelsang 2001). Av den grunn er det vanskelig å konkludere med hvorfor filtersyklusen ser slik ut som den gjør. Skulle likevel restabilisering vært årsaken til at fargefjerning opphørte er det vanskelig å forklare hvorfor det da de første timene forekom fargefjerning i utgangspunktet slik **Feil! Fant ikke referanse kilden.** antyder. Det kan være interessant å se videre på dette da dette var en trend som også var observert i de resultatene som var mistet, og som derfor ikke kan brukes til å støtte opp om «funnet».

De tre andre filtersyklusene med h.h.v dosering av 1,3 mg/l, 2,5 mg/l og 3,5 mg/l kitoflokk ser ut til å ha god fargefjerning under hele filtersyklusene da fargetallet for alle tre filtersykluser har ligget stabilt under 5. Selv i resultatet med dosering av 1,3 mg/l som i Figur 4-7 viste høye verdier av turbiditet har det forekommet fargefjerning. Dette kan antyde at koagulering har forekommet, men at partiklene ikke har blitt fjernet i filteret. En mulig forklaring på dette er *at ladningsnøytralisering ikke er en årsak til aggregering* ((Vogelsang 2001), s.313) ved bruk av kitosan, da lave doseringer i studien hadde gitt tilnærmet ingen påvirkning av zetapotensialet (Vogelsang 2001). Dersom dette er tilfellet, vil aggregerte partikler ved lave doseringer fortsatt ha en negativ overflateladning og vil ha større vanskeligheter med å fanges opp i filteret. Denne trenden for lave doseringer er også funnet av andre (Vogelsang, Andersen et al. 2004, Christensen 2018), men de har konkludert med at ladningsnøytralisering er hovedmekanismen for koagulering med kitosan.

Resultatene vist i Figur 4-11 viser utviklingen i fargetall for filtersyklusene vist i Figur 4-9. Resultatene viser at det er mulig å oppnå et fargetall under 8 ved de fleste pH-verdier mellom 3,6 og 4,9 for dosering av 3,5 mg/l kitoflokk. Det bør nevne at resultatene for turbiditet forbedret seg ved justering av pH samtidig som fargetallet økte ved nedjustering av pH.



Figur 4-11 Utvikling i fargetall for samme tester som vist i figur 4-9

Det er observert at kitosan ikke er gunstig som koagulant for rensing av vann med høyt fargetall på råvannet da kitosan fjerner en mindre andel av farge enn for eksempel aluminium eller jern(Christensen 2018). Årnes vannverk med et fargetall på 120 mg Pt/l fikk ikke redusert sitt fargetall til et akseptabelt nivå som tilfredstilte drikkevannsforskriftens krav på lavere fargetall enn 20 mg Pt/l ved bruk av kitosan uten at kostnadene ble for høye. Løsningen ble å kombinere kitosan med jernklorid slik at både kostnader for koagulant og mengde produsert slam ble redusert (Vogelsang 2001). En liknende erfaring hadde Haugesund vba da de gikk over til kitosan som koagulant. Skullerud har i dag et relativt høyt fargetall på 34 mg Pt/l. Som resultatene fra denne oppgaven viser er fargetallet redusert til under 10 mg Pt/l med unntak av tilfellet med overdosering. Dersom NOM-konsentrasjonen i vannet skal fortsette å øke med den mengden som det er dokumentert til nå er det å forvente at Skullerud også i fremtiden må forvente å få et råvann med høyere fargetall. Dersom Skullerud skulle bygget om til et anlegg basert på kitosan, kan det være at de om noen år igjen må basere seg på å finne en metallbasert koagulant som kan hjelpe til med å oppnå et fargetall under 10 mg Pt/L.

Siden det i denne testperioden ikke er forsøkt å øke pH til et akseptabelt nivå som kan slippes ut på drikkevannsnettet, kan de resultatene som fremstår i denne oppgaven vise et høyere fargetall enn hva testing i et fullskala anlegg ville vist, hvor også pH-justering inngår i prosessen.

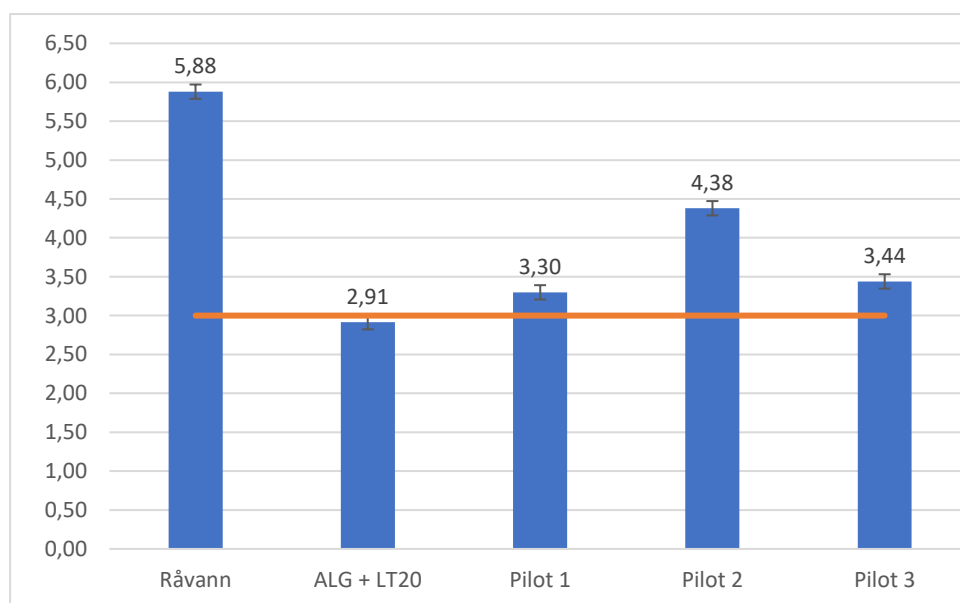
4.2.3 Prøver analysert for DOK

Det ble sendt 5 prøver til analyse for innhold av DOK. I Tabell 4-2 viser en oversikt over vannprøvene som var analysert for DOK-innhold. Totalt ble 1 råvannsprøve fra Elvåga, 1 prøve fra rentvannet fra Skullerud VBA og 3 prøver fra pilotanlegget rensert med kitoflokk analysert for DOK. Pilot 1-3 viser derfor resultater fra ferdig behandlet vann fra kitoflokk. Kun 5 vannprøver fra hele forsøksperioden er testet for DOK, og alle er derfor vist i resultatene under.

Tabell 4-2: Informasjon om vannprøver sendt til analyse.

	Råvann	ALG + LT20	Pilot 1	Pilot 2	Pilot 3
pH	6,5	6,3	4,2	5,6	5,4
Fargetall [mg Pt/l]	31,2	6,2	5,1	8,0	7,4
Turbiditet [NTU]	Ikke målt	Ikke målt	0,3	1,7	0,5
Skala	-	Fullskala	Pilot	Pilot	Pilot
Behandlingsmetode	-	ALG + LT20	Kitoflokk 3,5 mg/l		
Filterbelastning	-	-	8 m/h		

Figur 4-12 viser resultatene fra DOK analyser hvor DOK innholdet i de forskjellige prøvene nevnt i Tabell 4-2 er målt. Som resultatene viser er reduksjonen av DOK størst i rentvannet fra fullsalaanlegget (ALG + LT20), noe som ikke overraskende overholder kravene i drikkevannsforskriften og mattilsynet med et innhold av 2,91 mg C/l med en reduksjon av DOK innhold på 51% sammenliknet med råvannsprøven. I de andre 3 prøvene er det mulig å se at rensing med kitoflokk har gitt reduksjon av DOK som i pilot 1 og 3 har overholdt drikkevannsforskriften med henholdsvis 44% og 42% reduksjon av DOK. Pilot 2 viser en betydelig mindre reduksjon i DOK på kun 26%.



Figur 4-12: Viser innhold av DOK i 5 forskjellige prøver hvor pilot 1-3 er rent vann fra pilotanlegget renset med kitoflokk, råvann er vann fra Elvåga tilsatt CO₂ og 3 ALG + LT20 er vann fra fullsalaanlegget til Skullerud renset med dagens drift. Den oransje streken symboliserer kravet fra drikkevannsforskriften og mattilsynet.

I drikkevannsforskriften er det TOK som er grensen, og siden det i denne oppgaven er analysert for DOK kan det antas at noe av materialet som ble filtrert bort slik det er beskrevet i metode også hadde inngått i TOK. Derfor er det å forvente at TOK-analyser av vannprøvene ville vist et litt høyere tall enn hva som vises i Figur 4-12.

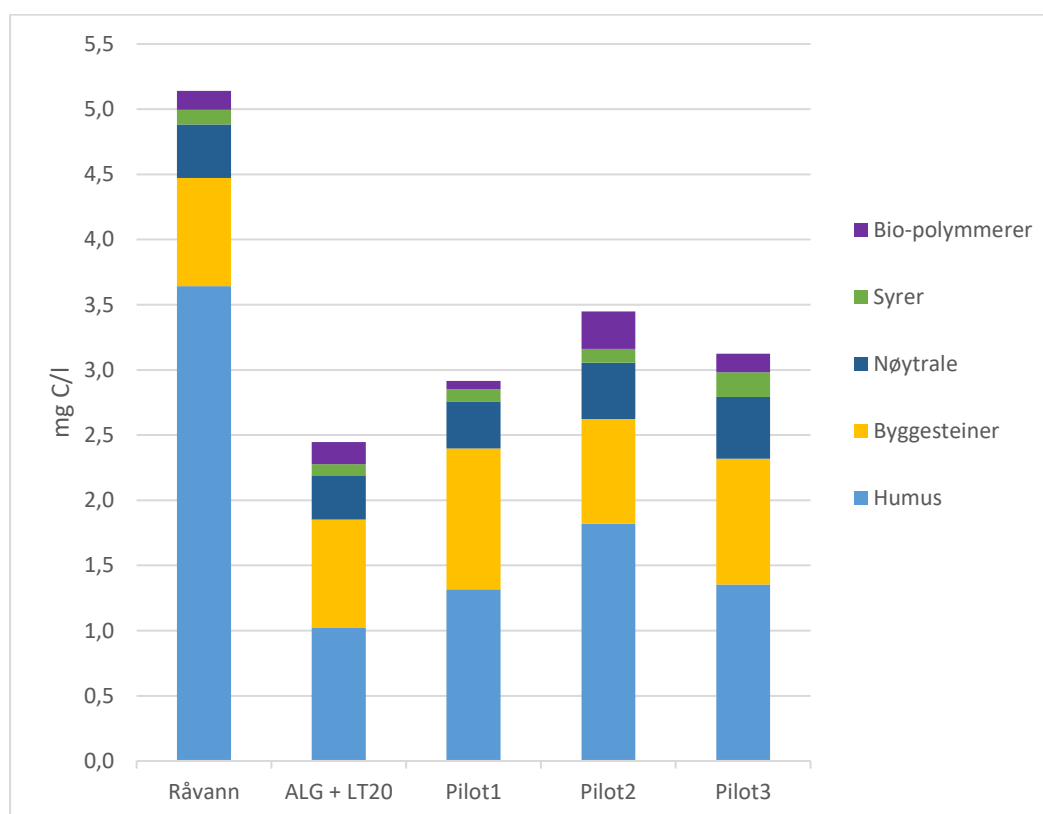
4.2.4 Resultater fra LC-OCD analysene

Resultatene fra LC-OCD analysene er vist i Figur 4-13. Alle prøver renses med kitoflokk viser et høyere humusinnhold enn i det rensede vannet med ALG og FL20.

I Tabell 4-2 er pilot 1 prøven med det laveste fargetallet, men resultatene i Figur 4-13 viser et høyere innhold av humus for Pilot 1 enn ALG + LT20. Dette kan antyde at et lavt fargetall ikke nødvendigvis resulterer i lavere mengder DOK. Pilot 1 har også det høyeste innholdet av byggesteiner, da det kan se ut som at det har økt litt etter rensingen med kitoflokk. Pilot 1 viser seg også å ha det laveste innholdet av biopolymerer.

Det laveste innholdet av byggesteiner var i resultatene fra Pilot 2 som også hadde det høyeste fargetallet og det høyeste innholdet av humus og biopolymerer.

Resultatene fra pilot 3 kunne sammenliknes med resultatene fra pilot 1 når det kom til reduksjon av humus. Det kan observeres at pilot 3 hadde et lavere innhold av byggesteiner og det høyeste innholdet av syrer og nøytrale som hadde økt fra råvannet.



Figur 4-13: Resultater fra LC-OCD analysen. Figuren viser en sammenlikning av de forskjellige testene sendt til undersøkelse for NOM. Resultatene er gitt i [mg C/l]. Eksakte verdier for hver fraksjon er vedlagt.

Basert på resultatene fra prøvene som er analysert med LC-OCD metoden, er det vanskelig å se noen tydelige trender. Pilot 1, 2 og 3 viser sprikende resultater, men som Tabell 4-2 viser hadde prøvene betydelig forskjellige parametere, noe som også vises på filtersyklusene som er vedlagt. Det kan derfor ikke fastslås noen tydelig trend, men resultatene antyder at kitoflokk fjerner DOK, men ikke til samme grad som aluminium gjør. Fra pilot 1 og 2 har faktisk mengden biopolymerer lavere verdi enn for rensing med aluminium, men det er heller ikke her nok grunnlag til å fastslå noe.

En mulig forklaring på de sprikende resultatene for rensing med kitoflokk er at de tre prøvene som er analysert er tatt fra tre forskjellige filtersykluser vist i vedlegg. Vannprøven til pilot 1 var tatt fra den «stabile fasen» av filtersyklusen samtidig som pilot 2 og pilot 3 ikke hadde noen tydelig «stabil fase» i filtersyklusen. Som Tabell 4-2 viser hadde vannprøven fra pilot 2 en høy turbiditet og høyt fargetall. Dette kan kanskje skyldes at pilot 2 var kjørt med en betydelig høyere pH-verdi gjennom pilotanlegget enn hva som er observert som optimal tidligere i oppgaven.

Fra pilotanlegget var det tatt prøver 1 gang i timen gjennom hele døgnet. I noen av prøvene som var tatt tidligst og som måtte stå lengst var det observert at det i noen av vannprøvene hadde dannet seg fnokker etter at vannet hadde kommet gjennom filteret. Dette kan tyde på at noe av kitoflokken har gått gjennom filteret for så å danne fnokker når de har ligget over natten. Det er ingen bilder som dokumenterer dette, men det kan være interessant å se videre på.

5 Konklusjon

I denne delen gjennomgås hvert forskningsspørsmål før en samlende avslutning til slutt presenteres.

5.1 Forskningsspørsmål

Forskingsspørsmål 1: Hvordan fungerer polymeren kitosan som koagulant til å redusere fargetall, turbiditet og DOK? Kan resultater med kitosan gi tilsvarende resultater som dagens drift på Skullerud vba?

Kitosan er et produkt av deacetyleret kitin og har egenskaper til en polyelektrolytt. Dette gjør at polymeren har samme egenskaper som en koagulant. Tidligere studier og erfaring fra anlegg som bruker polymeren i dag har vist at den kan hevde seg mot andre metallbaserte koagulanter. Da polymerens evne til å redusere fargetall er svakere enn for konvensjonelle koagulanter har det oppstått problemer med råvann med høyere fargetall. Koagulanten har også vist seg å redusere TOK dårligere enn de konvensjonelle koagulantene.

Jar-testene utført i denne oppgaven ga et inntrykk av at kitosan kan redusere fargetallet fra 35 til under 6 ved pH-verdier mellom 4,5 og 5,5 ved doseringer mellom 2-6 mg/l avhengig av pH. Fra resultatene kan det observeres at kitosan har et større doseringsvindu ved pH=5,2. Når disse parameterne var videreført til pilotanlegget viste det seg at en dosering av 4 mg/l kitoflokk ved pH=5,2 førte til en kort filtersyklus og det som kan antas å være restabilisering da både fjerning av farge og turbiditet opphørte etter 5-6 timer. Løsningen for å få lenger filtersykluser var altså å redusere doseringsmengde for så å redusere pH. Dette viste at kitoflokk har gode evner til å fjerne NOM i form av farge. En viktig observasjon under testforsøkene var fnokkdannelse i ferdigrenset vann. De fem prøvene som ble sendt til DOK analyse antyder at kitoflokk fjerner DOK til en viss grad, men ikke like godt som aluminium. Videre analyser må likevel gjøres på dette området.

Resultatene fra jar-testene og pilotforsøkene utført i denne oppgaven kan antyde at kitosan har evne til å fjerne farge, turbiditet og DOK fra råvannet i Elvåga med dagens forutsetninger, men gir ikke samme kvalitet som behandling med aluminium.

Forskingsspørsmål 2: Hva er de praktiske utfordringer ved overgang til, og bruk av kitosan som koagulant?

På grunn av de kjemiske egenskapene til kitosan har koagulanten høyest ioniseringsgrad ved pH rundt 4. I resultatene fra denne oppgaven er det resultater fra pH-området 3,6-4,5 som har vist størst fargefjerning. Siden bassenger, rør og annet utstyr på Skullerud vba allerede er bygget, krever en slik pH-verdi at komponentene på vba er dimensjonert for lav pH. En pH på 4 vil kunne føre til korrosjon dersom feil materialer er brukt. Dette er dog ikke en utfordring ved bygging av nye anlegg, da også tremediafiltere med marmor og jern også opererer ved lave pH-verdier. Dette påpekes fordi Skullerud i dag opererer med en langt høyere pH-verdi på 6,25.

En annen utfordring er at høykonsentrert saltsyre må brukes for å blande ut koagulanten. Saltsyre kan danne farlige gasser og er svært etsende og skadelig for øyne. Dette kan skape farlige situasjoner for de som har vba som arbeidsplass.

Koagulanten produseres ikke i Norge, men fraktes fra Kina. I tillegg er koagulanten dyr, dersom justeringer i dosering er nødvendig i fullskalaanlegget kan det medføre større uventede kostnader.

Det er gjort observasjoner på at råvannet i Elvåga har steget, og det er forventet at det vil fortsette å stige. Det kan bli en utfordring i fremtiden dersom fargetallet i Elvåga stiger til et slikt nivå at kitoflokk ikke lenger er tilstrekkelig for å oppfylle drikkevannsforskriften. Derfor bør også andre alternativer vurderes.

Siden kitoflokk har vist seg å ha mange gode egenskaper når det kommer til doseringsvindu og slamproduksjon, kan en mulighet være å kombinere polymeren med en metallbasert koagulant slik at de positive egenskapene til kitoflokk kan utnyttes. En mulighet som er benyttet av Haugesund vannverk og som var vurdert og testet av Årnes vannverk, er å kombinere polymeren med enten zirkonium eller jern. I testene utført ved Årnes vannverk fikk de gode resultater med testing av kitosan i kombinasjon med jern. Haugesund vba har i dag benyttet kitoflokk i nesten 20 år og har hatt kombinasjonen med zirkonium i 16 av disse grunnet høyt fargetall i råvannet. Haugesund har også måtte bruke en polymer i tillegg til de to koagulantene. I dag leverer Haugesund rent drikkevann med et fargetall mellom 2-3 mg Pt/l.

Å kombinere kitosan med en metallbasert koagulant fjerner likevel noen av de gode egenskapene til kitosan. Slammet som produseres vil ikke lenger bestå av kun organisk materiale, og restmetall blir fortsatt et viktig fokus. Hovedutfordringen med zirkonium er at dette ifølge (Steinsvik 2020) ved Haugesund vba er kun er å få tak i fra kina. Fordelen er at mengden zirkonium som skal doseres ikke er så stor, noe som gjør at antall leveranser ikke blir så mange.

Kitosan blir i dag også levert fra kina, noe som reduserer de bærekraftige fordelene som følger med den naturlige polymeren. Norge har tidligere hatt produksjon av kitosan lokalisert i Norge, noe som kanskje kan bli en mulighet dersom etterspørselen for produktet blir større.

Forskningsspørsmål 3: Samsvarer resultatene i denne oppgaven med erfaringer fra tidligere studier av denne koagulanten?

I sin doktoravhandling fant Christensen (2018) en sammenheng mellom råvannskvalitet og kitosandose som for Skullerud VBA skulle tilsi at en dosering på 2,7-7,1 mg/l kitoflokk ville gi en reduksjon i fargetall på 63-71 % og at det ifølge formelen for antatt fargetall ville oppnå et fargetall på 7. I denne oppgaven var det funnet ut at det ved de fleste doseringer og pH-verdier var mulig å redusere fargetallet til under 10 mg Pt/l bortsett fra tilfellet med overdosering ved 4 mg/l kitoflokk. Den doseringen som i denne oppgaven har gitt lengst filtersykluser var ved dosering 3,5 mg/l kitoflokk som ligger godt innenfor Christensens sammenheng mellom dosering og råvannskvalitet. Er utgangspunktet 28-34 mg Pt/l i råvannet, vil dette i et grovt anslag tilsi en reduksjon i farge på 64-70%. Dette samsvarer altså godt med det Christensen fant ut i sin avhandling.

Det er også utført 5 analyser for DOK hvorav 3 av disse var vannprøver fra 3 ulike filtersykluser. Erfaringer fra tidligere studier påpeker kitosans reduserte evne til å fjerne TOK fra vannet, dette samsvarer godt med de resultatene som kommer frem av denne oppgaven. Resultatene viser at den DOK-analysen utført ved pH=4,2 og 3,5 mg/l kitoflokk fjernet DOK litt dårligere enn ALG selv med et bedre fargetall, men dette kan ikke konkluderes med da dette krever videre testing.

Forskningsspørsmål 4: Er det mulig for Skullerud vba å benytte kitoflokk som alternativ til aluminiumsbasert drift uten for store inngrep?

I dag krever drikkevannsforskriften at fargetallet på vannet skal være mindre enn 20 mg Pt/L og kravet til turbiditet er at det skal ligge under 1 NTU med en anbefaling lavere enn 0,2 NTU fra mattilsynet. Forsøkene gjort i denne oppgaven kan tyde på at kitosan alene har evne til å fjerne farge fra vannet til en slik grad at det oppfylder drikkevannsforskriftene. Når det kommer til kitosans evne til å fjerne turbiditet kan det ikke basert på denne oppgave konkluderes med kitosans evne til å fjerne turbiditet på grunn av en usikkerhet ved turbiditetsmåleren. Det er likevel mulig å se at turbiditeten i vannet renses med kitoflokk ikke er dårligere enn vannet renses med ALG og LT20. Det krever likevel videre testing på dette området.

Det er vanskelig å si noe sikkert da det skulle vært gjort flere forsøk med både jar-tester, i pilotanlegget og TOK-analyser. Basert på resultatene i denne oppgaven og de forutsetningene råvannet fra Elvåga i dag gir, kan resultatene antyde at kitosan alene kan erstatte dagens drift da fargetallet og innhold av DOK som er oppnådd i denne oppgaven tilfredsstillende drikkevannsforskriften. Resultatene fra denne oppgaven gir god grunn til å undersøke virkningen av kitosan på Skullerud vba nøyere, samtidig som også andre koagulanter i kombinasjon med kitosan bør undersøkes.

Resultatene fra LC-OCD-analysen antyder at TOK kan fjernes ved bruk av kitoflokk. Dette krever likevel flere undersøkelser da et begrenset antall med tester var analysert for dette i denne oppgaven.

5.2 Avslutning

I denne oppgaven er polymeren kitosan testet ut som koagulant ved Skullerud VBA. For å gjøre dette var det gjennomført jar-tester, pilotforsøk og TOK analyser. Resultatene fra denne oppgaven kan gi en antydning til at kitoflokk kan fungere på Skullerud VBA, da det er observert fargefjerning og DOK-fjerning som overholder drikkevannsforskriften. Det kreves likevel flere undersøkelser for å finne ut av om kitosan kan benyttes alene eller om det bør kombineres med en annen koagulant, for eksempel jern eller zirkonium. I vurderingen om overgang til ny koagulant ved Skullerud vba bør økningen i NOM i drikkevannskilden tas med i betraktning. Det er forventet at fargetallet i råvannet fra Elvåga vil øke i fremtiden, noe som kan føre til at kitosan alene ikke vil være godt nok for å overholde drikkevannsforskriften.

6 Videre arbeid

På grunn av tid, ressurser og forhåndskunnskaper på lab har det i etterkant av testperioden i forbindelse med denne oppgaven kommet opp forskjellige spørsmål som ikke er besvart ved de undersøkelsene som er gjort. For å få mest mulig ut av denne oppgaven er det derfor listet opp ulike observasjoner og tanker rundt kitosan som koagulant. Som nevnt i kapittel 4.1.2 er det gjort visuelle observasjoner av fnokkene som dannes fra koagulering med kitosan, noe som er dokumentert med bilder. På grunn av manglende utstyr og begrenset med tid ble det ikke utført noen tester av slammet dannet av kitoflokk. Dette var i utgangspunktet ikke en del av oppgaven, men viste seg å gi interessante observasjoner for videre arbeid. I tillegg var det resultater fra pilotanlegget som ikke viste noen tydelige filtersykluser for høy og lav dosering hvor hypotesen om årsak til dette er under- og overdosering. Det er ikke gjort noen tester av zeta-potensialet i vannprøvene, noe som kunne ha hjulpet med å identifisere under- og overdosering.

- Observasjoner som ble gjort under jar-test forsøkene i oppgaven, var blant annet at kitosan opptrer annerledes som koagulant enn aluminium. Som Figur 4-2 viser kan en tydelig forskjell merkes på fnokkene. Fnokkene til kitosan virket lettere og mer «fluffy» da disse selv etter flere timer oppholdelse i begerglasset ikke sedimenterte. Det kan være interessant å se på fnokkstyrken dannet av koagulering med kitosan og sammenlikne denne med fnokkstyrken dannet av metallbaserte koagulanter, for så å se på den videre betydningen av dette i filteret.
- Jar-testene var i denne oppgaven utført med et bredt spekter av doseringer fra 2 mg/l -10 mg/l. Som anbefaling for videre arbeid kan det være en ide å se på et litt mindre intervall, for eksempel mellom 2 og 6 mg/l, altså for eksempel ved [2, 2.5, 3, 3.5, ..., 6]. Dette er for å optimalisere, samtidig som det kreves flere resultater for å kunne ta en avgjørelse på om Skullerud vba kan bruke kitosan som koagulant som erstatning for ALG og LT20.
- Ved pH rundt 5 var den doseringen som ga lengst filtersyklus valgt for videre testing ved lavere pH-verider, som var 3,5 mg/l kitoflokk. Det var altså ikke tid til å optimalisere doseringen ytterligere for redusert pH, noe som kan være interessant for videre arbeid.
- Lav dosering av kitoflokk gjennom pilotanlegget ga fargefjerning, men høy turbiditet gjennom nesten hele filtersyklusen. I denne situasjonen hadde måling av zetapotensialet kunne hjulpet med å forstå hva som skjedde her da det kan virke som at koaguleringen har fungert uten at partiklene er blitt fjernet i filteret, noe som kan tyde på at partiklene fortsatt kan ha vært negativt ladete. Det hadde derfor vært interessant å gjøre målinger av zetapotensiale i løsningen før og etter koagulant og filter.
- I dag betaler Oslo kommune penger for å slippe slammet sitt på avløpsnettet basert på innholdet i slammet. Å bytte til kitosan som eneste koagulant vil kunne gi kostnadsbesparelser, noe som ikke er diskutert i denne oppgaven.
- DOK-analysene utført i denne oppgaven er utført på vannprøver som ikke er lagret etter standarden, noe som gjør at resultatene fra målingene kun gir indikasjoner. Derfor kreves videre undersøkelser rundt kitosan evne til å fjerne TOK da dette i tidligere studier har vist seg å være svakheten til kitosan.

Referanser

Andersen, G. (2019). "Valg av forskningsmetode."

Bomo, A.-M., et al. (2007) Vil rent vann også være rent i fremtiden? Effekter av ekstremvær på drikkevannskvalitet.

Chaplain, V., et al. (1995). "Coupling between polymer adsorption and colloidal particle aggregation." Colloid & Polymer Science **273**(10): 984-993.

Christensen, E. (2018). Use of zirconium and chitosan coagulants for physicochemical and hygienic water treatment. Department of Food Safety and Infection Biology. Adamstuen, NMBU. **Philosophiae Doctor (PhD) Thesis**.

Crittenden, J. C., et al. (2012). MWH's Water Treatment - Principles and Design, John Wiley & Sons.

Davis, M. L. (2010). Water and Wastewater Engineering. New York, McGraw Hill.

Drikkevannsforskriften (2017). Forskrift om vannforskyning og drikkevann (drikkevannsforskriften).

Eikebrokk, B. (1999). "Coagulation-direct filtration of soft, low alkalinity humic waters." Water Science and Technology **40**(9): 55-62.

Eikebrokk, B. (2005). Optimalisering og videreutvikling av koagulering og kontaktfiltreringsprosessen, SINTEF teknologi og samfunn.

Eikebrokk, B. (2012). Veiledning for drift av koaguleringsanlegg. A. norsk vann.no, Norsk Vann.

Eikebrokk, B. and T. Saltnes (2001). "Removal of natural organic matter (NOM) using different coagulants and lightweight expanded clay aggregate filters." Water Science and Technology: Water Supply **1**(2): 131-140.

Eikebrokk, B. and T. Saltnes (2002). "NOM removal from drinking water by chitosan coagulation and filtration through lightweight expanded clay aggregate filters." Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua **51**(6): 323-332.

FN-Sambandet (2020). "FNs bærekraftsmål." Retrieved 21.06, 2020, from <https://www.fn.no/om-fn/fns-baerekraftsmaal>.

Fossum, M. (2013). Notat - filterprosjekt Skullerud vba. Oslo, Vann- og Avløpsetaten.

Gillberg, L., et al. (2003) About Water Treatment.

Gregor, J. E., et al. (1997). "Optimising natural organic matter removal from low turbidity waters by controlled pH adjustment of aluminium coagulation."

Hem, L. J. (2015). "Naturlig organisk materiale som årsak til vannkvalitetsproblemer; betydningen av molvektfordelingen til det organiske materialet."

Hongve, D., et al. (2004). "Increased colour and organic acid concentrations in Norwegian forest lakes and drinking water ? a result of increased precipitation?" Aquatic Sciences - Research Across Boundaries **66**(2): 231-238.

Huber, S. A., et al. (2011). "Characterisation of aquatic humic and non-humic matter with size-exclusion chromatography – organic carbon detection – organic nitrogen detection (LC-OCD-OND)." Water Research **45**(2): 879-885.

Hyllestad, S., et al. (2018). "Kjemiske og fysiske stoffer i drikkevann." Retrieved 16. juni, 2020, from [https://www.fhi.no/nettpub/stoffer-i-drikkevann/kjemiske-og-fysiske-stoffer-i-drikkevann/](https://www.fhi.no/nettpub/stoffer-i-drikkevann/kjemiske-og-fysiske-stoffer-i-drikkevann/kjemiske-og-fysiske-stoffer-i-drikkevann/).

Kipton, H., et al. (1992). "Solubility and fractionation of humic acid; effect of pH and ionic medium." Analytica Chimica Acta **267**(1): 47-54.

Kure, M. W. (2013). Optimalisering av koagulering og keramisk membranfiltrering for NOM-fjerning. Department of Hydraulic and Environmental Engineering. Trondheim, Norwegian University of Science and Technology NTNU. **Masteroppgave**.

Kweiyor Tetteh, E. and S. Rathilal (2020). Application of Organic Coagulants in Water and Wastewater Treatment, IntechOpen.

Litved, H. (2000). Bruk av kitosan fra BioEffect AS for fjerning av humus fra drikkevann, NIVA.

Mattilsynet (2017). Veiledning til drikkevannsforskriften, Mattilsynet.

Miljødirektoratet (2020) Globale klimaendringer - Ekstremvær.

Salas, C., et al. (2017). Electrospun chitosan fibers, Elsevier: 371-398.

Steinsvik, T. (2020). Intervju om kitosan som koagulant ved Haugesund vannbehandlingsanlegg.

Vann- og avløpsetaten (2015). Hovedplan for vannfosyning 2015-2030. Oslo, Oslo kommune, Vann- og avløpsetaten.

Vogelsang, C. (2001) Felling av humus med kitosan - anvendelse av zetapotensiale til å studere koaguleringsmekanismer.

Vogelsang, C., et al. (2004). "Removal of humic substances by chitosan."

Younes, I. and M. Rinaudo (2015). "Chitin and Chitosan Preparation from Marine Sources. Structure, Properties and Applications." Marine Drugs **13**(3): 1133-1174.

Zargar, V., et al. (2015). "A Review on Chitin and Chitosan Polymers: Structure, Chemistry, Solubility, Derivatives, and Applications." ChemBioEng Reviews **2**(3): 204-226.

Ødegaard, H., et al., Eds. (2014). Vann- og avløpsteknikk, Norsk Vann.

Vedlegg

Vedlegg 1: Driftsoversikt for Skullerud vannbehandlingsanlegg

Vedlegg 2a: Karmatogram fra LC-OCD analyse

Vedlegg 2b: resultater fra LC-OCD analyse

Vedlegg 2c: Oversiktstegning over komponenter i en LC-OCD analyse

Vedlegg 3: Resultater fra DOK-analyse

Vedlegg 4a: Filtersyklus for Pilot 1. Prøven er hentet etter 5 timer og 1250 liter vann har passert filteret

Vedlegg 4b: Filtersyklus for Pilot 2. Prøven er hentet 5 timer og 1250 liter vann har passert filteret.

Vedlegg 4c: Filtersyklus for Pilot 3, prøven er hentet etter 2 timer og 500 liter vann har passert filteret.

Vedlegg 5: intervju med Haugesund vannverk.

Vedlegg 6: utvikling i fargetall i Elvåga de siste 10 årene.

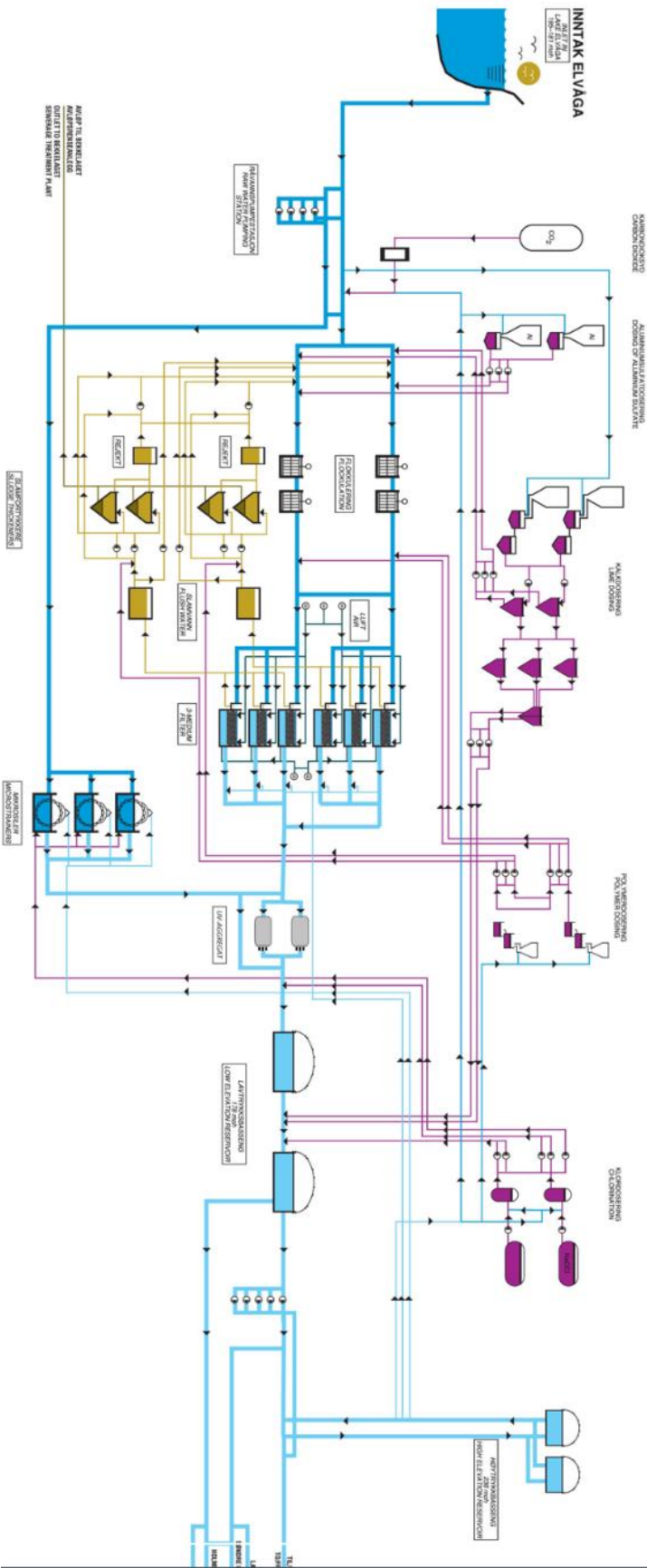
Vedlegg 7: Drift av filterkolonnen i pilotanlegget

Vedlegg 8a: Resultater fra forsøk gjort i pilotanlegget (Turbitet ufiltrert)

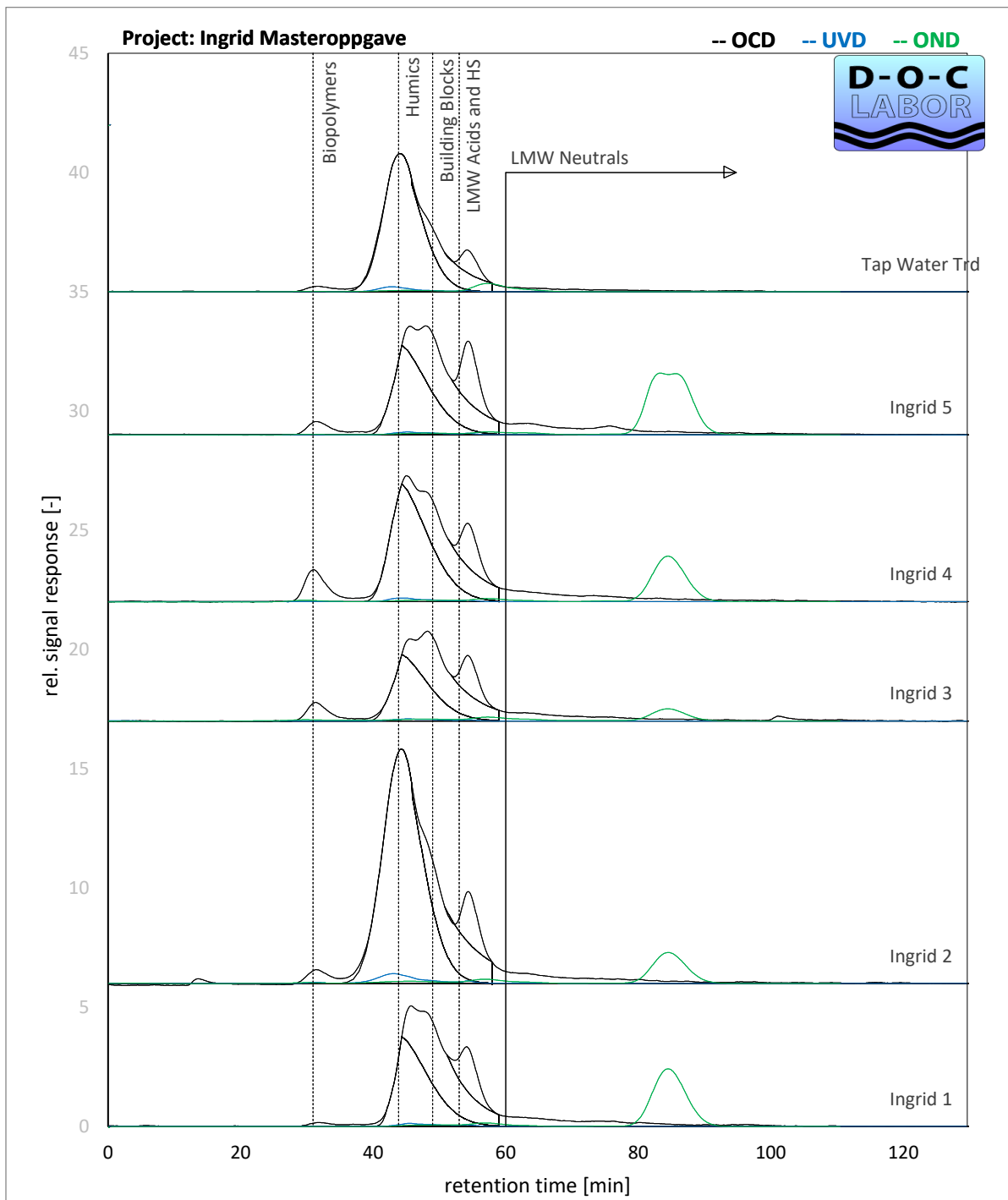
Vedlegg 8b: Resultater fra forsøk gjort i pilotanlegget (Farge ufiltrert)

Vedlegg 1: Driftsoversikt for Skullerud vannbehandlingsanlegg

Fra råvann til drikkevann – From raw water to drinking water



Vedlegg 2a: Karmatogram fra LC-OCD analyse

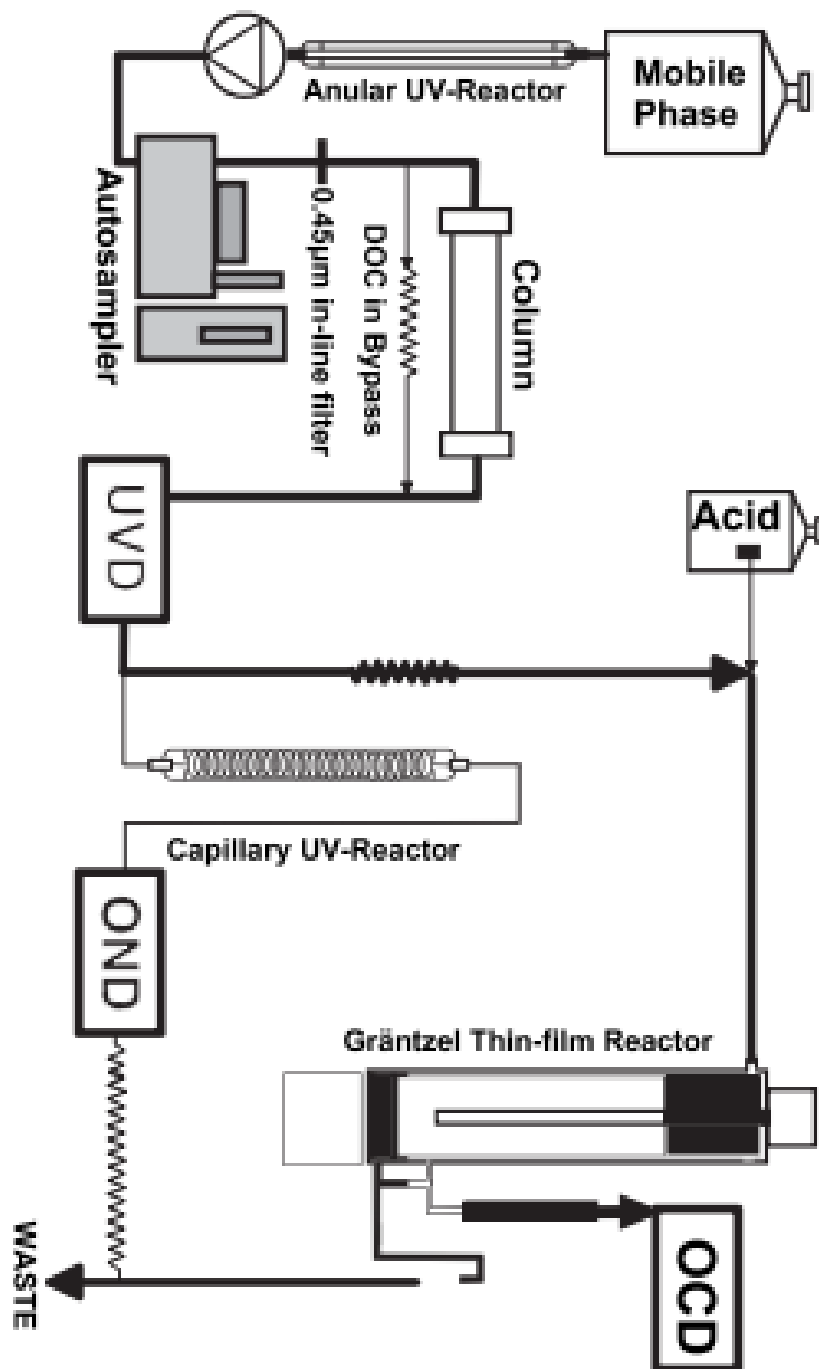


Ingrid 1	Ingrid 2	Ingrid 3	Ingrid 4	Ingrid 5
Pilot 1, kitoflokk	Råvann fra Elvåga	Rentvann, ALG + LT20	Pilot 2, kitoflokk	Pilot 3, Kitoflokk

Vedlegg 2b: resultater fra LC-OCD analyse

	Råvann	ALG + LT20	Pilot1	Pilot2	Pilot3
Humus	3,64	1,03	1,32	1,82	1,35
Bio-polymmerer	0,14	0,17	0,07	0,29	0,14
Byggesteiner	0,83	0,83	1,08	0,80	0,97
Syrer	0,11	0,09	0,09	0,11	0,19
Nøytrale	0,41	0,34	0,36	0,43	0,47

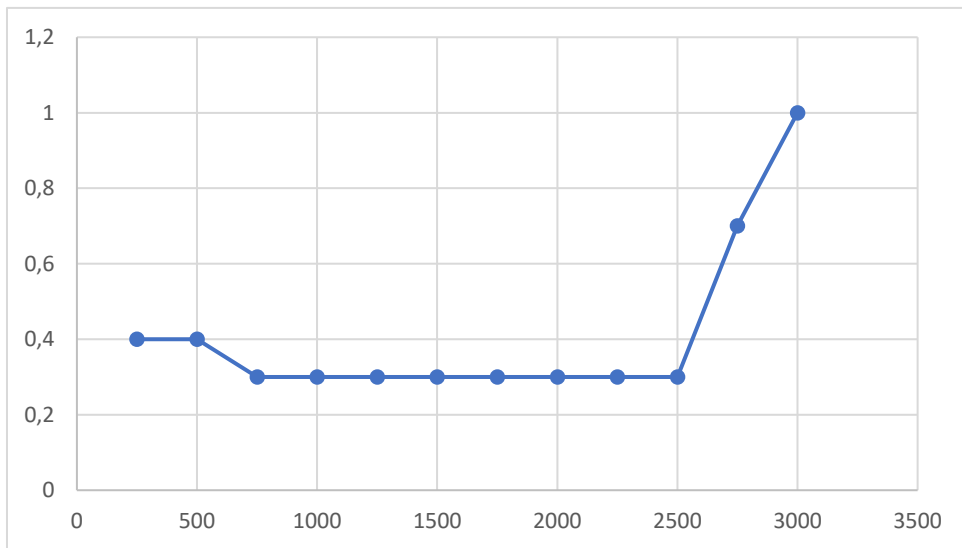
Vedlegg 2c: Oversiktstegning over komponenter i en LC-OCD analyse



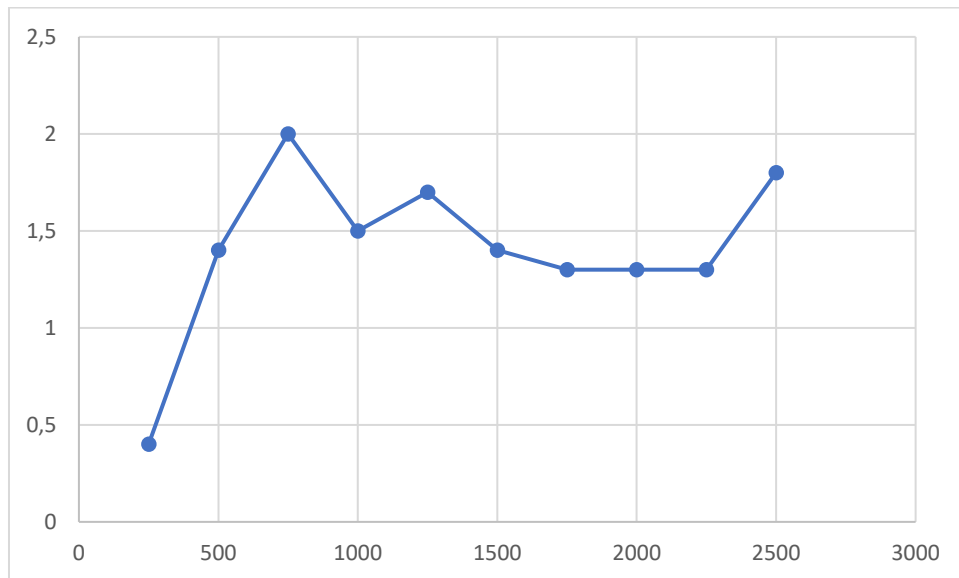
Vedlegg 3: Resultater fra DOK-analyse

Prøve	DOK	Usikkerhet
Råvann	5,88	0,10
ALG + LT20	2,91	0,08
Pilot 1	3,30	0,09
Pilot 2	4,38	0,10
Pilot 3	3,44	0,03
krav	3	0,90

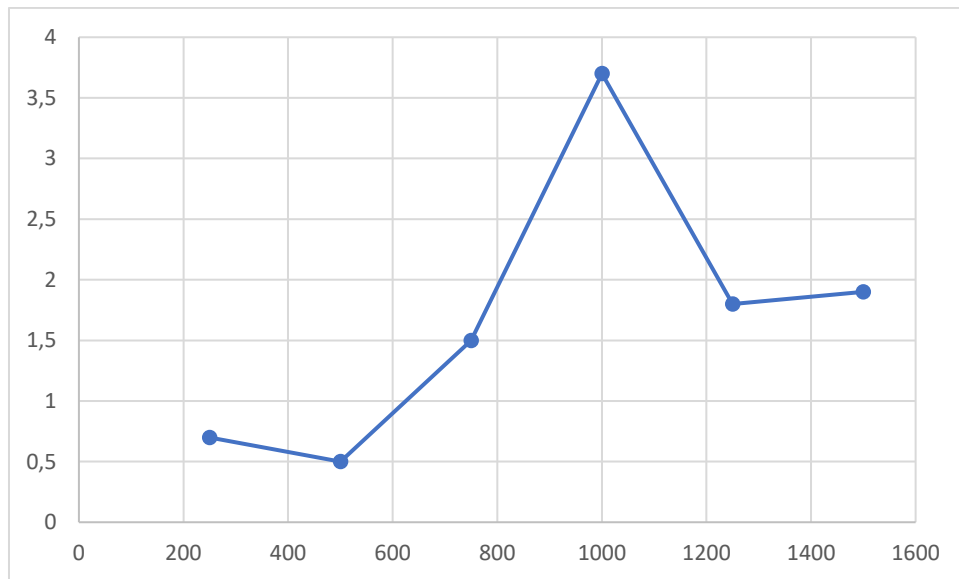
Vedlegg 4a: Filtersyklus for Pilot 1. Prøven er hentet etter 5 timer og 1250 liter vann har passert filteret.



Vedlegg 4b: Filtersyklus for Pilot 2. Prøven er hentet 5 timer og 1250 liter vann har passert filteret.



Vedlegg 4c: Filtersyklus for Pilot 3, prøven er hentet etter 2 timer og 500 liter vann har passert filteret.



Vedlegg 5: intervju med Haugesund vannverk.

Intervjuspørsmål:

- Hvor lenge er det siden dere byttet til kitosan?
- Hvilket fargetall hadde vannet på dette tidspunktet?
- Hvorfor byttet dere til kitosan?
- Hvilke undersøkelser hadde dere gjort på forhånd? (feks. jar-tester, pilotanlegg, fullskala)
- Hvordan fungerte anlegget med kun kitosan?
- Hva opplevde dere som positivt, hva opplevde dere som negativt?
- Hvordan blander dere ut kitosan? Hvis dere benytter dere av saltsyre, hvordan håndterer dere den? Har dere hatt noen ulykker?
- Måtte dere gjøre mye ombygging for å bytte over til kitosan?
- Hva gjør dere med slammet?
- Har dere opplevd store endringer i utgifter etter dere gikk over til kitosan?
- Hva gjorde at dere til slutt endte med å skifte over til å også bruke zirkonium?
- Hvilke erfaringer har dere med dette?

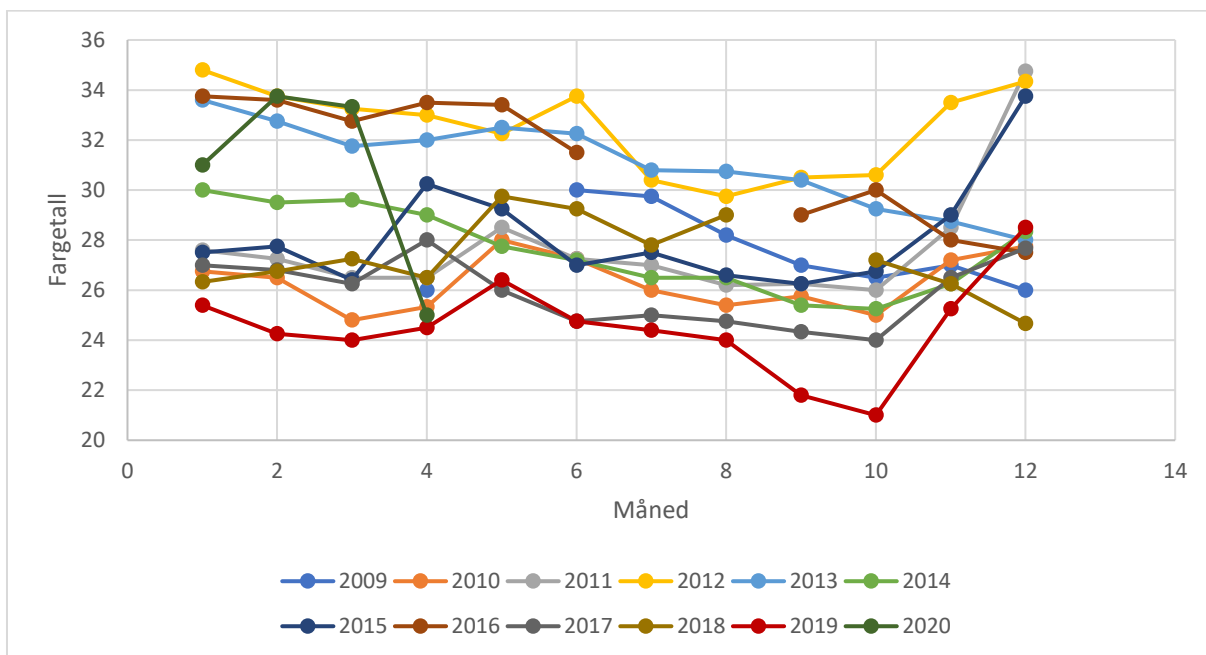
Sammendrag fra intervju med Torill Steinsvik

I Haugesund bruker de kitosan. De har også høyt fargetall på råvannet. De gikk over til zirkonium og kitosan fordi råvannet hadde for høyt fargetall som tydet på et høyt innhold av NOM. Videre var det observert biprodukter etter klorering som følge av at klorene hadde reagert med den resterende humusen i vannet.

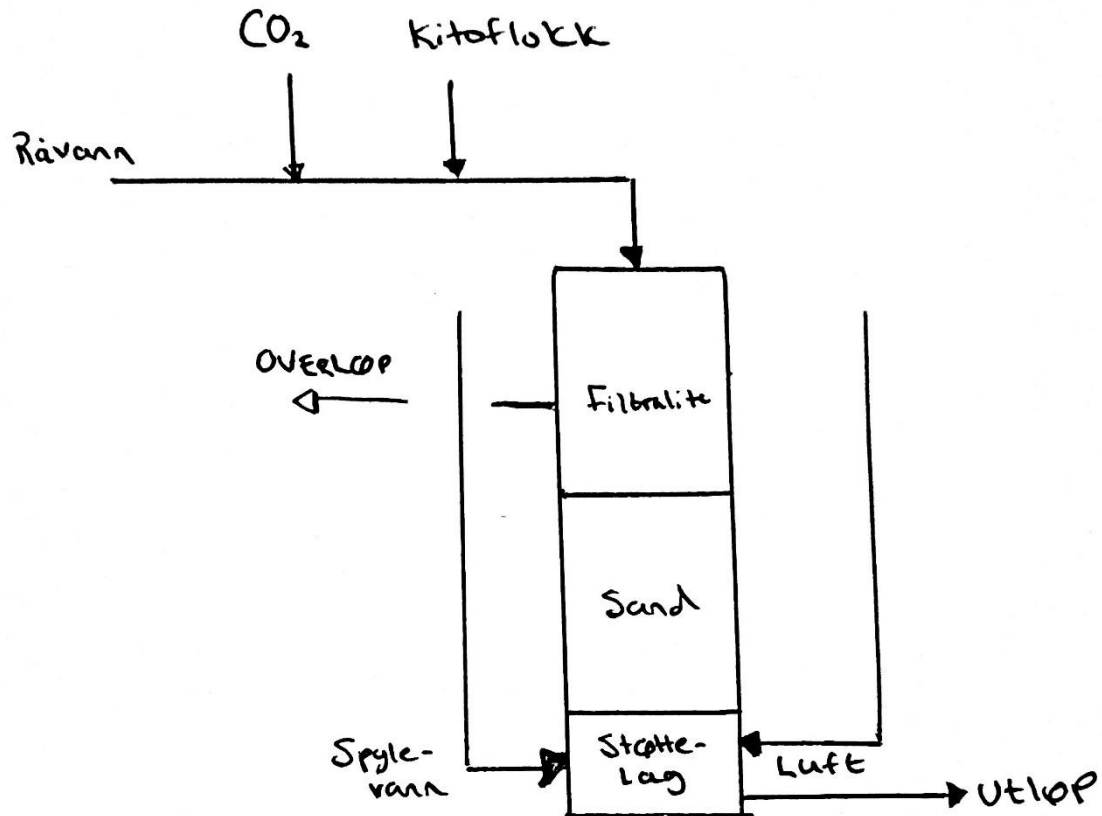
Haugesund vannverk bygget i 2001 om renseanlegget for å legge til rette for en diektefiltreringsprosess med kitosan. Dette ble gjort etter et pålegg om å redusere humusinnholdet i drikkevannet da dette hadde steget betraktelig i årene før utbygging. Haugesund vannverk ligger slik til at det er vanskelig å finne en løsning for å deponere slammet lokalt, og det var viktig å finne en løsning hvor mengden slam som skulle transporteres vekk fra anlegget ikke ble for stor. Miljø, bærekraft og helse stod sentralt gjennom hele beslutningsprosessen noe som også var med å påvirke valget av kjemikalie. På Karmøy lå det på den tiden en fabrikk som var produsent av kitosan, og det gjorde valget om å gå for kitosan som koagulant enklere. Dette firmaet gikk dessverre konkurs, og Haugesund måtte finne en ny leverandør. Dette ga mulighet for forskning på området, og ved hjelp av et tett samarbeid med NIVA og (firmaet til Tor Haakonsen) ble flere kitosankvaliteter testet ut.

Anlegget ble utformet for å kunne gå over til jern som koagulant dersom driften med kitosan ikke skulle gå som forventet. I dag, 20 år etter benytter fortsatt Haugesund kitosan som koagulant, men har måtte innføre zirkonium som hjelpekoagulant da fargetallet i innsjøen har steget slik at vannkvaliteten fra vannproduksjonen med kitosan ikke lenger overholder drikkevannsforskriften.

Vedlegg 6: utvikling i fargetall i Elvåga de siste 10 årene.



Vedlegg 7: Drift av filterkolonnen i pilotanlegget



Tilbakespyling

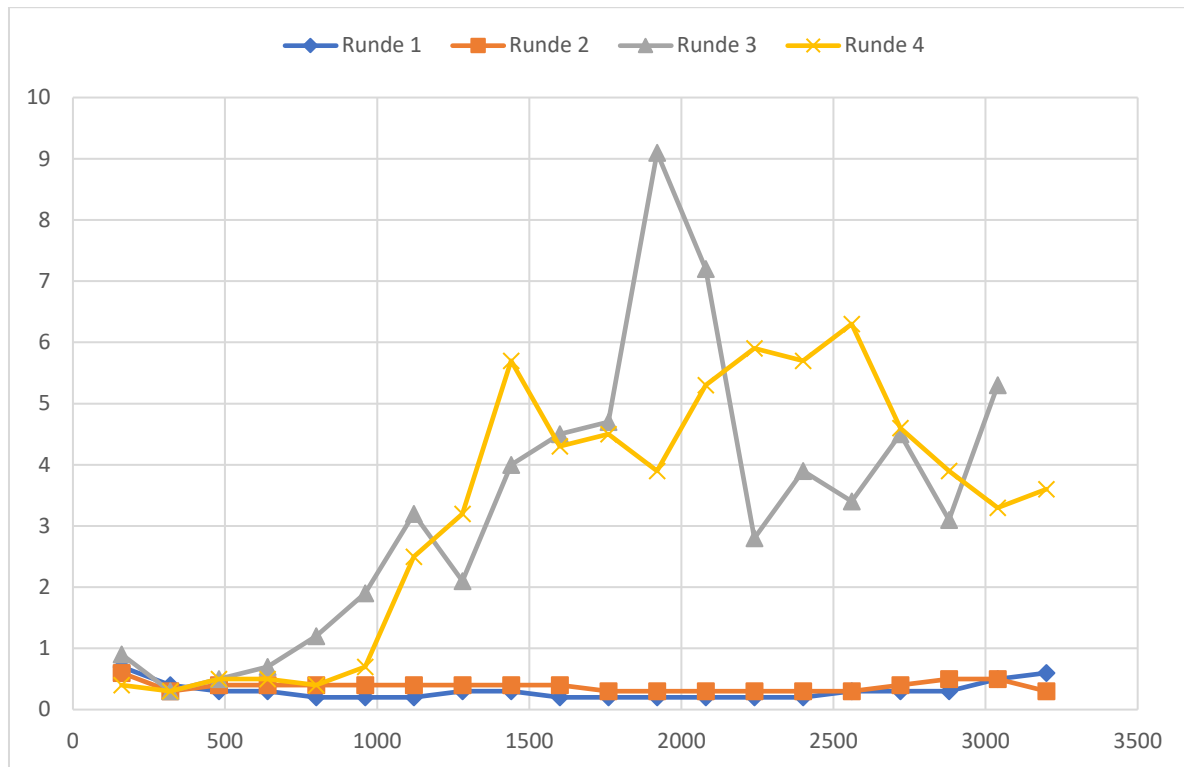
Ved tilbakespyling av anlegget ble spylevann fra en brannslange og en slange koplet på trykksatt luft koplet på to forskjellige «innløp» nederst på filterkolonnen.

Fremgangsmåten var slik:

1. Skru av innløp og åpne overløpet og la filterkolonnen tømme seg i 2 minutter.
2. Steng utløpet og åpne ventilen lufttilførsel. La luft strømme gjennom filterkolonnen i 2-3 minutter. Steng lufteventil.
3. La filtermassen synke i 2 minutter.
4. Åpne innløpsventilen og juster mengdehjulet til 200-600 l/h
5. Åpne ventilen til spylevannet og juster mengdehjulet til 1000 l/h. La så filtermassen spyles med 1000 l/h i 2 minutter. Skru dermed opp til 2000-2300 l/h og la filtermassen spyles i til sammen 10 minutter.
6. La så mengdehjulet til spylevannet stenges sakte ned til den er helt lukket.
7. Åpne utløpet og juster ned innløpsvannet til ønsket mengde.

Vedlegg 8a: Resultater fra forsøk gjort i pilotanlegget (Turbitet ufiltrert)

Ufiltrerte resultater fra pilot med kitoflokk alle testene er kjørt med samme parametere. pH=5,3, dosering 4 mg/l ved filterhastighet 5 m/h.



Vedlegg 8b: Resultater fra forsøk gjort i pilotanlegget (Farge ufiltrert)

Ufiltrerte resultater fra pilot med kitoflokk alle testene er kjørt med samme parametere. pH=5,3, dosering 4 mg/l ved filterhastighet 5 m/h.

