



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2020 30 stp
Fakultetet for realfag og teknologi

Bærekraftig flokkulant: et pilotforsøk med kitosan som flokkulant for fortykning av spyleslam fra tremedia-filter

Sustainable flocculant: a pilot experiment with
chitosan as flocculant for thickening backwash
sludge from three-media filter

Tore Tveit Diskerud
Vann- og Miljøteknikk

Forord

Denne masteroppgaven er mitt avsluttende arbeid som masterstudent ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet i studiet vann- og miljøteknikk.

Oppgavens hovedveileder har vært Lars Hem. Oppgaven er skrevet på initiativ fra Asker og Bærum vannverk (ABV) og Oslo kommune, vann- og avløpsetaten (VAV).

Da jeg fikk muligheten til å teste effekten av bærekraftig flokkulant på spyleslam fra et pilotanlegg, var det noe som interesserte meg fra første øyeblikk. Spesielt siden det er lite forskning på fortykning av spyleslam fra vannbehandlingsanlegg.

Masteroppgaven tar utgangspunkt i et pilotanlegg på Kattås i Bærum, og jeg har tilbragt mye tid der denne våren. Jeg vil takke ABV for å ha latt meg få bruke pilotanlegget og laboratoriet til forsøkene i oppgaven. Spesielt vil jeg takke Vigdis Bjerke for all hjelp, og for opplæring, prøveanalyser og faglige innspill. Jeg vil også takke Thorbjørn Undrum for praktisk støtte på anlegget, og Jon Mobråten for gode faglige innspill.

Stor takk til familie og venner for både faglig og personlig støtte i denne perioden. Til slutt vil jeg rette en stor takk til min hovedveileder Lars Hem, for nyttige innspill, faglige tilbakemeldinger og god veiledning. Oppgaven hadde vært vanskelig å gjennomføre uten deres hjelp.

Ås, desember 2020

Tore Tveit Diskerud

Sammendrag

I vannbehandlingsanlegg med direkte filtrering er det vanlig å bruke flokkulant for å fortykke spyleslammet fra filterkolonnen. Slamproduksjonen ved drikkevannsanlegg øker i takt med økt organisk belastning fra råvannskilden, og er derfor avhengig av en god flokkulant som er bærekraftig, robust og effektiv. I dette forsøket er det testet om kitosan-basert flokkulant kan erstatte syntetiske polymerer som fortykker i spylevannslammet. Spyleslammet er fra et pilotanlegg basert på Moldeprosessen med jern som koagulant, og Holsfjorden brukes som råvannskilde.

Arbeidet med dette ble delt i to. Første del bestod av å teste ulike doseringer (0.25, 0.5 0.75 og 1.0 mg polymer/l) av organisk kationisk polymer basert på kitosan (Kitoflokk), anionisk polymer (LT25), kationisk polymer (LT22S-DWI) og nonionisk polymer (LT20) ved bruk av jar-test. Jar-testen ble utført på spyleslammet fra pilotanlegget, og HCl 15% ble brukt som pH-justerer. Turbiditet og pH fra klarvannsfasen ble målt, samt volumet av det fortykkede slammet. Andre del bestod av å teste effekten av kitosan og HCl 15% på spyleslammet i sedimenteringskolonnen i pilotanlegget. Fra klarvannsfasen ble turbiditet og pH målt, og fra det fortykkede slammet ble volum, suspendert stoff og pH målt.

Ut fra jar-testen gav kitosan-basert polymer som flokkulant et mer volumiøst fortykket slam, sammenlignet med de syntetiske polymerene testet i dette forsøket (LT20, LT25 og LT22S-DWI). Fordelen med å bruke kitosan-basert polymer sammenlignet med de syntetiske polymerene, er at kitosan gav lavere turbiditet i klarvannsfasen over et bredere pH-spekter. Bruk av pH-justerer sammen med polymerene gav lavere turbiditet i klarvannsfasen, men mer volumiøst fortykket spyleslam. Fra testperioden i pilotanlegget gav pH 4.0 i klarvannsfasen høyere turbiditet, sammenlignet med pH på 4.6 og 5.7. Dosering på 0.25 mg kitosan/l gav turbiditet under 8 FNU ved pH i klarvann på 4.6. Med dosering på 1.0 mg kitosan/l ble turbiditeten i klarvannsfasen høyere i takt med lavere pH i spyleslammet. Lavest turbiditet var ved pH i klarvann på 6.4, som gav turbiditet i klarvannsfasen på 6.5 FNU. pH i klarvannsfasen på 4.6 og 5.7 med dosering 0.5 og 0.75 mg kitosan/l gav turbiditet i klarvannsfasen mellom 5.7 og 7.7 FNU.

Summary

Water treatment plants with direct filtration often use a flocculant to thicken the backwash sludge from the filter column. Sludge production at drinking water plants increases because of an increased organic load from the raw water source and is therefore dependent on a good flocculant that is sustainable, consistent and efficient. This experiment tested whether chitosan-based flocculant can replace synthetic polymers to thicken the backwash sludge. The backwash sludge is from a pilot plant based on “Moldeprosessen” with iron as a coagulant, which uses Holsfjorden as the raw water source.

To investigate this, the period was divided into two. The first part consisted of testing different dosages (0.25, 0.5 0.75 and 1.0 mg polymer/l) of organic cationic polymer based on chitosan (Kitoflokk), anionic polymer (LT25), cationic polymer (LT22S-DWI), nonionic polymer (LT20) by using jar-test. The sludge samples for the jar-test are taken from the backwash sludge from the pilot plant, and HCl 15% was used as a pH-adjuster. Turbidity and pH from the clear water were measured, and volume was measured from the thickened sludge. The second part consisted of testing the effect of chitosan and HCl 15% on the backwash sludge in the sedimentation column in the pilot plant. From the clear water, turbidity and pH were measured, and from the thickened sludge, volume, suspended solids and pH were measured.

From the jar-test, chitosan-based polymer as a flocculant gave a more voluminous thickened sludge, compared to the synthetic polymers tested in this thesis (LT20, LT25 and LT22S-DWI). The advantage of using chitosan-based polymer compared to the synthetic polymers is that chitosan gave lower turbidity in the clear water over a wider pH range. The use of pH-adjuster with the polymers resulted in lower turbidity in the clear water, but more voluminously thickened sludge. From the test period in the pilot plant, pH 4.0 in the clear water gave higher turbidity, compared to pH 4.6 and 5.7. A dosage of 0.25 mg chitosan/l gave turbidity below 8 FNU at pH in clear water at 4.6. At a dosage of 1.0 mg chitosan/l, the turbidity in the clear water became higher with lower pH in the backwash sludge. The lowest turbidity was at pH in clear at 6.4, which gave turbidity in the clear water of 6.5 FNU. Clear water pH at 4.6 and 5.7 with doses of 0.5 and 0.75 mg chitosan/l gave turbidity in the clear water between 5.7 and 7.7 FNU.

Innhold

Forord	i
Sammendrag	iii
Summary	v
Innhold	vii
Figurer	xi
Tabeller	xiii
Forkortelser	xv
1 Introduksjon	1
1.1 Bakgrunn	1
1.2 Formål	2
1.3 Slam i vannbehandlingsanlegg	3
1.3.1 Farge	3
1.3.2 Suspendert stoff	4
1.3.3 Koagulant	4
1.3.4 Beregning av suspendert stoff i filterkolonne	4
1.3.5 koaguleringslam slam fra vannverk som ressurs	5
1.4 Polymer	6
1.4.1 Egenskaper og oppbygging til polymer	6
1.4.2 Syntetisk polymer som restprodukt	7
1.4.3 Kitosan	7
1.5 Koaguleringsmekanismer	8
1.5.1 Hydrolyse av metall kationer	9
1.6 Flokkulering	10
1.6.1 Kjemisk flokkulering	10
1.7 Moldeprosessen	12
1.7.1 Returvann	13
1.8 Beskrivelse av pilotanlegget	14
1.8.1 Råvann	15
1.8.2 Filterkolonne	16
1.8.3 Sedimenteringskolonne	16

1.8.4	Koagulant	17
1.8.5	Spyling av filterkolonnen	17
1.8.6	Returvannstilførsel	17
2	Metode	19
2.1	Formål	19
2.2	Drift av pilotanlegget under testperiodene	19
2.3	Utblanding av Kitoflokk, polymer og jern	20
2.4	Jar-test	21
2.4.1	pH-justering	21
2.5	Forsøk i pilotanlegget	22
2.5.1	Dosering av Kitoflokk og syre	23
2.5.2	Prøvetaking	23
2.5.3	Måling av suspendert stoff	23
2.5.4	Mengde suspendert stoff i spyleslammet	24
3	Resultater	25
3.1	Jar-test	25
3.1.1	Effekt av nonionisk polymer, LT20	26
3.1.2	Effekt av anionisk polymer, LT25	27
3.1.3	Effekt av kationisk polymer, LT22S-DWI	28
3.1.4	Effekt av organisk kationisk polymer, Kitoflokk	29
3.2	Resultater fra pilotforsøk	30
3.2.1	Innholdet av suspendert stoff i fortykket slam	34
3.3	En sammenligning av resultater fra jar-test og testing i pilotanlegg	35
3.4	Mengde suspendert stoff i spyleslammet	36
4	Diskusjon	37
4.1	Jar-test	37
4.1.1	Effekt av nonionisk polymer, LT20	37
4.1.2	Effekt av anionisk polymer, LT25	38
4.1.3	Effekt av kationisk polymer, LT22S-DWI	38
4.1.4	Effekt av organisk kationisk polymer, Kitoflokk	39
4.1.5	Sammenligning av polymerene	39
4.2	Resultater fra pilotforsøk	41
4.2.1	Klarvannsfasen	41
4.2.2	Fortykket spyleslam	42
4.2.3	Uttak av konsentrert slam	43
4.2.4	Sammenheng mellom pH i fortykket slam og klarvannet	43
4.3	Sammenligne jar-test og testing i pilotanlegg	43

4.4	Beregning av suspendert stoff i spyleslammet	44
5	Konklusjon	45
5.1	Videre arbeid	46
	Referanser	47
	Vedlegg A Analyse av spylevannprøver	49
A.1	Måling av turbiditet med turbidimeter	49
A.2	Måling av pH med pH-meter	50
A.3	Måling av suspendert stoff	51
	Vedlegg B Online instrumenter	53
B.1	pH-meter	53
B.2	Turbidimeter	54
	Vedlegg C Drift av sedimenteringskolonne	55
C.1	Anbefalt dosering til sedimenteringskolonne	56

Figurer

1.1	Typisk flytskjema ved fortykking og avvanning av vannverksslam	3
1.2	Illustrasjon av nonionisk, anionisk og kationisk polymer.	6
1.3	Hydrolyse av Fe^{3+} monomere molekyler ved ulike pH	9
1.4	Flokkuleringsprinsipper	10
1.5	Flokkuleringsprinsipper ved bruk av polymer.	11
1.6	Prinsippskisse av et anlegg basert på Moldeprosessen	12
1.7	Filtersyklus	13
1.8	Detaljert illustrasjon av pilotanlegget.	14
1.9	Lineær regresjon for fargetall i Holsfjorden	15
3.1	Resultater fra jar-test med LT20 som flokkulant	26
3.2	Resultater fra jar-test med LT25 som flokkulant	27
3.3	Resultater fra jar-test med LT22S-DWI som flokkulant	28
3.4	Resultater fra jar-test med Kitoflokk som flokkulant	29
3.5	Effekt av Kitoflokk som flokkulant i pilotanlegget	31
3.6	Sammenheng mellom synkende pH i klarvannet og i det fortykkede slammet	32
3.7	Effekten av økt pH på det fortykkede slammet	33
3.8	Mengde suspendert stoff mot volumet av det fortykkede slammet	33
3.9	Effekten av økt slamuttak på suspendert stoff	34
3.10	Sammenligning av resultatene fra jar-test og fra pilot	35
A.1	Turbidimeter, Hack 2100N	49
A.2	pH-meter, Radiometer Analytic Model PHM 210	50
A.3	Utstyr brukt for å finne mengde suspendert stoff i spylevannsprøvene . . .	51
B.1	Online pH-meteret er levert av Endress + Hauser	53
B.2	Online turbidimeter, 200TM Controller	54
C.1	Turbiditet mot $\text{pH}_{\text{klarvann}}$ for de ulike doseringsmengdene	56

Tabeller

1.1	Typiske verdier for slamkvalitet	5
1.2	Fysisk og kjemisk kvalitet tatt ved Toverud i 2013	15
1.3	Beskrivelse av lagene i filterkolonnen i pilotanlegget	16
1.4	Beskrivelse av sedimenteringskolonnen.	17
1.5	Spylefrekvens av tremedia-filter	17
2.1	Sporadisk testing av Kitoflokk i pilotanlegg	22
2.2	Dosering av Kitoflokk og HCl 15% til sedimenteringstank	23
3.1	Resultatene av nullprøver.	25
3.2	Resultater for LT20 fra jar-test.	26
3.3	Resultater for LT25 fra jar-test.	27
3.4	Resultater for LT22S-DWI fra jar-test.	28
3.5	Resultater for Kitoflokk fra jar-test.	29
3.6	Resultater fra pilotforsøk.	30
3.7	Effekten av økt slamuttak på suspendert	34
3.8	Måling av suspendert stoff i spyleslammet	36
3.9	Verdier for Beregningen av mengde suspendert stoff i spyleslammet	36
C.1	Spylefrekvens av tremedia-filter.	55
C.2	Dataplottet inn i pilotfor å få ønsket dosering.	56

Forkortelser

ABV	Asker og Bærum Vannverk
AMD	Akrylamid
K	Kalium
Me	Fellesbetegnelse for jern og aluminium
N	Nitrogen
P	Fosfor
PAM	Polyakrylamid
SS	Suspendert stoff
TOC	Totalt organisk karbon
TS	Tørr stoff

1. Introduksjon

1.1 Bakgrunn

Fargen og den organiske belastningen på råvannskilden er forventet å øke i fremtiden. Derfor må fremtidens drikkevannsanlegg konstrueres med metoder som er robuste og gode nok til å kunne håndtere den økte belastningen, både med tanke på drikkevannskvalitet og slamhåndtering (Ødegaard, 2014).

Asker og Bærum produserer 35% av drikkevannet fra Holsfjorden (ABV, 2020), og økningen av fargetallet i råvannskilden er med på å øke belastningen på drikkevannsanlegget. Derfor ble det besluttet at anlegget måtte fornyes. I forbindelse med nytt drikkevannsanlegg ble det besluttet i 2014 at det skulle utbedres et pilotanlegg basert på Moldeprosessen for å sjekke hvilken koagulant og driftsvilkår, som fungerer best på denne type anlegg (Brandt og Ording, 2014). Tidligere er anlegget testet med ulike koagulanter (PIX318 A15 og Kitoflokk) og det er undersøkt om anlegget kan driftes med returvannstilførsel (Teigset, 2019; Braathe, 2020).

Pilotanlegget bruker kjemisk flokkulant for å fortykke spyleslammet fra filterkolonnen. Derfor er anlegget avhengig av en god flokkulant som klarer å håndtere den økte slambelastningen, og som er bærekraftig, robust og effektiv. Denne masteroppgaven tar derfor for seg å teste om kitosan-basert flokkulant kan erstatte syntetiske polymerer som fortykker i spyleslammet.

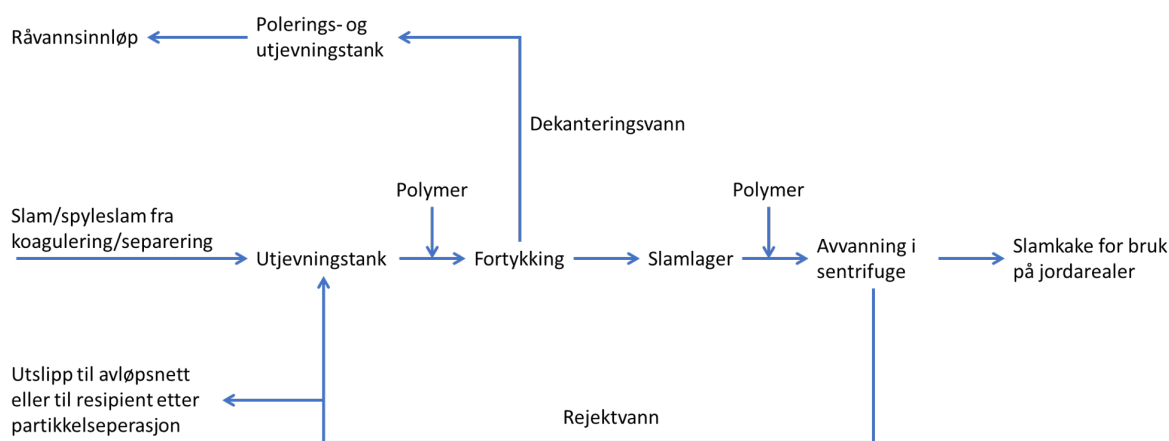
1.2 Formål

Formålet med oppgaven er å se om kitosan-basert polymer kan erstatte syntetiske polymerer som flokkulant i spyleslammet, ved bruk av jernkloridsulfat som koagulant i et pilotanlegg basert på Moldeprosessen. Forsøket skal undersøke ved hvilke pH og doseringsmengde av flokkulanten som gir best resultat, med hensyn til slamkonsentrasjon, pH og turbiditet i klarvannsfasen. Gjennom forsøket er koaguleringsdose, belastning på filteret og tilbakespyling holdt konstant på vannbehandlingsanlegget. Forsøket var delt i to, hvor første del bestod av å teste effekten av kitosan-basert polymer, nonionisk, kationisk og anionsik syntetisk polymer som flokkulant i spyleslammet ved bruk av jar-test. Andre del av forsøket bestod av å teste kitosan-basert polymer i pilotanlegget med samme premisser som for jar-testen. Oppgaven tar ikke for seg fargetallet på drikkevannet, modningstiden eller driftstiden av anlegget.

1.3 Slam i vannbehandlingsanlegg

Mengde slam produsert i et vannbehandlingsanlegg avhenger av kvaliteten på råvannet inn, mengde vann renses, valg av koagulant/flokkulant og kvaliteten på drikkevannet ut av anlegget. Kvaliteten på råvannet defineres ofte ut fra fargen på vannet (organiske belastningen) og hvor mye partikler det er i vannet (Ødegaard, 2014).

Figur 1.1 illustrerer typisk utforming for behandling av spyleslam eller slam fra koagulering/separering. I denne prosessen er det vanlig å bruke polymer før fortykning og før avvanning i sentrifuge. Behandles ikke slammet på anlegget, er det vanlig å enten slippe direkte ut til resipienten (fylkesmann er myndighet), eller overføre slammet til spillvannsledningen (Paulsrud, 2020).



Figur 1.1: Typisk flytskjema ved fortykning og avvanning av vannverksslam (Paulsrud, 2020).

1.3.1 Farge

Fargen på vannet kommer hovedsakelig av oppløst organisk materiale (NOM), også kalt humus. I Norge er ofte fargetallet høyt i overflatekildene. Dette gir vannet en gulbrun farge, grunnet mye humus i overflatevannet (Ødegaard, 2014). Humusmolekylet har negativ ladning på overflaten, men ved å redusere pH i vannet vil overflateladningen til humusmolekylet bli påvirket. Ved pH på rundt 2 er ladningen på humusmolekylet nøytralt, og blir mer negativt ved høyere pH (Hem, 2020).

Den vanligste metoden å måle den organiske belastningen på vann, er enten ved å måle fargetallet til vannet, eller beregne vannets konsentrasjon av TOC. Kravet til fargereduksjon er ofte satt til 80-90% (eller farge < 10 mg Pt/l) og TOC reduksjon på 50-60% (Ødegaard, 2014).

1.3.2 Suspendert stoff

Suspendert stoff er et mål på mengden faste partikler det er i vannet. Størrelsen på partiklene kan variere mellom 0.1-10 μm , og bestå av både organisk og uorganiske materiale. Typisk verdi for mengde suspendert stoff i overflatevann er $< 1 \text{ mg SS/l}$ (Ødegaard, 2014).

For å bestemme mengde suspendert stoff er det vanlig å filtrere en vannprøve gjennom et filter med gitt filterstørrelse. For avløpsvann er det vanlig med filterstørrelse 1.2 μm og 0.45 μm for drikkevann. Økt mengde suspendert stoff i vannet er med på redusere sikten i vannet, og har derfor en sammenheng med turbiditeten på vannet (Ødegaard, 2014).

Turbiditeten på vannet er en annen måte å måle mengden partikler i vannet, men sier ikke noe om partikkelstørrelsen. For å måle turbiditeten brukes det turbidimeter som oppgir turbiditeten i FNU (Formazine Nephelometric Units). Turbidimetre måles ved at en lysstråle rettes mot vannprøven og registrerer hvor mye av lyset som blir brutt/spredd på grunn av partiklene (Ødegaard, 2014).

1.3.3 Koagulant

I Norge er det mest vanlig å bruke aluminium eller jern som koaguleringsmiddel, hvor aluminium er den mest populære. De to viktigste driftsparametrene for at koagulanten skal fungere optimalt for fjerning av humus, er pH og doseringsmengde. For aluminium-koagulering er optimal pH mellom 5.7-6.7, og for jernkoagulering er optimal pH mellom 4-5.5. Optimal dose avhenger av krav til filtratkvalitet (restfarge og restmetall). Mengde aluminium eller jern har en direkte sammenheng med slamproduksjonen. Doseringssmengde (mg/l) multiplisert med en faktor på 4.2 for aluminium og en faktor på 2.5 for jern, gir en direkte økning på mg SS/l (Ødegaard, 2014).

1.3.4 Beregning av suspendert stoff i filterkolonne

Ved å måle $\text{TOC}_{\text{fjernet}}$, turbiditet og koagulantdosering, kan formel 1.1 brukes til å beregne den forventede slamproduksjonen i et vannbehandlingsanlegg. Er anlegget basert på direktefiltrering kan mg SS i filterkolonnen beregnes ut fra filterbelastning og driftstiden av filteret (tiden mellom spylingene). Spyles filteret med kjent mengde vann, kan mg SS/l i spylevannet beregnes. For Holsfjorden antas det at 1.0 FNU gir 1.0 mg SS/l. Dette er en grov antakelse, og er kun for å gi en indikasjon på hvor mye suspendert stoff turbiditeten indikerer at det er i råvannet (Hem, 2020). TOC brukes som målenhet for å finne ut hvor mye organisk stoff det er fjernet fra råvannet.

Formel 1.1 tar hensyn til mengde Fe dosert, reduksjon i turbiditet ($turbiditet_{inn} - turbiditet_{ut}$) og reduksjon i TOC ($TOC_{inn} - TOC_{ut}$). (Brandt og Hem, 2020)

$$SS[mg/l] = \frac{Molvekt\ Fe(OH_3)}{Molvekt\ Fe} \times Fe_{dosering}[mg/l] + 2.5 \times TOC_{fjernet}[mg/l] + Turbiditet[FNU] \quad (1.1)$$

Formel 1.2 tar kun utgangspunkt mengde SS i råvann [mg SS/l] og dosert mengde koagulant [mg Me/l]. Hvor K_{me} for jern er 2.5 og for aluminium er den lik 4.2. (Ødegaard, 2014)

$$SS[mg/l] = SS_{Råvann} + K_{Me} \times Dose \quad (1.2)$$

1.3.5 koagulerings slam fra vannverk som ressurs

Slam fra vannverk inneholder ressurser som er ønskelig å utnytte. I slam fra vannverk er det lite næringsstoffer (N,P,K) sammenlignet med slam fra avløpsrensaneanlegg, men inneholder mye organisk stoff som er godt egnet som ingrediens i jordblandinger (Paulsrud, 2020) (Tabell 1.1). Bruk av slam i jordblanding havner under gjødsselforskriften, som setter krav til maksimalt tungmetallinnhold, hygienisering, stabilisering, maksimal tørrstoffmengde og maksimal mengde restprodukt i jordblandinger (Forskrift om organisk gjødsel, 2003). I følge avfallsforskriften er det ikke lov å deponere vannverksslam hvor glødetapet overstiger 20%, hvis det tilfredstiller kvalitetskravene for gjødselvarer (Avfallsforskriften, 2004).

Tabell 1.1: Typiske verdier for slamkvalitet (Paulsrud, 2020)

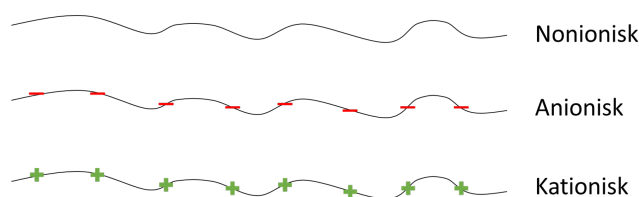
Parameter	Vannverksslam	Avløpsslam etter utråtning
	[% av TS]	[% av TS]
Organisk stoff (glødetap)	40-65	50-60
Totalnitrogen	0.5-1	2-3
Totalfosfor	0.02-0.1	1.5-2
Kalium	0.02-0.07	0.1-0.2
Kalsium	0.5-1.5	0.5-1.5
Aluminium (Al som koagulant)	11-18	-
Jern (Fe som koagulant)	25-35	-

1.4 Polymer

1.4.1 Egenskaper og oppbygging til polymer

Syntetiske og organiske polymerer er produkter med enten høy eller lav molekylvekt og omtales ofte som polyakrylamid (PAM) (Skogerbø, 2020). Polyakrylamid er dannet ved hjelp av akrylamider (AMD) og andre monomerer. Egenskapene til polyakrylamid avhenger av sammensetningene (valg av monomer og akrylamid) og reaksjonstiden under fremstillingen. Resultatet av denne fremstillingen er langkjedede polymerer med ulike egenskaper (molekylvekt, lengde og ladning) til ulike formål. Forskjellen på akrylamid og polyakrylamid er at akrylamid er et lite molekyl, og brukes som en råvare i produksjonen av polyakrylamid. Når akrylamid er brukt til å lage polyakrylamid, vil ikke polyakrylamid kunne tilbakereagere til akrylamid (Sanna, 2019). Polymer er ofte levert i pulverform. I pulverform har polymeren en begrenset levetid, men enda kortere levetid når den er blandet ut. Typisk levetid for utblandet polymer er 3-7 dager.

Polymerer kan grovt karakteriseres ut ifra hva slags ladning den har. De kan være positiv ladd langs kjeden (kationiske), negativ ladd langs kjeden (anionisk) eller være uten/svak ladning langs kjeden (nonioniske). Nonionisk polymer reagerer uavhengig av hva slags pH vannet har. Anionisk polymer reagerer som regel raskest/best ved høy pH ($pH > 7$) og fungerer best i kombinasjon med kationisk hovedkoagulant som jern og aluminium (Ødegaard, 2014). Kationisk polymer fungerer raskest/best ved lav pH ($pH < 7$), og kan benyttes som koagulant for destabilisering av kolloider for å fjerne partikulært stoff. Ladningstettheten og molekylvekten kan variere, noe som påvirker hvordan polymer reagerer under ulike forhold (Helseth og Ore, 2018).



Figur 1.2: Illustrasjon av nonionisk, anionisk og kationisk polymer.

1.4.2 Syntetisk polymer som restprodukt

Syntetisk polymer som restprodukt karakteriseres som plast, men har ikke den samme nedbrytningstiden. Nedbrytningstiden til polymerer er estimert til ca. 10% per år, som er langt raskere enn for plast. Sollys og høyere temperatur er med på å akselerere nedbrytningstiden for polymer (Ver Vers, 1999). I norsk vann sin rapport om “Mikroplast i avløpsvann” konkluderer de med at polymer er et stoff med lav giftighet og har trolig få negative effekter på jordbiologi og plantevekst (Skogerbø, 2020).

Restprodukter ved bruk av polymer i vannbehandlingsanlegg kan medføre at små konsentrasjoner av akrylamid kan havne i drikkevannet hos abonnenten (Sanna, 2019). Akrylamid er kreftfremkallende og skadelig for kroppens DNA, men sammenlignet med andre matkilder er akrylamidinntaket fra drikkevannet betraktelig lavere (FHI, 2018).

1.4.3 Kitosan

Kitin finnes i skallet til reker, krabber og andre skalldyr, og kan brukes til å fremstille kitosan. Bruken av kitosan-basert polymer har økt betraktelig de siste årene fordi det er organisk nedbrytbart og har mange bruksområder. I vann og avløpsbransjen har kitosan blitt mer og mer brukt, både som koagulant og som flokkulant i rensing av avløpsvann og drikkevann (Crittenden mfl., 2012; Ødegaard, 2014).

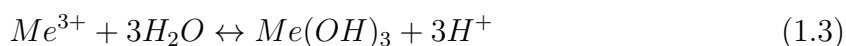
Kitosan er en langkjedet kationisk polymer og fungerer ved at den danner “bruer” mellom partiklene. Disse bruene er med på å skape større fnokker som er lettere å separere. Siden kitosan er kationisk kan det også brukes som primærkoagulant, eller sammen med en annen koagulant for å forlenge filtersyklusen (Crittenden mfl., 2012).

Hvor løselig kitosan er varierer med pH. I en løsning med $\text{pH} > 7$ vil kitosan være uløselig. (Braathe, 2020). For å justere ned pH tilsettes det gjerne en svak organisk syre eller fortynnet HCl for å kunne løse opp kitosan (Liltved og Vogelsang, 2014). Kitosan har høyest destabiliseringseffekt ved pH under 4, og det er i dette pH spekteret kitosan har størst tiltrekningskraft. Nødvendig mengde koagulant for en god koaguleringsprosess vil reduseres med lavere pH (Christensen, 2018; Liltved og Vogelsang, 2014).

1.5 Koaguleringsmekanismer

Det er to dominerende koaguleringsmekanismer som koagulanten fungerer etter. Den ene mekanismen er absorpsjon og ladningsnøytralisering. Her binder positive ioner seg til negativt ladde NOM, slik at de ladningsnøytraliseres. For å få til denne mekanismen kreves det intensiv innblanding, og lav doseringsmengde i forhold til konsentrasjon av kolloider (Gheraout, 2015). Den andre mekanismen er omsvøping, som fungerer ved å tilsette høyere koaguleringsdose i forhold til konsentrasjonen av kolloider/partikler. På grunn av den høye koaguleringsdosen vil de positive metallionene og vannet reagere så raskt at kolloidene blir fanget (omsvøpt) av utfelt hydroksid (Ødegaard, 2014; Duan og Gregory, 2003).

Forenklet likning ved tilsetning av metallkoagulant (Me, gjelder for både Fe og Al) hvor det felles ut metallhydroksid (Ødegaard, 2014) (likning 1.3).

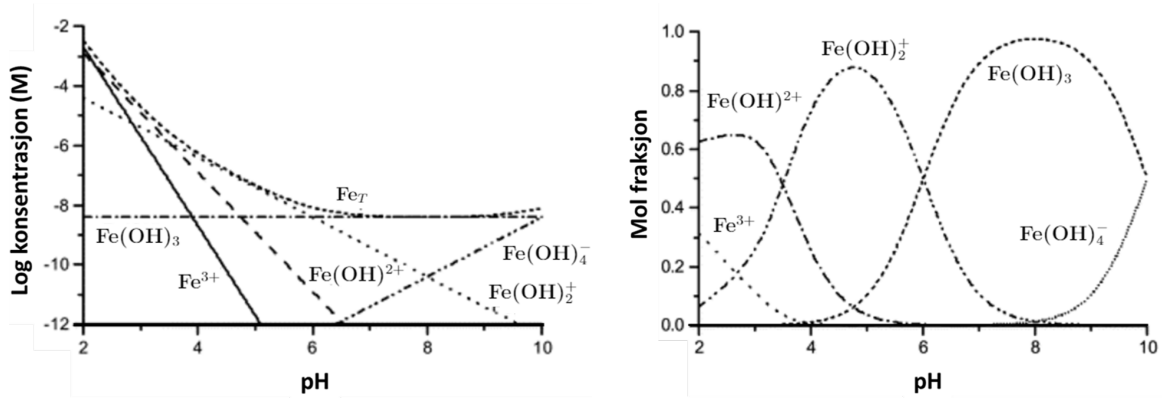


Hvilken mekanisme som benyttes avhenger av tilsatt koagulantdose og vannets pH. Under er det forklart hva som skjer ved for lav, for høy og riktig dosering av koagulant (Gheraout, 2015).

- Ved veldig lav dosering vil kolloidene beholde sin negative ladning og
- Sone 1* frastøte hverandre. Turbiditeten i klarvannsfasen forblir høy og lite til ingen antydning til sedimentasjon.
- Sone 2* Doseringen er høy nok for å oppnå ladningsnøytralisering av kolloidene. Turbiditeten i klarvannsfasen reduseres og oppnår sedimentasjon av kolloidene.
- Sone 3* Høyere dosering fører til at kolloidene restabiliserer seg, og kolloidene vil frastøte hverandre. Turbiditeten i klarvannsfasen forblir høy.
- Sone 4* Ved enda høyere doser, er det en betydelig fjerning av gjenværende uklarhet på grunn av utfelling av metallhydroksyd og omsvøping,

1.5.1 Hydrolyse av metall kationer

Hydrolyse av metallkationer forekommer når vannmolekyler reagerer med metallionet. Hydrolyse frigjør H^+ i vannet, og prosessen er derfor avhengig av pH. Figur 1.3 viser effekten pH har på hydrolysen av monomere jernmolekyler. Ved lav pH er det overvekt av de positive ionene $Fe(OH)^{2+}$ og $Fe(OH)_2^+$. For høyere pH er det overvekt av nøytrale og negative metallhydrolyser $Fe(OH)_3$ og $Fe(OH)_4^-$. Senkes pH avgis OH^- , øker pH tas det opp OH^- (Gheraout, 2015; Duan og Gregory, 2003).



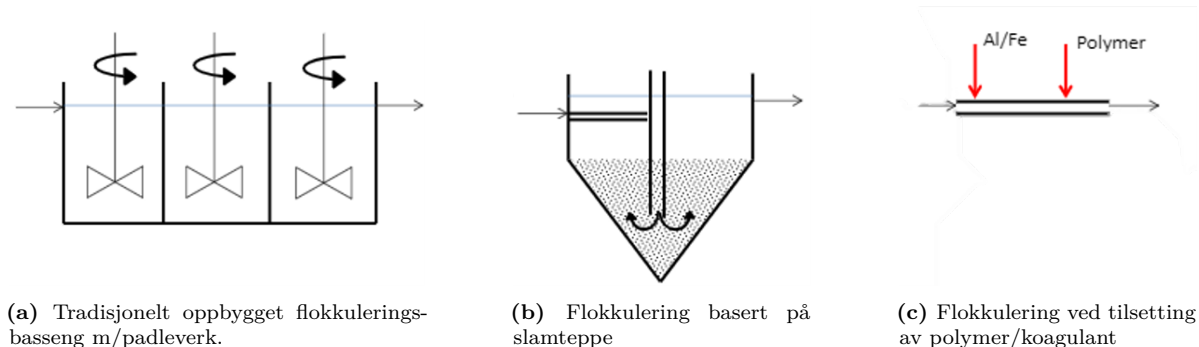
(a) Konsentrasjon av monomere hydrolyseprodukter av Fe (III), uten ionestyrke og 25 C.

(b) Andel (molfraksjon) av hydrolysert Fe (III)-arter i forhold til total oppløselig metallkonsentrasjon.

Figur 1.3: Hydrolyse av Fe^{3+} monomere molekyler ved ulike pH (Duan og Gregory, 2003)

1.6 Flokkulering

Flokkulering har som hensikt å bygge opp mindre partikler til større partikler. Ved å øke partikkelstørrelsen vil sedimenteringshastigheten øke, slik at sedimenteringstiden tar minutter istedenfor dager. Flokkulering kan oppnås på ulike måter, avhengig av oppbyggingen av vannbehandlingsanlegg. De mest vanlige flokkuleringsmekanismene er mekanisk omrøring ved tilsetning av polymer/koagulant (figur 1.4a), flokkulering basert på slamteppe (figur 1.4b) eller ved kjemisk flokkulering (figur 1.4c). Etter flokkulering kan fnokkene skilles ved hjelp av sedimentasjon, lamella sedimentasjon eller flotasjon (Ødegaard, 2014).



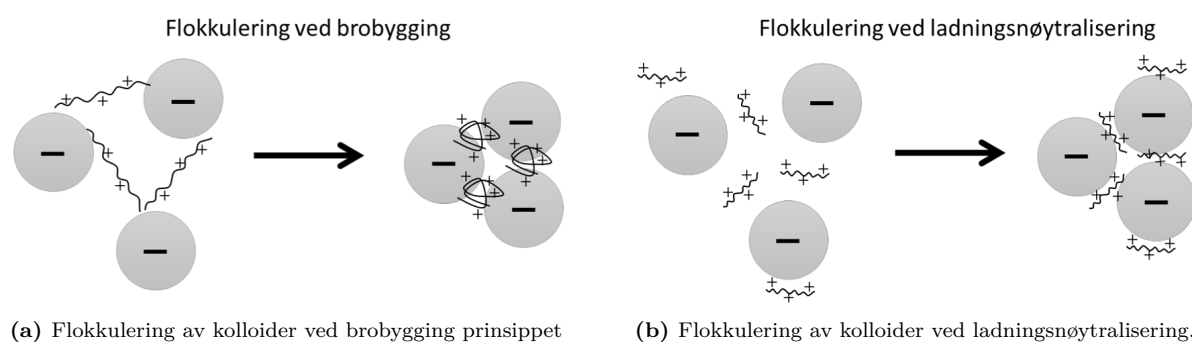
Figur 1.4: Flokkuleringsprinsipper (Ødegaard, 2014).

I tradisjonelle koaguleringsanlegg benytter vanligvis flokkuleringstanker med mekanisk omrøring. De består som regel av 3-4 kammer (se fig 1.4a), der hvert kammer har ulik omrøringshastighet og oppholdstid. Første kamrene tilsettes polymer/koagulant og blander det inn ved hurtig omrøring. De resterende kammerene har som hensikt å bygge opp større fnokker ved å redusere omrøringshastigheten og øke oppholdstiden (Ødegaard, 2014).

1.6.1 Kjemisk flokkulering

Bruk av polymer som kjemisk flokkulant er mye brukt i vannbehandlingsanlegg. Uorganisk polymer er ofte billigere enn organisk polymer, men etterlater et uønsket restprodukt i slammet. Eksempel på organisk polymer som kan brukes som flokkulant er kitosanbasert polymer, som etterlater seg et organisk restprodukt som er lett nedbrytbart. (Chatsungnoen og Chisti, 2018) Hvor godt kjemisk flokkulant fungerer avhenger av hvor langkjedet polymeren er, ladningstettheten til polymeren, doseringsmengde, konsentrasjon av kolloider, ionisk styrke og pH av vannet/slammet og innblandingmetoden av flokkulanten. (Chatsungnoen og Chisti, 2018; Laskowski, 2013)

Kjemisk flokkulering skjer hovedsakelig etter to forskjellige prinsipper. Det ene prinsippet er ved hjelp av brobygging (Muylaert mfl., 2017). Brobygging forekommer ved at langkjedede polymerer binder sammen partikler, krøller seg sammen og danner en større fnokk. Ved brobygging er bindingen sterk mellom polymerer og kolloidene. (Figur 1.5a) Den andre mekanismen er flokkulering ved ladningsnøytralisering (*Charge patch mechanism*)(Muylaert mfl., 2017). Den fungerer ved at flokkulanten er motsatt ladet av kolloidene i vannet, slik at flokkulanten legger seg på kolloidene som en lapp og ladningsnøytraliserer deler av kolloidene. Siden flokkulanten er motsatt ladet vil den absorbere til seg flere kolloider, og fungere som et ankerpunkt (Figur 1.5b)(Chen mfl., 2018).



Figur 1.5: Flokkuleringsprinsipper ved bruk av polymer.

Nonionisk polymer fungerer kun etter prinsippet med brobygging. For å kunne binde sammen partiklene har nonionisk polymer høy molekylvekt, som resulterer i en langkjedet polymer. På grunn av den lave ladningen på overflaten er polymeren mindre påvirket av pH og ionestyrke. Derfor fungerer nonionisk polymer som regel godt over et bredt pH spekter (Tarleton og Wakeman, 2007).

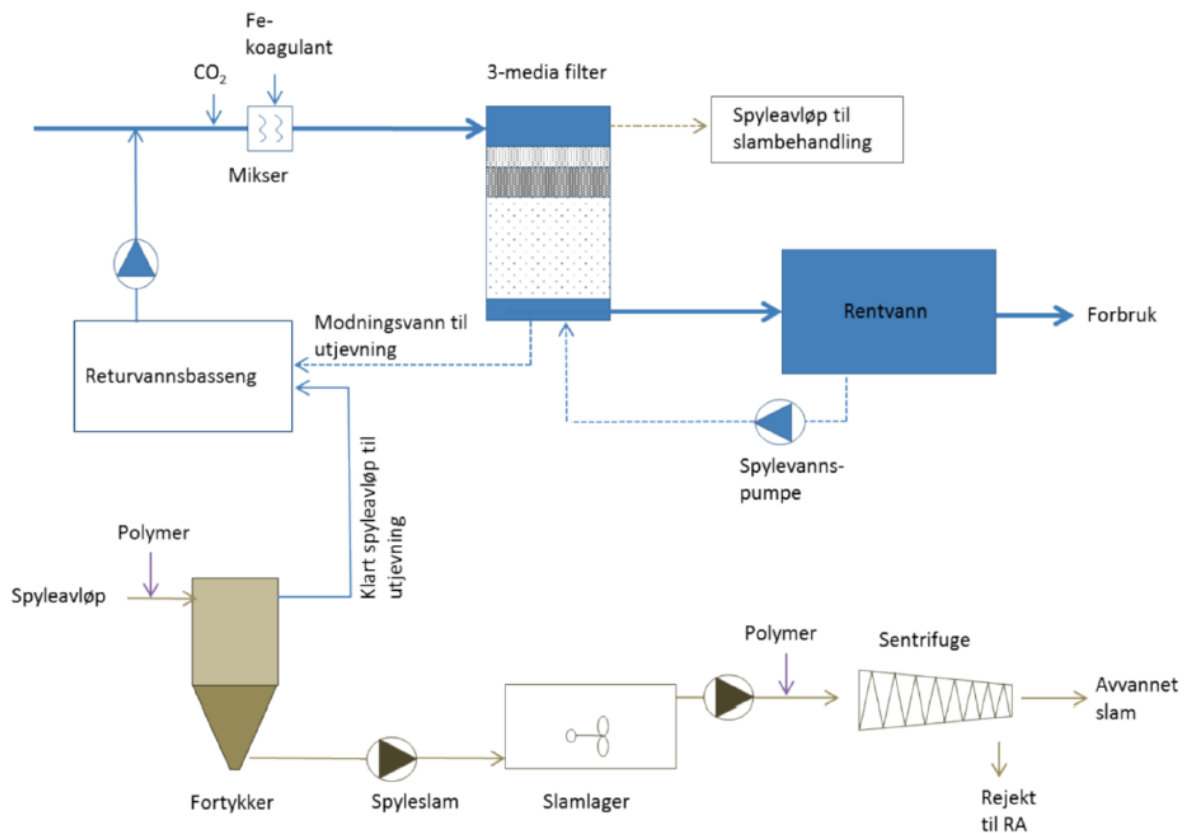
Kationisk polymer er avhengig av riktig pH og ionestyrke i vannet for å fungere godt, og brukes derfor ofte sammen med en pH justerer (feks. HCl). Kationisk polymer med lav molekylvekt fungerer som regel etter flokkulering ved ladningsnøytralisering, mens ved høy molekylvekt vil det fungere etter brobyggingsprinsippet (Tarleton og Wakeman, 2007).

Anionisk polymer kan ha både lav og høy molekylvekt, avhengig av hva slags monomer og akrylamid det er bygd opp av. Noen anioniske polymerer er sensitive til lav pH, mens andre anioniske polymerer klarer å ta vare på strukturen sin ved lav pH. Siden strukturen på anionisk polymer varierer, fungerer polymeren enten etter brobyggingsprinsippet eller etter flokkulering ved ladningsnøytralisering (Tarleton og Wakeman, 2007).

For at flokkulanten skal fungere optimalt er det fordelaktig å bruke en pH-justerer for å havne i riktig pH-spekter (Christensen, 2018). Eksempelvis kan HCl brukes for å justere ned pH og lut for å justere opp pH. Noen anlegg bruker metallkoagulant som pH-justerer. Ulempen med å bruke metallkoagulant, sammenlignet med HCl, er at metallkoagulanten er med på å øke slamproduksjonen. Ved bruk av HCl for å justere pH bør syrekonsentrasjonen være under 15% for å unngå saltsyredamp (Bjerke, 2020b).

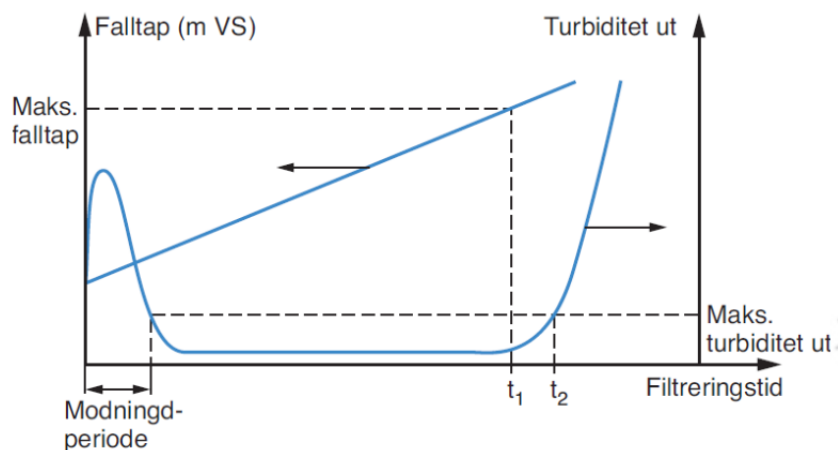
1.7 Moldeprosessen

Moldeprosessen er et vannbehandlingsanlegg basert på direktefiltrering gjennom et tremediafilter. Det består av to filtermedier (Filtralite og sand) som har som hensikt å fange opp positive kolloider, og et lag med filterkalk som fungerer som korrosjonskontroll og pH-justerer. Før vannet filtreres gjennom filterkolonnen tilsettes det koagulant for å destabilisere kolloidene i råvannet. Jernkoagulant er mest vanlig å bruke, fordi den har veldig lav fellsings-pH. Metallkoagulant vil skilles ut som metallhydroksid og holdes tilbake i det alkaliske filteret, på grunn av gunstige pH-forholdet (Brandt og Ording, 2014; Ødegaard, 2014).



Figur 1.6: Prinsippkisse av et anlegg basert på Moldeprosessen. (Brandt og Ording, 2014)

Koagulanten binder partiklene og det organiske materialet til positive kolloider, som trekkes mot det svakt negativt ladde filtermediet (Filtralite og sand). Etter hvert som det renses mer vann gjennom filteret vil filteret tettes av kolloider, som medfører at skjærkreftene blir så store at vannproduksjonen reduseres. Dette skjer ved slutten av filtersyklusen og kalles gjennombrudd. For å løse kolloidene fra filtermediet spyles filteret fra bunnen og opp. Spylevannet utsetter kolloidene for nok skjærkrefter slik at de løsner fra filtermediet, og renner over i toppen av kolonnen til videre behandling/lagring/transportering. Tiden mellom spylingene kalles stabil driftsfase. Tiden etter spylingen vil vannet ut av filteret ha høyere turbiditet enn det som er anbefalt av drikkevannsforskriftene, over 0.2 FNU (Mattilsynet, 2020). Tiden det tar for at turbiditeten på vannet ut av filteret blir under 0.2 FNU, kalles modningstiden. Modningstiden kan vare fra 10 til 90 minutter (Brandt og Ording, 2014; Eikebrokk, 2012).



Figur 1.7: Typisk filtersyklus med modning, stabil driftsfase og gjennombrudd og trykktapet. (Ødegaard, 2015)

Tilsettes polymer i små doser (0.05-0.15 mg/l) sammen med en hovedkoagulant kan vannproduksjonen økes. Vannproduksjonen økes ved at filteret kan holde på mer slam som forlenger filtersyklusen, og en kan utsette filteret for økt belastning. (Hem, 2020; Brandt og Ording, 2014)

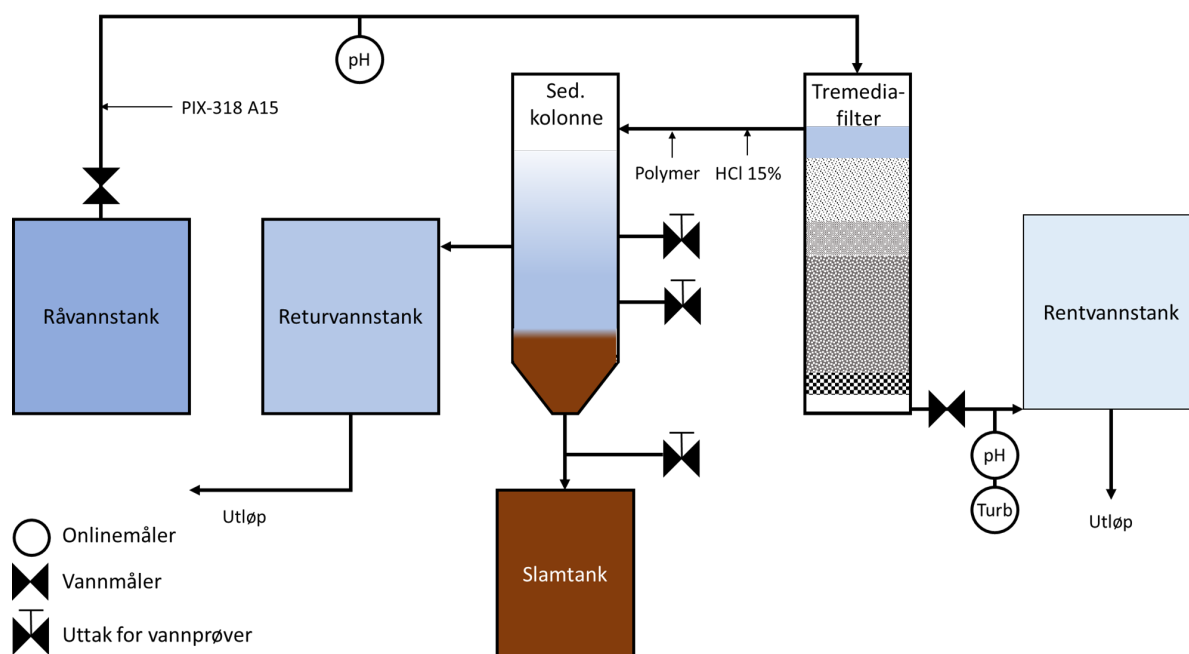
1.7.1 Returvann

Returvann består av klarvann fra sedimenteringskolonnen, modningsvann og nedsenkningsvann. Klarvann fra sedimenteringskolonnen kommer av behandlet spylevann, ofte ved kjemisk flokkulering. Vannet fra klarvannsfasen kan brukes, mens det fortykkede slammet tappes ifra bunnen av kolonnen til videre behandling. Modningsvann er det vannet som blir filtrert gjennom filteret etter spyling. Nedsenkningsvann kommer fra starten av filtersyklusen hvor vannstanden i filteret senkes. Returvann kan føres tilbake til starten av vannbehandlingsanlegget.

1.8 Beskrivelse av pilotanlegget

Pilotanlegget er et anlegg basert på Moldeprosessen. Anlegget er helautomatisert med mulighet for manuell styring. Figur 1.8 beskriver pilotanlegget. Råvannet pumpes inn i råvannstanken. Videre pumpes vannet inn i ledningen hvor det tilsettes koagulant. I etterkant av dosering måles pH. Vannet føres så til filterkolonnen, hvor rent vann renner ut av bunnen og samles i rentvannstanken. Mellom filterkolonnen og rentvannstanken måles pH og turbiditet ved hjelp av online målere. For å måle pH og turbiditet forsvinner noe av vannet ut av systemet.

For å spyle filterkolonnen senkes vannstanden fra 3.35 meter til 2.6 meter. Vannet fra nedsenkingen pumpes til returvannstanken. Etter nedsenkning luftes filterkolonnen, og blir deretter spylt med vann fra rentvannstanken. Under spylingen løsner kolloidene i filterkolonnen, og ved toppen av kolonnen renner spyleslammet over til sedimenteringskolonnen. I røret mellom filterkolonnen og sedimenteringstanken tilsettes det syre og flokkulant, for å effektivisere sedimenteringsprosessen. Etter ca. 24 timer med sedimentering tømmes det en gitt mengde slam fra bunnen av slamtanken, og vann fra klarvannsfasen overføres til returvannstanken. Etter spyling vil turbiditeten være høy i 60-90 min. Vannet fra denne perioden pumpes til returvannstanken. Vannet fra returvannstanken kan føres tilbake til systemet.



Figur 1.8: Detaljert illustrasjon av pilotanlegget.

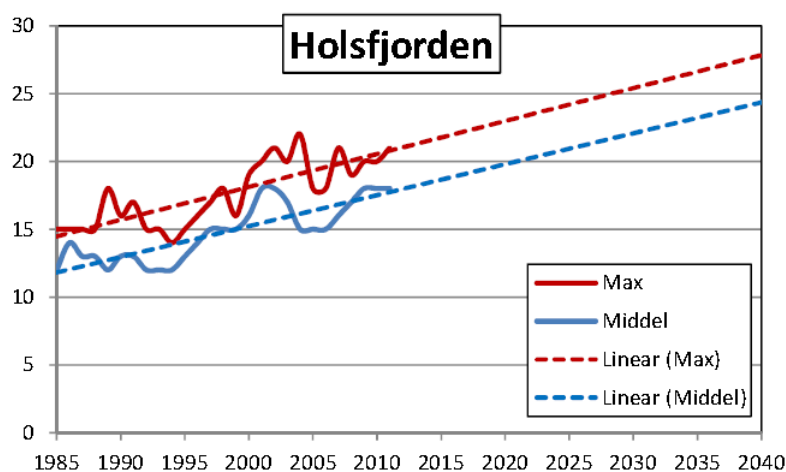
1.8.1 Råvann

Råvannet til anlegget hentes fra Holsfjorden i Buskerud. Holsfjorden er en sidegren av Tyrifjorden, og regnes som en stabil kilde med svært lang oppholdstid. Vannet er 296 meter dypt, hvorav vannuttaket ligger på 50 meters dyp. Tabell 1.2 viser kvaliteten på råvannet. Prøvene er tatt i 2013 (Brandt og Ording, 2014).

Tabell 1.2: Fysisk og kjemisk kvalitet tatt ved Toverud i 2013.(Brandt og Ording, 2014)

Parameter	Ant. målinger	Middelverdi ± std.avvik	Variasjonsbredde
pH	53	7.03 ± 0.05	6.88 - 7.14
Turbiditet	52	0.39 ± 0.06 FNU	0.35 - 2.44
Fargetall	53	19.0 ± 0.9 mg Pt/l	16.5 - 21.0
Konduktivitet mS/m	52	4.05 ± 0.06	3.90 - 4.17
SSK, UV-abs/m	52	12.1 ± 0.6 abs/m	11.4 - 15.1
% UV-trans. 1 cm	52	75.7 ± 1.0 % /cm	70.6 - 76.9
Lukt	33	Ingen	

Figur 1.9 viser målte verdier fra 1973 frem til 2011 og den lineære utviklingen som antas for fargen i vannet. Fremtidige endringer i klima vil være med på å påvirke kvaliteten på Holsfjorden, som følge av økt temperatur, nedbør og lengre vekstsesonger. Større avrenning grunnet økt nedbør og økt organisk vekst vil føre til økt farge på resipienten (Brandt og Ording, 2014).



Figur 1.9: Målte verdier fra 1973 til 2011 og estimert verdier for fremtiden ved lineær regresjon for fargetall i Holsfjorden.(Brandt og Ording, 2014)

1.8.2 Filterkolonne

Filterkolonnen består av tre filtermedier som har som hensikt i å separere partiklene fra råvannet ved hjelp av koagulasjon og kontaktfiltrering. Det nederste mediet består av grus levert av Rådasand, og har som hensikt å beskytte dysene på bunnen av filteret. Filterets utforming er presentert i tabell 1.3, hvor målene og kornstørrelsen er beskrevet.

Filtralite NC (0.8 - 1.6 mm) er et norskprodusert materiale levert av Leca Norge AS. Materialet er porøst, har god slamlagringskapasitet og er plassert i det øverste laget i filterkolonnen. Filtralite kan ha ulike produksjonsbetingelser, som er med på å gi ulik størrelse på kornene. Det er anbefalt å la Filtralite ligge i bløt tre dager før det tas i bruk. Filtersanden (0.4-0.8 mm) er et naturprodukt av kvart, av typen Rådasand. Den har samme funksjon som Filtralite, som er å la vannet strøkke gjennom og fange opp partikler.

Filterkalken (1-3 mm) har som funksjon å øke pH og alkaliteten på drikkevannet, og fungerer som en del av korrosjonskontrollen. Filterkalken er levert av Franzefoss og er av typen Verdalskalk. Ved ordinær drift vil effekten av filterkalken reduseres, og er derfor avhengig av jevnlig påfyll.

Tabell 1.3: Beskrivelse av lagene i filterkolonnen i pilotanlegget (fra topp til bunn).

Materiale	Høyde [mm]
Total høyde	4 150
Fra topp til vannfase	320
Klarfase vann	70
Total filterhøyde	2 220
Filtralite NC [0.8 - 1.6 mm]	600
Sand [0.4 - 1.2 mm]	400]
Filterkalk [1 - 3 mm]	1 020
Støttelag [3-5 mm]	200
Fra Flens til Gulv	400

1.8.3 Sedimenteringskolonne

Sedimenteringskolonnen har som hensikt å skille partiklene fra spyleslammet ved hjelp av en kjemisk flokkulant. Dette gjøres ved å tilsette polymer og pH-justerer (HCl 15% eller PIX318 A15) i røret mellom filterkolonnen og sedimenteringskolonnen. Sedimenteringskolonnen har tre uttak for prøver. Det er ett uttak på bunnen og uttak på 82 cm og 132 cm fra bunnen av kolonnen.

Tabell 1.4: Beskrivelse av sedimenteringskolonnen.

Beskrivelse	Mål [mm]
Innvendig diameter	484
Høyde sylinder	3 700
Høyde kjegle	400
Total høyde	4 100

1.8.4 Koagulant

For å drifte pilotanlegget ble det valgt å bruke PIX-318 A15 som koagulant, med en doseringsmengde på 3.0 mg Fe/l. Dette gav en koagulerings-pH på 4.35. For å få ønsket konsentrasjon av PIX-318 A15 ble den blandet med blandingsforhold 1:1 med mileporevann. Blandingen ble automatisk pumpet inn i systemet og var under konstant omrøring.

1.8.5 Spyling av filterkolonnen

Spylefrekvensen er beskrevet i tabell 1.5. Ved denne spylefrekvensen er ekspansjonen av filteret målt tre ganger, og hadde en ekspansjon på 14,5%, 21% og 17%. (Bjerke, 2020a)

Tabell 1.5: Spylefrekvens av tremedia-filter

Prosess	Lengde	Mengde
Nedsenking	3.35 → 2.60 m	
Luftspyling	180 sek	
Vannspyling	270 sek	72 l/min
Modningstid	90 min	

1.8.6 Returvannstilførsel

I 2019 ble det utført en masteroppgave om tilbakeføring av returvann i drikkevannsanlegget. Oppgaven undersøkte om bruk av returvann påvirket drikkevannskvaliteten ved å se på turbiditet, fargetall, pH, alkalitet, Fe, Ca og TOC på rensed drikkevann. Returvannet bestod da av 40% klarvann fra sedimenteringskolonnen, 50% modningsvann og 10% nedsenkningsvann. Mengde returvann tilbakeført til systemet var på 5.6% av råvannsmengden. Under denne testperioden lå turbiditeten på klarvannet fra sedimenteringskolonnen mellom 1.3-7.0 FNU. Sedimenteringskolonnen ble driftet med LT20 som flokkulant og PIX-318 A15 for å justere pH på spylevannet. Oppgaven konkluderte med at returvann kunne tilbakeføres uten at det påvirket koaguleringsprosessen, og drikkevannskvaliteten holdt seg innenfor kravene til mattilsynet. (Teigset, 2019)

2. Metode

2.1 Formål

Formålet var å finne ut om kitosan-basert polymer kan erstatte syntetisk polymer som fellingsmiddel i spylevannet fra et Moldeanlegg ved bruk av jern som koagulant. For å undersøke dette ble testperioden delt i to. Første del bestod av å teste organisk kationisk polymer (Kitoflokk), anionisk polymer (LT25), kationisk polymer (LT22S-DWI), nonionisk polymer (LT20) og HCl 15% ved bruk av jar-test. Turbiditet, pH i klarvannsfasen og fortykket slammengde ble målt. Andre del av testperioden bestod av å teste effekten av Kitoflokk og HCl 15% på spyleslammet i sedimenteringskolonnen. Fra klarvannsfasen ble turbiditet og pH målt, og fra det fortykkede slammet ble SS og pH målt.

Resultatene vil bli vurdert ut ifra slamkonsentrasjonen, turbiditet og ved hvilke pH-spekter flokkulanten oppnår best effekt. Slamkonsentrasjonen bør være høy, turbiditeten i klarvannsfasen bør være lav (under 10 FNU) og at flokkulanten gir gode resultater over et bredt pH-spekter.

2.2 Drift av pilotanlegget under testperiodene

Pilotanlegget ble driftet med PIX318 A15 gjennom hele testperioden. Doseringsmengden lå på 3.0 mg Fe/l som gav en pH på 4.35. Belastningen på filteret var 4.5 m/h. Filteret var fylt opp med filtermedier og driftet i 1-2 uker før testene med fortykning av spyleslammet ble påbegynt. 24 timer etter spyling av filterkolonnen ble 20l av fortykkede slammet tappet automatisk fra bunnen av sedimenteringskolonnen til slamtank. Pilotanlegget ble driftet stabilt gjennom hele testperiodene for både jar-test og verifisering i piloten. Pilotanlegget driftes automatisk, og trenger kun oppfølging ved påfyll av enten PIX318 A15, polymer, Kitoflokk eller syre. Pilotanlegget ble ikke driftet med returvann.

2.3 Utblanding av Kitoflokk, polymer og jern

Ferdig utblandet polymer (LT20, LT22S-DWI og LT25, levert av Univar Solution) gav en konsentrasjon på 1.5 g/l, mens utblandet Kitoflokk (levert av Teta Vannrensing) gav en konsentrasjon på 20 g/l. PIX318 A15 (levert av Kemira Chemicals AS) ble blandet 1:1 med mileporevann. For mer informasjon om kjemikaliene henvises det til produktdatablad.

Metode for utblanding av Kitoflokk

- Vei opp 10.0 g Kitoflokk.
- Mål opp 500 ml med mileporevann.
- Hell mileporevann i egnet beholder. Deretter tilsettes Kitoflokk i beholder under hurtig omrøring.
- Når blandingen er homogen tilsettes 5 ml med konsentrert saltsyre (HCl 35%).
- La blandingen stå på omrøring i 30 min. før den tas i bruk.
- Blandingens holdbarhet er på ca. 7 dager.
- Blandingens konsentrasjon er på 20 g Kitoflokk/l.

Metode for utblanding av syntetisk polymer

- Vei opp 2.0 g polymer.
- Mål opp 1000 ml med mileporevann.
- Hell litt av mileporevann i egnet beholder. Deretter tilsettes polymer i beholder under hurtig omrøring.
- Når blandingen er homogen tilsettes resten av mileporevannet sakte.
- La blandingen stå på omrøring til blandingen er helt oppløst, helst et døgn før den tas i bruk.
- Blandingens holdbarhet er på ca. 3 dager.
- Blandingens konsentrasjon er på 1.5 g polymer/l.

2.4 Jar-test

For å undersøke doseringsmengden av polymer og Kitoflokk i spylevannet er flokkulering av spyleslammet undersøkt ved jar-test på laboratoriet. Spylevannet er hentet ut fra toppen av sedimenteringskolonnen, uten tilsatt polymer eller syre. Det ble tatt ut 1 liter hvert 7.5 sekund i en bøtte. Spyling av filteret ble gjort etter 48 ± 1 timer for å sikre tilstrekkelig belastning på filteret. De dagene det ikke var prøvetaking av spyleslam, ble anlegget spylt automatisk 48 timer etter den forrige spylingen.

I hver av de 6 jar-kolbene ble det tilsatt 0.8 liter spyleslam. Omrøreren som ble brukt var en Stuart Flocculator SW6, og var innstilt på å røre i kolbene på 250 r.p.m. i 5 minutter. Flokkulering ble utelatt for å simulere en lignende innblandingsmetode som i pilotanlegget. I anlegget kommer spyleslammet fra topp av kolonne, som gir en “splash”-effekt, som ikke er simulert i jar-testen. Forsøkene ble gjort med to ulike doseringer med to duplikater. Etter 60 minutter ble prøvene fra klarvannsfasen hentet ut 1 cm under vannspeilet med en sprøyte. Forsøkene ble gjort med og uten pH-justert spyleslam.

Fremgangsmåte for jar-test

- Fylle kolbene med 0.8 liter med spyleslam.
- pH-justering av spyleslammet med HCl 15%.
 - $0 \mu\text{l/l} \rightarrow$ pH ca. 6.3 i spyleslammet.
 - $50 \mu\text{l/l} \rightarrow$ pH ca. 5.7 i spyleslammet.
 - $100 \mu\text{l/l} \rightarrow$ pH ca. 4.8 i spyleslammet.
 - $150 \mu\text{l/l} \rightarrow$ pH ca. 4.0 i spyleslammet.
- Tilsette de ulike polymerdoseringene (0.25g/m^2 , 0.50g/m^2 , 0.75g/m^2 , 1.00g/m^2)
- Sette omrøreren på 5 min på 250 rpm.
- Helle spylevannsslamprøvene over på imhofglass.
- La det sedimentere i 60 min.
- Lese av fortykket slammengde, måle turbiditet og pH fra klarvannsfasen.

2.4.1 pH-justering

Spyleslammet ble justert til riktig pH ved å se på hva slags syremengde (HCl 15%) som gav ønsket pH i spyleslammet. pH på spyleslammet ble målt etter hver spyling, og hadde en pH på 6.3 ved normal drift.

2.5 Forsøk i pilotanlegget

Verifisering av resultatene i pilot ble gjennomført etter jar-test var utført. Første spylingen ble PIX318-A15 og LT20 brukt som flokkulant i sedimenteringstanken, for å sjekke om det gav lignende resultater, som ved tidligere drift. Deretter ble det kjørt to spylinger med LT22S-DWI og HCl 15% til sedimenteringstanken. LT22S-DWI har samme ladning som Kitoflokk (kationsik). Tabell 2.1 viser når de ulike doseringene ble testet. De dagene det ikke var prøvetaking av spyleslam, ble anlegget spylt automatisk 48 timer etter den forrige spylingen.

Tabell 2.1: Sporadisk testing i pilotanlegg

Polymer	Dose [g/m^3]	HCL 15% [$\mu l/l$]	Dato
LT20	0.50	PIX318 A15	16. sep.
LT22S-DWI	0.50	0	18. sep.
LT22S-DWI	0.50	150	20. okt.
Kitoflokk	0.75	0	22. sep.
Kitoflokk	1	50	24. sep.
Kitoflokk	0.25	100	26. sep.
Kitoflokk	0.5	150	28. sep.
Kitoflokk	0.75	100	30. sep.
Kitoflokk	0.25	50	2. okt.
Kitoflokk	0.5	0	6. okt.
Kitoflokk	1	150	8. okt.
Kitoflokk	0.75	100	10. okt.
Kitoflokk	0.5	100	12. okt.
Kitoflokk	0.75	50	14. okt.
Kitoflokk	1	0	16. okt.
Kitoflokk	0.25	0	18. okt.
Kitoflokk	0.5	50	22. okt.
Kitoflokk	1	100	24. okt.
Kitoflokk	0.75	150	26. okt.
Kitoflokk	0.25	150	01. nov.

2.5.1 Dosering av Kitoflokk og syre

Tiltenkt dosering inn til sedimenteringskolonnen er representert i tabell 2.2. Dosene i pilot er de samme som for jar-testene. For dosert mengde Kitoflokk doserte pumpen mer enn tiltenkt, mens for HCl 15% viser den at den doserte mindre enn tiltenkt. I denne oppgaven vil tiltenkt dose være de dosene som blir diskutert.

Tabell 2.2: Tiltenkt dosering til sedimenteringstank sammenliknet med dose ut ifra display på pumpene.

Kjemikalie	Dose tiltenkt [$\mu\text{l}/\text{l}$]	Vist på display [ml/time]	Totalt dosert [ml]	Dosert [$\mu\text{l}/\text{l}$]
Kitoflokk	12.5	60	3.50	14.29
Kitoflokk	25	129	7.53	30.71
Kitoflokk	37.5	175	10.21	41.67
Kitoflokk	50	235	13.71	55.96
HCl 15%	50	190	11.08	45.24
HCl 15%	100	380	22.17	90.48
HCl 15%	150	565	32.96	134.52

2.5.2 Prøvetaking

Prøvene av fortykket slam ble tatt etter 60 min. med sedimentering. Før hver spyling ble sedimenteringskolonnen tømt fra bunnen og spylt med vann fra slangen. Hver spyling produserer ca. 245-255 l, som resulterer i at spyleslammet går 160 cm opp i sedimenteringskolonnen (målt fra bunnen av kolonnen). Før prøvene ble tappet ut ble høyden på fortykket slam målt, for å se hvor mye fortykket slam sedimenteringskolonnen bestod av. Prøvene fra klarvannsfasen er tatt 132 cm fra bunnen, mens fortykket slam er tappet fra bunnen av kolonnen. Prøvene fra klarvannsfasen og det fortykkede slammet var på 0.5 liter. Fra klarvannsfasen ble pH og turbiditet målt, mens for fortykket slam ble SS og pH målt.

2.5.3 Måling av suspendert stoff

For å se om g SS/l endret seg om en tappet mer fortykket slam fra bunnen av sedimenteringskolonnen etter 60 minutter, ble det gjennomført tre serier med tre prøver. Hver av prøvene er tatt fortløpende uten pause mellom, og var på 0.5 l.

2.5.4 Mengde suspendert stoff i spyleslammet

Mengde produsert mg SS/l i spyleslammet ble målt ved tre spylinger hvor det ikke ble tilsatt koagulant eller flokkulant til spyleslammet. Fra disse tre spylingene ble det tatt tre prøver på 0.5 l. Metode for uttak av spyleslam er samme som for jar-test og er beskrevet i kapittel 2.4. Disse resultatene ble sammenlignet med den beregnede mengden suspendert stoff i spyleslammet.

3. Resultater

3.1 Jar-test

Resultatene fra jar-test er presentert i tabellformat, samt en trendlinje som viser sammenhengen mellom turbiditet og pH for de ulike polymerdosene. I jar-testen ble effekten av LT20 (non ionisk), LT25 (anionisk), LT22S-DWI(kationisk) og Kitoflokk (kationisk) testet i spyleslammet med saltsyre (HCl 15%) for pH-justering målt. I tillegg er det tatt tre nullprøver hvor det kun er tilsatt HCl 15%. Metode for uttak av slam og metode for uttak av prøvene er beskrevet i kapittel 2.4 Jar-test. Mengde suspendert stoff [g SS/l] er en beregnet verdi hvor formel 1.1 er brukt. Her er det tatt en grov antakelse at 1 FNU gir 1 mg SS/l. Turbiditet og slammengde er hentet fra resultatene fra jar-test mens de resterende verdiene er hentet fra tabell 3.9.

Nullprøvene viser at økt mengde HCl 15% resulterer i lavere turbiditet i klarvannsfasen, men lavere pH gir lavere slamkonsentrasjon i det fortykkede slammet.

Tabell 3.1: Resultatene av nullprøver.

HCl 15%	Slammengde	Turbiditet	pH _{klarvann}	Slamkons.
[μ l/l]	[%]	[FNU]		[gSS/l]
50	0.3 ± 0.2	255.7 ± 9.5	5.88 ± 0.01	73.9
100	2.8 ± 0.3	161.3 ± 11.1	4.97 ± 0.04	9.8
150	11.0 ± 0.2	40.7 ± 3.7	4.19 ± 0.03	3.6

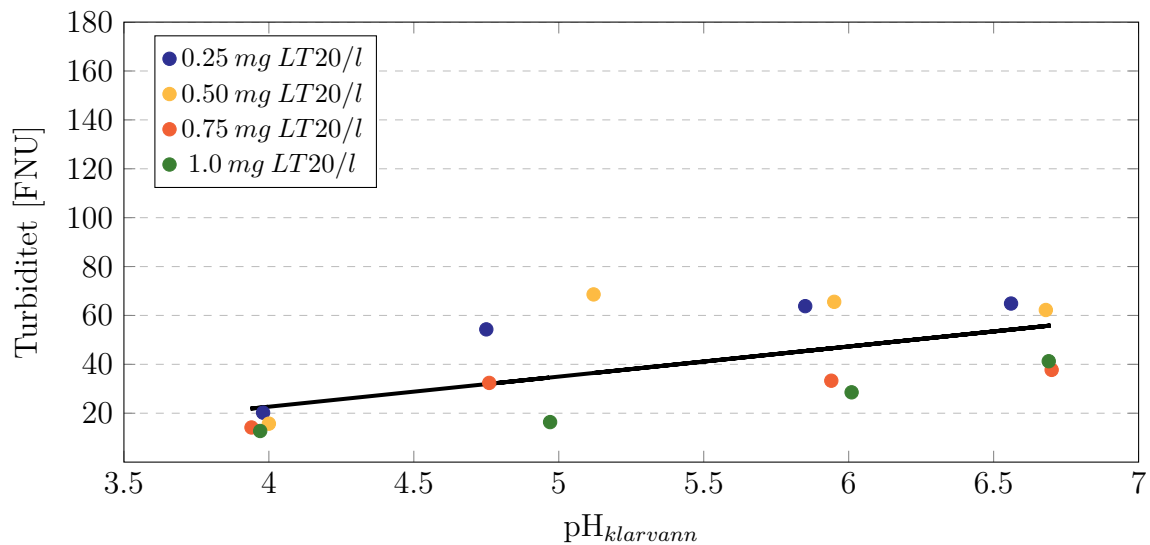
3.1.1 Effekt av nonionisk polymer, LT20

Tabell 3.2 viser alle resultatene fra jar-test med LT20 og HCl 15%. Figur 3.1 har en trendlinje som viser sammenhengen mellom turbiditet og lavere pH i klarvannsfasen. Trendlinjen indikerer at polymeren er noe avhengig av lav pH for å gi lavere turbiditet i klarvannsfasen. Ved $\text{pH}_{\text{klarvann}}$ over 4.0 er det mer gunstig med høyere polymerdosering enn 0.5 mg LT20/l for å gi lavere turbiditet i klarvannet.

Tabell 3.2: Resultater for LT20 fra jar-test.

Dose [mg/l]	Slammengde [%]	Turbiditet [FNU]	$\text{pH}_{\text{klarvann}}$	Slamkons. [gSS/l]	HCl 15% [$\mu\text{l/l}$]
0.25	13.1 ± 0.0	20.2 ± 1.6	3.98 ± 0.02	3.2	150
0.25	7.8 ± 0.1	54.3 ± 1.9	4.75 ± 0.03	5.0	100
0.25	5.8 ± 0.2	63.8 ± 4.2	5.85 ± 0.02	6.5	50
0.25	5.3 ± 0.1	64.9 ± 2.8	6.56 ± 0.06	7.0	0
0.50	13.1 ± 0.0	15.7 ± 1.4	4.00 ± 0.03	3.2	150
0.50	5.3 ± 0.1	68.6 ± 1.4	5.12 ± 0.06	7.0	100
0.50	5.4 ± 0.1	65.6 ± 2.1	5.95 ± 0.05	6.9	50
0.50	5.0 ± 0.3	62.2 ± 2.3	6.68 ± 0.08	7.6	0
0.75	12.1 ± 0.1	14.2 ± 1.7	3.94 ± 0.02	3.5	150
0.75	8.9 ± 0.1	32.4 ± 0.7	4.76 ± 0.03	4.6	100
0.75	6.9 ± 0.3	33.3 ± 0.4	5.94 ± 0.02	5.9	50
0.75	7.0 ± 0.2	37.7 ± 1.1	6.70 ± 0.05	5.7	0
1.00	11.7 ± 0.2	12.7 ± 0.8	3.97 ± 0.02	3.7	150
1.00	10.5 ± 0.4	16.4 ± 0.7	4.97 ± 0.03	4.0	100
1.00*	7.4 ± 0.1	28.6 ± 0.2	6.01 ± 0.04	7.3	50
1.00	5.4 ± 0.1	41.3 ± 1.1	6.69 ± 0.01	7.4	0

* Et avvik som er fjernet fra prøveserien



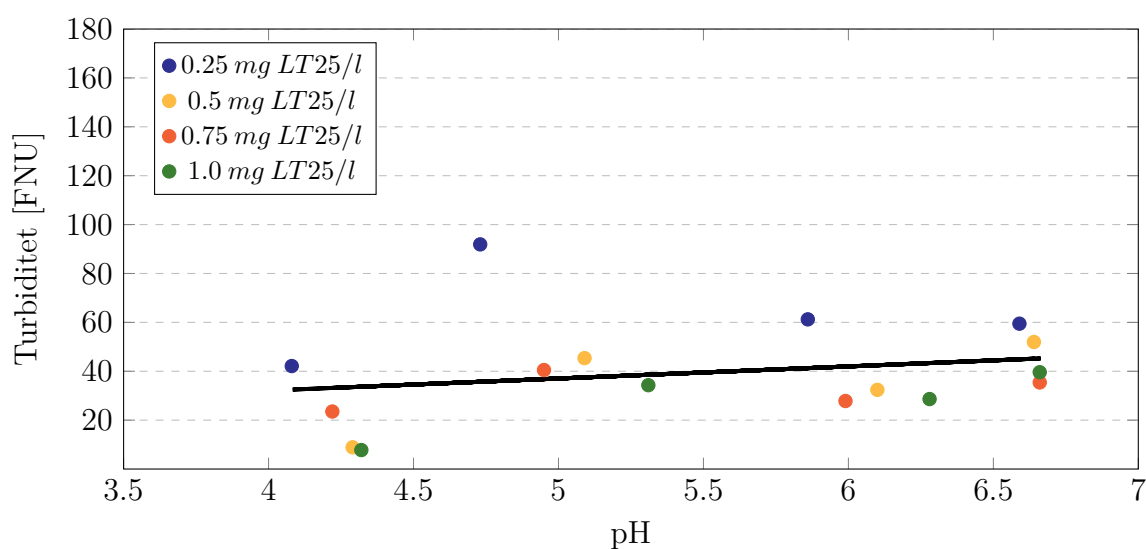
Figur 3.1: Punkresultater for de ulike doseringene av LT20 og en trendlinje som indikerer om polymeren er avhengig av pH-justering.

3.1.2 Effekt av anionisk polymer, LT25

Tabell 3.3 viser alle resultatene fra jar-test med LT25 og HCl 15%. Figur 3.2 har en trendlinje som viser sammenhengen mellom turbiditet og lavere pH i klarvannsfasen. Trendlinjen viser at polymeren er noe uavhengig av pH-justering på spyleslammet for å gi lavere turbiditet, men er avhengig av polymerdosering lik eller over 0.5 mg LT25/l. Polymeren flokkulerte tregere ved lav pH.

Tabell 3.3: Resultater for LT25 fra jar-test.

Dose [mg/l]	Slammengde [%]	Turbiditet [FNU]	pH _{klarvann}	Slamkons. [gSS/l]	HCl 15% [μl/l]
0.25	11.7 ± 0.3	42.1 ± 2.9	4.08 ± 0.03	3.4	150
0.25	5.0 ± 0.0	91.9 ± 1.9	4.73 ± 0.03	7.0	100
0.25	5.3 ± 0.0	61.2 ± 4.6	5.86 ± 0.02	7.2	50
0.25	4.6 ± 0.2	59.5 ± 2.4	6.59 ± 0.04	8.2	0
0.50	14.6 ± 0.3	8.9 ± 1.4	4.29 ± 0.03	3.0	150
0.50	6.9 ± 0.2	45.4 ± 3.2	5.09 ± 0.09	5.7	100
0.50	5.7 ± 0.2	32.4 ± 1.0	6.10 ± 0.03	7.2	50
0.50	3.8 ± 0.1	52.0 ± 0.7	6.64 ± 0.01	10.2	0
0.75	11.0 ± 0.2	23.5 ± 2.8	4.22 ± 0.04	3.8	150
0.75	6.9 ± 0.4	40.5 ± 1.7	4.95 ± 0.03	5.8	100
0.75	4.5 ± 0.1	27.8 ± 0.4	5.99 ± 0.04	9.1	50
0.75	4.3 ± 0.0	35.4 ± 2.6	6.66 ± 0.05	9.5	0
1.00	12.2 ± 0.2	7.8 ± 2.2	4.32 ± 0.04	3.6	150
1.00	6.0 ± 0.5	34.3 ± 2.5	5.31 ± 0.01	6.8	100
1.00	4.3 ± 0.3	28.6 ± 1.4	6.28 ± 0.03	9.6	50
1.00	4.0 ± 0.1	39.6 ± 0.6	6.66 ± 0.01	9.9	0



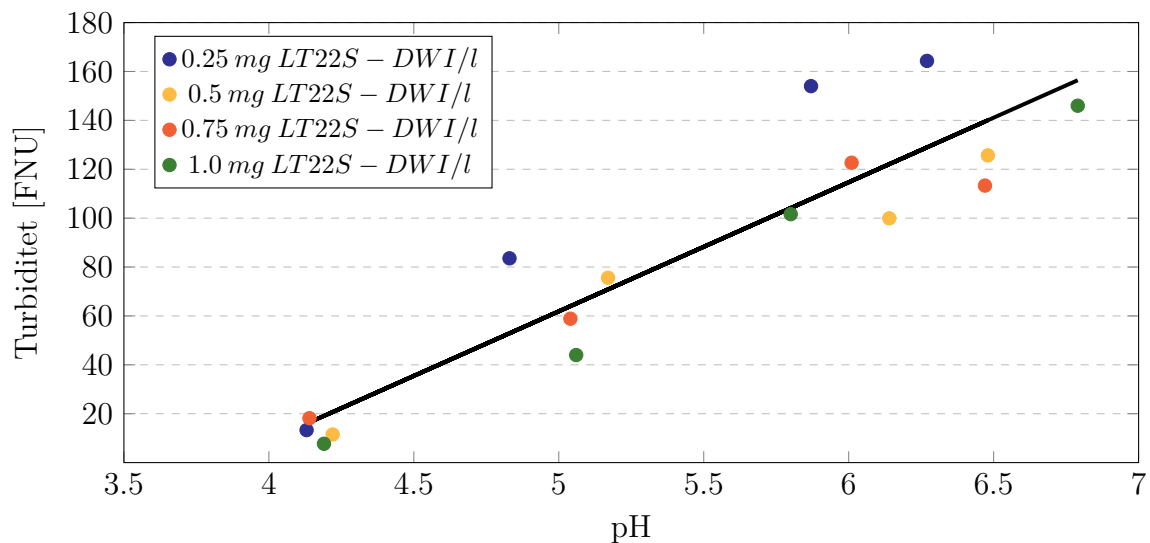
Figur 3.2: Punktresultater for de ulike doseringer av LT25 og en trendlinje som indikerer om polymeren er avhengig av pH-justering.

3.1.3 Effekt av kationisk polymer, LT22S-DWI

Tabell 3.4 viser alle resultatene fra jar-test med LT22S-DWI og HCl 15%. Figur 3.3 har en trendlinje som viser sammenhengen mellom turbiditet og lavere pH i klarvannsfasen. Trendlinjen viser at polymeren er helt avhengig av lav pH i klarvannsfasen for å gi lav turbiditet, nesten uavhengig av mengde polymer dosert.

Tabell 3.4: Resultater for LT22S-DWI fra jar-test.

Dose [mg/l]	Slammengde [%]	Turbiditet [FNU]	pH _{klarvann}	Slamkons. [gSS/l]	HCl 15% [μl/l]
0.25	17.9 ± 0.3	13.3 ± 2.3	4.13 ± 0.03	2.4	150
0.25	5.9 ± 0.1	83.6 ± 2.4	4.83 ± 0.11	6.0	100
0.25	1.5 ± 0.2	154.0 ± 2.9	5.87 ± 0.01	18.6	50
0.25	0.7 ± 0.0	164.3 ± 0.5	6.27 ± 0.25	41.4	0
0.50	12.7 ± 0.3	11.5 ± 2.2	4.22 ± 0.03	3.4	150
0.50	5.5 ± 0.2	75.6 ± 2.4	5.17 ± 0.02	6.6	100
0.50	3.6 ± 0.1	99.9 ± 4.3	6.01 ± 0.03	9.4	50
0.50	2.5 ± 0.2	125.7 ± 1.7	6.48 ± 0.01	12.4	0
0.75	11.3 ± 0.2	18.2 ± 1.7	4.14 ± 0.01	3.8	150
0.75	6.7 ± 0.1	58.9 ± 2.3	5.04 ± 0.05	5.7	100
0.75	1.6 ± 0.1	122.7 ± 2.1	6.16 ± 0.01	20.1	50
0.75	3.1 ± 0.1	113.3 ± 1.9	6.47 ± 0.03	10.6	0
1.00	11.8 ± 0.2	7.7 ± 0.8	4.19 ± 0.04	3.7	150
1.00	7.3 ± 0.2	44.0 ± 3.3	5.06 ± 0.03	5.5	100
1.00	3.7 ± 0.1	101.6 ± 3.1	5.80 ± 0.02	9.2	50
1.00	1.0 ± 0.0	146.0 ± 1.4	6.79 ± 0.02	28.8	0



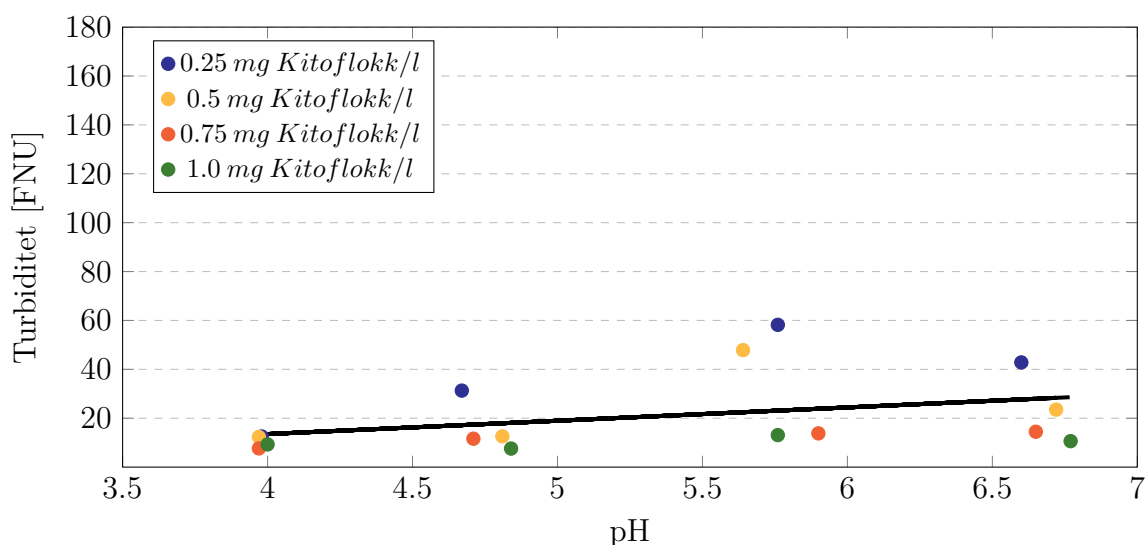
Figur 3.3: Punkresultater for de ulike doseringer av LT22S-DWI og en trendlinje som indikerer om polymeren er avhengig av pH-justering.

3.1.4 Effekt av organisk kationisk polymer, Kitoflokk

Tabell 3.5 viser alle resultatene fra jar-test med Kitoflokk og HCl 15%. Figur 3.4 har en trendlinje som viser sammenhengen mellom turbiditet og lavere pH i klarvannsfasen. Resultatene fra jar-testen indikerer at Kitoflokk gir lav turbiditet ved et bredt pH-spekter, og gir lav turbiditet selv ved lav dosering av Kitoflokk.

Tabell 3.5: Resultater for Kitoflokk fra jar-test.

Dose [mg/l]	Slammengde [%]	Turbiditet [FNU]	pH _{klarvann}	Slamkons. [g/l]	HCl 15% [μl/l]
0.25	18.1 ± 0.5	12.5 ± 2.8	3.98 ± 0.03	2.4	150
0.25	12.8 ± 0.3	31.3 ± 7.8	4.67 ± 0.01	3.2	100
0.25	8.1 ± 0.6	58.2 ± 5.7	5.76 ± 0.02	4.7	50
0.25	10.5 ± 0.6	42.8 ± 7.4	6.60 ± 0.01	3.8	0
0.50	14.8 ± 0.8	12.3 ± 1.3	3.97 ± 0.02	2.9	150
0.50	13.8 ± 0.0	12.6 ± 1.0	4.81 ± 0.06	3.1	100
0.50	7.3 ± 0.4	47.9 ± 8.4	5.64 ± 0.02	5.4	50
0.50	9.8 ± 0.1	23.5 ± 2.3	6.72 ± 0.01	4.3	0
0.75	18.8 ± 0.0	7.7 ± 0.4	3.97 ± 0.01	2.3	150
0.75	17.1 ± 0.3	11.6 ± 1.2	4.71 ± 0.03	2.5	100
0.75	13.2 ± 0.4	13.8 ± 1.1	5.90 ± 0.02	3.2	50
0.75	12.9 ± 0.3	14.4 ± 1.1	6.65 ± 0.01	3.3	0
1.00	17.5 ± 0.5	9.3 ± 0.9	4.00 ± 0.02	2.5	150
1.00	16.7 ± 0.3	7.6 ± 0.5	4.84 ± 0.04	2.6	100
1.00	11.8 ± 0.4	13.1 ± 1.3	5.76 ± 0.06	3.6	50
1.00	11.5 ± 0.3	10.6 ± 0.6	6.77 ± 0.02	3.8	0



Figur 3.4: Punktresultater for de ulike doseringer av Kitoflokk og en trendlinje som indikerer om polymeren er avhengig av pH-justering.

3.2 Resultater fra pilotforsøk

Tabell 3.6 er alle prøveresultatene fra testperioden hvor Kitoflokk og HCl 15% er brukt som fellingsmiddel i pilotanlegget. Første testen med LT20 og PIX318 A15 som pH-justerer gav lignende resultater som tidligere (FNU mellom 1.3-7.0). LT22S-DWI gav høy turbiditet ved høy pH i spyleslammet, og det fortykkede slammet var kompakt. Ved lav pH i spyleslammet gav LT22S-DWI lavere turbiditet i klarvannsfasen, men et volumiøst fortykket slam.

Figur 3.5 til figur 3.7 illustreres effekten av ulike doser av Kitoflokk og HCl 15% i sedimenteringstanken. Tallene for å lage disse grafene er hentet fra tabell 3.6.

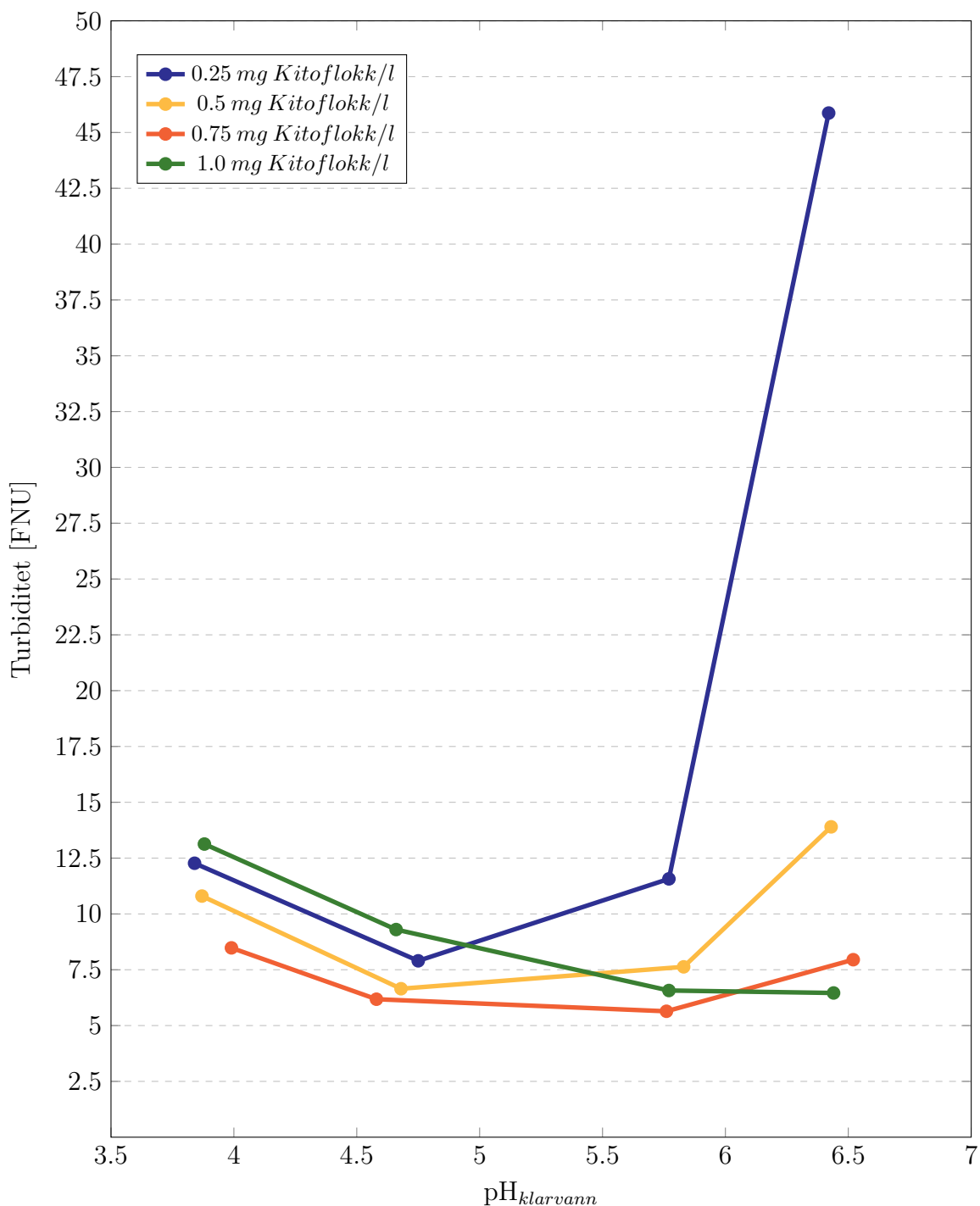
Tabell 3.6: Resultater fra pilotforsøk.

Polymer	Dose [mg/l]	HCl 15% [μl/l]	pH _{klarvann}	Turb. [FNU]	pH _{slam}	SS [g/l]	Slam _{Fort.} [%]
LT20	0.50	PIX*	4.60 ± 0.00	6.82 ± 0.08	5.07 ± 0.01	3.76 ± 0.05	22.8
LT22S-DWI	0.50	0	6.47 ± 0.04	49.57 ± 0.31	6.02 ± 0.00	6.14 ± 0.04	< 10.0
LT22S-DWI	0.50	150	3.80 ± 0.00	10.90 ± 0.00	4.70 ± 0.00	4.49 ± 0.04	17.5
Kitoflokk	0.25	0	6.42 ± 0.02	45.87 ± 0.21	6.04 ± 0.02	5.58 ± 0.11	10.4
Kitoflokk	0.25	50	5.77 ± 0.04	11.57 ± 0.05	5.63 ± 0.01	4.30 ± 0.07	24.3
Kitoflokk	0.25	100	4.75 ± 0.01	7.90 ± 0.05	5.16 ± 0.00	4.31 ± 0.04	43.4
Kitoflokk	0.25	150	3.84 ± 0.00	12.27 ± 0.09	4.62 ± 0.01	4.16 ± 0.13	40.1
Kitoflokk	0.50	0	6.43 ± 0.01	13.90 ± 0.08	5.96 ± 0.01	4.72 ± 0.06	19.8
Kitoflokk	0.50	50	5.83 ± 0.02	7.63 ± 0.04	5.70 ± 0.01	4.56 ± 0.11	26.9
Kitoflokk	0.50	100	4.68 ± 0.05	6.65 ± 0.02	5.07 ± 0.01	3.50 ± 0.10	45.3
Kitoflokk	0.50	150	3.87 ± 0.00	10.80 ± 0.08	4.61 ± 0.04	3.91 ± 0.02	37.4
Kitoflokk	0.75	0	6.52 ± 0.02	7.95 ± 0.11	5.95 ± 0.03	4.75 ± 0.08	20.0
Kitoflokk	0.75	50	5.76 ± 0.02	5.64 ± 0.04	5.66 ± 0.01	4.07 ± 0.00	34.4
Kitoflokk	0.75**	100	4.78 ± 0.01	6.41 ± 0.08	5.07 ± 0.00	3.79 ± 0.00	41.1
Kitoflokk	0.75**	100	4.58 ± 0.00	6.18 ± 0.00	4.95 ± 0.00	3.75 ± 0.05	38.5
Kitoflokk	0.75	150	3.99 ± 0.00	8.48 ± 0.01	4.79 ± 0.00	4.12 ± 0.13	69.3
Kitoflokk	1.00	0	6.44 ± 0.10	6.46 ± 0.07	6.00 ± 0.01	4.58 ± 0.02	22.0
Kitoflokk	1.00	50	5.77 ± 0.01	6.57 ± 0.09	5.63 ± 0.01	4.38 ± 0.16	23.5
Kitoflokk	1.00	100	4.66 ± 0.01	9.30 ± 0.04	5.11 ± 0.00	4.67 ± 0.05	34.4
Kitoflokk	1.00	150	3.88 ± 0.00	13.13 ± 0.12	4.57 ± 0.01	3.92 ± 0.02	34.4

*Første test med PIX318 A15 som syre. Dosering: 3.0 mg/l

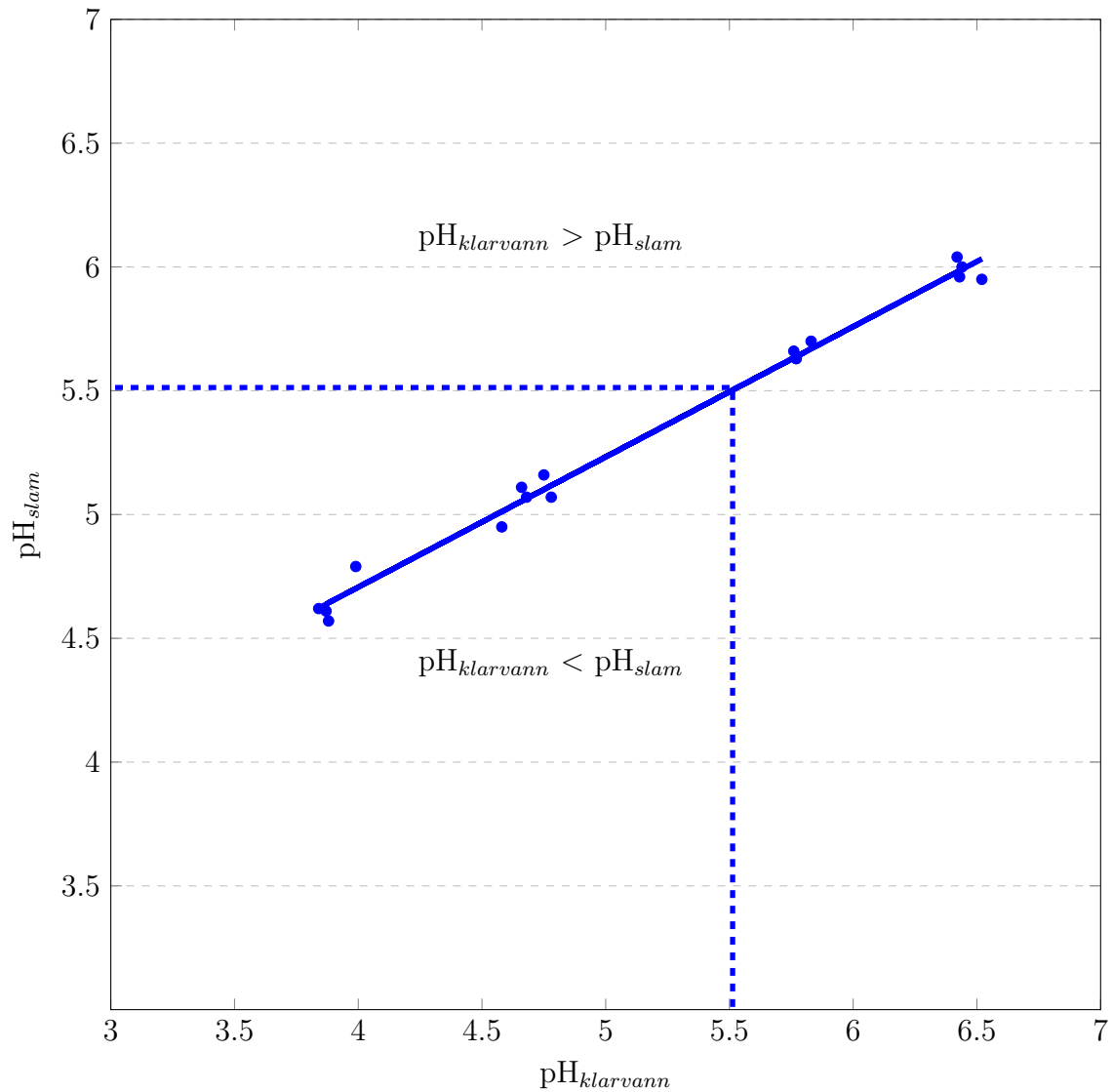
**Samme dosering kjørt to ganger.

Figur 3.5 viser effekten av Kitoflokk og syre i spyleslammet, ut i fra $\text{pH}_{\text{klarvann}}$, turbiditet og doseingsmengde. Alle resultatene viser at det er mulig å oppnå en turbiditet under 15 FNU, med unntak av den laveste doseringen uten HCl%15. Figur 3.5 viser at $\text{pH}_{\text{klarvann}}$ på 4.6 og 5.7 gir best resultat, og at dosering mellom 0.5 og 0.75 mg/l fungerer best ved dette pH-spekteret. Alle doseringene fikk økning i turbiditeten ved $\text{pH}_{\text{klarvann}}$ 4.0 sammenlignet med $\text{pH}_{\text{klarvann}}$ på 4.6 og 5.7.



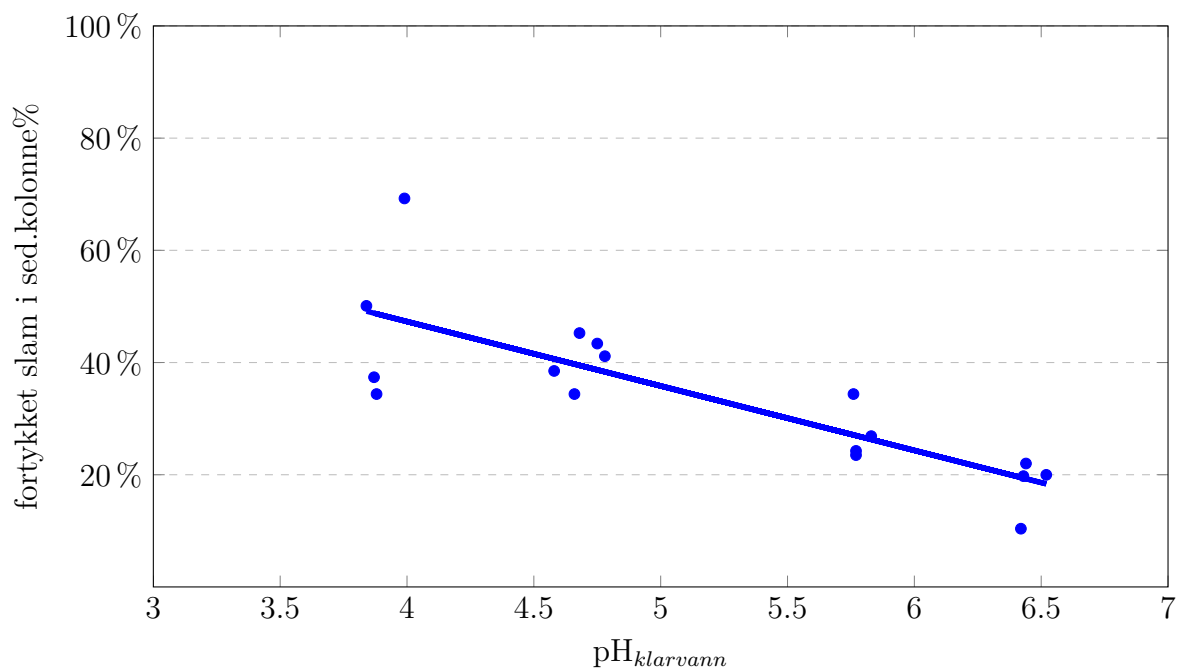
Figur 3.5: Turbiditet mot $\text{pH}_{\text{klarvann}}$ for de ulike doseringsmengdene

Synkende pH i klarvannet gir en synkende pH i det fortykkede slammet, uavhengig av mengde dosert Kitoflokk. Ved pH over 5.5 er $\text{pH}_{\text{klarvann}}$ høyere enn pH_{slam} , men ved en pH under 5.5 har det fortykkede slammet høyere pH enn i klarvannet. (Figur 3.6)

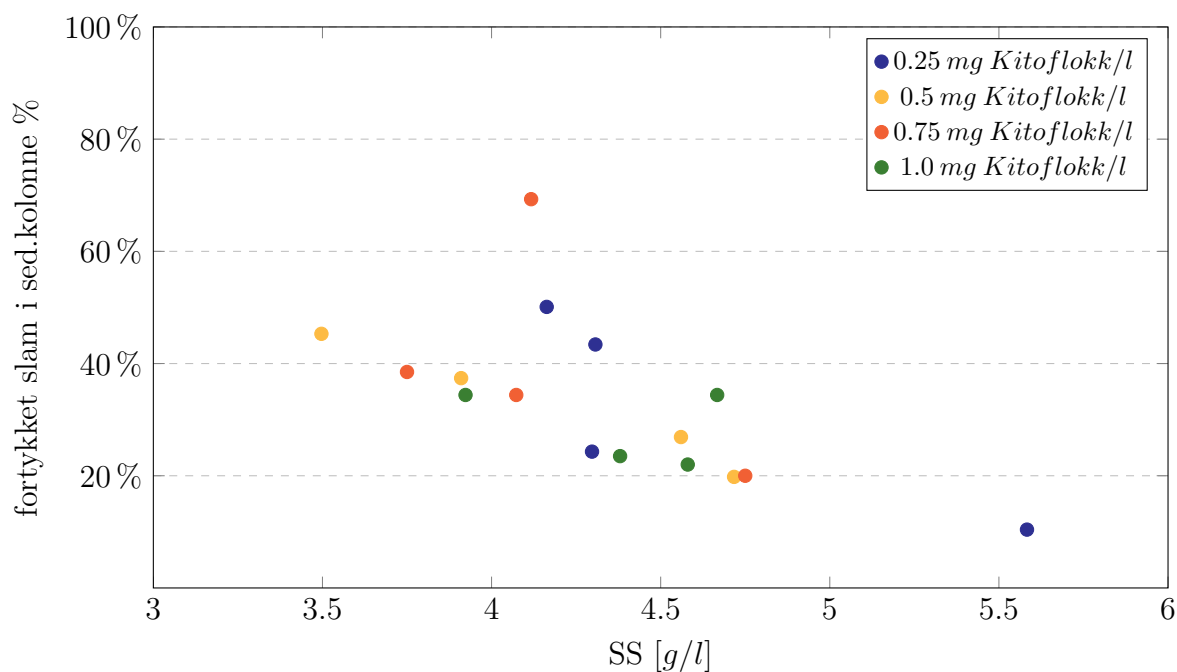


Figur 3.6: Sammenheng mellom synkende pH i klarvannsfasen og i det fortykkede slammet.

Fortykket slamvolum etter 60 min. ble høyere ved lav pH, se figur 3.7. I figur 3.8 kommer det frem at konsentrasjonen av SS etter 60 min er lavere ved høyt konsentrert slamvolum i sedimenteringstanken.



Figur 3.7: Effekten av økt pH i klarvannsfasen på det fortykkede slammet.



Figur 3.8: Mengde suspendert stoff i det fortykkede slammet mot volumet av fortykket slam i sedimenteringskolonnen.

3.2.1 Innholdet av suspendert stoff i fortykket slam

Tabell 3.7 og figur 3.9 illustrerer tre serier hvor det er tatt tre prøver fra samme spyling fra bunnen av sedimenteringstanken. Resultatene viser at økt mengde fortykket slam tappet fra bunnen gir lavere g SS/l i det fortykkede slammet.

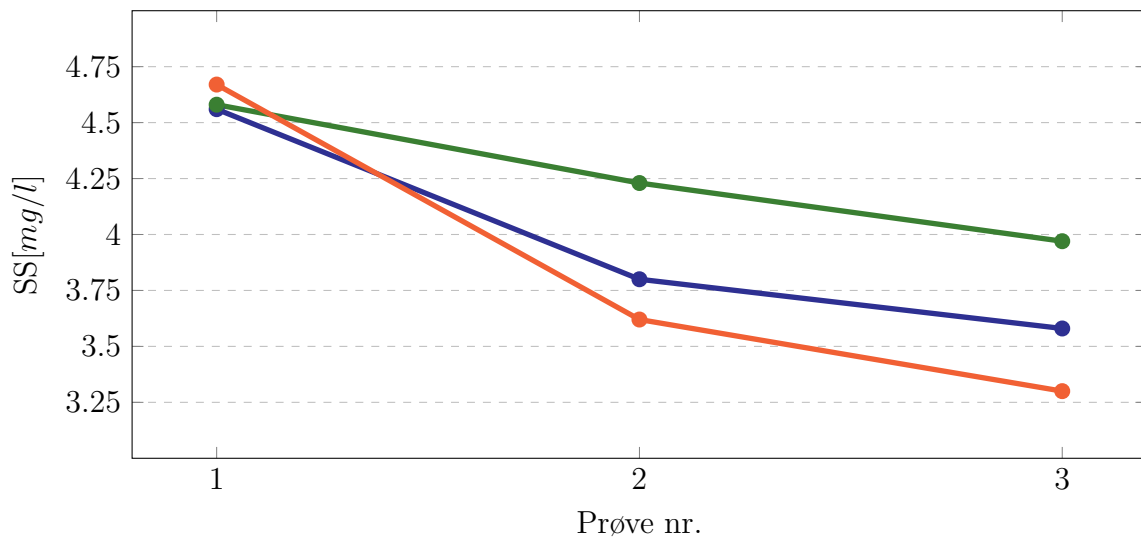
Tabell 3.7: Tre serier med slam tatt fra bunn av sedimenteringskolonne, hvor suspendert stoff er målt i det fortykkede slammet. Prøve nr.1 er tappet fra bunnen først, så nr.2 og til slutt nr.3.

Prøvenr.	Serie 1*	Serie 2**	Serie 3***
	[gSS/l]	[gSS/l]	[gSS/l]
1	4.58 ± 0.02	4.56 ± 0.11	4.67 ± 0.05
2	4.23 ± 0.07	3.80 ± 0.04	3.62 ± 0.05
3	3.97 ± 0.09	3.58 ± 0.08	3.30 ± 0.05

* Dose: 1.0 mg Kitoflokk/l HCl 15%: 0µl/l

** Dose: 0.5 mg Kitoflokk/l HCl 15%: 50µl/l

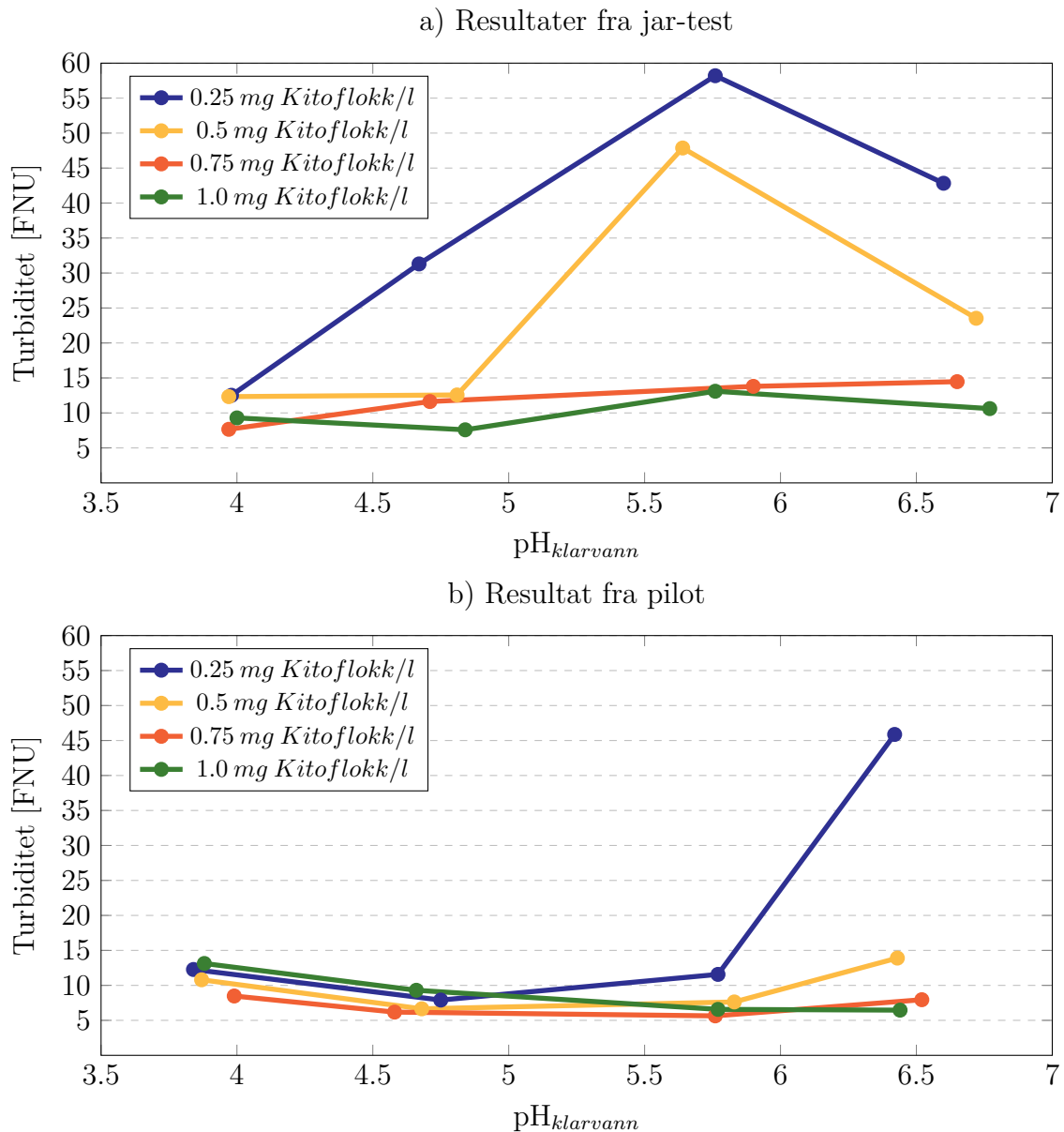
*** Dose: 1.0 mg Kitoflokk/l HCl 15%: 100µl/l



Figur 3.9: Påvirkning av mengde suspendert stoff i det fortykkede slammet ved tapping av prøver fra bunnen av sedimenteringskolonne. Prøve nr.1 er tappet fra bunnen først, så nr.2 og til slutt nr.3.

3.3 En sammenligning av resultater fra jar-test og testing i pilotanlegg

Figur 3.10 sammenligner resultatene fra jar-test og pilot, med bruk av Kitoflokk som fellingsmiddel og HCl 15% som pH-justerer. Ved bruk av samme dosering i pilotanlegget som for jar-test får en jevnt over bedre resultater, hvis en ser bort fra avvikene i jar-testen (0.25 og 0.5 mg Kitoflokk/l med 50 μ l HCl 15%/l).



Figur 3.10: Sammenligning av resultatene fra jar-test og fra pilot ved bruk av Kitoflokk.

3.4 Mengde suspendert stoff i spyleslammet

Tabell 3.8 representerer tre serier hvor mg SS/l er målt. Metoden for uttak av spyleslammet er beskrevet i kapittel 2.4 Jar-test. Tabell 3.9 viser verdiene som er brukt for å beregne mg SS/l i spyleslammet. Resultatet av beregningen er vist formel 3.2. Resultatene indikerer at formelen gir ganske gode resultater sammenlignet med prøveresultatene.

Tabell 3.8: Tre serier SS målinger med spyleslam tatt ut av toppen av sedimenteringskolonne.

Prøvenr.	Serie 1 [mgSS/l]	Serie 2 [mgSS/l]	Serie 3 [mgSS/l]
1	408.89 ± 4.91	516.67 ± 2.49	504.67 ± 0.94
2	412.44 ± 1.66	522.00 ± 4.90	494.67 ± 0.94
3	403.56 ± 0.63	510.00 ± 5.89	503.33 ± 0.94

$$SS[mg/l] = \frac{\text{Molvekt } Fe(OH_3)}{\text{Molvekt } Fe} \times Fe_{dosering}[mg/l] + 2.5 \times TOC_{fjernet}[mg/l] + \text{Turbiditet}[FNU] \quad (3.1)$$

Tabell 3.9: Verdier for beregningen av mengde suspendert stoff i spyleslammet ved bruk av formel 3.1.

Beskrivelse	Verdi	Enhet
Molvekt Fe(OH) ₃	106.88	mol
Molvekt Fe	55.85	mol
Fe-dosering	3.00	mg/l
TOC-inn	3.17	mg/l
TOC-ut	1.10	mg/l
TOC-fernet	2.07	mg/l
Turbiditet Inn	0.20	mg/l
Vannproduksjon	12834	l
Spylevannsmengde	252	l

$$mg \text{ SS/l i spyleslammet} = \frac{\left(\frac{106.88}{55.85} \times 3.00 + 2.5 \times 2.07 + 0.2\right) \times 12834}{252} = 566 \text{ mg SS/l} \quad (3.2)$$

4. Diskusjon

4.1 Jar-test

4.1.1 Effekt av nonionisk polymer, LT20

Nonionisk polymer fungerer etter brobygging prinsippet, og skal flokkulere over et bredt pH-spekter på grunn av den lave ladningen på overflaten av polymeren. Tidligere drift av fortykker var med 0.5 mg LT20/l som flokkulant og 3.0 mg PIX318 A15/l som pH-justerer. Med disse driftsparametrene var turbiditeten i klarvannsfasen mellom 1.3-7.5 FNU, og pH i klarvannet var mellom 4.3 og 6.6.

LT20 uten pH-justerer gav redusert turbiditet i klarvannsfasen ved lav og høy dosering, men lavest turbiditet ved høy dosering. Redusert pH i spyleslammet resulterte i lavere turbiditet i klarvannsfasen. Med pH i klarvannsfasen på 4.0 gav alle de ulike doseringene turbiditet under 22 FNU. Uten pH-reduksjon i spyleslammet var turbiditeten nesten tre-fire ganger så høy. Laveste turbiditet registrert med LT20 som flokkulant var 12.7 ± 0.8 FNU. Det var ved dosering 1.0 mg LT20/l og pH i klarvann på 4.0. Grunnen til at turbiditeten i klarvannsfasen er lavest ved lav pH, kan skyldes at økning av syredosering reduserer turbiditeten i klarvannet. Se tabell 3.1 for å se effekten HCl 15% hadde på turbiditeten i klarvannsfasen.

Slamkonsentrasjonen av det fortykkede slammet ble redusert i takt med lavere pH i spyleslammet. Lav slamkonsentrasjon indikerer at det fortykkede slammet inneholder mer vann, som er ulempe ved videre fortykking/transportering. Økt dosering av LT20 gav ikke lavere konsentrasjon av suspendert stoff i det fortykkede slammet.

4.1.2 Effekt av anionisk polymer, LT25

Anionisk polymer var antatt å fungere bra på spyleslam, hvor kationisk koagulant er brukt for å binde humusmolekylene. Ulempen med bruk av anionisk flokkulant er dersom humusmolekylene (negativt ladd) brytes fra koagulanten. Disse negative partiklene vil mest sannsynlig ikke bli fanget opp av flokkulanten ved spyling. To faktorer som kan øke mengden frie humusmolekyler er viss spyleslammet ble utsatt for en “splash”-effekt, som ødelegger bindingen. Den andre faktoren som kan bryte jern-humus bindingen, er økningen av pH kolloidene blir utsatt for, ved spyling av filterkolonnen.

Trendlinjen i figur 3.2 indikerer at flokkulanten gir noe lavere turbiditet i klarvannsfasen ved synkende pH i spyleslammet. Polymeren er mer avhengig av økt dosering av LT25 for å gi lavere turbiditet i klarvannsfasen. Kombinasjonen av lav pH i klarvannsfasen og høy dosering av flokkulanten gav lavest turbiditet. Med 1.0 mg LT25/l og pH i klarvann på 4.3, resulterte det i en turbiditet på 7.8 ± 2.2 i klarvannet. Det vil si at flokkulanten ikke mister strukturen sin ved lav pH. Reaksjonstiden og sedimenteringshastigheten var raskest ved høy pH i spyleslammet. En av grunnene til at turbiditeten er høyere ved høy pH kan skyldes løse humusmolekyl i spyleslammet. Anionisk polymer vil da ikke klare å knytte seg til disse partiklene fordi de har samme ladning. Ved ordinær drift av fortykker utsettes spyleslammet for en “splash”-effekt, som kan ødelegge strukturen til flere av kolloidene, og resultere i flere negativt ladde partikler. Effekten av dette kan resultere i høyere turbiditet i klarvannsfasen ved bruk av LT25 som flokkulant i fortykker.

Slamkonsentrasjonen økte i takt med lavere pH i spyleslammet. Det konsentrerte slamvolumet doblet seg ved pH i klarvannet på 4.3, sammenlignet med pH i klarvannet på 5.0. Flokkulanten økte ikke slamvolumet i det fortykkede slammet ved økt dosering. (Tabell 3.2)

4.1.3 Effekt av kationisk polymer, LT22S-DWI

Kationisk polymer bør gi bedre resultater ved bruk av pH-justerer, fordi kationisk polymer er avhengig av riktig pH og ionestyrke i vannet. Dette kan være problematisk ved påfyll av filterkalk i filterkolonnen, som vil øke pH i spyleslammet.

Trendlinjen i graf 3.3 viser en bratt nedgang i turbiditeten ved synkende pH i spyleslammet ved bruk av LT22S-DWI som flokkulant. Uten pH-justerer er turbiditeten 18 ganger høyere i klarvannet enn ved den høyeste doseringen av pH-justerer i spyleslammet. Det vil si at polymeren fungerer godt nok kun ved et smalt pH-spekter. Dette er problematisk ved ordinær drift, hvor filterkolonnen er avhengig av påfyll av filterkalk. Filterkalken vil øke pH i spyleslammet, og dermed risikere høyere turbiditet i klarvannsfasen viss LT22S-DWI brukes som flokkulant. Økt dosering av polymeren gir lavere turbiditet i

klarvannsfasen. Lavest turbiditet i klarvannsfasen var ved 1.0 mg LT22S-DWI/l og pH i klarvann på 4.2, og denne doseringen gav turbiditet på 7.7 ± 0.8 .

Ved lav pH i spyleslammet reduseres slamkonsentrasjonen i det fortykkede slammet betraktelig. Dette er en ulempe med å bruke LT22S-DWI som flokkulant, som kun gav lav nok turbiditet ved lav pH. Ut fra resultatene reduserer ikke økt dosering av LT22S-DWI slamkonsentrasjonen i det fortykkede slammet.

4.1.4 Effekt av organisk kationisk polymer, Kitoflokk

Kitosan-basert polymer er for det meste brukt som koagulant, eller hjelpepolymer sammen med en hovedkoagulant (Fe eller Al) til felling av partikler og organisk materiale. Den største fordelen med bruk av kitosan-basert polymer som flokkulant i spyleslammet sammenlignet med syntetisk polymer, er at den etterlater ufarlig organisk restprodukt i det fortykkede slammet.

Kitoflokk reduserer turbiditeten i klarvannsfasen både ved høy og lav pH i spyleslammet. Ved høy pH er det mer gunstig med høyere dosering, men ved lav pH i spyleslammet kan lavere doseringer gi lav turbiditet i klarvannsfasen. Lavest turbiditet i klarvannsfasen var ved 1.0 og 0.75 mg Kitoflokk/l og pH i klarvann på henholdsvis 4.8 og ca. 4.2, og dette resulterte i en turbiditet i klarvannet på 7.7 ± 0.5 . Testen ser ut til å ha to avvik. 0.5 og 0.25 mg Kitoflokk/l med HCl dosering 50 μl /l gav mye høyere turbiditet enn forventet, turbiditeten burde ha vært lavere sett ut fra trenden. Dette kan skyldes at pipetteringen ble gjort feil, eller at slamprøven ikke var representativ nok. Det var pipettert 10 μl med Kitoflokk ved dosering 0.25 mg Kitoflokk/l og 20 μl ved dosering 0.5 mg Kitoflokk/l. En dråpe forskjell kan gi store utslag ved så små doseringer. Prøvene er tatt ved to forskjellige spylinger.

Slamkonsentrasjonen i det fortykkede slammet reduseres ved dosering av Kitoflokk, sammenlignet med de andre syntetiske polymerene. I tillegg reduseres slamkonsentrasjonen i det fortykkede slammet ved lavere pH. Sammenlignet med de andre polymerene gav Kitoflokk som flokkulant den laveste slamkonsentrasjonen i det fortykkede slammet.

4.1.5 Sammenligning av polymerene

Ut ifra teori og resultater er det mest gunstig å drive fortykker med Kitoflokk, istedenfor de syntetiske polymerene (LT20, LT25 og LT22S-DWI). Kitoflokk er organisk og har rask nedbrytningstid og gir et ønsket restprodukt i det fortykkede spyleslammet, mens de syntetiske polymerene etterlater seg tungt nedbrytbart restprodukt. Hvis vannbehandlingsanlegget skal driftes med returvann er det også ønskelig å ikke risikere at restprodukter av syntetisk polymer føres tilbake til systemet.

Klarvannsfasen bør ha lav turbiditet (helst under 10 FNU), hvis vannet fra klarvannsfasen skal renses på nytt som en del av returvannet. Kitoflokk gav lavest turbiditet over et bredt pH-spekter sammenlignet med de andre polymerene. Denne egenskapen er viktig ved ordinær drift, for da kan spyleslammet bli utsatt for reduksjon og økning av pH. Økningen av pH kan komme av påfyll av filterkalk i filterkolonnen. I tillegg er det fordel at flokkulanten fungerer godt ved eventuell pH-reduksjon. Det kan komme av feil dosering av kationisk koagulant som følge av feil konsentrasjon i blandingen, eller andre driftfeil som kan gi uventede variasjoner i pH i spyleslammet. Pumper kan periodevis pumpe varierte mengder med råvann, som igjen vil gi komplikasjoner ved dosering av koagulant inn i råvannet.

Ulempen med å bruke Kitoflokk som flokkulant er at det gir et mer volumiøst slam etter 60 min med sedimentering, sammenlignet med de syntetiske polymerene. Under jar-testen gav lavere pH i spyleslammet et mer volumiøst konsentrert slam ved bruk av alle polymerene. På en annen side var det ved lav pH alle de ulike polymerene gav lavest turbiditet i klarvannsfasen, noe som er gunstig hvis en skal bruke vannet i retur inn i anlegget igjen. Derfor er det viktig å avveie hva som er viktigst for driften av vannbehandlingsanlegget, mer konsentret fortykket spyleslam eller lav turbiditet i klarvannsfasen.

De syntetiske polymerene (LT20, LT22S-DWI og LT25) har samme utblandingsmetode og konsentrasjon. Under utblanding av polymeren kunne det forekomme glassøye, som er klumper med polymer som samler seg i blandingen. Utblandet syntetisk polymer gir en klissete konsistens. Ved ordinær drift på vannbehandlingsanlegg kan glassøyene og den klissete konsistensen medføre komplikasjoner. For å sikre en homogen løsning av polymerblanding er det fordel at den står på omrøring i et døgn. Fordelen med å blande ut syntetisk polymeren er at du kun er avhengig av omrøring, mileporevann og polymerpulver. Utblandingsmetoden for Kitoflokk skiller seg ut sammenlignet med de andre polymerene. Den er avhengig av syre for å kunne løse seg opp (organisk syre eller fortennet saltsyre). Fordelen med Kitoflokk er at en unngår glassøye, og den har kortere utblandingstid (30 min) sammenlignet med de syntetiske polymerene. Ferdig utblandet er ikke Kitoflokk klissete, men litt tjukk i konsistens.

Feilkildene ved bruk av jar-test for å sammenligne polymerene er flere. De syntetiske polymerene har en klissete konsistens, som gjør det vanskelig å pipetere. Polymeren kan klistre seg til tuppen og medføre at det blir pippetert enten for lite eller for mye. Kitoflokk hadde ikke like tykk eller klissete konsistens som de andre polymerene, men det ble pippetert mye mindre på grunn av høyere konsentrasjon av mg Kitoflokk/l (se kapittel [2.3 Utblanding av Kitoflokk, polymer og jern](#)). Dette gjør det vanskelig å få nøyaktig dosering av polymeren. For de syntetiske polymerene kan det oppstå glassøye

ved utblanding. De kan være vanskelig å se hvis de er små. Uttak av spyleslammet er en annen kilde til feil. Uttakene ble holdt konsekvent etter 48 timer med belastning, men ved å hente ut 1 liter hvert 7.5 sekund kan det gi litt feilrepresentativt prøveuttak. I tillegg er slamprøvene i jar-testen på kun på 0.8 l av 245 l med spyleslam. Da kan det hende at alle prøvene ikke er like representative og kan dermed gi avvik.

4.2 Resultater fra pilotforsøk

4.2.1 Klarvannsfasen

Ved dosering av 0.25 mg Kitoflokk/l er flokkulanten helt avhengig av pH-justerer for å fungere godt. Uten syre resulterte det i turbiditet på 48.8 FNU i klarvannsfasen med 0.25 mg Kitoflokk/l, som var den høyeste turbiditeten av alle doseringene. Ved pH rundt 4.7 gav samme dosering en turbiditet på 7.9 FNU. Ved pH under 4.0 går turbiditeten opp, som indikerer at det ikke er gunstig å justere pH i spyleslammet lavere. Det vil si at lav dosering av Kitoflokk er mulig, men er helt avhengig av riktig pH i spyleslammet for å fungere godt.

Ved dosering 0.5 mg Kitoflokk/l var alle testene av turbiditeten i klarvannsfasen under 15 FNU. Det vil si at en kan forvente ganske gode resultater ved denne doseringen, uavhengig av justering av pH i spyleslammet. Turbiditeten holdt seg under 8 FNU ved pH i klarvann på 4.6 og 5.7, som tilsier at det lønner seg å justere pH ned, men ikke lavere enn 4.0. Da økte turbiditeten til 13.9 FNU, som var den høyeste turbiditeten med denne doseringen av Kitoflokk.

Ved dosering av 0.75 mg Kitoflokk/l var alle resultatene for turbiditet i klarvannsfasen under 10 FNU, og er den doseringen som gav lavest turbiditet i klarvannsfasen. Ved pH i klarvannet på 4.6 og 5.7 var begge resultatene under 6.5 FNU. Som de foregående doseringene gav pH i klarvannet på rundt 4.0 en høyere turbiditet i klarvannsfasen. Da ble turbiditeten 8.5 FNU, som var den høyeste turbiditeten i prøveserien.

Kitoflokk dosering på 1.0 mg/l gav best resultat uten å pH-justere i spyleslammet. Da lå turbiditeten på 6.5 FNU. Turbiditeten økte i takt med synkende pH i klarvannsfasen. Det kan skyldes at polymeren reagerte med seg selv og ikke med kolloidene i spyleslammet. En annen årsak til økende turbiditet ved lavere pH er restabilisering av fnokkene ved høyt innhold av kationer. Restabiliseringen kommer av at det ved lav pH dannes $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$ og, som vil gi et overskudd av kationer sammen med høy dosering av Kitoflokk. Restabilisering vil føre til at kolloidene frastøter hverandre, og derfor gi en økning i turbiditeten i klarvannsfasen.

Ved pH i klarvannet på 4.0 hadde alle de ulike doseringene en økning i turbiditeten, sammenlignet med pH i klarvannet på 4.6 og 5.7, som kan skyldes restabilisering av fnokkene ved lav pH. Slamvolumet av det konsentrerte slammet var i tillegg høyest ved pH i klarvannet på 4.0. Det mest gunstige spekteret for bruk av Kitoflokk som koagulant er å justere med 50-100 μl HCl15%/l i spyleslammet, som resulterte i en pH i klarvannet mellom 4.6 og 5.7.

Kitoflokk fungerer ved et bredt pH-spekter med dosering på 0.5 og 0.75 mg Kitoflokk/l, som tilsier at det er en god flokkulant hvis anlegget ble driftet normalt. Ved ordinær drift av vannbehandlingsanlegget er en nødt til å ha påfyll av filterkalk, for å sikre riktig pH på drikkevannet inn til ledningsnett. Ved påfyll av filterkalk vil en mest sannsynlig få en økning i pH i spyleslammet. Derfor er det gunstig at flokkulanten klarer å flokkulere ved et bredt pH-spekter, uten å gi for høy turbiditet i klarvannsfasen.

Uttak av vannprøver fra klarvannsfasen kan gi feil avlesning av turbiditet dersom fnokker blir med i vannprøven. Vannprøven ble tatt når vannet fra prøvepunktet så homogent ut.

4.2.2 Fortykket spyleslam

Konsentrasjonen og volumet av det fortykkede slammet ble målt etter 60 minutter med sedimentering, men vil fortsette å sedimentere/komprimere etter prøvetaking. Under prøvetaking ble det tappet rundt 2 liter med fortykket slam. Etter ca. 24 timer etter spyling ble 20l av det fortykkede slammet tømt automatisk fra bunnen av sedimenteringskolonnen til slamlager. Før hver spyling (48 timer etter spyling) ble hele sedimenteringskolonnen tømt. Erfaringsmessig var det ikke mer enn 5 liter med fortykket slam i bunnen av kolonnen, og dette var tilfelle for alle testene. Da kan en regne seg til at det var tappet rundt 25-30 liter med fortykket slam fra hver spyling. Det gir fortykket slamvolum på ca. 10.2-12.2% av det totale spyleslammet, mens etter 60 min var det fortykkede slamvolumet mellom 10-70%. Disse tallene er ikke nøyaktige. Metode for måling av fortykket slam med lengre sedimenteringstid bør standardiseres for å gi representative resultater, men det er med på å gi en indikasjon på at slammet blir mer kompakt/komprimert med økt sedimenteringstid.

Fnokkene som sedimenterer i fortykkeren kan klebre seg til sidene i kolonnen, og gi feil avlesning av slamvolumet etter 60 minutter. Hvis det tappes mer slam fra bunnen før en tar prøve av fortykket slam, kan det resultere i lavere konsentrasjon i det fortykkede slammet ved måling av SS (se kapittel [4.2.3 Uttak av konsentrert slam](#)). En annen feilkilde ved måling av suspendert stoff i det fortykkede slammet, er prøvetakingsmetoden. Ved måling av SS klarte ikke filteret å filtrere mer enn 10 ml med fortykkede slamprøver. Se vedlegg [A.3](#) for prøvetakingsmetoden for SS i det fortykkede slammet. Ved så små mengder vil store partikler og små variasjoner i vannprøvestørrelsen gi utslag på resultatene.

4.2.3 Uttak av konsentrert slam

Prøvetaking etter å ha tappet mer slam fra bunnen, reduserer slamkonsentrasjonen i det fortykkede slammet (se kapittel 3.2.1 *Innholdet av suspendert stoff i fortykket slam*). En grunn til at slammet er mer konsentrert i starten av tappingen er fordi slammet blir presset ned av egenvekten av spyleslammet i kolonnen, det vil si komprimering. En annen faktor som spiller inn, er utformingen av bunnen i kolonnen. Kjegleformen på bunnen er med på å presse slammet mot midten, og dermed øke konsentrasjonen av det fortykkede slammet. Ved prøvetaking av spyleslammet fra bunnen er det derfor viktig å være konsekvent. Under prøvetaking rant slammet fra bunnen i ca. et sekund på halv åpning i krana før slamprøven ble tatt. Avvik fra dette kan medføre feil i resultatene.

4.2.4 Sammenheng mellom pH i fortykket slam og klarvannet

Sammenhengen mellom pH i klarvannet og pH i det fortykkede slammet er lineær, som vil si at høyere pH i klarvannet gir høyere pH i slammet (figur 3.6). Ved pH i klarvannet og det fortykkede slammet på 5.5 skjer det et skifte. Når pH er under 5.5 er pH i slammet høyere enn det er i klarvannet. Hvorfor pH skifte er ved pH på 5.5 er usikkert, men det kan skyldes uoppløst kalk fra filteret i det fortykkede slammet. Kalken fra filterkalken kan legge seg på bunnen, og øke pH i det fortykkede slammet. En annen forklaring på pH forskjellen er avgivelse og opptak av OH^- i $\text{Fe}(\text{OH})_x$ -molekylene i slammet. Senkes pH avgis OH^- , øker pH tas det opp OH^- .

4.3 Sammenligning jar-test og testing i pilotanlegg

Jar-test er en metode som er mye brukt for å sjekke hvor godt koagulant eller flokkulant skiller ut partikler og/eller humus. I denne oppgaven er samme dosering av flokkulant (Kitoflokk) og pH-justere (HCl 15%) gjort på spyleslammet, både i pilotskala og ved jar-test. Sett bort fra to av avvikene i jar-testen, viste resultatene fra jar-testen lignende resultater og trender som i piloten. Resultatene fra jar-testen viste litt høyere turbiditet i klarvannsfasen og litt lavere slamvolum sammenlignet med resultatene fra pilotskala.

Slammet ved testing i pilotskala hadde lavere pH (ca. 0.2), og med tanke på doseringsmetoden er forskjellig vil det gi avvik ved direkte sammenligning av resultatene fra pilot og jar-test. Doseringpumpene i piloten viste at den pumpet noe annet enn det som var tiltenkt, høyere dosering av Kitoflokk og lavere dosering av HCl 15% (Se tabell 2.2).

To av spylingene gjort i anlegget med 0.5 mg LT22S-DWI/l viste samme trenden som ved jar-testen. Høy pH i spyleslammet resulterte i høyere turbiditet i klarvannet, ca. 50 FNU i pilottesting og ca 160 FNU ved jar-test. Lav pH i spyleslammet resulterte i mye lavere turbiditet i klarvannsfasen, ca. 11 FNU i pilottesting og ca. 12 FNU ved jar-test.

Jar-test er derfor en grei måte å teste valg av kjemikalier, doseringer og pH, men pilot må til for å kunne si noe om hvilke resultater en kan forvente i full-skala.

4.4 Beregning av suspendert stoff i spyleslammet

Ved beregning av SS i spyleslammet er det flere antakelser som er tatt. Den antakelsen det er størst usikkerhet rundt er at turbiditet på 1 FNU gir 1 mg SS/l for hver renseliter. En annen faktor som spiller inn er molvekten til koagulanten. I stedet for $\text{Fe}(\text{OH})_3$ kan en også bruke molvekten til FeOOH . Ved å bruke molvekten til $\text{Fe}(\text{OH})_3$ blir mengde slam beregnet i spyleslammet 566 mg SS/l. Beregning av mengde SS i spyleslammet med molvekten til FeOOH blir 517 mg SS/l, som er nærmere to av prøveseriene (serie 2 og serie 3 i tabell 3.8). Med tanke på antakelsene som er tatt, gir formel 1.1 god indikasjon på forventet slambelastning fra Holsfjorden. Ved ordinær drift av anlegget burde SS-innhold fra CaCO_3 legges til. Under dette forsøket vil det ikke gi merkbar forskjell, siden det ikke er tilført filterkalk til sedimenteringskolonnen i pilotanlegget.

5. Konklusjon

I dette forsøket er det undersøkt om kitosan-basert polymer kan brukes som flokkulant i fortykker i et tremedia-filter med PIX-318 som koagulant.

Ut fra jar-testen gav kitosan-basert polymer som flokkulant et mer volumiøst fortykket slam, sammenlignet med de syntetiske polymerene testet i dette forsøket (LT20, LT25 og LT22S-DWI). Bruk av pH-justerer for å senke pH sammen med polymerene gav lavere turbiditet i klarvannsfasen, men mer volumiøst fortykket spyleslam. Fordelen med å bruke kitosan-basert polymer sammenlignet med de syntetiske polymerene, er at kitosan ga lavere turbiditet i klarvannsfasen over et bredere pH-spekter. Basert på teorien om kitosan vil flokkulanten gi et gunstig restprodukt i det fortykkede slammet, siden det er organisk og ufarlig. Syntetisk polymer etterlater et restprodukt som er tungt nedbrytbart og som er skadelig for kroppen.

Fra testperioden i pilotanlegget gav pH mellom 3.8 og 4.0 i klarvannsfasen høyere turbiditet, sammenlignet med pH mellom 4.6 og 5.7. Dosering på 0.25 mg kitosan/l gav turbiditet på 8.0 FNU ved pH i klarvann på 4.8. Uten pH-justerer gav samme dosering turbiditet på 46 FNU. Med dosering på 1.0 mg kitosan/l ble turbiditeten i klarvannsfasen høyere i takt med lavere pH i spyleslammet. Lavest turbiditet var ved pH i klarvann på 6.4, som gav turbiditet i klarvannsfasen på 6.5 FNU. pH i klarvannsfasen mellom 4.6 og 5.7, og med dosering på 0.5 og 0.75 mg kitosan/l, gav turbiditet i klarvannsfasen mellom 5.7 og 7.7 FNU. Alle testene med 0.75 mg kitosan/l i spyleslammet hadde turbiditet under 10 FNU i klarvannet.

I dette forsøket er det funnet ut at kitosan-basert polymer kan brukes som flokkulant for å fortykke spyleslammet, fra et tremedia-filter med PIX-318 A15 som koagulant. Bruk av pH-justerer sammen med kitosan gir lavere turbiditet i klarvannsfasen, men mer volumiøst fortykket spyleslam. pH i klarvannsfasen under 4.0 gir høyere turbiditet, mens pH i klarvannsfasen mellom 4.6 og 5.7 gir best resultat. Dosering på 0.75 mg kitosan/l er den doseringen som fungerer best over et bredt pH-spekter.

5.1 Videre arbeid

Med utgangspunkt i det utførte mastergradsarbeidet foreslås det å videreføre forsøkene for følgende problemstillinger:

- ⇒ Bruk av returvann fra klarvannsfasen med kitosan som flokkulant i fortykker.
- ⇒ Se på slamkonsentrasjon og slamvolum av det fortykkede slammet i sedimenteringstanken etter lengre sedimenteringstid.
- ⇒ Undersøke om kitosan-basert polymer kan brukes som flokkulant i fortykker i et tremedia-filter med kitosan som koagulant.

Referanser

- ABV (2020). *Vannkilder, ABV*. URL: <http://www.abvann.no/vannkilder/>.
- Avfallsforskriften (2004). *Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften) - Lovdata*. URL: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-930?q=h%7B%5Caa%7Dndtere%20farlig%20avfall> (sjekket 25.11.2020).
- Bjerke, V. (2020a). *Personelig Kommunikasjon*.
- Bjerke, V. (2020b). *Resultater fra pilotforsøk returvannsstrømmer Norsk Vann mars 2020*.
- Brandt, J. og Ording, F. (2014). Aktuelle metoder for NOM-fjerning.
- Brandt, J. og Hem, L. (2020). Personelig kommunikasjon. epost 4. september.
- Braathe, G. E. (2020). Bærekraftig koagulant : et pilotforsøk med kitosan i tremedia- filter. Masteroppgave. Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.
- Chatsungnoen, T. og Chisti, Y. (2018). Biofuels from Algae. I: 2. utg. New Zealand. Kap. 11. URL: <https://www.sciencedirect.com/topics/engineering/flocculants>.
- Chen, J., Kazzaz, A. E., AlipoorMazandarani, N., Feizi, Z. H. og Fatehi, P. (2018). Production of flocculants, adsorbents, and dispersants from lignin. *Molecules* 23 (4): 1–25. DOI: [10.3390/molecules23040868](https://doi.org/10.3390/molecules23040868).
- Christensen, E. (2018). Use of zirconium and chitosan coagulants for physicochemical and hygienic water treatment. Ph.d.-avh. Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.
- Crittenden, J. R., Trussell, R. R., Hand, D. W., Howe, K. J. og Tchobanoglous, G. (2012). *Principles and Design*. 3. utg. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc.
- Duan, J. og Gregory, J. (feb. 2003). Coagulation by hydrolysing metal salts. *Advances in Colloid and Interface Science* 100-102 (SUPPL.): 475–502. DOI: [10.1016/S0001-8686\(02\)00067-2](https://doi.org/10.1016/S0001-8686(02)00067-2).
- Eikebrokk, B. (2012). Veiledning for drift av koaguleringsanlegg. *Norsk vann-rapport, 188:160*.
- FHI (2018). *Fakta om akrylamid - FHI*. URL: <https://www.fhi.no/ml/miljo/miljogifter/fakta/fakta-om-akrylamid/> (sjekket 21.11.2020).
- Forskrift om organisk gjødsel, G. (2003). *Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav - Lovdata*. URL: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2003-07-04-951> (sjekket 25.11.2020).
- Gheraout, D. (apr. 2015). Brownian Motion and Coagulation Process. *American Journal of Environmental Protection* 4 (5): 1. DOI: [10.11648/j.ajeps.s.2015040501.11](https://doi.org/10.11648/j.ajeps.s.2015040501.11).
- Helseth, L. E. og Ore, S. (2018). *Polymerisasjon*. URL: <https://snl.no/polymerisasjon> (sjekket 11.11.2020).
- Hem, L. (2020). *Personelig Kommunikasjon*.

- Laskowski, J. S. (okt. 2013). Surface chemistry fundamentals in fine coal processing. I: *The Coal Handbook: Towards Cleaner Production*. Bd. 1. Elsevier Inc.: 347–421. DOI: [10.1533/9780857097309.2.347](https://doi.org/10.1533/9780857097309.2.347).
- Liltved, H. og Vogelsang, C. (2014). Rensing av partikkelholdig tunnelvann med kitosan. *Vann* 03: 327–334. URL: https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2014_910118.pdf.
- Mattilsynet (2020). *Veiledning til drikkevannsforskriften / Mattilsynet*. URL: https://www.mattilsynet.no/om_mattilsynet/gjeldende_regelverk/veiledere/veiledning_til_drikkevannsforskriften.25091 (sjekket 12.12.2020).
- Muylaert, K., Bastiaens, L., Vandamme, D. og Gouveia, L. (jun. 2017). Harvesting of microalgae: Overview of process options and their strengths and drawbacks. I: *Microalgae-Based Biofuels and Bioproducts: From Feedstock Cultivation to End-Products*. Elsevier Inc.: 113–132. DOI: [10.1016/B978-0-08-101023-5.00005-4](https://doi.org/10.1016/B978-0-08-101023-5.00005-4).
- Paulsrud, B. (2020). *Regelver, Behandlingsmetoder og bruksområder for koagulerings slam fra vannverk*. URL: <https://norskvann.no/index.php/component/rsfiles/preview?path=arrangementer%252Ffagtreff20%252Fparallellid%252F1d11Paulsrud.pdf>.
- Sanna, O. (2019). *Bruken av polymerer til drikkevannsbehandling*. URL: <https://docplayer.me/143534051-0ve-sanna-polymerer-bruken-av-polymerer-til-drikkevannsbehandling-norsk-vannforening-18-mars-2019.html> (sjekket 23.11.2020).
- Skogerbø, G. (2020). *Mikroplast i avløpsvann, avløps slam og jord, Rapport 253*. Norsk Vann. Hamar: Norsk Vann.
- Tarleton, E. og Wakeman, R. (2007). Pretreatment of suspensions. I: *Solid/Liquid Separation*. Elsevier: 126–151. DOI: [10.1016/b978-185617421-3/50003-1](https://doi.org/10.1016/b978-185617421-3/50003-1).
- Teigset, S. B. (2019). Påvirkningen av returstrømmer fra filterspyling : et pilotforsøk med bruk av tremedia- filter. Masteroppgave. Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.
- Ver Vers, L. M. (1999). Determination of acrylamide monomer in polyacrylamide degradation studies by high-performance liquid chromatography. *Journal of Chromatographic Science* 37 (12): 486–494. DOI: [10.1093/chromsci/37.12.486](https://doi.org/10.1093/chromsci/37.12.486).
- Ødegaard, H. (2014). *Vann- og Avløpsteknikk*. I: 2.utgave. Hamar: Norsk Vann. Kap. 8. og 14.
- Ødegaard, H. (2015). *Veiledning for dimensjonering av vannbehandlingsanlegg - PDF Gratis nedlasting*. URL: <https://docplayer.me/13830759-Veiledning-for-dimensjonering-av-vannbehandlingsanlegg.html> (sjekket 01.12.2020).

Vedlegg A. Analyse av spylevannprøver

A.1 Måling av turbiditet med turbidimeter

Utstyr

- Turbidimeter (Hack 2100N Turbidimeter)
- Glassbeholder
- Mileporevann
- Vannprøve

Mellom bruk er turbidimeteret avslått og glassbegeret er fylt med mileporevann. Før hver vannprøve ble glassbegeret først skylt med mileporevann, deretter ble innsiden av begeret skylt med vannprøven. Videre ble glassbegeret fylt med vannprøven, og begeret ble tørket for eventuelt dråper og skitt før det ble satt inn i turbidimeteret. Vannprøven ble bestrålt i 5 min for å gi en stabil måling. Turbidimeteret gir turbiditeten med enheten FNU.



Figur A.1: Turbidimeter, Hack 2100N. (Teigset, 2019)

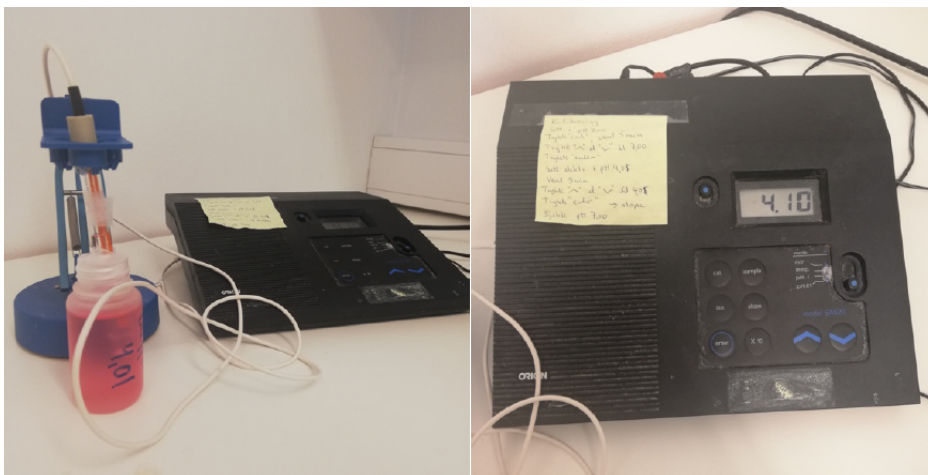
A.2 Måling av pH med pH-meter

Utstyr

- pH-meter (Radiometer Analytic Model PHM 210)
- Elektrode (GK 2401)
- Parafilm M (American National Can TM)
- spylevannsprøve
- Kalibreringsbuffer (pH 7.00 og pH 4.01)
- Målebeger
- Mileporevann
- KCl

Mellom prøveseriene var elektroden nedsunket i bufferløsning 4.01 og hullet for påfyll av KCl tildekt med parafilm. Før hver prøveserie ble pH-meteret kalibrert. Først ble parafilm fjernet og rikelig mengde med KCl ble fylt i elektroden før kalibrering. Elektroden ble skylt med mileporevann før det ble satt i pH-buffer 7.00. Etter 5 min. i bufferen ble pH-meteret justert til riktig pH. Deretter ble pH-meteret skylt med mileporevann og elektroden ble nedsunket i pH-buffer 4.01. Etter 5 min ble pH-meteret justert til riktig pH. Etter kalibrering ble elektroden skylt med mileporevann.

Før hver vannprøve ble elektroden først skylt med mileporevann, deretter ble det skylt med vannprøven før det ble nedsunket i vannprøven. Etter 5 min. ble resultatet avlest for at pH meteret skulle rekke å stabilisere seg på riktig pH verdi.



Figur A.2: pH-meter, Radiometer Analytic Model PHM 210. (Teigset, 2019)

A.3 Måling av suspendert stoff

Utstyr

- Filter med maskevidde $0.45\mu\text{m}$
- Vannprøve
- Mileporevann
- Pumpe
- Vakuumsystem for gjennomslag av vann
- Vekt
- Varmeskap $v/105 \pm 3$
- Pinsett

Filteret tørkes først i tørkeskap før de tas i bruk. Bruk pinsett ved håndtering av filteret. Filterene har en maskestørrelse på $1.2\mu\text{m}$ og er produsert av VWR. Etter at filteret har tørket i minst 2 timer i tørkeskap, veies filteret opp. Deretter settes filteret i vakuumsystemet for gjennomslag av vannprøven. Pumpen er av typen Diaphragm Vacuum Pump. Mål opp vannprøve og hell det på filteret og skru på pumpen. Etter at vannprøven er filtrert gjennom filteret, legges filteret på en skål og settes videre inn i tørkeskapet til dagen etterpå. Dagen etterpå veies filteret opp. Tar det mer en 3.5 min å filtrere vannprøven gjennom filteret, reduseres vannprøvevolumet.



(a) Vakuumsystem med pumpe av typen Diaphragm Vacuum Pump



(b) Filter med maskestørrelse $1.2\mu\text{m}$ og produsert av VWR



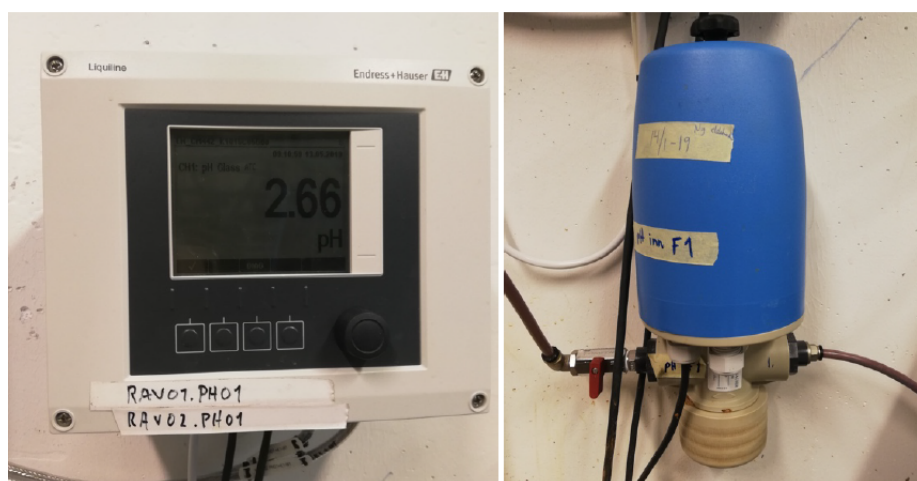
(c) Vekt av typen METTLER AT200

Figur A.3: Utstyr brukt for å finne mengde suspendert stoff i spylevannsprøvene

Vedlegg B. Online instrumenter

B.1 pH-meter

Online pH-meteret er levert av Endress + Hauser. pH-metere målte koagulering-pH og rentvanns-pH. Målingene ble sendt automatisk til datasystemet og plottet til grafform. Kalibrering av pH-meter ble gjort en gang i uken, ved to punkts kalibrering bruk av bufferløsning pH 7.00 og pH 4.01.



Figur B.1: Online pH-meteret er levert av Endress + Hauser. (Teigset, 2019)

B.2 Turbidimeter

Online turbidimeteret som ble brukt var en 200TM Controller levert av HACH. Den måler partikkelinnhold på filtrert vann for filterkolonnen. Målingene ble sendt automatisk til datasystemet og plottet til grafform.



Figur B.2: Online turbidimeter, 200TM Controller. (Teigset, 2019)

Vedlegg C. Drift av sedimenteringskolonne

Anbefalinger for drift av pilotanlegget ved bruk av jern som koagulant og kitoflokk og HCl 15% (syre for å justere pH) som fellingsmiddel i sedimenteringskolonne.

Utblanding av Kitoflokk ble gjort etter følgende måte:

- Vei opp 10 g Kitoflokk.
- Mål opp 500 ml med mileporevann.
- Hell mileporevann i egnet beholder, deretter tilsettes kitoflokk i beholder under hurtig omrøring.
- Når blandingen er homogen tilsettes 5 ml med konsentrert saltsyre (HCl 35%).
- La blandingen stå på omrøring i 30 min. før den tas i bruk.
- Blandingen har en holdbarhet på ca. 7 dager.

Anlegget ble driftet etter disse parameterene:

- PIX318 A15: 3.0 mg Fe/l
- Fellings pH: 4.35
- Filterbelastning: 4.5 m/h

Anlegget ble spylt etter 48 timer med drift. Spylingsprosessen er vist i tabell [C.1](#)

Tabell C.1: Spylefrekvens av tremedia-filter.

Prosess	Lengde	Mengde
Nedsenking	3.35 → 2.60 m	
Luftspyling	180 sek	
Vannspyling	270 sek	72 l/min
Modningstid	90 min	

C.1 Anbefalt dosering til sedimenteringskolonne

Ved bruk av kitoflokk og HCl 15% som fellingsmiddel i sedimenteringskolonne er det anbefalt å drifte med 0.5 g/m^3 eller 0.75 g/m^3 og tilsette mellom $50\text{-}100\mu\text{l/l}$ med HCl 15%. Tabell C.2 viser de innstillingene som skal settes for å få ønsket resultat. Hva slags resultater som kan forventes med tanke på turbiditet og $\text{pH}_{\text{klarvann}}$ er representert i figur C.1

Tabell C.2: Dataplottet inn i pilotfor å få ønsket dosering.

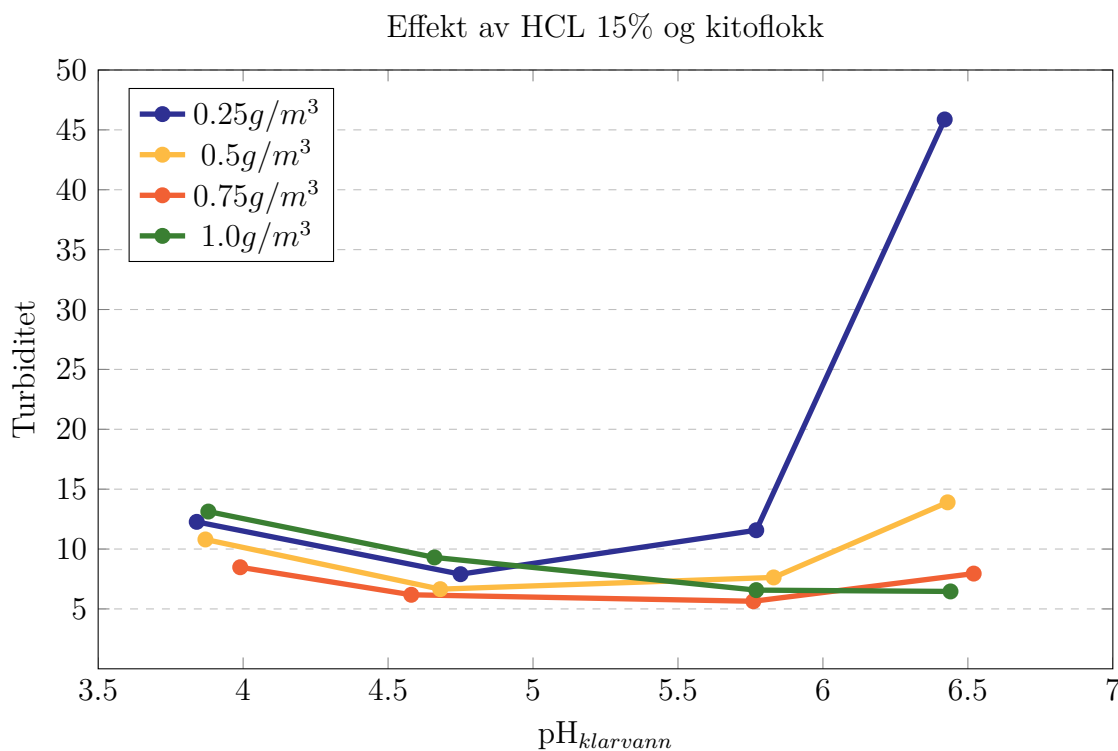
Beskrivelse kontrollpanel til pilot	Innstillinger	$\text{pH}_{\text{klarvann}}$
SP: Konsentrasjon i virkestoff i doseringstank DPS	20 g/l	
SP: Ønsket dos. polymer Spyling DPS01_PU01	0.25, 0.50*, 0.75*, 1.00 g/m^3	
Konsetrasjon virkestoff i doseringstank til fortykker	50.00 g Me/l	
Ønsket dos. Fellingskem. Spyling DFE03_PU01	0.00 mg Me/l	6.40 - 6.50
	2.50 mg Me/l**	5.50 - 5.80
	5.00 mg Me/l***	4.65 - 4.80
	7.50 mg Me/l****	3.80 - 4.00

* Anbefalt dosering kitoflokk

** 2.50 mg Me/l \rightarrow ca. $50\mu\text{l/l}$ HCl 15%.

*** 5.00 mg Me/l \rightarrow ca. $100\mu\text{l/l}$ HCl 15%.

**** 7.50 mg Me/l \rightarrow ca. $150\mu\text{l/l}$ HCl 15%.



Figur C.1: Turbiditet mot $\text{pH}_{\text{klarvann}}$ for de ulike doseringsmengdene



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway