



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

**Masteroppgave 2022 30 stp**  
Fakultetet for realfag og teknologi

## **Pilotforsøk med Moldeprosessen på råvann fra Farris; kartlegging av optimale koaguleringsbetingelser og filterhastighet**

Pilot-scale investigation with Moldeprosessen;  
identifying optimal coagulation conditions and filter  
velocity

Herman Jacobsen Andersen  
Vann- og miljøteknikk



## Forord

Med denne oppgaven avslutter jeg mine 5 år på Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, på studiet vann- og miljøteknikk. Lars Hem har vært min veileder gjennom denne perioden. Prosjektet har vært i samarbeid med Vestfold Vann IKS, der Asplan Viak og Norconsult er engasjert som konsulenter. En del av forarbeidet til oppgaven har bestått i drift av pilotanlegget med Moldeprosessen og prøvetakning, hos Vestfold Vann IKS, på Seierstad i Larvik, der jeg har holdt til på anlegget gjennom våren 2022.

Jeg vil takke Vestfold Vann IKS, og alle som har tatt meg godt imot på Seierstad. Jeg vil rette en stor takk til spesielt Ryan Mathisen for et godt samarbeid, og for hjelp med prøvetakning, opplæring og drift av pilotanlegget, opplæring på laboratoriet og svar på alle spørsmålene jeg har kommet med. Jeg vil også takke for et godt samarbeid med Asplan Viak og Norconsult.

Jeg vil rette en takk til Guard, som har stått for programmeringen i Citect, og gjort det mulig å overvåke og drifte pilotanlegget, både på anlegget og hjemmefra.

Til slutt vil jeg rette en stor takk til min veileder Lars Hem, som har vært til veldig stor hjelp gjennom dette semesteret. Han har bistått meg godt gjennom møter over Teams, der han har svart på alle spørsmål jeg har kommet med, og ved retting og kommentarer til utkast og det jeg har skrevet.

Ås 14.05.2022

---

Herman Jacobsen Andersen

## Sammendrag

Endring av fargetall i Farris og befolkningsvekst i Vestfold har ført til at Vestfold Vann IKS må oppgradere renseanlegget sitt på Seierstad. I den anledning har Vestfold Vann bygget to pilotanlegg, der de skal sammenligne to ulike renseprosesser. Det ene pilotanlegget fokuserer på en UF-membran, og det andre er Moldeprosessen.

Denne oppgaven omhandler driftsoptimalisering av Moldeprosessen, med råvann fra Farris. I denne oppgaven blir det sett på optimal koagulantdosering, optimal filterhastighet, og optimalisering av modning. Videre har det også blitt sett på modningstid og trykktap, for å se hvor lange filtersykluser som kan oppnås. Koagulanten som er brukt under forsøksperioden er PIX-318. Det er også blitt analysert prøvevann etter filter med ulike koagulantdoseringer og filterhastigheter, der parametere som fargetall, turbiditet, kalsiuminnhold, koagulerings-pH, pH etter filter, restjern og ledningsevner er testet. Her er det blitt testet koagulantdoseringer fra 2,0 mg Fe/l og opp til 4,2 mg Fe/l. Filterhastigheten har variert fra 4 m/h opp til 10 m/h.

Resultater fra de tre fasene som er blitt kjørt i denne perioden har resultert i en anbefalt koagulantdosering på 4,2 mg Fe/l, med dobbel mengde under modning. Filterhastighet på 8 m/h ga tilfredsstillende resultater samtidig som at produksjonen av rentvann holdes på et høyt nivå. Tester av parameterne med koagulantdosering på 4,2 mg Fe/l ga tilfredsstillende resultater, da alle var innenfor drikkevannsforskriften og mattilsynets krav og erfaringer ved koaguleringsanlegg, bortsett fra kalsium-innholdet, som ligger litt under anbefalt minstegrense.

## Abstract

Changes in color in Farris and population growth in Vestfold have led to Vestfold Vann IKS having to upgrade its treatment plant at Seierstad. On this occasion, Vestfold Vann has built two pilot plants, where they will compare two different treatment processes. One pilot plant focuses on a UF membrane, and the other is the Moldeprosess. This master thesis addresses operational optimization of the Moldeprosess, with raw water from Farris. Here, optimal coagulant dosing, optimal filter velocity, and optimization of maturation have been considered. Maturation time and pressure loss have been looked at to see how long filter cycles can be achieved. The coagulant used during the period is PIX-318. Sample water by filter with different coagulant dosages and filter rates has also been analyzed, where parameters such as color, turbidity, calcium content, coagulant pH, pH after filter, residual iron and conductivities have been tested. The coagulant dosages were from 2.0 mg Fe/l and up to 4.2 mg Fe/l. The filter velocity has varied from 4 m/h up to 10 m/h.

Results from the three test periods that have been run during this period have resulted in a recommended coagulant dose of 4.2 mg Fe/l, with double the amount during maturation. Filter velocity of 8 m/h gave satisfactory results while keeping the production of clean water at a high level. Tests of the parameters with a coagulant dosage of 4.2 mg Fe/l gave satisfactory results, as all were within the drinking water regulations and the Norwegian Food Safety Authority's requirements and experience at coagulation plants, except for the calcium content, which is slightly below the recommended minimum limit.

# Innholdsfortegnelse

<b>FORORD</b> .....	<b>I</b>
<b>SAMMENDRAG</b> .....	<b>II</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>III</b>
<b>INNHALDSFORTEGNELSE</b> .....	<b>IV</b>
<b>FIGURLISTE</b> .....	<b>VI</b>
<b>TABELLISTE</b> .....	<b>VIII</b>
<b>ORDFORKLARING</b> .....	<b>X</b>
<b>1. INTRODUKSJON OG BAKGRUNN</b> .....	<b>1</b>
1.1    INNLEDNING .....	1
1.2    FARRIS SOM RÅVANNSKILDE.....	3
<b>2. TEORI</b> .....	<b>5</b>
2.1    KOAGULANT .....	5
2.1.1    Koaguleringsprosessen .....	5
2.1.2    Koaguleringsanlegg .....	7
2.1.3    Koagulanter .....	8
2.1.4    Koagulantdosering.....	9
2.1.5    Slamproduksjon .....	10
2.2    FILTRERING.....	12
2.2.1    Filtrering gjennom granulært media .....	12
2.2.2    Trykktap i filtersenger.....	13
2.2.3    Spyling.....	15
2.2.4    Korrosjonskontroll i filter .....	16
2.2.5    Moldeprosessen.....	17
2.3    PARAMETERE .....	20
2.3.1    Turbiditet .....	20
2.3.2    Fargetall.....	21
2.3.3    pH.....	22
2.3.4    Ledningsevne .....	23
2.3.5    Alkalitet.....	23
2.3.6    Jern.....	24
2.3.7    Kalsium og magnesium.....	25
2.3.8    Drikkevannsforskriften.....	26
<b>3. METODE</b> .....	<b>27</b>
3.1    BESKRIVELSE AV PILOTANLEGGET .....	27
3.1.1    Koagulant.....	28
3.1.2    Filterkolonne .....	29
3.1.3    Spyling.....	31
3.1.4    Programvare.....	33
3.2    PRØVEPERIODE .....	34
3.2.1    Fase 1 – Optimal koagulantdosering.....	35
3.2.2    Fase 2 – Filterhastighet.....	35
3.2.3    Fase 3 – Modning.....	36
3.3    VANNANALYSE .....	37
3.3.1    Ledningsevne .....	38
3.3.2    pH-meter.....	39
3.3.3    Magnesium og kalsium.....	40
3.3.4    Jern.....	41
3.3.5    Fargetall.....	42

<b>4.</b>	<b>RESULTATER OG DISKUSJON .....</b>	<b>43</b>
4.1	FASE 1 – OPTIMAL KOAGULANTDOSE .....	43
4.1.1.	<i>Fargetall og turbiditet ved ulike doseringsmengde</i> .....	44
4.1.2.	<i>Fargetall og turbiditet som funksjon av koagulerings-pH</i> .....	45
4.1.3.	<i>Turbiditet som funksjon av tid</i> .....	46
4.1.4.	<i>Overordnet diskusjon – Fase 1</i> .....	47
4.2	FASE 2 – FILTERHASTIGHET .....	48
4.2.1	<i>Endring av turbiditet i modningsperioden</i> .....	49
4.2.2	<i>Trykktap i filter</i> .....	53
4.2.3	<i>Slamproduksjon og slamlagring</i> .....	58
4.2.4	<i>Parametere</i> .....	61
4.2.5	<i>Overordnet diskusjon – Fase 2</i> .....	68
4.3	FASE 3 – MODNING.....	69
4.4	FEILKILDER .....	73
<b>5.</b>	<b>KONKLUSJON.....</b>	<b>76</b>
5.1	FORSLAG TIL VIDERE ARBEID.....	78
	<b>REFERANSER .....</b>	<b>80</b>
	<b>VEDLEGG A. VERDIER BRUKT I DIAGRAMMER I 4. RESULTATER.....</b>	<b>82</b>

## Figurliste

Figur 1.1 - Ledningsnettet til Vestfold Vann (Vestfold Vann IKS, 2022).....	2
Figur 1.2 – MBA av Moldeprosess (Klaastad, 2022).....	4
Figur 2.1 - Oppbygging av de ulike koaguleringsprosessene (Ødegaard et al., 2015). ....	7
Figur 2.2 - Trykktap, modningsperiode og rentvannskvalitet uttrykt ved turbiditet, som en funksjon av filtreringstid (Ødegaard et al., 2015). ....	14
Figur 2.3 - Oppbygging av typisk filter i Moldeprosess (Brandt & Ording, 2010) .....	18
Figur 3.1 - Enkel fremvisning av pilotanlegget. ....	27
Figur 3.2 – Doseringpumpe, Qdos 30 universal.....	29
Figur 3.3 – Oppdeling av filterkolonnen med filtermasser. ....	30
Figur 3.4 - Oversikt over spylefrekvens .....	32
Figur 3.5 – Parametere som kan endres i Citect .....	34
Figur 3.6 - Spektrofotometer DR6000 fra Hach .....	38
Figur 3.7 - pHenomenal® Conductivity/TDS/°C Meter. Modell CO 3100L.....	39
Figur 3.8 - pH 7110, levert av WTW. ....	39
Figur 3.9 – Nummerering på glassene som blandingen skal opp i.....	40
Figur 3.10 - Testkit for 521 Iron.....	42
Figur 3.11 – Kyvette som brukes for analyse av fargetall .....	42
Figur 4.1 - Fargetall og turbiditet ved ulik doseringsmengde. ....	44
Figur 4.2 - Fargetall og turbiditet ved ulik doseringsmengde. Dose 5 er tatt bort .....	45
Figur 4.3 - Turbiditet og fargetall som funksjon av koagulering- pH. ....	46
Figur 4.4 - Turbiditet som funksjon av tid ved dose 1-4. ....	47
Figur 4.5 – Endring av turbiditet over tid ved filterhastighet på 4 m/h.....	49
Figur 4.6 - Endring av turbiditet over tid ved filterhastighet på 6 m/h.....	50
Figur 4.7 - Endring av turbiditet over tid ved filterhastighet på 8 m/h.....	50
Figur 4.8 - Endring av turbiditet over tid ved filterhastighet på 10 m/h.....	51
Figur 4.9 - Endring av turbiditet ved dosering på 2,8 mg Fe/l .....	52
Figur 4.10 - Endring av turbiditet ved dosering på 3,5 mg Fe/l .....	52
Figur 4.11 - Endring av turbiditet ved dosering på 4,2 mg Fe/l .....	53



Figur 4.12 - Endring av trykktap over tid ved filterhastighet på 4 m/h.....	54
Figur 4.13 - Endring av trykktap over tid ved filterhastighet på 6 m/h.....	54
Figur 4.14 - Endring av trykktap over tid ved filterhastighet på 8 m/h.....	55
Figur 4.15 - Endring av trykktap over tid ved filterhastighet på 10 m/h.....	55
Figur 4.16 - Endring av trykktap over tid ved dosering på 2,8 mg Fe/l.....	56
Figur 4.17 - Endring av trykktap over tid ved dosering på 3,5 mg Fe/l.....	57
Figur 4.18 - Endring av trykktap over tid ved dosering på 4,2 mg Fe/l.....	57
Figur 4.19 - Trykktap som funksjon av slamlagring ved filterhastighet 4 m/h.....	58
Figur 4.20 - Trykktap som funksjon av slamlagring ved filterhastighet 6 m/h.....	59
Figur 4.21 - Trykktap som funksjon av slamlagring ved filterhastighet 8 m/h.....	60
Figur 4.22 - Trykktap som funksjon av slamlagring ved filterhastighet 10 m/h.....	60
Figur 4.23 - Farge ved filterhastighet på 4 m/h, 6 m/h, 8 m/h og 10 m/h, med doseringer på 2,8 mg Fe/l, 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l.....	61
Figur 4.24 - Restjern etter filter ved filterhastighet på 4 m/h, 6 m/h, 8 m/h og 10 m/h, med doseringer på 2,8 mg Fe/l, 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l.....	63
Figur 4.25 - Koagulerings-pH ved filterhastighet på 4 m/h, 6 m/h, 8 m/h og 10 m/h, med doseringer på 2,8 mg Fe/l, 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l.....	64
Figur 4.26 - pH etter filter ved filterhastighet på 4 m/h, 6 m/h, 8 m/h og 10 m/h, med doseringer på 2,8 mg Fe/l, 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l.....	65
Figur 4.27 - Farge ved filterhastighet på 4 m/h, 6 m/h, 8 m/h og 10 m/h, med doseringer på 2,8 mg Fe/l, 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l.....	66
Figur 4.28 - Kalsium ut av filter ved filterhastighet på 4 m/h, 6 m/h, 8 m/h og 10 m/h, med doseringer på 2,8 mg Fe/l, 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l.....	67
Figur 4.29 - Modningstid i Fase 2 og Fase 3, ved 8 m/h som filterhastighet og 4,2 mg Fe/l...	70
Figur 4.30 - Trykktap og turbiditet ved 4,2 mg Fe/l.5 filtersykluser fra Fase 3.....	71
Figur 4.31 - Modningstid med økt dosering under modning. 3,5 mg Fe/l med 7 mg Fe/l som dosering under modning. 4,2 mg Fe/l med 8,4 mg Fe/l under modning.....	72
Figur 4.32 - Trykktap og turbiditet ved 3 filtersykluser, 3,5 mg Fe/ som dosering.....	72
Figur A. 1 - Magnesium ut av filter ved filterhastighet på 4 m/h, 6 m/h, 8 m/h og 10 m/h, med doseringer på 2,8 mg Fe/l, 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l.....	88

## Tabelliste

Tabell 1.1 - Maksdøgn og maks månedsmiddel for Seierstad VBA og Eidsfoss VBA (Vestfold Vann IKS, 2020).....	1
Tabell 2.1 - Parametere fremstilt av AWWA fra 1980, viser kvalitetsgrenser for det ideelle råvann for direktefiltrering (Eikebrokk, 2012). ....	8
Tabell 2.2 - Optimal dosering og råvanns-pH for de mest brukte koagulantene, for turbiditetsfjerning (Ødegaard et al., 2015). ....	9
Tabell 2.3 - Konstanter for utregning av nødvendig doser for ulike koagulanter (Ødegaard et al., 2015). ....	10
Tabell 2.4 - Dimensjoneringsverdier for ulike steg under spyling Tabellen og verdiene er hentet fra Veiledning for «dimensjonering av vannbehandlingsanlegg» (Ødegaard et al., 2015). ....	16
Tabell 2.5 - Hardhet karakteriseres ved ekvivalent mengde kalsium eller kalsiumkarbonat (Ødegaard, 2014). ....	26
Tabell 2.6 - Grenseverdier for aktuelle parametere fra drikkevannsforskriften (Drikkevannsforskriften, 2017; Mattilsynet, 2021). ....	26
Tabell 3.1 - Plasseringene av stussene i filterkolonnen. ....	30
Tabell 3.2 - Parametere som overvåkes i Citect.....	33
Tabell 3.3 - De forskjellige koagulantdoseringene som ble testet ut i fase 1. ....	35
Tabell 3.4 - De ulike testene med forskjellige filterhastigheter og doseringsmengder.....	36
Tabell 3.5 - Parametere som analyseres på laboratoriet.....	37
Tabell 4.1 - Tid etter spyling før vannet ut av filter når turbiditet på 0,5 FNU, 0,2 FNU, 0,1 FNU og 0,06 FNU. ....	69
Tabell 4.2 - Verdi på parametere med 4,2 mg Fe/l som koagulantdosering ved 8 m/h som filterhastighet.....	70
Tabell 4.3 - Tid etter spyling før vannet ut av filter når turbiditet på 0,5 FNU, 0,2 FNU, 0,1 FNU og 0,06 FNU. Koagulantdosering på 3,5 mg Fe/l og filterhastighet på 8 m/h. ....	71

Tabell A. 1 - Fargetall, turbiditet og pH-felling for de forskjellige doseringsmengdene.....	82
Tabell A. 2 - Tiden (tt:mm) fra spyling avsluttes til vannet med ulike doseringer når gitt verdi på turbiditet. ....	82
Tabell A. 3 - Endring av turbiditet over tid ved filterhastighet 4 m/h.....	82
Tabell A. 4 - Endring av turbiditet over tid ved filterhastighet 6 m/h.....	82
Tabell A. 5 - Endring av turbiditet over tid ved filterhastighet 8 m/h.....	83
Tabell A. 6 - Endring av turbiditet over tid ved filterhastighet 10 m/h.....	83
Tabell A. 7 - Endring av turbiditet over tid ved koagulant dose 2,8 mg Fe/l .....	83
Tabell A. 8 - Endring av turbiditet over tid ved koagulant dose 3,5 mg Fe/l .....	83
Tabell A. 9 - Endring av turbiditet over tid ved koagulant dose 4,2 mg Fe/l .....	83
Tabell A. 10 - Trykktap over tid ved filterhastighet 4 m/h .....	84
Tabell A. 11 - Trykktap over tid ved filterhastighet 6 m/h .....	84
Tabell A. 12 - Trykktap over tid ved filterhastighet 8 m/h .....	85
Tabell A. 13 - Trykktap over tid ved filterhastighet 10 m/h .....	85
Tabell A. 14 - Trykktap over tid ved dosering 2,8 mg Fe/l .....	85
Tabell A. 15 - Trykktap over tid ved dosering 3,5 mg Fe/l .....	86
Tabell A. 16 - Trykktap over tid ved dosering 4,2 mg Fe/l .....	86
Tabell A. 17 - Farge (mg Pt/l) ved ulike doseringer og filterhastigheter – ut fra filter.....	87
Tabell A. 18 - Restjern (mg Fe/l) ved ulike doseringer og filterhastigheter .....	87
Tabell A. 19 - Koagulerings-pH ved ulike doseringer og filterhastigheter .....	87
Tabell A. 20 - pH rentvann ut av filter ved ulike doseringer og filterhastigheter .....	87
Tabell A. 21 - Ledningsevne ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) ut av filter ved ulike doseringer og filterhastigheter ....	87
Tabell A. 22 - Ledningsevne (mS/m) ut av filter ved ulike doseringer og filterhastigheter .....	88
Tabell A. 23 - Kalsiuminnhold (mg Ca/l) ut av filter ved ulike doseringer og filterhastigheter	88
Tabell A. 24 - Magnesiuminnhold (mg Mg/l) ut av filter ved ulike doseringer og filterhastigheter.....	88

## Ordforklaring

IKS – Interkommunale selskap

VBA – Vannbehandlingsanlegg

TOC – løst organisk stoff

UF – Membran – Ultra filter membran (poreåpning på 10-40 nm)

MBA – mikrobiell barriere analyse

# 1. Introduksjon og bakgrunn

## 1.1 Innledning

Vestfold Vann IKS er et interkommunalt selskap, som eies av Sandefjord, Færder, Tønsberg, Horten og Holmestrand ([Vestfold Vann IKS, 2022](#)). Selskapet leverer drikkevann til disse kommunene. Råvannet blir hentet fra to kilder; Eikeren og Farris. Vannet fra Eikeren blir sendt til Eidsfoss Vannbehandlingsanlegg (VBA), og råvannet fra Farris blir sendt til Seierstad VBA. Figur 1.1 viser ledningsnettets til Vestfold Vann, fra Seierstad VBA og Eidsfoss VBA, og hvordan dette fordeler seg på sine eierkommuner. Tabell 1.1 viser maks månedsmiddel og maksdøgn for begge anleggene. Årlig leverer Vestfold Vann ca. 23 millioner m<sup>3</sup> til sine eierkommuner. Eidsfoss VBA står for 65 % av dette, mens 35 % er fra Seierstad VBA. I perioder med økt etterspørsel av vann, økes produksjonen på Seierstad ([Vestfold Vann IKS, 2020](#)).

Tabell 1.1 - Maksdøgn og maks månedsmiddel for Seierstad VBA og Eidsfoss VBA ([Vestfold Vann IKS, 2020](#)).

<b>Seierstad</b>	<b>m<sup>3</sup>/dag</b>	<b>l/s</b>
Maks månedsmiddel	65 000	750
Maksdøgn	70 000	810
<b>Eidsfoss</b>		
Maks månedsmiddel	90 000	1042
Maksdøgn	95 000	1100

Fargetallet og løst organisk stoff (TOC) i norske drikkevannskilder har økt vesentlig de siste ti-årene (siste 30 årene, spesielt sommeren 2000), og det er spådd at dette vil fortsette å øke. En av grunnene til denne økningen er trolig knyttet til mindre sur nedbør ([Tryland et al., 2016](#)). Dette er noe som kan forårsake problemer for vannrenseanlegg, som i verste fall må bygge om hele anlegget og/eller endre rensemetode. Befolkningsvekst er også en faktor som er med på å påvirke produksjonen av drikkevann. Som nevnt tidligere økes produksjonen på Seierstad når etterspørselen øker. Dette er typisk i sommerhalvåret, da det er høyt forbruk av vann, samtidig som nedbøren ikke er så intensiv. Dette fører til økt produksjon av drikkevann, noe ikke alle vannbehandlingsanlegg har kapasitet til.



Figur 1.1 - Ledningsnett til Vestfold Vann fra Seierstad VBA i sør til Eidsfoss VBA i nord. Vest for Seierstad VBA er Farris (Vestfold Vann IKS, 2022).

Seierstad VBA skal oppgradere sitt anlegg, og har i den anledningen bygget to pilotanlegg i samme bygg. Her er det bygget et anlegg med Moldeprosessen, og det andre anlegget består blant annet av en UF-membran. Planen er at disse anleggene skal driftes samtidig, der ulike driftsoptimaliseringer skal undersøkes. Både Norconsult og Asplan Viak er med som konsulenter i dette prosjektet.

Denne oppgaven omhandler driftsoptimalisering av Moldeprosessen, med råvann fra Farris. Den er delt opp i tre faser, der det skal undersøkes hva som er den optimale koagulantdosering, optimale filterhastigheten, og hvilke betingelser som fører til mest optimal modningstid.

Dagens anlegg på Seierstad ble bygd om i 2001, fra et enkelt sandfiltreringsanlegg med klorering, til et kontakfiltreringsanlegg. Dagens anlegg bruker PAX-318 (og Praestol DW20 flocculant) som koagulant, før det går til sandfiltrering. Her er det et tomediafilter, det inneholder Filtralite Pure NC 0,8–1,6 og Antracite. Videre benyttes det klor og UV-stråling som desinfeksjon, før lut tilsettes for å øke pH. Ammoniakk tilsettes også for å danne kloramin.

Dette fører til en hygienisk barriere på ledningsnettet. Karbonatisering ved CO<sub>2</sub> og mikronisert marmor ([Vestfold Vann IKS, 2020](#)).

Formålet med denne oppgaven er å se på driftsoptimaliseringer med Moldeprosessen med rensing av råvann fra Farris. Det skal da testes en koagulant (PIX-318), for å se på optimal dosering av koagulant. Det skal også testes ulike filterhastigheter for å se hvilken hastighet som gir optimale resultater, og for å se om filterhastigheten kan økes under perioder med større etterspørsel. Det skal også sees på modningstid, og betingelser rundt dette. Da gjelder det med spyling og økt koagulantdosering under modning, for at det ikke skal gå for lang tid før anlegget produserer rent vann igjen. Det blir da sett på parametere som fargetall, turbiditet, rest-jern, ledningsevne og driftstid.

## 1.2 Farris som råvannskilde

Farris er en innsjø som har sin største del i Larvik kommune. Den strekker seg også til Porsgrunn kommune i nord, og inn i Siljan kommune. Farris har et areal på 22 km<sup>2</sup> og har en maksimaldybde på 140m, og gjennomsnittlig dybde på 35 m ([Valinia et al., 2017](#)). Drikkevannsreservoaret leverer drikkevann til ca. 200 000 innbyggere ([bedreVANN & Norsk Vann, 2015](#)).

En utfordring med Farris som drikkevannskilde, og generelt er endringen av TOC og fargetall. En økning av både fargetall og TOC skjøt fart i 1990, siden dette har fargetallet fortsatt å stige jevnlig, med noen svingninger, fram til i dag. I årene 1984-2014 har fargetallet i gjennomsnitt fra alle fire årstider, steget 0,64 mg Pt/l hvert år ([Tryland et al., 2016](#)). Det forventes en lignende økning de 10 neste årene, fra 2014. Det vil si at i år 2024 kan det forventes fargetall på 6,4 mg Pt/l høyere enn det det var i 2014. Gjennomsnittlig fargetall for februar og mars 2022 er på 35 mg Pt/l. Der laveste fargetall var på 33 mg Pt/l og høyeste fargetall var på 40 mg Pt/l.

Det er blitt gjort en mikrobiell barriere analyse (MBA) for Farris som råvannskilde med Moldeprosessen som renseprosess. En MBA tar for seg kvalitet på råvann, med historiske og ferske data. Dette avgjør barrierehøyden som er nødvendig, samtidig som at vannverkets

størrelse er med å påvirke utfallet av MBA. Barrierehøyden defineres som den log-reduksjonen som må oppnås i vannverket ([Ødegaard et al., 2014](#)). Log-reduksjonen tar for seg bakterier, virus og parasitter. En MBA tar også for seg barrierenivå for nedslagsfelt og vannkilde, partikkelseparasjonsbarrierer i vannbehandlingen og desinfeksjonsbarrierer. Til slutt legges barrierenivåene sammen og trekkes fra barrierehøyden, og man får en total barrierestatus. Hvis det oppnås en turbiditet på mindre eller lik 0,1 FNU, er det i følge MBA-veiledningen full barriererekreditt ([Ødegaard et al., 2014](#)).

Det er tatt høyde for at utslipp av spillvann til Farris kan forekomme, derfor klassifiseres Farris som en Da-kilde ([Ødegaard et al., 2014](#)). Det blir da tatt utgangspunkt i et «worst case scenario». Figur 1.2 tar for seg vannverkets barrierestatus med Moldeprosessen som alternativ renseprosess. Analysen er utført av Asplan Viak, ved Eline Klaastad.

#### **Alternativ 1: Moldeprosess**

Samlet barriereeffekt med Moldeprosess:	$9,69b + 6,11v + 5,90p$
+ Nødvendig barrierehøyde:	$6,00b + 6,00v + 4,00p$
Vannverkets barrierestatus:	$3,69b + 0,11v + 1,90p$

*Figur 1.2 – MBA av Moldeprosess som alternativ vannbehandlingsprosess med Farris som råvannskilde. Nødvendig barrierehøyde for Bakterier + Virus + Parasitter ([Klaastad, 2022](#)).*

Figur 1.2 viser at Moldeprosessen er tilstrekkelig for renseprosessen ved bruk av Farris som råvannskilde, da ingen av verdiene er negative. Det oppnås ikke uten hjelp fra klordosering og UV-stråling for å oppnå tilstrekkelig kvalitet på drikkevannet, så dette er et punkt som bør sees nærmere på ([Klaastad, 2022](#)).



## 2. Teori

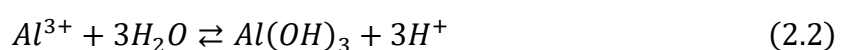
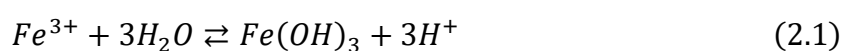
### 2.1 Koagulant

Ved koagulering tilsettes det koagulant som oftest inneholder salter av jern og aluminium. Dette tilsettes for å fjerne kolloider og humusmolekyler i råvannet. Disse partiklene er såpass små, at det er vanskelig å fjerne dem. Metallionene i koagulanten er positivt ladet, og nøytraliserer de negativt ladede partiklene når de reagerer. Partiklene destabiliseres, og det dannes fnokker. Dette skjer ved at partiklene reagerer med koagulanten, og partiklene løper sammen til større aggregater ([Metcalf & Eddy et al., 2014a](#)). Fnokkene som dannes etter at koagulanten er blandet inn, er fortsatt små, rundt 1-10  $\mu\text{m}$  ([Ødegaard, 2014](#)). Ved bevegelser og omrøringer i vannet kan disse nøytralladede fnokkene kolliderer med andre fnokker, og danner da større fnokker (flokkulering). De får nå en størrelse på 100-1000  $\mu\text{m}$ . Størrelsen på fnokkene er såpass stor, at det er enkelt å separere dem fra vannet ([Ødegaard, 2014](#)). Det er ikke bare kolloidale partikler og humus som fjernes i koaguleringsprosesser. Det er også mikrobielle forurensinger, tungmetaller, organiske mikroforurensninger, jern og mangan som blir fjernet i prosessen ([Ødegaard et al., 2015](#)).

#### 2.1.1 Koaguleringsprosessen

Ved tilsetning av koagulant, vil det skje en utfelling. Utfellingsproduktet er metallhydroksid.  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  for jern, og  $\text{Al}(\text{OH})_3$  for aluminium. Etter utfellingen kan man også observere så at turbiditeten er redusert ([Ødegaard, 2014](#)). Utfellingen skjer over flere mellomsteg. Disse mellomstegene er ladede hydrolytiske mellomprodukter. Disse reagerer med de kolloidale partiklene ettersom kolloider i vann bærer en negativ ladning ved normal pH ([Ødegaard, 2014](#)).

Forenklet kan man skrive:



Det dannes en sky av positive mot-ioner rundt en kolloidal negativt ladet partikkel som kalles dobbeltlaget. Kolloiden sin ladning stabiliseres, da mot-ionene nøytraliserer ladningen. Den vil ikke løpe sammen med andre kolloider. Dobbeltlaget avhenger av ionestyrken som er i vannet. Er det høy ionestyrke i vannet, vil tykkelsen på dobbeltlaget være tynt. Hvis ionestyrken i vannet er lavt, vil dobbeltlaget ha høy tykkelse. Hvis ionestyrken økes betraktelig, vil dette føre til at lagene mellom kolloidene komprimeres ([Ødegaard, 2014](#)). Dette kan skje dersom det blir tilsatt flere metallioner. Dette fører igjen til at kolloidene løper sammen, grunnet van der Waal – krefter. Dette beskriver komprimering av dobbeltlaget. Det er fire forskjellige koaguleringsmekanismer, der komprimering av dobbeltlaget er den ene. De tre andre er omsvøping, brobygging og adsorpsjon – ladningsnøytralisering. Den dominerende mekanismen er adsorpsjon ([Eikebrokk, 2012](#)).

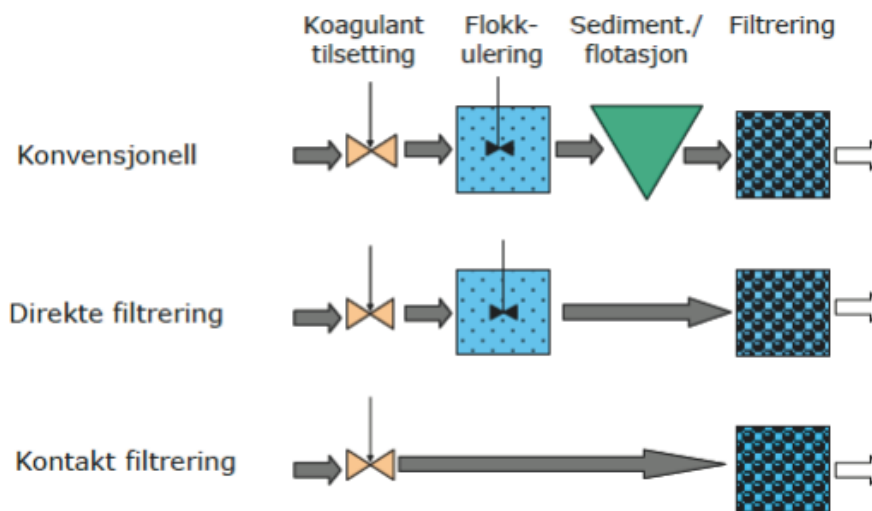
Ved omsvøping blir det spontant utfelt metallhydroksider. Dette skjer når doseringen av koagulant er høyere i forhold til konsentrasjonen av kolloide partikler. Reaksjonen vil da skje så raskt at kolloidene omsvøpes av hydroksid som er utfelt ([Ødegaard, 2014](#)).

Brobygging kan skje der det brukes langkjedede organiske polymer i tillegg til koagulant. Polymerkjedene har ladninger som fører til at kolloidene destabiliseres. Kolloidene blir ladningsnøytraliserte. Polymerekjedene vil da fungere som brobygger mellom kolloidene ([Ødegaard, 2014](#)).

Adsorpsjon er det som dominerer ved bruk av prepolymisert koagulant og direkte- eller kontaktfiltrering. I motsetning til omsvøping, skjer adsorpsjon når doseringen av koagulant er lavere i forhold til konsentrasjonen av kolloider. Hydrolyseproduktene fra prepolymisert koagulant får tid til å dannes, og vil destabilisere kolloidene, ved at de positive produktene nøytraliseres ([Ødegaard, 2014](#)).

## 2.1.2 Koaguleringsanlegg

På anlegg der koagulering anvendes, kan prosessen foregå med eller uten flokkulering og med eller uten sedimentasjon/flotasjon. Det er tre ulike oppbygginger av koaguleringsanlegg. Utformingene er konvensjonell, direkte filtrering og kontakt filtrering ([Ødegaard, 2014](#)). Oppbyggingene av disse prosessene er vist i Figur 2.1.



Figur 2.1 - Oppbygging av de ulike koaguleringsprosessene ([Ødegaard et al., 2015](#)).

Den konvensjonelle oppbyggingen består av koagulanttilsetning, separering (sedimentering eller flotasjon), og filtrering. Dette ble tidligere kalt for fullrensing ([Eikebrokk, 2012](#)). Den konvensjonelle utformingen blir mest brukt dersom råvannet har større konsentrasjon av partikler. Dette kommer av høyt partikkelinnhold fra elver, eller innsjøer med stor konsentrasjon av alger ([Ødegaard, 2014](#)). Da er det typisk at fnokkene fjernes ved enten sedimentering eller flotasjon, før filtrering.

Dirktefiltrering har de samme stegene som konvensjonell, bortsett fra at den ikke har med sedimentering eller flotasjon. Det vil si at vannet vil gå direkte fra flokkulering til filtrering, uten at det gjennomgår separasjonssteget. Der humusholdige innsjøer brukes som råvannskilde, er det ofte at direkte filtrering benyttes. Dette fordi vannet fra disse innsjøene ofte har lav turbiditet ([Eikebrokk, 2012](#)). Direktefiltreringsanlegg benyttes for humusvann med lav turbiditet.

Kontaktfiltrering har hverken flokkulering eller separasjon. Vannet vil gå direkte fra koagulanttilsetning til filteret. Direkte filtrering og kontakt filtrering er de mest brukte i Norge ([Eikebrokk, 2012](#)). Dette er fordi råvannet har relativt god kvalitet, da det ofte er innsjøer som brukes som råvannskilder. Dette fører til at slamproduksjonen ikke er så stor. Hadde det vært høy slamproduksjon, ville dette krevd for-sedimentering eller for-flotasjon ([Eikebrokk, 2012](#)). Både kostnader og fotavtrykk fra kontaktfiltrering og direktefiltrering er lavere enn den konvensjonelle.

Det er spesielt to faktorer som bestemmer om man skal velge fullrensing eller direkte filtrering; råvannskvaliteten og tilhørende koagulantbehov og slamproduksjon ([Eikebrokk, 2012](#)). I Norsk Vann sin rapport (188) «Veiledning for drift av koaguleringsanlegg» fra 2012, henviser de til American Water Works Association (AWWA), som i 1980 publiserte kvalitetsgrenser for det ideelle råvann for direktefiltrering. I Tabell 2.1 er det fremstilt grenseverdiene for de ulike parameterne.

*Tabell 2.1 - Parametere fremstilt av AWWA fra 1980, viser kvalitetsgrenser for det ideelle råvann for direktefiltrering ([Eikebrokk, 2012](#)).*

<b>Parameter</b>	<b>Verdi</b>	<b>Enhet</b>
Farge	<40	mg Pt/l
Turbiditet	<5	NTU
Algeinnhold	<2000	ASU/ml
Jerninnhold	<0,3	mg Fe/l
Manganinnhold	<0,05	mg Mn/l

### 2.1.3 Koagulanter

De mest brukte koagulantene er enten aluminiumsbaserte eller jernbaserte. Dette er primær koagulanter som inneholder salter av aluminium eller jern. Metallionene er positivt ladet, og nøytraliserer de negativt ladede partiklene når de reagerer. Aluminiumbasert koagulant er den mest brukte i dag, i form av aluminiumsulfat eller prepolymerisert aluminiumsklorid, PACl eller PAX ([Eikebrokk, 2012](#)). Jern som koagulant har blitt mer og mer brukt i de siste tiårene. Da brukes det ofte jernklorid eller jernkloridsulfat.

Koagulantdose avhenger blant annet av råvanns-pH. Siden råvannet i Norge ofte er surt, og har lav alkalitet, må det tilsettes pH-justerings-kjemikalier, et alkali, før koagulanten tilsettes råvannet ([Ødegaard, 2014](#)). Her tilsettes det for eksempel lut eller kalk. Dette er mest typisk når det er snakk om aluminiumsbasert koagulant, da de krever en høyere minimums pH enn jern ([Ødegaard, 2014](#)). Aluminiumsbaserte koagulanter fungerer optimalt ved en råvanns-pH på 6,5-7,5, ved fjerning av turbiditet. Jernklorid og jernkloridsulfat fungerer optimalt ved en råvanns-pH på 5,5-7,5. Koagulantreaksjonen er også sur. Tabell 2.2 viser de mest brukte koagulantene med optimal råvanns-pH og typisk dosering.

Tabell 2.2 - Optimal dosering og råvanns-pH for de mest brukte koagulantene, for turbiditetsfjerning ([Ødegaard et al., 2015](#)).

Koagulant	Typisk optimal råvanns-pH	Typisk dosering
Aluminiumsulfat	6,5-7,5	0,5-1,5 mg Al/l
Jernklorid/Jernkloridsulfat	5,5-7,5	1,0-3,0 mg Fe/l
Prepolymisert Al-klorid (PAX)	6,8-7,5	0,5-1,5 mg Al/l

PAX er en prepolymerisert koagulant, og er dyrere enn aluminiumsulfat. Prepolymisert betyr at aluminiumhydroksiden har dannet kjeder. Likevel kan det være lønnsomt å bruke PAX fremfor aluminiumsulfat, da PAX bruker mindre alkalier ([Ødegaard, 2014](#)). Det gir en god koagulering i bredere pH-område, så man slipper i noen tilfeller å tilsette eksempelvis lut for å øke pH-en.

#### 2.1.4 Koagulantdosering

Om koagulantdosen og pH på vannet er optimalt, skjer det en utfelling etter innblandingen av koagulant. Optimal koagulantdose kan regnes ut ved Formel 2.3. Det er også andre parametere som påvirker nødvendig dosering, blant annet turbiditet, humusinnhold og temperatur ([Ødegaard et al., 2015](#)).

$$D = 1,25 * (A * F + B) \quad (2.3)$$

$D$  = Dimensjonerende dose (mg Fe/l)

$F$  = fargetall (mg Pt/l)

$A$  og  $B$  = konstanter fra Tabell 2.3

Formel 2.3 tar høyde for at dosen bør være 25 % høyere enn utregnet minste nødvendige dose ([Hem, 2022](#)).

Tabell 2.3 - Konstanter for utregning av nødvendig doser for ulike koagulanter ([Ødegaard et al., 2015](#)).

Konstant	Aluminiumsulfat	Polyaluminiumklorid	Jernklorid/Jernkloridsulfat	Kitosan
A	0,043	0,034	0,086	0,040
B	0,30	0,30	0,58	0,72

Doseringen må ikke være for høy, da dette kan føre til overskudd av metaller fra koagulant i det behandlede vannet ([Ødegaard et al., 2015](#)). Det er viktig å finne nødvendig dosering av koagulant, slik at restkoagulant i rensed vann er lavt, samtidig som at renseresultatene er best mulig ([Ødegaard et al., 2015](#)).

For optimalisering av virkningen for koagulering og fnokkdannelse er det viktig å ha riktig koagulerings-pH. Koagulerings-pH-en er viktig for å fjerne turbiditet og farge, samt restjern. For å fjerne farge og turbiditet er det optimalt å ha en koagulerings-pH på 4,0-4,5 ([Hem, 1997](#)).

#### 2.1.5 Slamproduksjon

Slamproduksjon vil i hovedsak stamme fra koagulanttilsetning i råvannet. Dette er fordi det er lav turbiditet og lavt algeinnhold i typiske norske innsjøer ([Eikebrokk, 2012](#)). Suspendert slamtørrstoff består av løst tørrstoff, som salter og metaller, og suspendert tørrstoff ([Ødegaard, 2014](#)).

Slamproduksjon kan regnes ut ved Formel 2.4.

$$STS \text{ (mg/l)} = STS_{RW} + STS_{kctr} + k * D \quad (2.4)$$

$STS$  = Suspendert slamtørrstoff, mg SS/l

$STS_{RW}$  = Suspendert slamtørrstoff i råvann, mg SS/l

$STS_{kktr}$  = Suspendert slamtørrstoff fra andre prosesser (korrosjons- og pH-kontroll), mg SS/l

$k$  = konstant, avhenger av type koagulant

$$k_{Al} = 4,2$$

$$k_{Fe} = 2,5$$

$D$  = anvendt koagulantdose, mg Me/l

Ved korrosjonskontroll der alkalisk filter benyttes, kan  $STS_{kktr}$  være lik null.  $STS_{RW}$  er normalt null i mange norske råvannskilder ([Eikebrokk, 2012](#)). Formel 2.4 kan da forenkles, slik det er vist i Formel 2.5.

$$STS \text{ (mg/l)} = k * D \quad (2.5)$$

Formel 2.6 viser utregning av suspendert slamtørrstoff ved bruk av jernbasert koagulant.

$$STS_{Fe} \text{ (mg/l)} = 2,5 * D \quad (2.6)$$

Tap av filtermasse ved spyling kan bidra til økt slamproduksjon ([Eikebrokk, 2012](#)).

Slamlagring oppgis i kg SS/m<sup>2</sup> filterflate. Dette gir et tall på mengden med slam som er samlet i filteret, siden sist spyling.

Mengden av koagulant per sekund blir regnet ut ved produktet av volumstrømmen til råvannet og doseringen av koagulant som vist i Formel 2.7.

$$\dot{m} = Q * D \quad (2.7)$$

$\dot{m}$  = massetransport, mg/s

$Q$  = Volumstrøm råvann, l/s

$D$  = Dosering av koagulant, mg Me/l

Slamlagring regnes ut ved Formel 2.8. Det er ikke tatt høyde for om dosering av koagulant eller volumstrømmen endrer seg i filtersyklusen. Formelen gir en verdi for akkumulert mengde slam over tid.

$$\text{Slammengde} = \frac{\dot{m} * k * t}{A} * 10^{-6} \quad (2.8)$$

$A$  = Areal på filterkolonnen, m<sup>2</sup>

$k$  = konstant, avhenger av type koagulant

$$k_{Al} = 4,2$$

$$k_{Fe} = 2,5$$

$t$  = tid etter spyling er avsluttet, s

## 2.2 Filtrering

Siste steg i koaguleringsprosessen er filtrering. Dybdefiltrering er når partiklene avsettes inne i filtersengen. Dette er typisk med filtrering gjennom granulært medium, gjerne sand eller lignende granulært ([Ødegaard, 2014](#)). Filtrene er enten oppstrøm eller nedstrøm, som sier hvilken retning vannet går gjennom filteret. Ved nedstrøms vil vannet gå fra toppen i filteret og ned, mens oppstrøms kommer vannet inn fra bunnen og går opp gjennom filteret. En annen filtreringsmetode er membranfiltrering, som brukes i det andre pilotanlegget på Seierstad. Her avsettes partiklene i membranen, og vannet kan enten gå fra innsiden ut, eller utsiden inn. Membran kan man få i forskjellige størrelser på poreåpninger, f.eks. ultrafiltrering (UF) og nanofiltrering (NF).

### 2.2.1 Filtrering gjennom granulært media

Typiske sandfiltre består av et tomediafilter, eller tremediafilter som blant annet brukes i Moldeprosessen. Disse filtrene går ut på at det enten er to medier eller tre medier i filteret. Det som blant annet karakteriserer flermediafilter er at strømningsretningen er ned, altså



nedstrøms ([Ødegaard, 2014](#)). Utformingen av filteret kan enten være kvadratisk, rektangulær eller sirkulær form. Typiske masser som brukes i filtre er sand, kull og ekspandert leire. Eksempler på sand er vanlig kvarts-sand og granatsand. Eksempler på kull er granulært kull eller GAC. Mens ekspandert leire kan være kan være Filtralite, dvs. løs Leca ([Ødegaard, 2014](#)).

Filterhastigheten varierer med hvor mye vann som tilføres filteret. Høy volumstrøm fører til høy filterhastighet. Formel 2.4 viser utregning fra vannmengde til filterhastighet.

$$v_f \left( \frac{m}{h} \right) = \frac{Q \left( \frac{m^3}{h} \right)}{A_f (m^2)} \quad (2.4)$$

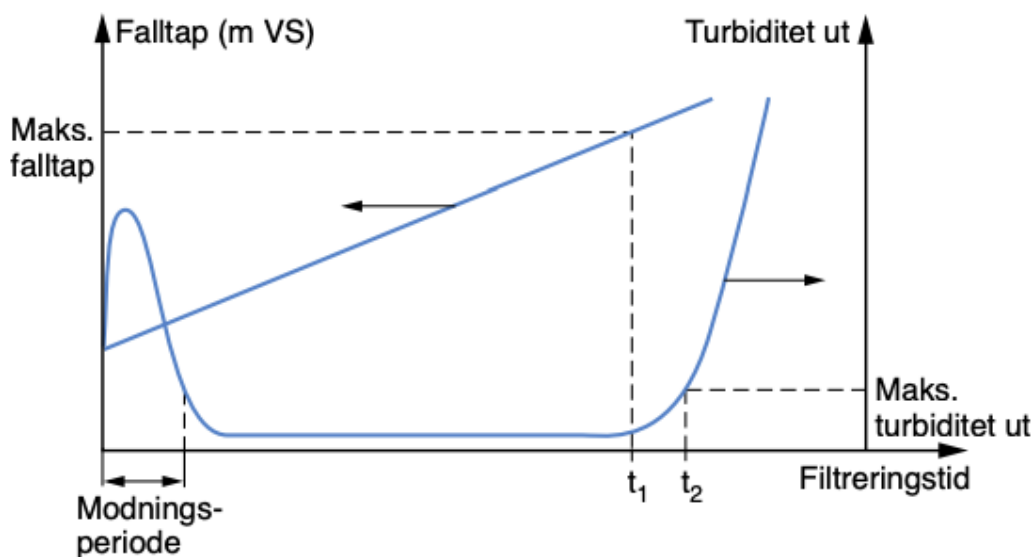
$v_f$  = filterhastighet (m/h)

$Q$  = Volumstrøm (m<sup>3</sup>/h)

$A_f$  = filteroverflaten (m<sup>2</sup>)

### 2.2.2 Trykktap i filtersenger

Når det renner vann gjennom filteret, vil det avsettes partikler. Dette tetter filterporene og filteret vil over tid bli tett ([Metcalf & Eddy et al., 2014b](#)). Dette fører til at trykktapet i filtersengen øker. Hvis trykktapet økes lineært, tyder det på at filtersengen er veldimensjonert ([Eikebrokk, 2012](#)). Hvis trykktapet har en eksponentiell utvikling, har som regel fnokkene problemer med å trenge ned i filtersengen. Er trykktapsutviklingen utflatende, tyder dette på gjennombrudd i filteret ([Eikebrokk, 2012](#)). Når det skjer gjennombrudd i filteret vil det være en lekkasje av partikler gjennom filtersengen, og turbiditeten vil øke. Når trykktapet nærmer seg maks, må filteret spyles. Trykktapet og kvaliteten til det filtrerte vannet påvirker når dette skjer. Filterhastigheten er med på å bestemme tiden det tar før filteret blir tett, både fordi mengden vann som behandles er proporsjonal med filterhastigheten og fordi trykktapet er en funksjon av filterhastigheten.



Figur 2.2 - Trykktap, modningsperiode og rentvannskvalitet uttrykt ved turbiditet, som en funksjon av filtreringstid (Ødegaard et al., 2015).

Filtermotstanden øker samtidig som at falltapedet øker. Som vist i Figur 2.2, må filteret spyles når maks trykktap er nådd. Dette skjer ved  $t_1$ .

Rentvann kommer inn i bunnen av filtret, og kjøres i motsatt vei av retningen vannet går gjennom filteret. Spylevannet vasker ut akkumulerte slampartikler, og samles opp i spylevannsrenne. Deretter blir det sendt videre til slambehandling (Metcalf & Eddy et al., 2014b). Når spylingen er over, åpnes råvannsinntaket, og filtreringen fortsetter. Men før filteret kan produsere vann som kan gå videre til neste rensessteg, filtreres vannet direkte til avløp i en periode. Lengden på perioden varierer. Dette gjøres fordi filteret ikke har satt seg enda, og denne tiden kalles for modningstid (Ødegaard, 2014). Turbiditeten er fortsatt høy etter spylingen, men synker i løpet av modningstiden.

Etter modningstiden går det filtrerte vannet videre til neste trinn i rensesprosessen. Turbiditeten reduseres, og holder seg lavt, helt til filteret nærmer seg metning. Trykktapedet vil igjen stige, og maksimalt trykktap nås etter  $t_1$ . Etter  $t_1$  øker turbiditeten på det filtrerte vannet, og spylingen starter etter  $t_2$ . Som regel er det trykktapsbergrensingen som styrer når spylingen skal starte, men det er også mulig å programmere det slik at spylingen starter når

turbiditeten på det filtrerte vannet overstiger en viss grense. Optimalt skjer  $t_1$  og  $t_2$  samtidig. Det er viktig å overvåke både trykktap og utløpsvannkvaliteten ([Eikebrokk, 2012](#)).

### 2.2.3 Spyling

Som nevnt tidligere må filteret spyles når filtersyklusen er over. Når filteret skal spyles er det enten bare vann, eller luft, eller vann og luft samtidig. Konsekvenser ved dårlig spyling er at det dannes «mudballs» i filteret. Dette er akkumulert slam og bakterier som ikke blir fjernet ved spylingen ([Metcalf & Eddy et al., 2014b](#)). Ved å blåse luft under spylingen, reduseres både tid og vannmengde som trengs under spyling ([Metcalf & Eddy et al., 2014b](#)).

Tabell 2.4 viser typiske verdier og anbefalte dimensjoneringsverdier ved filtersyklus og spylingssekvensen. Syklustiden, formel 2.5 viser hvordan totaltiden mellom hver tilbakespyling blir vist i «Veiledning for dimensjonering av vannbehandlingsanlegg»:

$$t_p = t_f + t_{s,v} + t_{s,l+h} + t_v \quad (2.5)$$

$t_p$  = syklustid

$t_f$  = tid som medgår til filtrering (inkludert modningstid  $t_m$ )

$t_{s,v}$  = tid som medgår til tilbakespyling (vann alene)

$t_{s,l+h}$  = tid som medgår til tilbakespyling (luft og vann)

$t_v$  = tid som medgår til ventilmanøvrering

Tabell 2.4 - Dimensjoneringsverdier for ulike steg under spyling Tabellen og verdiene er hentet fra Veiledning for «dimensjonering av vannbehandlingsanlegg» ([Ødegaard et al., 2015](#)).

Tidsbolk under filtreringscyklusen	Varighet	
	Typisk verdi	Anbefalt dimensjoneringsverdi
Filtreringstid mellom hver tilbakespyling, $t_f$ - Anlegg med grovseparasjon - Direkte og kontaktfiltreringsanlegg	12-24h 8-12h	$\leq 24$ h $\leq 10$ h
Tid som medgår til spyling med luft og vann $t_{s,f+v}$	2-3 min	$\geq 3$ min
Tid som medgår til tilbakespyling med vann alene $t_{sv}$	5-8 min	$\geq 8$ min
Tid som medgår til elementer som ikke bidrar til filtrering av vann: luftspyling alene, ventil-/luke-manøvrering, senking av vannspeil, spylekø, pauser	10-20 min	$\geq 15$ min
Modningstid, $t_m$ – tid for kjøring av modningsvann til avløp («førstefiltrat»)	20-30 min	$\geq 20$ min

#### 2.2.4 Korrosjonskontroll i filter

I et tremediafilter kombineres partikkelseparasjon og korrosjonskontroll. Korrosjonskontrollen er et resultat i det nederste media i filteret. Her brukes filterkalk, som er marmor. Dette laget er gjerne på 2m-2,5m ([Ødegaard, 2014](#)).

Det gir en rekke fordeler når det blir brukt alkalisk masse som nederste media i filteret. Sammenlignet med Larvikprosessen, der det alkaliske filterlaget er separert fra tomediafilteret, gir Moldeprosessen mindre fotavtrykk. Man slipper også omfattende kalkberegning. Det gir også en god kontroll på innholdet av restjern som blir brukt som koagulant ([Eikebrokk, 2012](#)). Som nevnt i 2.1.1, utfelles det metallhydroksider. Det alkaliske filterlaget har gunstige pH-forhold, som holder tilbake disse metallhydroksidene.

Siden det oppnås en lav koagulerings-pH oppløses alkalisk filtermaterialet ([Eikebrokk, 2012](#)). Når dette oppløses reduseres kravene til kontakttiden for å oppnå ønskede verdier på pH, alkalitet og kalsium innhold ([Eikebrokk, 2012](#)). Som nevnt tidligere vil restjern felles ut og holdes tilbake i filteret ([Ødegaard et al., 2015](#)). Ved bruk av alkaliske filtre kan det tillates en lavere mengde med koagulant. Dette vil føre til mindre slamproduksjon, lengre filtersykluser og dermed lavere spylevannsforbruk ([Eikebrokk, 2012](#)).

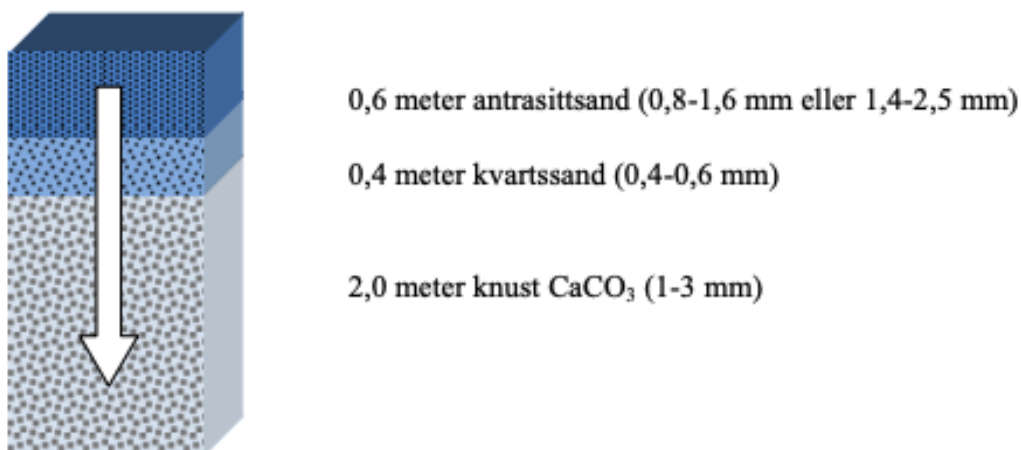
Ved Moldeprosessen kombineres et tomediafilter med et marmorlag. Marmorlaget består av kalsiumkarbonat. Det er vanlig at det tilsettes CO<sub>2</sub> for å redusere nødvendig dosering, som igjen reduserer kostnad og jernrest i vannet ([Eikebrokk, 2012](#)). For å oppnå mest gunstige forhold for oppløsning av kalsiumkarbonat, blir det brukt lav pH. Det er viktig at det alkaliske laget ikke har for høy størrelse på kornene, da sandlagene over kan vaskes ut. Den må heller ikke være for lav, da marmorkornene blander seg med de andre kornene i sandlagene over, og fører til økt trykktap. Marmorkornene vil over tid bli brukt opp, som fører til at de minsker i størrelse ([Eikebrokk, 2012](#)). Disse blir vasket bort under spyling. Dette er en grunn til at det bør etterfylles marmor. Denne etterfyllingen skjer som oftest ved tilbakespyling.

De fleste vannverkene i Norge utfører korrosjonskontroll ved forskjellige metoder. Korrosjonskontroll ved alkalisk filter og vannglass, har i stor grad erstattet kalk/CO<sub>2</sub>-doseringen ([Eikebrokk, 2012](#)). Vannet i Norge inneholder ofte humus, og er ofte surt og bløtt. Dette fører til risiko for korrosjon på de fleste materialene som brukes i ledningsnett ([Ødegaard, 2014](#)).

Karbonatisering og tilsetning av korrosjonsinhibitor er to strategier som i hovedsak velges når det er snakk om korrosjonskontroll. Tilsetning av korrosjonsinhibitor reduserer korrosjon. Dette er i hovedsak «vannglass», som er polymerisert natriumsilikat. Ved karbonatisering manipuleres karbonatsystemet, da økes pH, alkalitet og kalsiumkonsentrasjon ([Ødegaard, 2014](#)).

#### 2.2.5 Moldeprosessen

Moldeprosessen begynte sin utvikling i 1991 på Hindalsøra sentralvannverk i Molde kommune, derav navnet Moldeprosessen ([Brandt & Ording, 2014](#)). Asplan Viak AS begynte å kombinere koagulering med nedstrøms direktefiltrering med alkaliske filtre ([Brandt & Ording, 2010](#)). Det ble brukt aluminiumsulfat og polyaluminiumklorid. Dette resulterte i at aluminiumsinnholdet var for høyt, selv om turbiditet og farge var nede på ønsket nivå ([Brandt & Ording, 2010](#)). Det ble byttet til jernkloridsulfat, som resulterte i at parameterne falt på plass, samtidig som at koagulerings-pH lå i området 4,0-4,5, som ligger rundt det optimale, som nevnt tidligere.



Figur 2.3 - Oppbygging av typisk filter i Moldeprosessen, filtersammensetningen som ble valgt etter innledende pilotforsøk ([Brandt & Ording, 2010](#))

Det er nødvendig å både ha et lag med kvartssand og et lag med antrasitt for å få ønsket vannkvalitet og for å redusere trykktapsoppbyggingen ([Brandt & Ording, 2010](#)).

Ved innblanding av jernkloridsulfat i vann med lav alkalitet, vil pH-en synke til under 4,3. Dette fordi jernkloridsulfat har et høyt alkalitetforbruk. Utfelling av NOM foregår raskt i dette pH-området, som gjør prosessen enkel og lite arbeidskrevende da jernkloridsulfat styrer koaguleringsprosessen alene ([Brandt & Ording, 2010](#)).

Gjennom filteret vil det bygges opp NOM-jernforbindelser. Disse danner større fnokker, der de største fnokkene avsettes i antrasittlaget. Flokkuleringen fortsetter videre, og det avsettes fnokker i kvartssanden også. Når vannet når alkaliske filtermasser vil innholdet av restjern fortsatt være høyt.

Det vil felles ut jernhydroksid og eventuelt jernkarbonat når vannet kommer i kontakt med kalsiumkarbonat i det nederste laget av filteret. Denne kontakten fører til at pH-en øker. Utfellingsproduktene fanges opp av den alkaliske filtermassen, som resulterer i lavt innhold av jern i det filtrerte vannet ([Brandt & Ording, 2010](#)).

Proessen med oppløsning av den alkaliske filtermassen ([Brandt & Ording, 2010](#)):

Karbonsyre dannes av vann og karbondioksid:



Karbonsyre går over til bikarbonat:



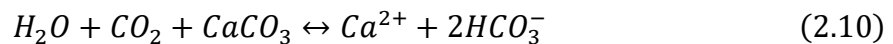
Kalsiumkarbonat løses i kalsium og karbonat:



Karbonat danner bikarbonat:



Dette gir:



Det er flere fordeler med Moldeprosessen, som går ut på at prosessen er enkel i drift. Det er blant annet få kjemikalier som skal doseres. Doseringen må heller ikke være nøyaktig, da en variasjon på +/- 20% ikke fører til store betydelige endringer i rentvannskvaliteten ([Brandt & Ording, 2010](#)). I Moldeprosessen slipper man også oppløsning av kalk. Det legges begrensninger på overflatebelastningen, da jern-NOM-fnokkene kan gi rask økning i trykktap over filteret ([Brandt & Ording, 2010](#)). Vannet må også ha en viss oppholdstid, minimum 15 minutter, i det alkaliske filterlaget.

## 2.3 Parametere

### 2.3.1 Turbiditet

Turbiditet er en indikasjon på innholdet av partikler i vannet, og gir et mål på uklarheten til vannet ([Folkehelseinstituttet, 2019](#)). Turbiditet måles i NTU. Høy turbiditet indikerer et høyt innhold av partikler. Det finnes tre forskjellige partikkeltyper; mineralske, organiske, og mineralske og organiske ([Ødegaard, 2014](#)).

De mineralske er ofte leire og jordpartikler. Dette er små partikler, og holder seg rundt 0,1-1  $\mu\text{m}$ . Dette er i det kolloidale området. De minste partiklene, kolloider, har en diameter på 0.01-1  $\mu\text{m}$ . Disse partiklene har negativ ladning, og vil sveve i vannet, som igjen skaper turbiditet ([Ødegaard, 2014](#)). Organiske partikler er større enn de mineralske, og varierer i størrelse mellom 1-100 $\mu\text{m}$  ([Ødegaard, 2014](#)). Partiklene stammer ofte fra bakterier og alger, og er ofte levende organismer. Organiske partikler og næringssalter (fosfor), er i hovedsak skyld i eutrofiering, som er når det er algeoppblomstring i innsjøer og andre råvannskilder. Dette skaper høy turbiditet.

Den tredje partikkeltypen er en blanding av organiske og mineralske partikler. Eksempler på dette er avløpsvann fra det kommunale nettet, eller avrenninger fra jordbruket. Det er spesielt to områder man ser på når partikler skal fjernes. Det ene området er partikkelens størrelse, mens det andre er partikkelens ladning ([Ødegaard, 2014](#)).

På vei fra råvannskilden til vannrenseanlegget kan turbiditeten øke. Grunner til dette er korrosjon og slam på ledningsnettet ([Folkehelseinstituttet, 2019](#)).

Helseeffekter ved turbiditet er få. Det kan være helseskadelig dersom det er oppblomstring av toksinproduserende alger ([Folkehelseinstituttet, 2019](#)). Derimot er det flere indirekte negative helseeffekter som kommer av partikulært materiale. Alle stegene ved desinfeksjon vil påvirkes negativt dersom turbiditeten er for høy. Dette gjelder for klorering, ozonering og UV-bestråling ([Folkehelseinstituttet, 2019](#)). Ved UV-bestråling vil det komme partikler i veien for strålene og forstyrre prosessen.



Dersom det er for høyt innhold av partikulært materiale, kan dette føre til grumsete og lite estetisk, «udelikat» vann. Det kan også føre til lukt og smaksproblemer. Mattilsynet anbefaler ikke turbiditet over 1 NTU , når overflatevann brukes som råvannskilde ([Drikkevannsforskriften, 2017](#)). Dersom det brukes koagulering i renseprosessen, anbefales det turbiditet på under 0,2 NTU på utløpsvannet fra hvert filter ([Folkehelseinstituttet, 2019](#)).

### 2.3.2 Fargetall

Fargetall i vann påvirkes i størst grad av humusinnholdet. Dette måles i antall mg Pt/l. Humus, som er organisk stoff, kan testes ved fargetall og konsentrasjon av totalt organisk karbon og eventuelt kjemisk oksygenforbruk ved permanganatoksidasjon. Gjennomsnittlig fargetall fra vannverk i Norge ligger på mellom 10-15 ([Folkehelseinstituttet, 2019](#)).

Helsemessig er det ingen negativ effekt av høyt fargetall i drikkevann. Viktigheten av lavt fargetall er derimot høyere når det er snakk om desinfeksjon av drikkevannet. UV-stråling, kloring og ozonering fungerer dårlig dersom det er høyt fargetall.

Når det blir tilsatt klor i vann med høyt fargetall dannes det biprodukter som er svært helseskadelige. Klor reduseres til klorid ved oksidasjon av organisk stoff, og vil dermed svekkes. Deler av klor bindes deretter til organisk stoff slik at klorerte organiske forbindelser blir dannet. Disse forbindelse kan ha kreftfremkallende effekter, samt luktulempet. Vann med høyt fargetall, eller stor konsentrasjon av humus i vannet, fører til at effekten av UV-bestrålingen svekkes, da strålingsintensiteten svekkes. Ozon oksiderer organisk stoff, og vil da inaktiveres. Slamdannelsen vil øke da økt begroing på ledningsnett forårsakes av humus som delvis er nedbrutt ved oksidasjon ([Folkehelseinstituttet, 2019](#)).

For forbrukeren er det som sagt ikke noen helsemessige negative effekter. Eventuelle ulemper går mer på hvordan vannet ser ut, smaker og lukter. Fargetall på over 15 er synlig som brunt vann i badekar, og fargetall på over 25 vil gi misfarging av klesvask. Høyt fargetall vil også gi en myrlignende smak og lukt.

Drikkevannsforskriften sier at farge og lukt skal være tilfredsstillende og akseptabelt for forbruker, mens fargetall skal ligge under 20 mg/l ([Drikkevannsforskriften, 2017](#)).

### 2.3.3 pH

pH sier noe om hvorvidt vannet er surt eller alkalisk. Når pH-en er lik 7, er vannet nøytralt. Er pH over 7, er vannet alkalisk, mens pH under 7 er vannet surt. pH-en sier noe om vannets innhold av  $H_3O^+$  - ioner ([Folkehelseinstituttet, 2019](#)).

Som regel er det surt eller nøytralt vann i overflatevannet i Norge. Områder der berggrunn inneholder kalk, har vannet en høyere pH. Overflatevannet er gjerne nøytral eller svak basisk, mens grunnvannet i disse områdene er gjerne hardt og alkalisk, og har pH rundt 8 ([Folkehelseinstituttet, 2019](#)).

pH-en i vannet bestemmes ofte av  $CO_2$  innholdet i vannet. pH-en kan også påvirkes av sur nedbør, da innholdet av svovelsyre gir en lavere pH. I vannkilder som er rike på næring, kan pH-en variere veldig. Alger og annen vegetasjon vil konsumere mye  $CO_2$ , og pH-en vil da kunne komme opp mot 10. Dette er typisk for sommerhalvåret. Om kvelden og natten vil den da synke ned til 7 ([Folkehelseinstituttet, 2019](#)).

Vann som kommer fra drikkevannskilder i Norge, er som regel surt og kalkfattig vann. Dette fører til stor risiko for korrosjon. Også basisk vann medfører til problemer, da det kan føre til utløsning av helsefarlige stoffer fra rørmaterialer og armatur. Derfor sier vi at vann med pH mellom 8,0 og 8,5 er gunstig for å hindre korrosjon og tæring på rør, og for å unngå at tungmetaller løses ut ([Folkehelseinstituttet, 2019](#)). Norske og utenlandske undersøkelser har vist at justering av pH i vann har et betydelig lavere innhold av tungmetaller, enn i surt vann. Ved å kontrollere vannets pH, innhold av karbonat og kalsium, kan man redusere risikoen for korrosjon i drikkevannsledningene ([Folkehelseinstituttet, 2019](#)). Drikkevannsforskriften sier at pH ikke skal være lavere enn 6,5 og ikke høyere enn 9,5 ([Drikkevannsforskriften, 2017](#)). Videre står det at vannet ikke skal være korrosivt, så ut ifra det som er nevnt over, bør det ligge på mellom 8 og 8,5.

#### 2.3.4 Ledningsevne

Ledningsevne blir også kalt konduktivitet. Dette er et mål på vannets saltinnhold, da det måler vannets aktivitet for kationer og anioner ([Folkehelseinstituttet, 2019](#)). Ledningsevne måles i  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Saltfattig vann med lav ledningsevne blir sett på som mest korrosivt. Ledningsevnen øker, når mengden med kalsiumkarbonat øker.

Drikkevannsforskriften har satt en grenseverdi på ledningsevne på 250 milliSiemens (mS/m). Her står det i merknaden at vannet ikke skal være korrosivt ([Drikkevannsforskriften, 2017](#)).

#### 2.3.5 Alkalitet

Alkalitet er et uttrykk for vannets bufferkapasitet. Dette er kapasiteten vannet har til å nøytralisere en sterk syre til en bestemt pH-verdi ([Folkehelseinstituttet, 2019](#)). pH verdien ligger rundt  $4,7 \pm 0,5$ , avhengig av totalkonsentrasjonen av karbonatforbindelser ([Ødegaard, 2014](#)). Dette er et mål på motstanden vannet har på å endre pH ved tilførsel av syre. Dette bestemmes av vannets bikarbonatinnhold ( $\text{HCO}_3^-$ ). Vann med lav alkalitet har lavt kalsiuminnhold ([Ødegaard, 2014](#)).  $\text{CO}_2$  omdannes til  $\text{HCO}_3^-$  når vannets pH øker. Dette har en positiv betydning når det er snakk om korrosjon. Dersom alkalitet er større enn 0,6 mekv/l, som betyr høyt innhold av karbonat, vil det i jernrør dannes jernkarbonat. Dette er et produkt av utløst jern i jernrør og karbonat. Jernkarbonatet vil danne et beskyttende lag på innsiden av jernrørene ([Folkehelseinstituttet, 2019](#)). Ved utløsning av tungmetaller er det positivt med høy alkalitet. Dette hindrer svingninger i vannet pH. Drikkevannsforskriften nevner ingenting om grenseverdier for alkalitet. Folkehelseinstituttet nevner at alkalitet på ca. 0,6 mekv/l er tilstrekkelig for å gi best mulig beskyttelse mot korrosjon ([Folkehelseinstituttet, 2019](#)). Det nevnes videre at alkaliteten ikke bør være på under 0,1 mekv/l der det brukes asbestsementrør.

### 2.3.6 Jern

Kilder til jern i vannet kan skyldes flere grunner. Restjern etter bruk av jernbasert koagulant er en av disse kildene. Andre kilder som fører til jern i vannet er jordsmonnet, berggrunnen og fra sedimenter. Humusholdig vann har ofte et høyere innhold av jern, og kan typisk komme opp i 0,5 mg/l ([Folkehelseinstituttet, 2019](#)). I kilder der det er lite humus, kan innholdet av jern være nede i 0,04 mg/l. Jern blir da holdt i kolloidal løsning, og felles ikke ut. Der det derimot er lite tilgang på jern, skilles jernet ut. Eksempler på dette er i innsjøer under sprangsjiktet, eller grunnvann ([Folkehelseinstituttet, 2019](#)). Ved kontakt med luft skilles dette ut som jernhydroksid. I grunnvann varierer jerninnholdet mye, og det kan komme jerninnhold på flere mg/l. Dette gjelder grunnvann i fjell.

Ulempene med jernholdig vann går for det meste på det estetiske. Helseskadelige effekter er for det meste for de med primær hemokromatose. Dette er arvelig disposisjon for jernoverskudd. For de med primær hemokromatose vil enhver kilde for jern være uheldig ([Folkehelseinstituttet, 2019](#)).

Høyt innhold av jern vil føre til misfarging av klesvask, samt misfarging av sanitærutstyr. Høyt jerninnhold vil også føre til problemer for UV-stråling, da partiklene vil blokkere for lysstrålene, slik at mikroorganismer ikke blir truffet av belysningen. Jernbakterier vil også vokse frem, som kan føre til at det dannes rustslam både i ledninger og i bassenger ([Folkehelseinstituttet, 2019](#)).

Når det blir brukt jernbasert koagulant, er det anbefalt at restjern er på under 0,15 mg Fe/l. Tilsvarende gjelder aluminium, der det anbefales at aluminiums innholdet er under 0,15 mg Al/l ([Eikebrokk, 2009](#)). Drikkevannsforskriften har grenseverdi for restjern på 0,2 mg/l. FHI skriver på sin nettside at verdier opp mot 0,2 mg/l kan skape bruksmessige problemer i noen tilfeller, og anbefaler et jerninnhold på under 0,1 mg/l.

### 2.3.7 Kalsium og magnesium

Kalsium og magnesium fører til hardt vann, som igjen kan medføre problemer. Når kalsiuminnholdet nærmer seg 25 mg Ca/l og over, er det mest merkbart. Blant annet vil det redusere vaskeeffekten, da hardt vann utfeller uløselig kalsksåpe. Elektriske varmeelementer er også utsatt, da det skjer en utfelling av kjelstein, kalsiumkarbonat, ved oppvarming av vannet.

Det er ikke registrert noen negative helseeffekter med kalsium i drikkevann. Det er derimot undersøkelser som tilsier at hardt vann kan føre til mindre fare for hjerte/karsykdommer ([Folkehelseinstituttet, 2019](#)). Det er også viktig at kalsiuminnholdet ikke er for lavt. Kalsiumholdig vann er mindre korrosivt. Da særlig med tanke på sementbaserte ledninger og ledningsbelegg. Kalk brukes ofte for å redusere korrosjon på ledningsnett ([Folkehelseinstituttet, 2019](#)).

Drikkevannsforskriften nevner ingen grenseverdi for kalsium og, eller noe om kalsium i det hele tatt. Folkehelseinstituttet nevner derimot kalsium på deres hjemmeside for «Kjemiske og fysiske stoffer i drikkevann». Der nevner de at de fleste overflatekilder i Norge har bløtt vann, og at kalsiuminnholdet sjeldent overstiger 15 mg Ca/l. Det kan derimot stige høyere når det er snakk om grunnvann, da det ofte er kalkrik berggrunn. Andre kilder til kalsium i drikkevann er fra sementbaserte vannledninger, eller hvis det blir brukt kalk som alkaliseringsmiddel ([Folkehelseinstituttet, 2019](#)). Folkehelseinstituttet anbefaler på sine sider at kalsiuminnholdet holder seg på 15-25 mg Ca/l ([Folkehelseinstituttet, 2019](#)). Det må være høyere enn 15 mg Ca/l for å hindre korrosjon på ledningsnett, og under 25 mg Ca/l for å hindre bruksmessige problemer som nevnt tidligere.

Magnesium pleier i norsk vann å være en tredjedel av innholdet av kalsium. For høyt innhold av magnesium kan føre til smak på vannet. Når magnesium fører til smakendringer på vannet, er konsentrasjonen oversteget 100 mg Mg/l. Det er ingen helsemessige problemer med for høyt magnesium innhold. Det tyder på at helsemyndighetene ikke anser hverken magnesium eller kalsium som negativt for helsen, da de utelater begge parameterne i drikkevannsforskriften ([Ødegaard, 2014](#)).

Hardheten på vannet kan uttrykkes ved enten ekvivalent mengde kalsium i vannet (mg Ca/l) eller ved ekvivalent mengde CaCO<sub>3</sub> (mg CaCO<sub>3</sub>/l) ([Ødegaard, 2014](#)).

Tabell 2.5 - Hardhet karakteriseres ved ekvivalent mengde kalsium eller kalsiumkarbonat ([Ødegaard, 2014](#)).

Hardhet	mg CaCO <sub>3</sub> /l	mg Ca/l
Bløtt vann	0-60	0-24
Moderat vann	61-120	25-48
Hardt vann	121-180	49-72
Svært hardt vann	>181	>72

### 2.3.8 Drikkevannsforskriften

Tabell 2.6 - Grenseverdier for aktuelle parametere fra drikkevannsforskriften ([Drikkevannsforskriften, 2017](#); [Mattilsynet, 2021](#)).

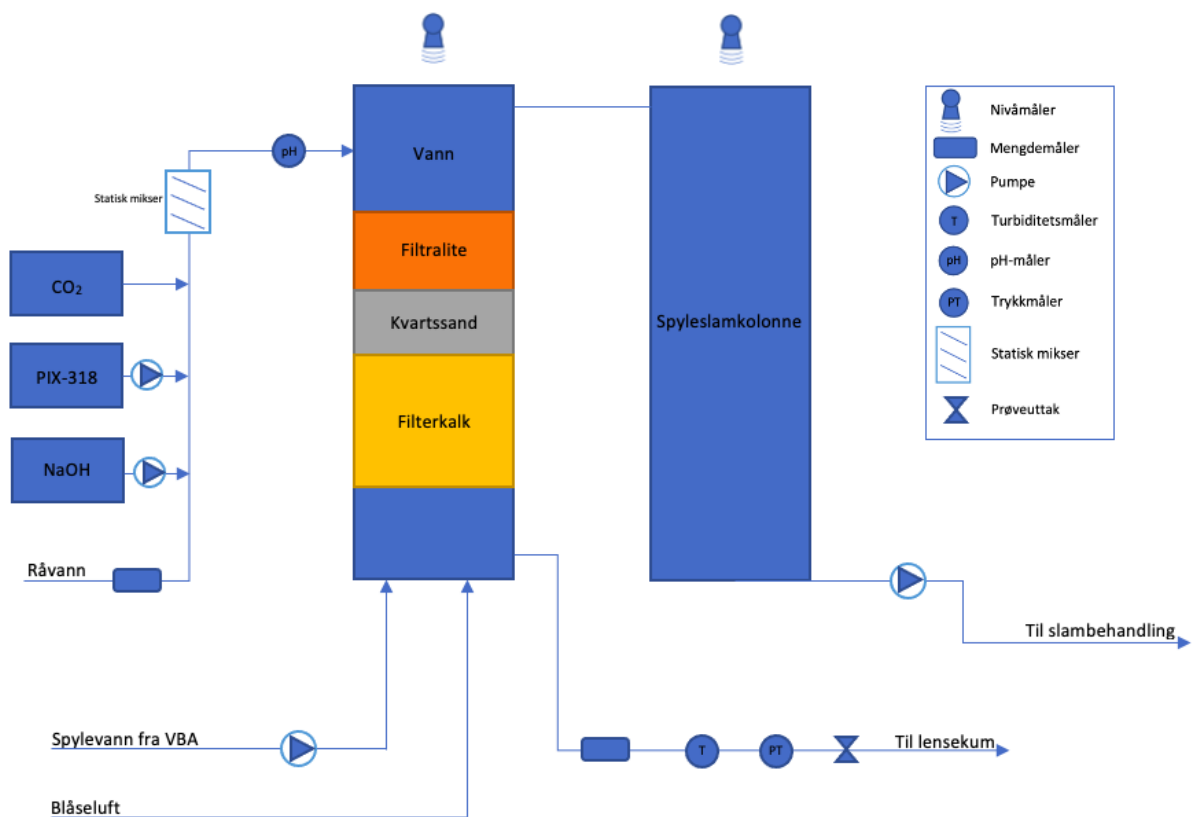
Parameter	Mattilsynets veiledning til drikkevannsforskriften	Drikkevannsforskriften
Farge	Erfaringsmessig ved koagulering, lavere enn 5 mg Pt/l	20 mg Pt/, akseptabelt for abonnenter
Turbiditet	Ved koaguleringsanlegg erfares det at dette ligger under 0,2 NTU.	Anbefaler ikke over 1 NTU.
Jern	Lavere enn 0,15 mg/l	0,2 mg/l
Ledningsevne		250 mS/m
pH		6,5-9,5
Kalsium		Øvre eller nedre grense ikke oppgitt

Drikkevannsforskriften har som formål om å beskytte menneskers helse. Forskriften har flere krav til drikkevannsparemetere som skal følges av de ulike vannverkene rundt i Norge, før vannet slippes ut på ledningsnettet. Noen av kravene som er aktuelle for denne oppgaven er fremstilt i Tabell 2.6. Her er det også med noen krav som er hentet fra Mattilsynets veiledning til drikkevannsforskriften. Her gjelder verdier basert på erfaring der det er koaguleringsanlegg som blir brukt.

### 3. Metode

#### 3.1 Beskrivelse av pilotanlegget

Pilotanlegget med Moldeprosessen ligger på Seierstad i Larvik. I dette bygget ligger også det andre pilotanlegget, som tar for seg UF-membran. Figur 3.1 viser hvordan pilotanlegget med Moldeprosessen er bygget opp.



Figur 3.1 - Enkel fremvisning av pilotanlegget.

Råvannet blir hentet fra Farris og pumpes til Vannverket på Seierstad. Når vannet kommer inn på pilotanlegget, reguleres vanntilførselen med en manuell stengeventil. Videre går vannet gjennom en online-mengdemåler. Mengden som måles her er avgjørende for koagulant- og NaOH-dosen som tilsettes videre i prosessen. Fellingskjemikaliet og NaOH har hver sin doseringspumpe, som tilfører vannet mengden som er regulert. I forsøksperioden skal det bare brukes jernbasert koagulant, og det vil derfor ikke være nødvendig å bruke NaOH. Dette

punktet er satt inn i tilfelle det skal brukes aluminumsbasert koagulant til senere forsøk og testing. Det blir så tilsatt PIX-318, som er fellingskjemikaliet som blir brukt i forsøksperioden. Etter dosering av koagulant, blir denne innblandet i en statisk mikser.

Videre i prosessen testes fellings pH-en til råvannet via en online-måler. Det er satt av et prøvepunkt etter pH-målingen. Råvannet fortsetter til filterkolonnen. Etter at vannet har gått gjennom filtermassen, passerer det gjennom en mengdemåler. Videre i prosessen måles turbiditeten til vannet, samt trykket via en trykkmåler. Det renner konstant vann gjennom turbidimeteret. Dette gjør at vannet som renner ut fra turbidimeteret passer bra til å ta vannprøver av. Mot slutten av anlegget passerer vannet en automatisk reguleringsventil, før vannet går ut i lensekum og pumpes videre ut i Lågen.

Spylevannet kommer fra vannbehandlingsanlegget. Både spylevann og luft blir tilført i bunnen av filteret under spyling. I filterkolonnen er det en renne der spylevannet renner over og føres til spyleslamkolonnen som står ved siden av filterkolonnen. Herifra blir slam fra filteret pumpet til slambehandling, før det føres videre ut på kommunalt avløpsnett.

### 3.1.1 Koagulant

Koagulanten, eller fellingskjemikaliet, som brukes i forsøksperioden er PIX-318. PIX-318 leveres av Kemira. Koagulanten er jernkloridsulfat og baserer seg på treverdige jern ( $\text{Fe}^{3+}$ ). Den består av mellom 37-41% jernkloridsulfat, og totalt jern er på  $11,6 \pm 0,4$  ([Kemira, 2013](#)). PIX-318 leveres på 25 liters dunker. I løsningen er det 175 g Fe/l. Koagulanten helles over på en 100l dunk, før en doseringspumpe, vist i Figur 3.2, pumper den videre inn på anlegget. Doseringspumpen leveres av Watson Marlow, og er en Qdos 30 universal. Den oppgir doseringen av koagulanten i ml/min. Dosering av koagulant endres i Citect.



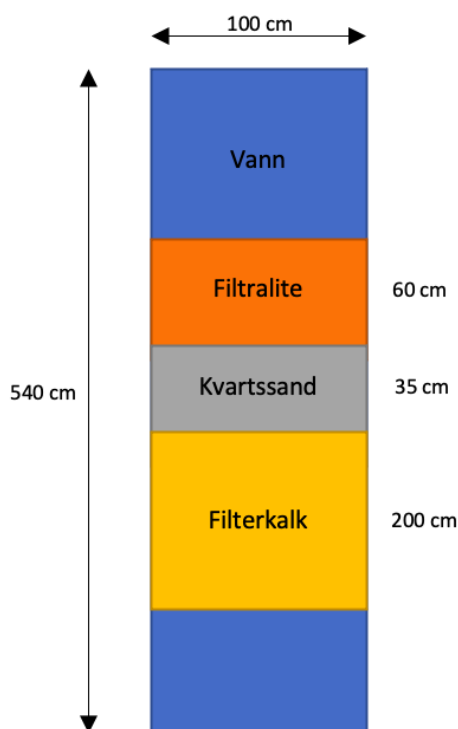


*Figur 3.2 - Doseringspumpen for koagulant. Dette er en Qdos 30 universal, som leveres av Watson Marlow. Til høyre for doseringspumpa er 100 liters dunken som inneholder PIX-318.*

### 3.1.2 Filterkolonne

Filterkolonnen har en høyde på 540 cm og en diameter på 100 cm. Dette gir et areal på 0.7854 m<sup>2</sup>. Vannet kommer inn i filterkolonnen på 460cm over bakken. I toppen av filteret sitter det en nivåmåler. Denne har tre oppgaver. Den gir blant annet alarm ved høyt vannivå. Måleren skal også gi sikringsstopp for både spylevannspumpe og innløpsregulator ved filterspyling og filterdrift.

Moldeprosessen bruker et tremediafilter, som i dette pilotprosjektet består av Filtralite i det øverste laget, Kwartssand i midtre lag, og filterkalk i nederste lag.



Figur 3.3 – Oppdeling av filterkolonnen med filtermasser.

Filtralite har en størrelse på 0.8-1.6 mm. Dette tar opp 60 cm av tanken, og gir et volum på 0.47 m<sup>3</sup>. Kvartssanden i det midtre laget tar opp 0.35 m i tanken, som gir et volum på 0.275 m<sup>3</sup>. Størrelsen på kvartssanden ligger på 0.4-0.63 mm. Filterkalk blir nederst i filterlagene, og tar opp hele 2 m i høyde, som gir et volum på 1.57m<sup>3</sup>. Kornstørrelsen på filterkalken ved start er 1-2.5mm.

Det er satt av ti forskjellige stusser i filterkolonnen. Disse er der for at vannstandsrør og trykkmålere kan kobles til. Plasseringene på stussene er vist i Tabell 3.1.

Tabell 3.1 - Plasseringene av stussene i filterkolonnen.

Punkt	Plassering over bakken/gulvet
A	413cm
B	388cm
C	363cm
D	338cm
E	313cm
F	263cm
G	213cm
H	188cm
I	163cm
J	112cm

### 3.1.3 Spyling

Når filteret skal spyles, hentes det vann fra rentvannsbassenget på Seierstad VBA, og luft tilføres fra en blåsemaskin som står inne i samme bygg som pilotanlegget. Spylevannet hentes fra rentvannsbassenget, og pumpes videre til bunnen av filterkolonnen når det skal spyles. På ledningstrekket er det en tilbakeslagsventil, som skal hindre at vann går tilbake når pumpen ikke går. Vannmengden blir målt på vei inn i filterkolonnen. Det er også plassert en automatisk stengeventil etter mengdemåleren og før filtreringstanken. Luftrykket måles på et manometer, før det passerer en automatisk stengeventil.

Ved siden av filterkolonnen er det en spyleslamkolonne. Denne er 530cm høy, og har en diameter på 120cm. I toppen av kolonnen er det en nivåmåler. Kolonnen tømmes ved hjelp av en pumpe, som pumper slammet videre til slambehandling.

Ved spyling blir det som nevnt tidligere tilført spylevann og luft fra bunnen av filterkolonnen. Spylingen skjer både med luft og vann hver for seg, og samtidig. Det spyles blant annet med luft og vann samtidig, for å minske filterflukt. I siste del av spylingen vil vannet stige helt opp til spylerenne som er i filterkolonnen. Her renner det over når vannet når 500 cm. Vannet renner så over til spyleslamkolonnen.

Spylingen kan styres av flere parametere. I starten av forsøkene ble spylingen styrt av enten mengde i m<sup>3</sup>, eller antall timer siden forrige spyling stoppet. Mot slutten av forsøkene ble det lagt til en parameter til, som gjorde det mulig at spylingen startet når trykktapet var kommet ned på en gitt verdi. Det var også mulig å starte spylingen manuelt. Dette ble gjort da koagulantdoseringen ble endret, eller hvis filterdriften hadde stått stille en periode.

Betingelsene for spyling ble testet gjennom startfasen, med mye inspirasjon og veiledning fra Norsk Vann sin rapport «Veiledning for dimensjonering av vannbehandlingsanlegg». Via Citect kunne spylingen overvåkes da den var i gang, og eventuelle feilmeldinger og alarmer kom opp her. Figur 3.4 viser betingelsene og hvordan spylingen ble fremstilt i programmet. I oversikten er ønsket verdi i fet skrift til venstre, mens nåværende verdi er i litt svakere skrift til høyre.

Oversikt spylesekvens		
1. Stenger reg.ventil råvann		
2. Tapping/nivåsenking av filter	3.70 m	4.39 m
3. Stenger reg.ventil rentvann		
4. Åpner ventil, starter blåsemaskin		
5. Luftspyling	180 sek	0 sek
6. Åpner ventil, starter spylepumpe		
7. Spyling med luft og vann	90 sek	0 sek
8. Stenger/stopper luft- og vannspyling		
9. Ventetid før rykkspyling	60 sek	0 sek
10. Åpner ventil, starter spylepumpe		
11. Rykkspyling	4.40 m	4.39 m
12. Stopper rykkspyling		
13. Ventetid før vannspyling	60 sek	0 sek
14. Åpner ventil, starter spylepumpe	10.0 l/s	0.0 l/s
15. Vannspyling	420 sek	0 sek
16. Stenger/stopper vannspyling		
17. Start modning - Åpner reg.ventil rentvann		
18. Åpner reg.ventil råvann ved norm. nivå		
Modning	2400 sek	0 sek
19. Avslutter spylesekvens		

Figur 3.4 - Oversikt over spylefrekvens

Spylesekvensen starter når betingelsene for spyling er nådd. Dette kan enten være etter tid, mengde eller trykktap. Reguleringsventilen som styrer råvannet inn på anlegget vil da stenges, samtidig som reguleringsventilen etter filteret fortsatt er åpen. Dette er for at vannivået i filteret skal senkes til en gitt høyde. Under spyling på anlegget er høyden for nivåsenking av filter på 3,70 m. Når dette nivået er nådd, stenges reguleringsventilen til rentvannet, slik at begge ventilene er stengt.

Dernest åpnes ventilen til blåsemaskinen, og luftspyling starter. Spylingen foregår i 180 sekunder. Deretter er det spyling med både luft og vann som foregår i 90 sekunder, før begge ventilene stenges og vannpumpen og blåsemaskinen stopper.

Det blir en ventetid på 60 sekunder før rykkspyling finner sted. Rykkspyling foregår til nivået i filterkolonnen er oppe på 4,40 meter. Deretter er det en ny ventetid på 60 sekunder før spyling med bare vann starter. Spyling med vann foregår i 420 sekunder, med en vannmengde på 10 l/s. Når spylingen er ferdig, starter modningstiden, og filtersyklusen starter på nytt. Under modningstiden økes doseringen til koagulanten, slik at modningen går forttere.

Under modning kan modningstid, filterhastigheten og kjemikaliedoseringen endres. Når modningen er ferdig, reguleres utløpsmengden etter normalproduksjon. Deretter doseres fellingskjemikalie med normal dose.

Spyleslamtanken skal i utgangspunktet tømmes automatisk etter at spylevannspumpa stenges for siste gang etter spyling. Tømmepumpa til spyleslamtanken regulerer tømmingen, og den reguleres når nivået i tanken er på stoppnivå. Dette måles av en nivåmåler, som er samme type som over filterkolonnen. Nivåmåleren bruker ultralyd for å registrere nivået i tanken.

#### 3.1.4 Programvare

Pilotanlegget blir styrt av et program som heter Citect Scada 2018 R2. Dette er en programmeringsplattform som står for visualiseringen. Plattformen levers av Guard. Som nevnt tidligere er det flere parametere som kan endres via dette programmet. Det er mulig å få tilgang via TeamViewer, slik at anlegget kan overvåkes og kontrolleres fra hvilken som helst pc eller mobil. I Tabell 3.2 er det en oversikt over hvilke parametere som overvåkes via Citect.

Tabell 3.2 - Parametere som overvåkes i Citect

Parameter	Beskrivelse	Enhet
Filtertid	Antall timer som har gått siden forrige spyling avsluttet	timer
Mengde gjennom filter	Mengde vann i m <sup>3</sup> som har gått gjennom filteret siden forrige spyling avsluttet	m <sup>3</sup>
Turbiditet	Turbiditet på vannet etter filter	NTU
pH felling	pH til vannet etter koagulant er tilsatt, og vannet har vært gjennom den statiske mikseren	-
Vannføring inn	Måler vannhastigheten på råvannet på vei inn	l/s
Vannføring ut	Måler vannhastigheten ut av filteret	l/s
Nivågiver filter	Måler nivået til vannet i filteret	m
Trykk giver - rentvann	Måler trykket etter filteret	mVs

Parametere - Moldeprosess

Filter    Kjemikaliedosering    Slambehandling    System/Alarmer

---

**Filter**

<b>Filterdrift</b>	<b>Filterspylingparametere</b>	<b>Filtermodning</b>
Filterareal <input type="text" value="0.7854 m²"/>	Nivå senking <input type="text" value="3.70 m"/>	Bruk normalmengde i modning På <input checked="" type="checkbox"/> Av <input type="checkbox"/>
Vannproduksjon <input type="text" value="1.7 l/s"/>	Alarm/makstid filtertapping <input type="text" value="2000 sek"/>	Normalmengde i modning <input type="text" value="1.7 l/s"/>
Nivå i filter <input type="text" value="4.40 m"/>	Tid feil filtertapping <input type="text" value="1400 sek"/>	Tid modningsmengde <input type="text" value="2400 sek"/>
<b>Start av filterspyling</b>	Pådrag blåsemaskin luftspyling <input type="text" value="100.0 %"/>	Tid fellingsdose modning <input type="text" value="2400 sek"/>
Spyling på difstrykk På <input checked="" type="checkbox"/> Av <input type="checkbox"/>	Tid luftspyling for vannspyling <input type="text" value="180 sek"/>	<b>PID-parametere</b>
Diff.strykk for tilbakespyling <input type="text" value="4.10 mV/s"/>	Spyling med vann og luft Deaktiver <input type="checkbox"/> Aktiver <input checked="" type="checkbox"/>	Reguleringsventil råvann (RAV00.PV01): <input type="text" value=""/>
Spyling på produsert mengde På <input checked="" type="checkbox"/> Av <input type="checkbox"/>	Tid luftspyling med vannspyling <input type="text" value="90 sek"/>	Reguleringsventil rentvann (REN00.PV01): <input type="text" value=""/>
Mengde produsert for tilbakespyling <input type="text" value="200 m³"/>	Rykkspyling Deaktiver <input type="checkbox"/> Aktiver <input checked="" type="checkbox"/>	Spylevannspumpe (SPV00.P001): <input type="text" value=""/>
Spyling på driftstid På <input checked="" type="checkbox"/> Av <input type="checkbox"/>	Mengde vann med luft <input type="text" value="3.7 l/s"/>	<b>Beregnet mengde slam i filter</b>
Driftstid filter for tilbakespyling <input type="text" value="48 t"/>	Ventetid for rykkspyling <input type="text" value="60 sek"/>	Inneværende periode <input type="text" value="0.204 kg SS/m³"/>
<b>Oppfylling av filter</b>	Mengde vann ved rykkspyling <input type="text" value="7.0 l/s"/>	Forrige periode <input type="text" value="1.585 kg SS/m³"/>
Start oppfylling av filter <input type="button" value="START"/>	Makstid rykkspyling <input type="text" value="90 sek"/>	
Nivå oppfylling <input type="text" value="4.60 m"/>	Nivå avslutt rykkspyling <input type="text" value="4.40 m"/>	
Oppfyllingsåpningsgrad i % <input type="text" value="30.0 %"/>	Ventetid for spyling med bare vann <input type="text" value="60 sek"/>	
	Tid vannspyling <input type="text" value="420 sek"/>	
	Mengde vannspyling <input type="text" value="10.0 l/s"/>	
	<b>Tidsforsinkelse spylestart</b>	
	Makstid fra ønske om spyling til spylestart <input type="text" value="20 sek"/>	

29.03.2022 11:55:55

Figur 3.5 – Parametere som kan endres i Citect

Figur 3.5 viser hvilke parametere som kan endres på pilotanlegget. Hele spylefrekvensen kan endres, samt hvilke parametere og verdier som setter i gang automatisk spyling. Kjemikaliedosering har en egen kolonne øverst, der dosering under normal filterdrift endres. Dosering under modning endres også her. I kolonnen for «System/Alarmer» kan det legges inn verdier for når alarmen utløses. Et eksempel på dette er vannivået i filteret. Dersom filteret går tett, og råvannsventilen ikke stenger, kommer det en alarm om at nivået i filteret er for høyt. Systemet skal da fungere slik at det stopper filterdriften.

### 3.2 Prøveperiode

Forsøksperioden ble delt opp i tre faser. Den første fasen gikk ut på å finne optimal koagulantdose. Den andre fasen gikk ut på å teste ulike filterhastigheter, mens den tredje fasen fokuserte på modningstid.

### 3.2.1 Fase 1 – Optimal koagulantdosering

Som nevnt tidligere er det brukt PIX-318 fra Kemira som koagulant. I denne fasen ble det testet ut fem forskjellige doseringer fra 2 mg Fe/l opp til 4,0 mg Fe/l. Med intervall på 0,5 mg Fe/l. Alle forsøkene ble testet med 5 m/h som filterhastighet. Oppsettet vises i Tabell 3.3.

Tabell 3.3 - De forskjellige koagulantdoseringene som ble testet ut i fase 1.

Dose 1	4 mg Fe/l	Filterhastighet på 5 m/h
Dose 2	3.5 mg Fe/l	
Dose 3	3 mg Fe/l	
Dose 4	2.5 mg Fe/l	
Dose 5	2 mg Fe/l	

Siden filterhastigheten er nede på 5 m/h, går det mindre vann gjennom filteret over tid. Dette fører til lengre filtersykluser, enn om filterhastigheten var høyere. Siden Citect styrte tilbakespyling basert på tid eller mengde, ble filtersyklusene satt relativt likt. Vannprøvene ble tatt flere timer etter at spyling var avsluttet, da turbiditeten hadde stabilisert seg på 0,07 eller 0,06. Vannprøvene ble tatt fra uttaket til turbidimeteret.

Pilotanlegget ble regelmessig overvåket, og det ble tatt vannprøver fra hvert doseringsforsøk. Prøvene ble tatt med til laboratoriet på hovedanlegget, der innhold av magnesium og kalsium, ledningsevne, pH etter filter og fargetall ble testet. Turbiditeten etter filteret ble overvåket via Citect. Her er det interessant å se på modningstiden. Tiden fra spyling avsluttet, til turbiditeten var på 0,5 FNU, 0,2 FNU og 0,1 FNU, ble notert.

### 3.2.2 Fase 2 – Filterhastighet

I Fase 1 brukes filterhastighet på 5 m/h for å finne den optimale koagulantdoseringen. I denne fasen skal den optimale filterhastighet finnes. Fase 1 resulterte i en optimal koaguleringsdose på 3,5 mg Fe/l.

I Fase 2 ble det gjort tolv forsøk. Tre forskjellige koagulantdoser samt fire forskjellige filterhastigheter. Den optimale doseringen, 3,5 mg Fe/l ble brukt, samt +/- 20%. Det vil si

optimal dose\*1,2, optimal dose, og optimal dose\*0,8. Dette tilsvarer 2,8 mg Fe/l, 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l. Det ble brukt fire forskjellige filterhastigheter, 4 m/h, 6 m/h, 8 m/h og 10 m/h.

Lengden på filtersyklusen varierer utfra både koagulantdosering og filterhastigheten. Lav hastighet gjennom filteret betyr mindre mengde vann, som fører til lenger filtersyklus. Det vil si at for forsøkene med filterhastighet på 4 m/h, vil filtersyklusen kunne vare i to døgn, mens 10 m/h måtte spyles etter 18 timer. Tabell 3.4 viser oppsettet for de forskjellige syklusene.

Tabell 3.4 - De ulike testene med forskjellige filterhastigheter og doseringsmengder

Kallenavn	Filterhastighet (m/h)	Vannmengde (l/s)	Dose	Mengde koagulant (mg Fe/l)
Dose 1	4 m/h	0,872 l/s	Optimal dose * 0.8	2,8
Dose 2	4 m/h	0,872 l/s	Optimal dose	3,5
Dose 3	4 m/h	0,872 l/s	Optimal dose * 1.2	4,2
Dose 4	6 m/h	1,31 l/s	Optimal dose * 0.8	2,8
Dose 5	6 m/h	1,31 l/s	Optimal dose	3,5
Dose 6	6 m/h	1,31 l/s	Optimal dose * 1.2	4,2
Dose 7	8 m/h	1,74 l/s	Optimal dose * 0.8	2,8
Dose 8	8 m/h	1,74 l/s	Optimal dose	3,5
Dose 9	8 m/h	1,74 l/s	Optimal dose * 1.2	4,2
Dose 10	10 m/h	2,18 l/s	Optimal dose * 0.8	2,8
Dose 11	10 m/h	2,18 l/s	Optimal dose	3,5
Dose 12	10 m/h	2,18 l/s	Optimal dose * 1.2	4,2

Prøvene ble tatt fra samme punkt som i Fase 1, uttaket til turbidimeteret. Vannprøvene ble tatt når turbiditeten hadde stabilisert seg på 0,06 FNU eller 0,07 FNU. Prøvene ble tatt med til laboratoriet på hovedanlegget, der innhold av jern, magnesium og kalsium, ledningsevne, pH etter filter og fargetall ble testet. Modningstid ble også her overvåket, ved å se på tiden fra spylingen avsluttet til turbiditeten var nede på 0,5 FNU, 0,2 FNU og 0,1 FNU ble notert.

### 3.2.3 Fase 3 – Modning

Fase 3 tar for seg optimalisering av modningstid. De tidligere fasene skulle også registrere data som kunne brukes for å optimalisere modningen, selv om dette ikke var hovedfokuset. Resultater fra Fase 1 og Fase 2, førte til at det under starten til Fase 3 ble brukt optimal



dose\*1,2. Det vil si at under normal drift på anlegget ble det brukt 4,2 mg Fe/l som koagulantdosering. Filterhastigheten ble satt til 8 m/h. Under Fase 1 og Fase 2 ble det ofte spylt midt i filtersyklusen da koagulantdosen skulle endres. I Fase 3 fikk filtersyklusene gå uforstyrret, slik at resultatene ikke ble påvirket av ufullstendige sykluser. Citect fikk en oppdatering mot slutten av Fase 2, der spylingen kan styres av trykktap i filteret.

Etter å ha slitt med lang modningstid for de fleste forsøkene, ble doseringen av koagulant økt under modning. Modningstiden ble først satt til en time, for å se hvor lenge det var nødvendig å øke doseringen av koagulant. Det ble lest av hvor lang tid det tok før turbiditeten nådde 0,2 FNU etter spyling. Denne tiden ble da satt som modningstid for neste filtersyklus. Koagulantdoseringen under modning ble doblet. Fra 4,2 mg Fe/l under vanlig drift, ble doseringen under modning økt til 8,4 mg Fe/l. Modningsmengden har gjennom Fase 1 og Fase 2 vært på 1,1 l/s som tilsvarer 5 m/h. Denne blir justert opp til å være lik vannproduksjon på 8 m/h. Det ble tatt vannprøver på samme sted som i Fase 1 og Fase 2. De samme parameterne, det vil si innhold av jern, magnesium og kalsium, ledningsevne, pH etter filter og fargetall ble testet på laboratoriet. Modningstid ble notert, og det ble sett på turbiditet på 0,5 FNU, 0,2 FNU og 0,1 FNU.

### 3.3 Vannanalyse

Vannprøvene blir som nevnt tidligere hentet fra slangen som fører ut av turbidimeteret på anlegget. Vannet blir fylt på en 0,5 liter prøveflaske, og blir så tatt med til laboratoriet som er i bygget der hovedanlegget på Seierstad er. Her er det forskjellige parametere som testes. Tabell 3.5 viser en oversikt over parametere som blir tatt på laboratoriet.

*Tabell 3.5 - Parametere som analyseres på laboratoriet*

<b>Parameter</b>	<b>Enhet</b>
pH	
Ledningsevne	μS/cm
Fargetall	mg/l Pt
Ca – kalsium	mg/l Ca
Mg - magnesium	mg/l Mg
Fe - jern	mg/l Fe

Felles for analysering av innhold av magnesium og kalsium, jern og fargetall, er at de alle bruker Hach sitt spektrofotometer, DR6000. Spektrometeret bruker elektromagnetisk stråling for å analysere prøvene. Strålingen, som varierer bølglengde fra 190-1100nm, blir absorbert av stoffet. Spektrometeret har automatisk valg av bølglengde, som endres når program for analyse er valgt. Figur 3.6 viser hvordan spektrometeret ser ut.



Figur 3.6 - Spektrofotometer DR6000 fra Hach

### 3.3.1 Ledningsevne

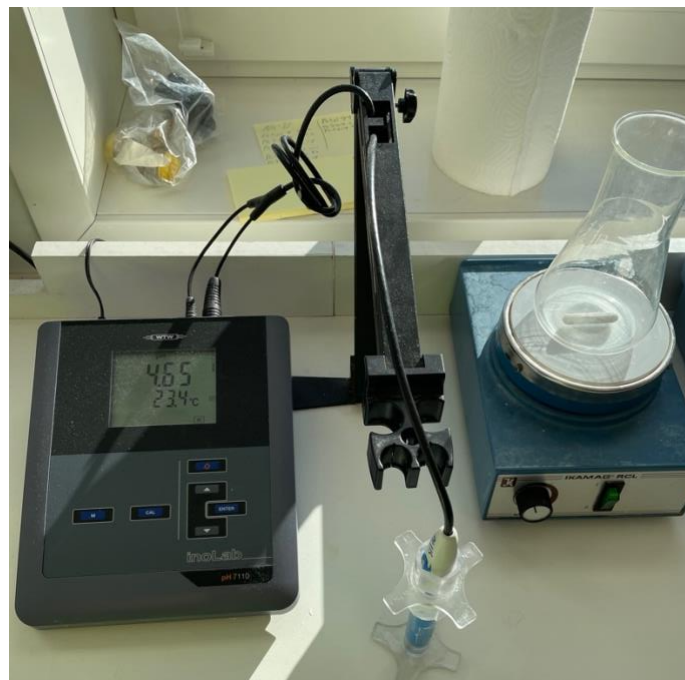
Prøvevannet blir tilsatt et begerglass. Oppi dette begerglass blir det plassert en elektrode. Det er ikke gitt en fast mengde med prøvevann, så lenge elektroden er godt nok dekket. Det kan ta lang tid før verdien stabiliseres. Det vil i midlertidig gå raskere om det røres i begeret med elektroden. Staven skylles med demineralisert vann både før og etter analysen. Leverandøren til måleinstrumentet er VWR og heter pHenomenal® Conductivity/TDS/°C Meter. Modellen er CO 3100L. Verdien leses av i  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , og instrumentet måler samtidig temperaturen på prøvevannet.



Figur 3.7 - pHenomenal® Conductivity/TDS/°C Meter. Modell CO 3100L

### 3.3.2 pH-meter

Prøvevannet blir tilsatt et begerglass, der en pH-elektrode blir satt oppi begeret. Også her tar det litt tid før verdiene stabiliseres. Et alternativ til dette, dersom det ønskes raskere resultat, er å helle vannet over i en kolbe med magnetisk rørstang i bunnen. Denne kolben blir satt opp på en magnetisk omrører. Dette fører til raskere resultat. Figur 3.8 viser måleinstrumentet, pH-elektroden og kolben som står opp på den magnetiske omrøreren. Måleinstrumentet viser pH og temperatur på prøvevannet. Måleinstrumentet leveres av WTW, modellen er pH 7110.



Figur 3.8 - pH 7110, levert av WTW.

### 3.3.3 Magnesium og kalsium

Innholdet av magnesium og kalsium analyseres samtidig. Det tilsettes 90 ml med demineralisert vann oppi en målesylinder, og 10 ml av analysevannet blir også tilsatt. Etter dette blir det tilsatt 1ml med Calcium/Magnesium indicator solution 2241832 i målesylinderen. Det blir så tilsatt 1 ml med Alkali solution 2241732 i målesylinderen. Målesylinderen blir vendt opp ned noen ganger, slik at løsningen blir homogen. Deretter tilsettes det løsning i tre glass. Hvert glass skal inneholde 10 ml av løsningen. Glassene vises i Figur 3.9. Figuren viser også de ulike kjemikaliene som tilsettes i både glass og målesylinderen, i bakgrunnen.



Figur 3.9 – Nummerering på glassene som blandingen skal opp i. I bakgrunnen står løsningene som brukes under analysen.

Glassene nummereres 1, 2 og 3. De blir ikke merket, så det er viktig å holde styr på hvilket som er hvilket. Figur 3.9 viser hvordan nummereringen blir. Glass nummer 1 blir tilsatt en dråpe av løsningen som er i flaske merket nummer 1, som vist i bakgrunnen på Figur 3.9. Løsningen kalles EDTA-solution. Glasset blir satt på bordet, og snurret rundt, for at løsningen skal bli

homogen. Glass nummer 2 får en dråpe av løsningen som er merket nummer 2. Denne løsningen kalles EGTA-solution. Glasset blir snurret rundt på bordet, slik at også denne løsningen blir homogen. Glass nummer 3 blir ikke tilsatt noen løsning.

Magnesiuminnholdet skal analyseres først, og program 225 Hardness Mg 400mg/l blir valgt på displayet til spektrofotometeret. Strålingen som automatisk velges på dette programmet har en bølgelengde på 522 nm. Her må det brukes en nullprøve for å kalibrere spektrofotometeret, og denne nullprøven er glass nummer 1. Etter at nullprøven er registrert, settes glass nummer 2 ned i spektrofotometeret, og magnesiuminnholdet leses av.

Når kalsiuminnholdet skal analyseres blir glass nummer 2 stående i apparatet, da dette er nullprøven for kalsium. Programmet for Kalsium er 220 Hardness Ca 400mg/L. Strålingen som automatisk velges på dette programmet har samme bølgelengde som programmet for magnesium, 522 nm. Etter at nullprøven er registrert settes glass nummer 3 i apparatet, og kalsiumverdien blir lest av. Glassene tømmes og vaskes med demineralisert vann, slik at de er klare for bruk til neste prøve.

#### 3.3.4 Jern

Programmet for å analysere restjern kalles 521 Iron. Strålingen som automatisk velges på dette programmet har bølgelengde 485 nm. Her brukes det engangskvyetter, der det tilsettes 5 ml av prøvevannet ved hjelp av en pipette. Figur 3.10 viser hvordan engangskvyetten ser ut. Kyvetten med prøvevannet brukes som nullprøve for analyse av jerninnholdet i vannet. Det er viktig å tørke av kyvetten på utsiden, slik at vann eller andre sølte medier ikke forstyrrer eller ødelegger analyseresultatet.

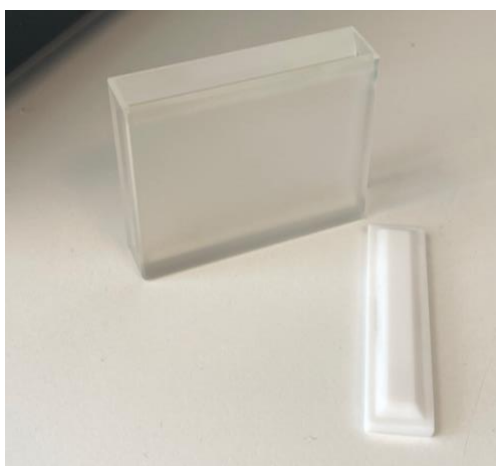
Etter at nullprøven er tatt, skrues det på en kork på kyvetten - den blå korken som ligger til høyre for kyvetten på Figur 3.10. Denne korken kalles DosiCap A. Kyvetten ristes noen ganger, slik at innholdet i korken er løst opp i prøvevannet. Det blir da en ventetid på 10 minutter, før kyvetten vendes noen ganger. Deretter plasseres kyvetten tilbake i apparatet, og jerninnholdet blir lest av. Kyvetten er en engangskvyette, som vil si at den blir kastet etter analysen.



Figur 3.10 - Testkit for 521 Iron. Foran esken er kyvetten og korken som brukes.

### 3.3.5 Fargetall

Fargetallet leses av på samme maskin som jern, magnesium og kalsium. Også her brukes det en kyvette, men denne blir brukt om igjen, og skal ikke ha noen kork. Figur 3.11 viser hvordan kyvetten ser ut, med tilhørende lokk ved siden av. Nullprøven blir tatt ved å fylle kyvetten med demineralisert vann. Programmet som brukes kalles 778 Color (PtCo). Strålingen som automatisk velges på dette programmet har bølglengde 410 nm. Det er viktig å tørke av utsiden på kyvetten, for å fjerne vann, slik at strålingen i spektrofotometeret ikke blir forstyrret. Etter at nullprøven er tatt, skylles kyvetten med prøvevann. Deretter blir det tilsatt prøvevann i kyvetten, og fargetallet leses av på maskinen.



Figur 3.11 – Kyvette som brukes for analyse av fargetall

## 4. Resultater og diskusjon

### 4.1 Fase 1 – Optimal koagulantdose

Fra 2.1.4 er Formel 2.3 presentert. Denne viser dimensjonerende dose (D) ved fargetall (F). Hvis fargetall og konstantene A og B (fra Tabell 2.3) blir satt inn, får man formel 4.1.

$$D = (0,086 * 35 + 0,58) = 3,59 \text{ mg Fe/l} \quad (4.1)$$

$$F = 35 \text{ mg Pt/l}$$

$$A = 0,086$$

$$B = 0,58$$

Det anbefales å ha 25% høyere dosering enn minste nødvendige dose, blant annet for å ha en buffer i tilfelle råvannskvaliteten plutselig forverres ([Eikebrokk, 2012](#)).

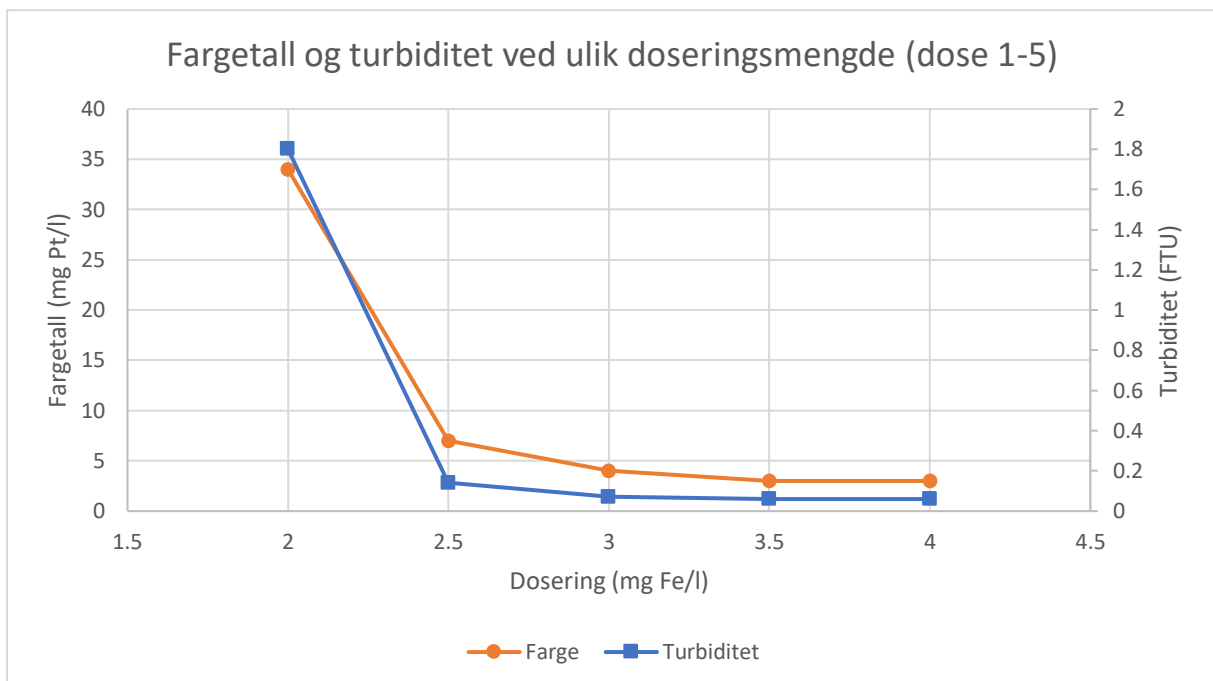
$$D = 1,25 * (0,086 * 35 + 0,58) = 4,4875 = 4,488 \text{ mg Fe/l} \quad (4.2)$$

Som nevnt i 3.2.1, ble det testet 5 forskjellige doseringer. Doseringene ble vist i Tabell 3.3, der alle forsøkene ble utført med 5 m/h som filterhastighet.

Turbiditet vil være den parameteren som gir best svar på driftskontroll og overvåking av barrierefunksjon ([Eikebrokk, 2012](#)). Dette gjelder når det er snakk om integrert alkalisk filterlag i filterkolonnen, da restkoagulant (jern) fjernes i stor grad i disse ([Eikebrokk, 2012](#)). Formel 4.1 og Formel 4.2 regner ut minste nødvendige dosering, med og uten 25 % ekstra dosering. I forsøkene i Fase 1 ble det ikke brukt dosering tilsvarende 4,5 mg Fe/l, men høyeste dosering var 4 mg Fe/l. Det vil si at det ikke ble tatt høyde for potensielle fargetallsendringer over tid, eller plutselig endring av fargetall, i denne fasen. Filterhastighet under Fase 1 er satt til 5 m/h, som gir like forutsetninger for alle doseringene som skal testes.

#### 4.1.1. Fargetall og turbiditet ved ulike doseringsmengde

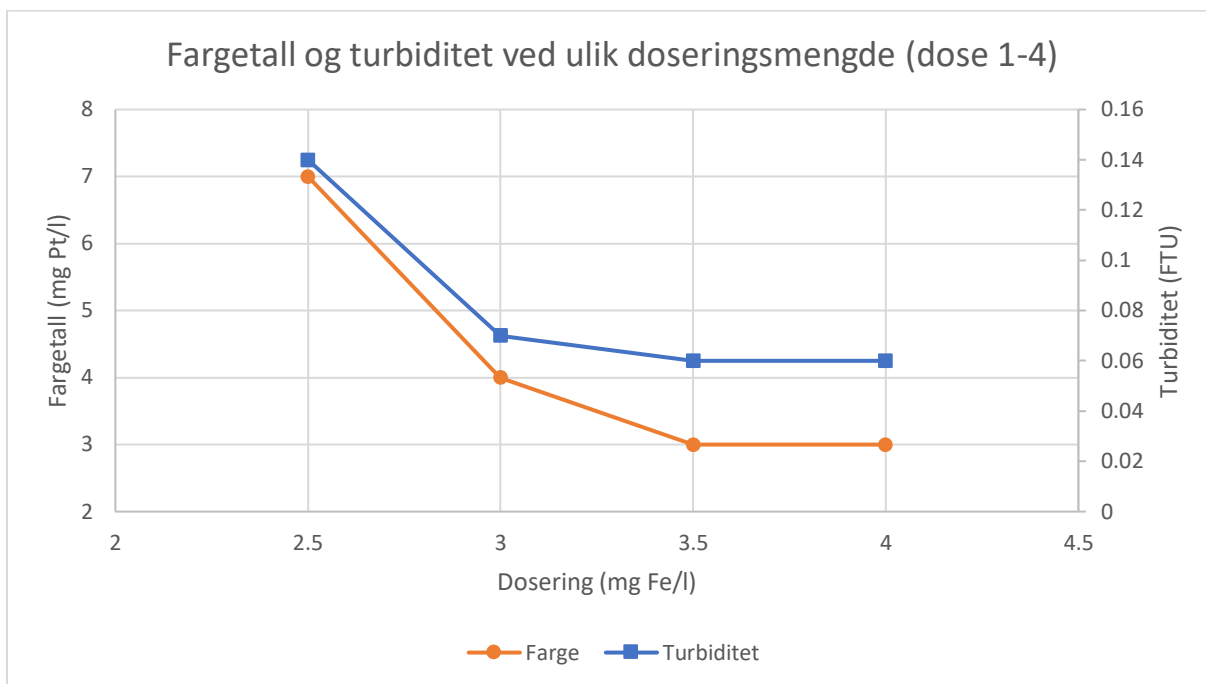
Figur 4.1 viser at det er en dosering som skiller seg ut som et avvik. Dette er koagulantdosering 2,0 mg Fe/l, som er den lavest dosen som blir brukt i Fase 1. Fra Tabell A.1, som er lagt med i Vedlegg A, har denne doseringen en turbiditet på 1,8 FNU og fargetall på 34 mg Pt/l. Siden verdiene er såpass høye, utelates denne doseringen bort i Figur 4.2, slik at det blir lettere å sammenligne fargetall og turbiditet på de fire andre doseringene. De fire høyere doseringene har lavere turbiditet og fargetall. Det vil si at vannets turbiditet og fargetall synker ved økende koaguleringsdose.



Figur 4.1 - Fargetall og turbiditet ved ulike doseringsmengde. Dose 1-5 er forklart i Tabell 3.3. Verdier er hentet fra Tabell A. 1

I Figur 4.2 er dosering med 2,0 mg Fe/l tatt bort. Det er fortsatt en dosering som skiller seg ut, som er 2,5 mg Fe/l. Drikkevannsforskriften har 1 FNU som grenseverdi for turbiditet. Mattilsynet nevner i sin «Veiledning til drikkevannsforskriften § 13: Vannbehandling», at ved koaguleringsanlegg vil det erfaringsmessig være turbiditet på under 0,2. Dose 1-3 er innenfor drikkevannsforskriftens krav til farge og turbiditet. Dose 4 er innenfor grenseverdien på under 1 FNU i drikkevannsforskriften og Mattilsynets turbiditet på 0,2 FNU. På Seierstad slipper de i midlertidig ikke vann ut på ledningsnettets ved turbiditet over 0,1 FNU. Dette er grunnen til at dose 4 også velges bort.



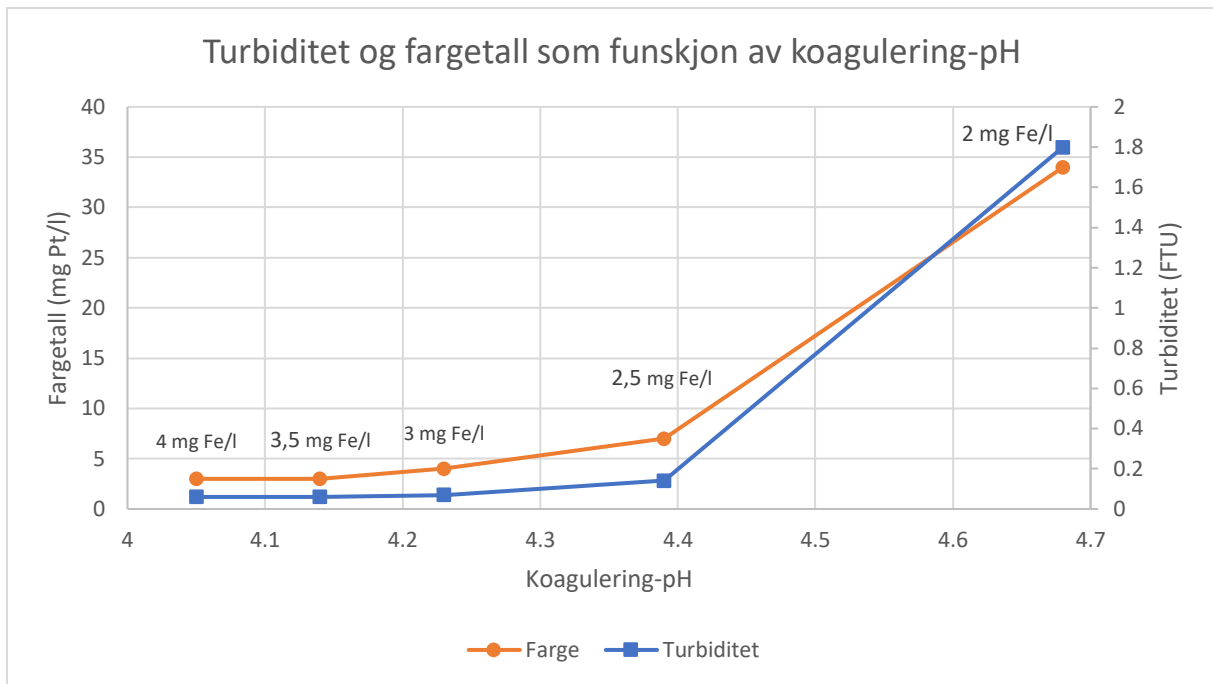


Figur 4.2 - Fargetall og turbiditet ved ulike doseringsmengde. Dose 5 er tatt bort, så denne figuren viser dose 1-4. Verdier er hentet fra Tabell A. 1

Fra Figur 4.2 observeres det at dosering med 3,0 mg Fe/l oppnår en turbiditet på 0,07 FNU med et fargetall på 4 mg Pt/l. Med både dosering med 3,5 mg Fe/l og 4,0 mg Fe/l oppnås et fargetall, 3 mg Pt/l, og turbiditet 0,06 FNU. Mattilsynet nevner også at fargetall skal ligge på under 5 mg Pt/l ([Mattilsynet, 2021](#)), noe en oppnår med dose 3,0-4,0 mg Fe/l.

#### 4.1.2. Fargetall og turbiditet som funksjon av koagulerings-pH

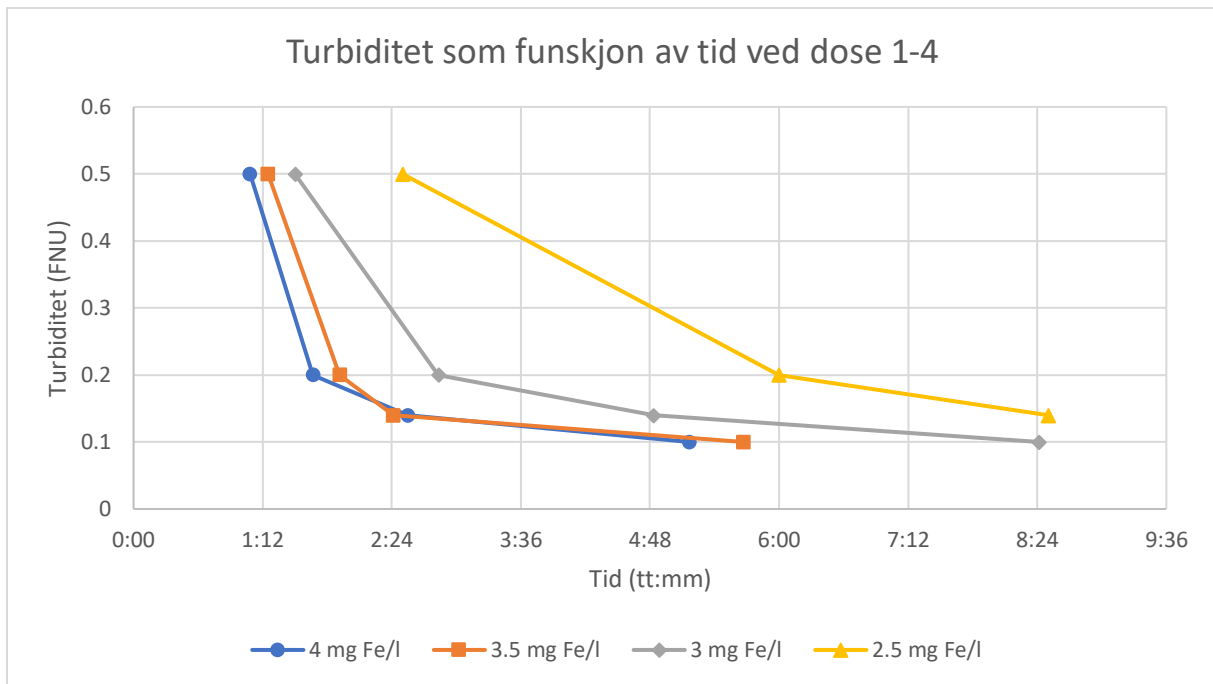
Det nevnes i 2.1.4, at en optimal koagulerings-pH ligger mellom 4,0 og 4,5. Fra Figur 4.3 er det et avvik. Dette er dose 5 med 2 mg Fe/l som vist i tabell A.2, har en koagulerings -pH på 4,68. De tre doseringene som gir optimale verdier har en koagulerings-pH fra 4,05 opp til 4,23. Dose 1 med 4 mg Fe/l har en koagulerings-pH på 4,05, dose 2 med 3,5 mg Fe/l, har en koagulant pH på 4,14 og dose 3 med 3 mg Fe/l har en koagulant pH på 4,23. Ved koagulerings-pH rundt 4,5, vil det gi en god utløsning av marmoren i starten av den øverste delen av det alkaliske filterlaget ([Ødegaard et al., 2015](#)).



Figur 4.3 - Turbiditet og fargetall som funksjon av koagulerings-pH, med tilhørende koagulantdoseringer. Verdier er hentet fra Tabell A. 1

#### 4.1.3. Turbiditet som funksjon av tid

Figur 4.4 viser at det er små forskjeller fra dosering på 3,5 mg Fe/l og 4,0 mg Fe/l. Dosering med 2,0 mg Fe/l og 2,5 mg Fe/l skiller seg mer ut, og det tar lenger tid for turbiditeten i det filtrerte vannet går ned på ønsket verdi. Dose 4 stabiliserer seg på 0,14 FNU i turbiditet, og går som nevnt tidligere ikke innenfor kravet til Vestfold vann på Seierstad. Dose 3 er innenfor, men det tar for lang tid i forhold til Dose 1 og Dose 2. Høy dose gir kortere modningstid, mens modningstiden stiger ved lavere dosering.



Figur 4.4 - Turbiditet som funksjon av tid ved dose 1-4. Figuren viser tiden det tar for de ulike doseringene før de oppnår 0,5 FNU, 0,2 FNU, og 0,1 FNU, og turbiditeten der det stabiliseres. Dose 5 oppnådde ikke 0,5 FNU eller lavere, så er ikke med i figuren. Verdier er hentet fra Tabell A. 2.

#### 4.1.4. Overordnet diskusjon – Fase 1

Som nevnt i 3.2, ble det etter flere forsøk i Fase 1 og Fase 2, oppdaget at det ikke ble tilsatt økt dosering under modning etter spyling, selv om dette var planlagt i styringssystemet. Dette har resultert i lang modningstid for forsøkene i Fase 1 og Fase 2. Det er likevel blitt tatt med resultater fra modning, da resultatene fortsatt kan si noe om virkingen av doseringer og filterhastigheter.

Figur 4.4 viser tiden det tar før vannet oppnår en turbiditet på 0,5 FNU. Grunnen til dette er at vann med turbiditet inntil 0,5 FNU er planlagt brukt som spylevann. Dette blir gjort på Hias VBA, etter deres nye vannbehandlingsanlegg åpnet. Andre steder som prosjekteres for denne muligheten er NVO, Kattås, Ålesund og Espeland er ([Brandt, 2022](#)).

Fra resultatene i 4.1, velges 3,5 mg Fe/l som optimal dose. Dette gjøres fordi forsøkene viser at dette er den laveste koagulantdosen som gir tilfredsstillende resultater i forhold til drikkevannsforskriftens krav, samt Mattilsynets anbefalinger. Tiden før det ble oppnådd turbiditet på 0,5 FNU, 0,2 FNU og 0,1 FNU er lenger enn ønsket, men det er ikke så stor forskjell

på doseringer på 4 mg Fe/l og 3,5 mg Fe/l. Dosering med 3,5 mg Fe/l ble valgt fremfor 4 mg Fe/l, da det ikke var store variasjoner på modningstid. Det trengs da lavere mengde koagulant, som på sikt er økonomisk gunstig, og gir lavere mengder med restjern etter filtrering. Den valgte optimale doseringen ligger litt under utregning fra Formel 4.2, der det ikke er tatt høyde for 25% økning av dose. Det ble regnet ut 3,59 mg Fe/l, som gir minste nødvendige dose (teoretisk dose).

#### 4.2 Fase 2 – Filterhastighet

Fra resultatene i delkapittel 4.1, velges 3,5 mg Fe/l. For å være sikker på at dette ikke er feil, ble det i denne fasen brukt 3,5 mg Fe/l  $\pm$  20 %. Formel 4.3, 4.4 og 4.5 viser utregning til de alternative doseringene som blir brukt i fase 2.

$$3,5 \text{ mg Fe/l} \pm 20\% \quad (4.3)$$

$$3,5 \text{ mg Fe/l} * 1,2 = 4,2 \text{ mg Fe/l} \quad (4.4)$$

$$3,5 \text{ mg Fe/l} * 0,8 = 2,8 \text{ mg Fe/l} \quad (4.5)$$

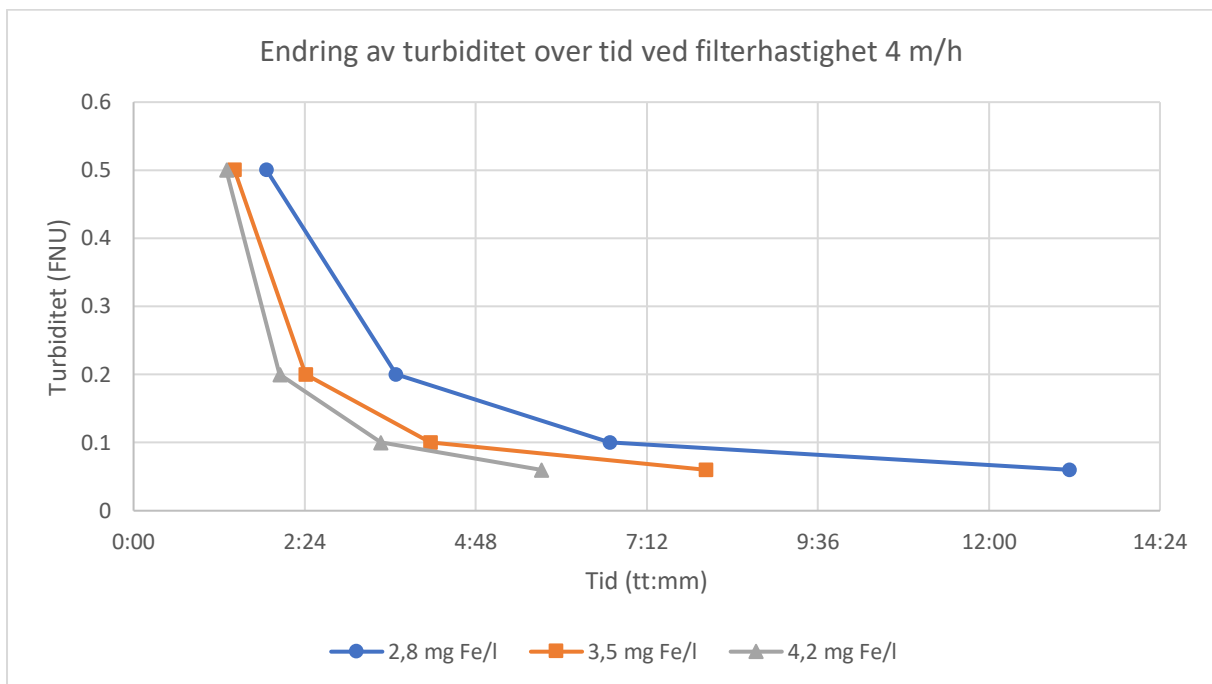
Tabell 3.4 viser de ulike filterhastighetene med de ulike doseringene. Det ble testet 4 forskjellige filterhastigheter med optimal dosering fra fase 1 og  $\pm$  20 %, som utregnet i Formel 4.4 og 4.5.

Fase 2 er fortsatt uten økt dosering under modning, da dette ikke ble oppdaget før senere i forsøkene. Det er interessant å se på turbiditetsendringer og falltapet i filteret over tid, og de ulike parameterne som er analysert. Som nevnt i resultatene fra Fase 2 er det brukt den optimale dosen som ble bestemt i Fase 1. I tillegg er det brukt to doseringer til med  $\pm$  20 %. Dette for å være sikker på om den optimale dosen er riktig.

#### 4.2.1 Endring av turbiditet i modningsperioden

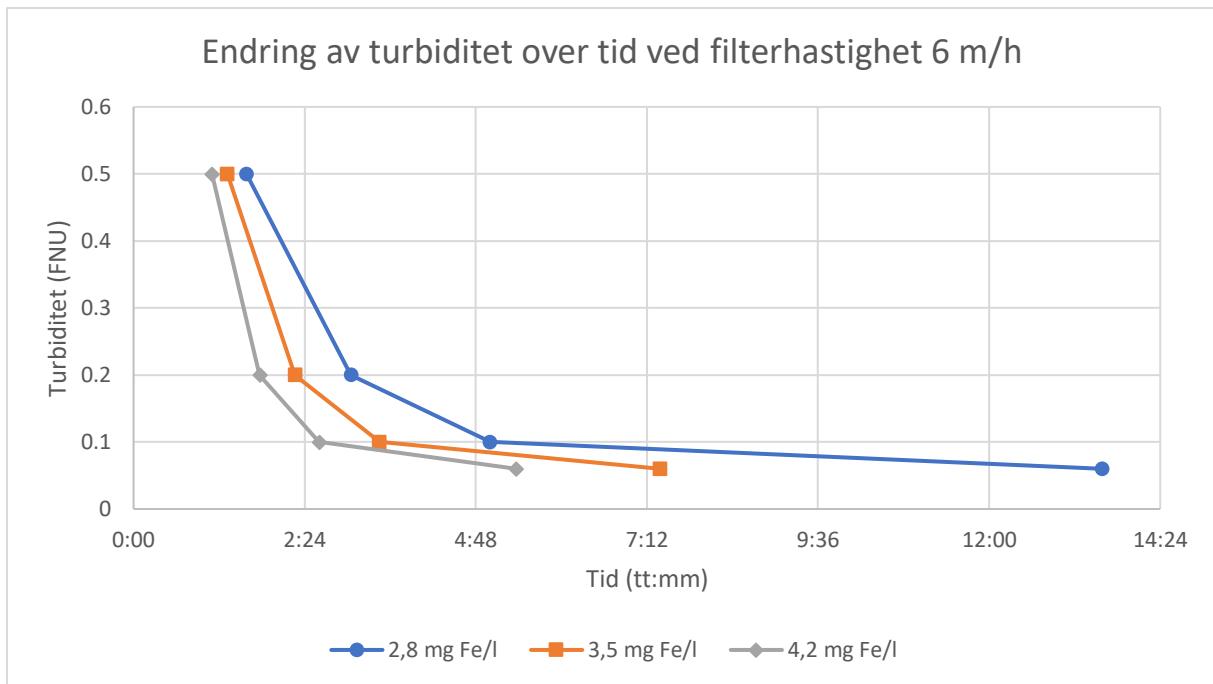
Turbiditeten vil som nevnt i 2.2.2, synke over tid, og etter en stund holdes stabilt, til filteret tettes og må spyles. Hvilken turbiditet, og tiden det tar før det filtrerte vannet når denne turbiditeten, avhenger av både koagulantdoseringen og filterhastigheten. Ved høy dosering vil turbiditeten komme ned på et lavere nivå enn ved lav dosering. Ved lav filterhastighet vil det ta lenger tid før turbiditeten når de ønskede verdiene, enn ved høy filterhastighet.

Figur 4.5 viser endringen av turbiditet med filterhastighet 4 m/h og dosering med 2,8-4,2 mg Fe/l. Figuren viser at det er forskjell på tiden det tar før turbiditeten når de gitte verdiene.



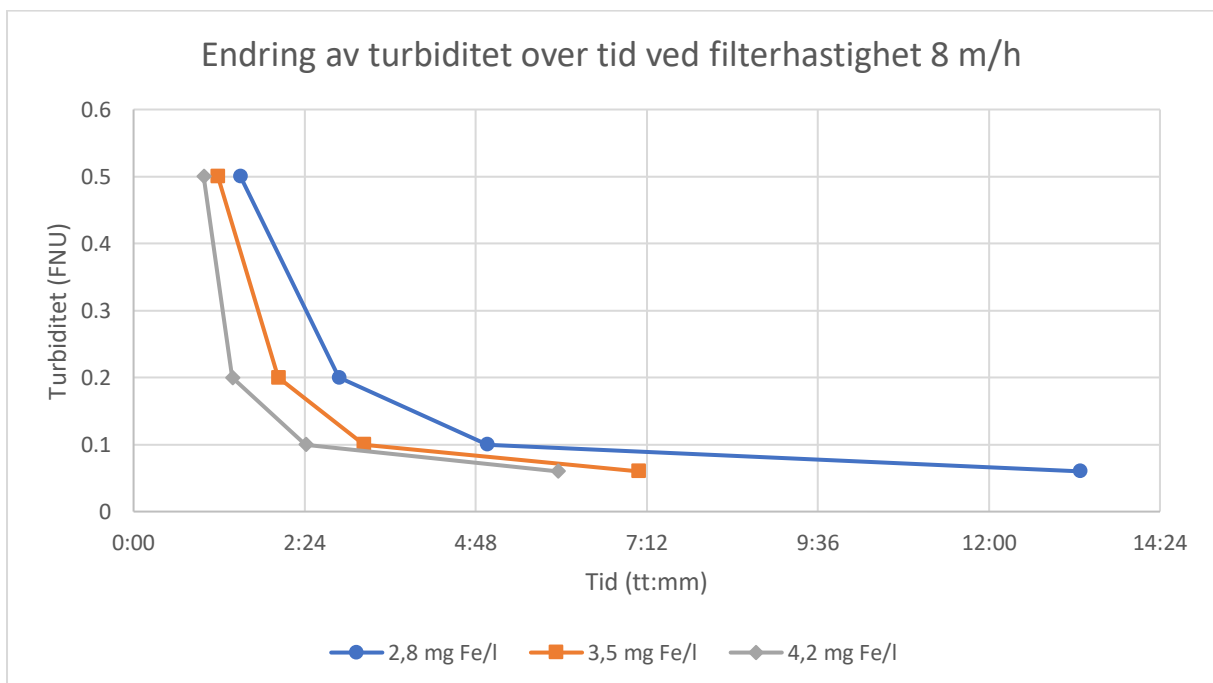
Figur 4.5 – Endring av turbiditet over tid ved filterhastighet på 4 m/h ved dosering 2,8 mg Fe/l, 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l. Verdiene er hentet fra Tabell A. 3

I Figur 4.6 er filterhastigheten økt til 6 m/h. Det vil si at vannet har kortere oppholdstid i filteret, og det renner mer vann gjennom filteret, enn ved 4 m/h.



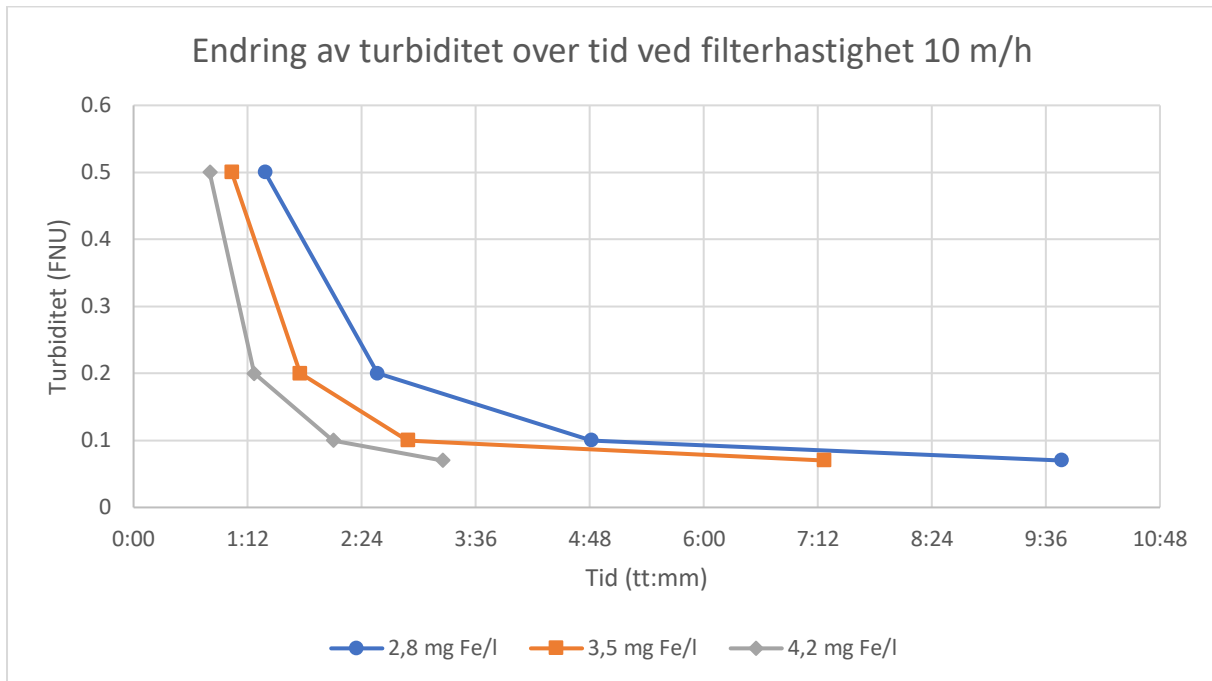
Figur 4.6 - Endring av turbiditet over tid ved filterhastighet på 6 m/h ved dosering 2,8 mg Fe/l, 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l. Verdiene er hentet fra Tabell A. 4

Filterhastigheten er endret fra 6 m/h til 8 m/h i Figur 4.7. Figur 4.6 og Figur 4.7 ser veldig like ut, da det er liten forskjell på verdiene fra Tabell A.4 og A.5.



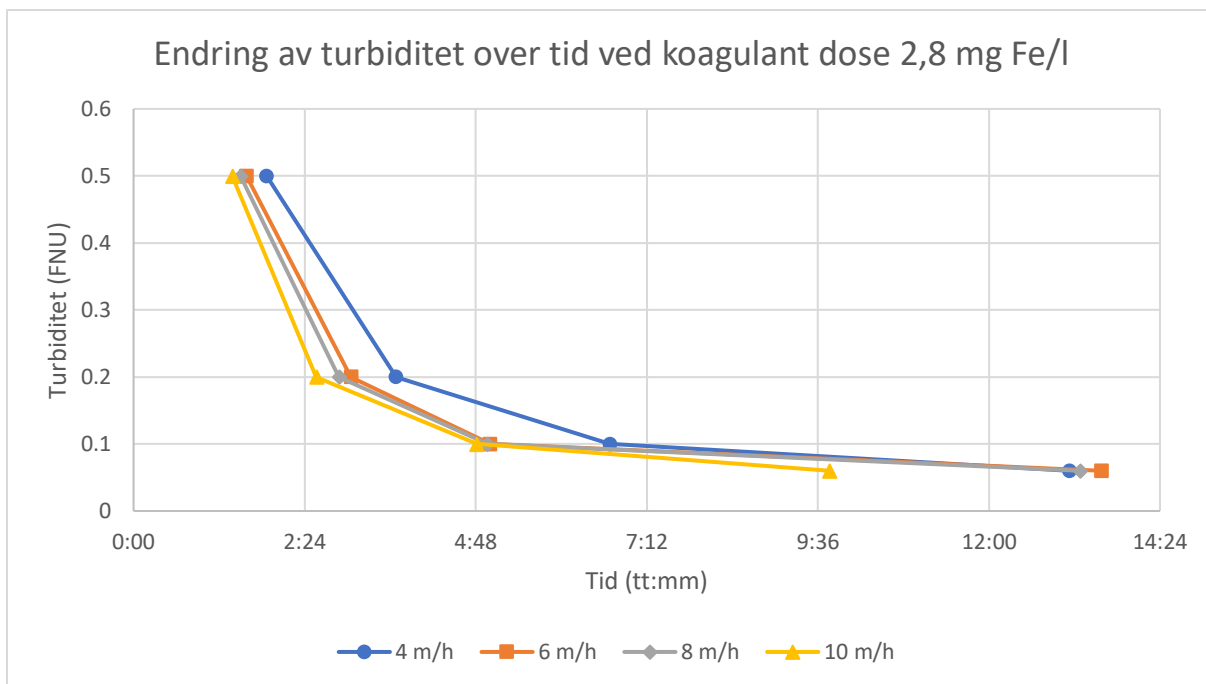
Figur 4.7 - Endring av turbiditet over tid ved filterhastighet på 8 m/h ved dosering 2,8 mg Fe/l, 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l. Verdiene er hentet fra Tabell A. 5

Figur 4.8 viser endringen av turbiditet over tid ved filterhastighet på 10 m/h. Her er det større forskjeller fra de lavere filterhastighetene. Doseringene følger samme mønster som tilsvarende doseringer i de lavere filterhastighetene.

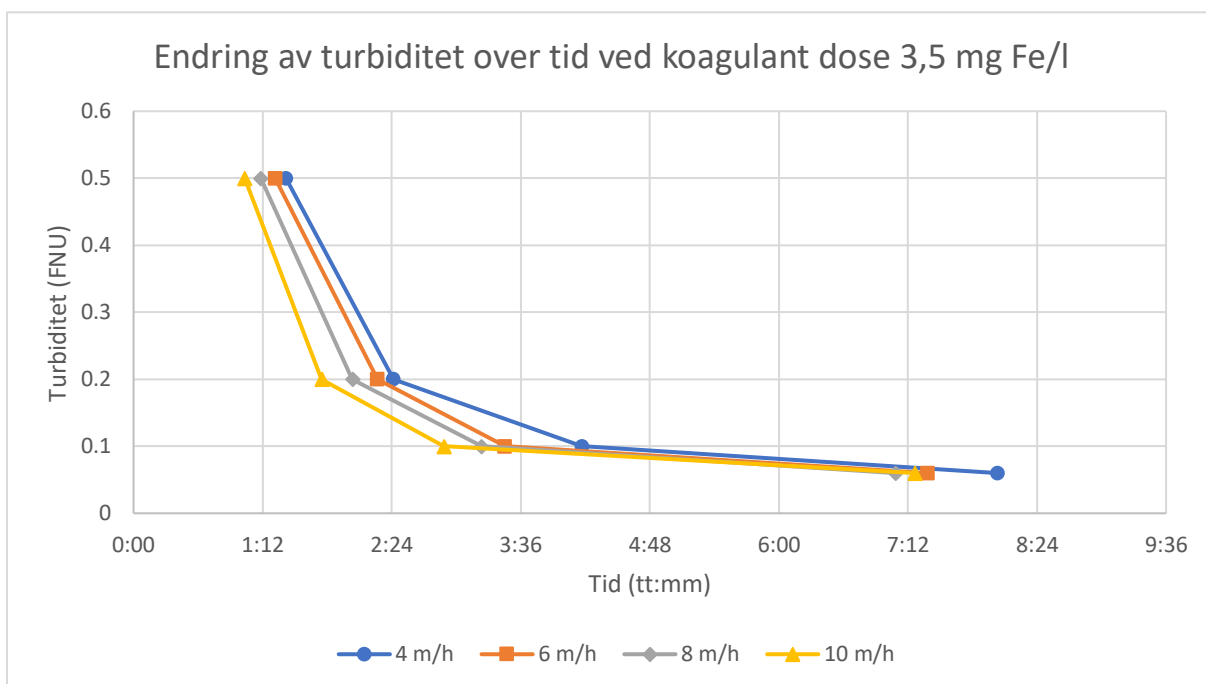


Figur 4.8 - Endring av turbiditet over tid ved filterhastighet på 10 m/h ved dosering 2,8 mg Fe/l, 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l. Verdiene er hentet fra Tabell A. 6

Figur 4.5-4.8 viser at det er liten forskjell på 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l. 2,8 mg Fe/l er den doseringsmengden som skiller seg mest ut, da det tar lenger tid før turbiditeten oppnår samme nivå som for de andre doseringene. Det samme gjelder når filterhastigheten øker til henholdsvis 8 m/h i Figur 4.7 og 10 m/h i Figur 4.8. En forskjell fra Figur 4.8 og de tre andre figurene, er at dosering med 4,2 mg Fe/l ikke kommer ned til turbiditet 0,06. Denne stabiliserer seg på 0,07 FNU. Dette har fortsatt ingen betydning for kravet på 0,1 FNU i turbiditet. Turbiditeten når de satte verdiene raskere ved 10 m/h, enn ved de lavere filterhastighetene.

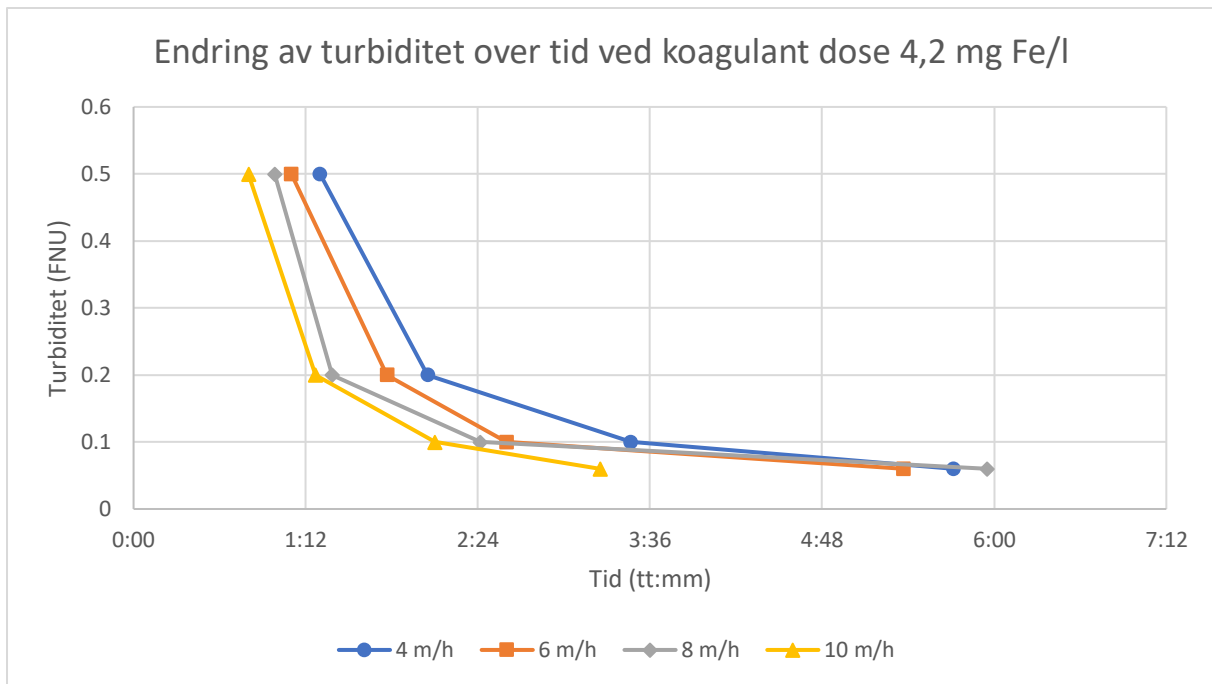


Figur 4.9 - Endring av turbiditet ved dosering på 2,8 mg Fe/l med filterhastigheter på 4 m/h, 6 m/h, 8 m/h og 10 m/h. Verdiene er hentet fra Tabell A. 7



Figur 4.10 - Endring av turbiditet ved dosering på 3,5 mg Fe/l med filterhastigheter på 4 m/h, 6 m/h, 8 m/h og 10 m/h. Verdiene er hentet fra Tabell A. 8





Figur 4.11 - Endring av turbiditet ved dosering på 4,2 mg Fe/l med filterhastigheter på 4 m/h, 6 m/h, 8 m/h og 10 m/h. Verdiene er hentet fra Tabell A. 9

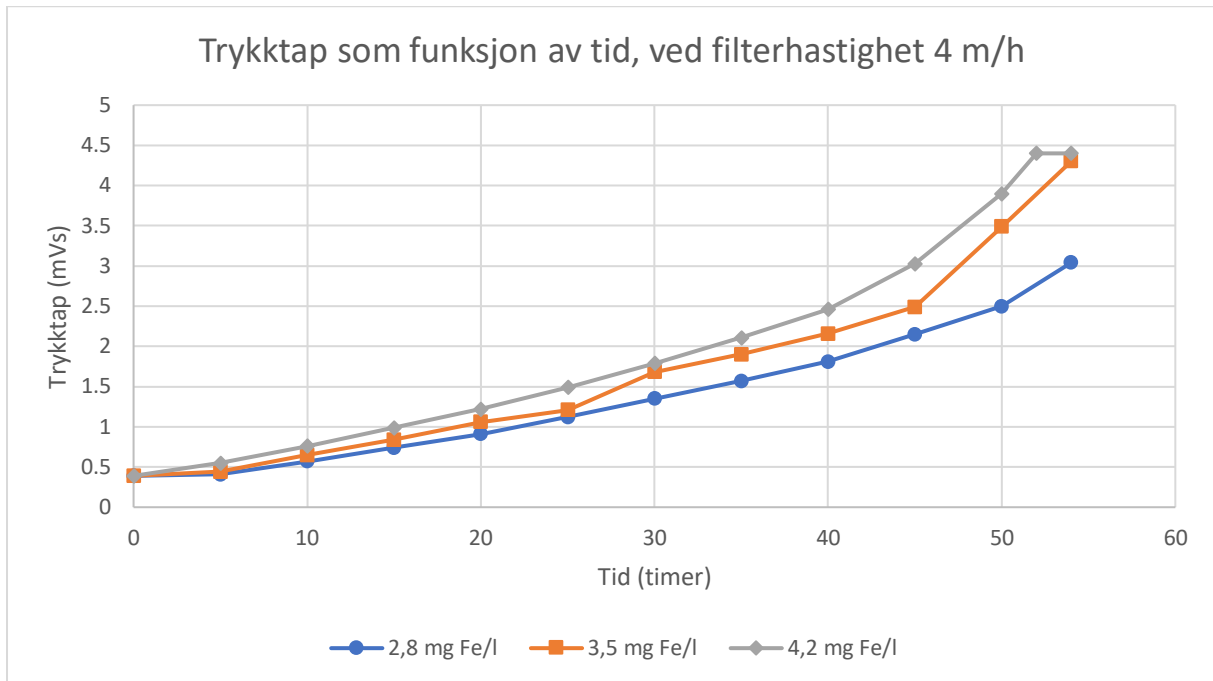
I Figur 4.9-4.11 er de ulike filterhastighetene med koagulantdosering 2,8 mg Fe/l, 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l fremstilt med turbiditet over tid. Den største forskjellen er tiden det tar før vannet når turbiditet på 0,5 FNU, 0,2 FNU, 0,1 FNU og 0,06 FNU. I hver tabell for de ulike doseringene er det forskjell på modningstid. Dette påvirkes av filterhastigheten, der den høyeste filterhastigheten fører til kortere modningstid. Dette blir fremstilt i Figur 4.5-4.8.

#### 4.2.2 Trykktap i filter

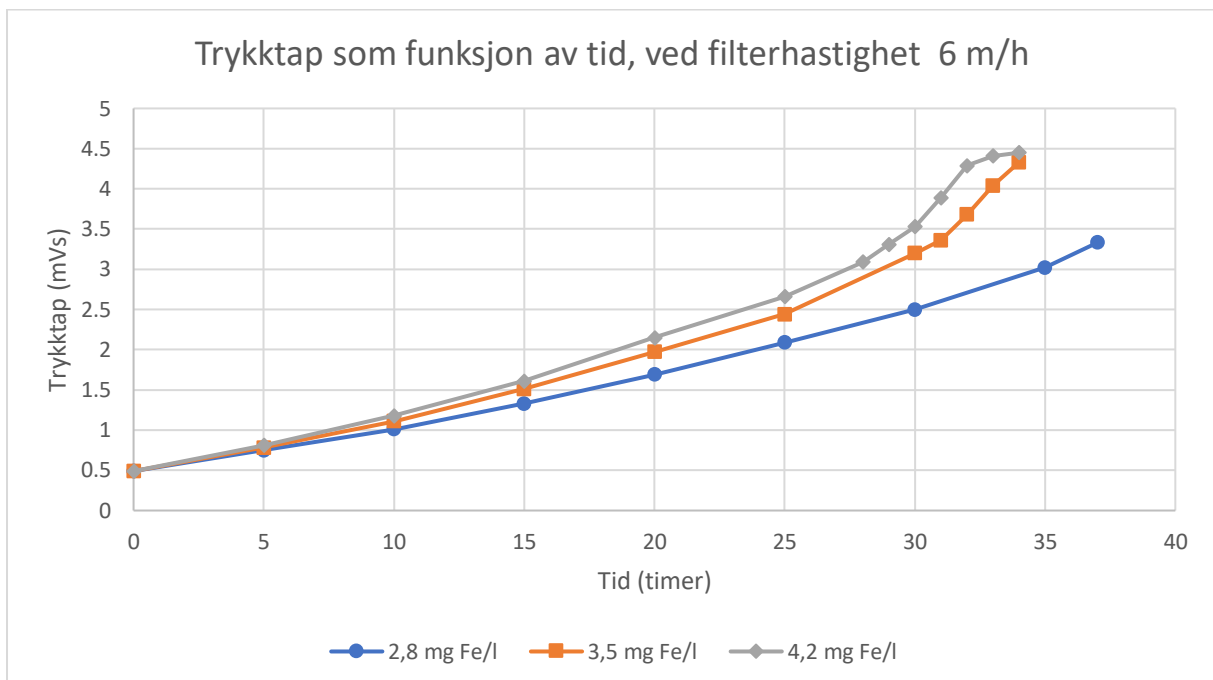
Fra 2.2.2 nevnes det at filterhastigheten er med på å bestemme lengden på filtersyklusen. Trykktapet vil påvirkes av mengden vann gjennom filteret, samtidig som koagulantdosering også påvirker. Ved høy filterhastighet vil det akkumuleres mer slam over tid, enn ved lavere filterhastighet.

Det totale differansetrykket over filterkolonnen regnes ut ved Formel 4.6. *FIL00.LT01* er nivågiveren som er installert rett over filterkolonnen. Denne måler vannstanden i filteret, som gir trykket i mVs. *REN00.PT01* måler trykket etter filterkolonnen.

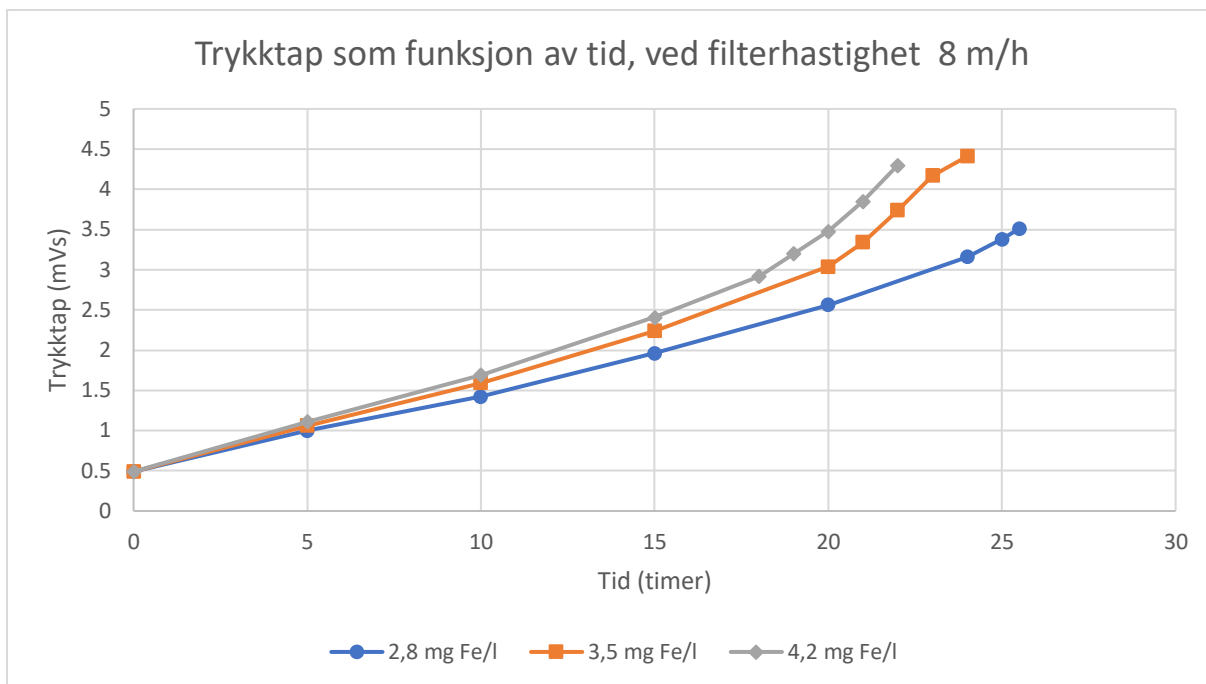
$$\Delta p_{total} = FIL00.LT01 - REN00.PT01 \quad (4.6)$$



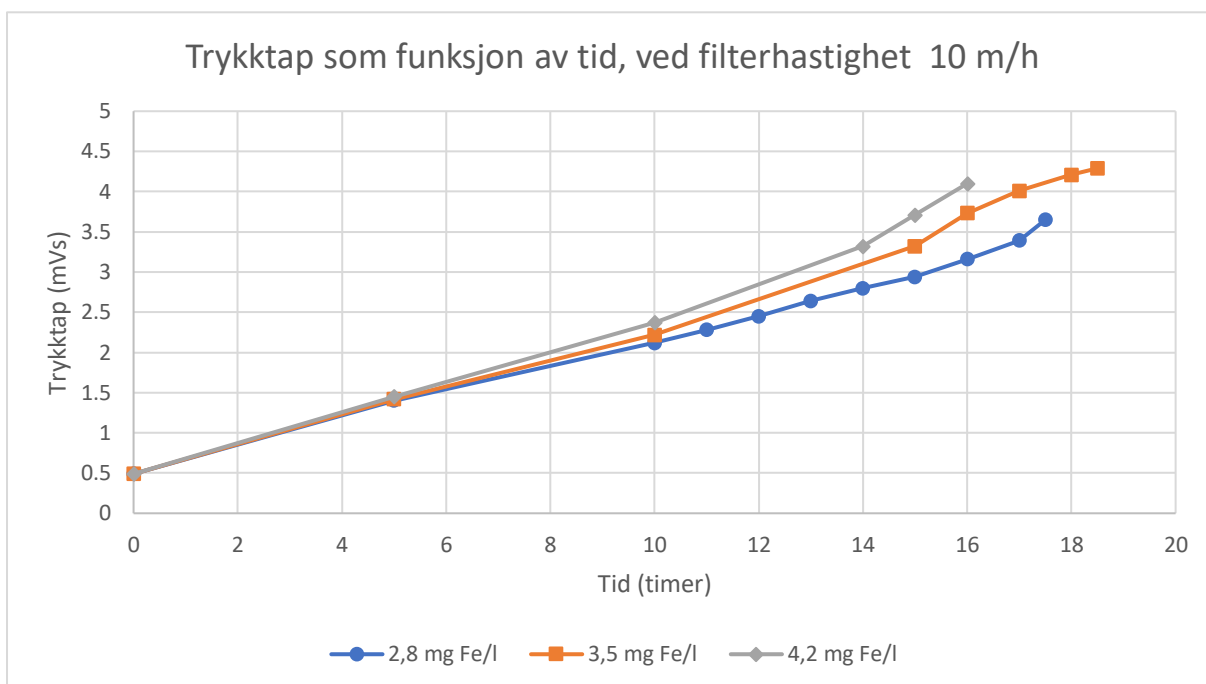
Figur 4.12 - Endring av trykktap over tid ved filterhastighet på 4 m/h ved dosering 2,8 mg Fe/l, 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l. Verdiene er hentet fra Tabell A. 10



Figur 4.13 - Endring av trykktap over tid ved filterhastighet på 6 m/h ved dosering 2,8 mg Fe/l, 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l. Verdiene er hentet fra Tabell A. 11



Figur 4.14 - Endring av trykktap over tid ved filterhastighet på 8 m/h ved dosering 2,8 mg Fe/l, 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l. Verdiene er hentet fra Tabell A. 12

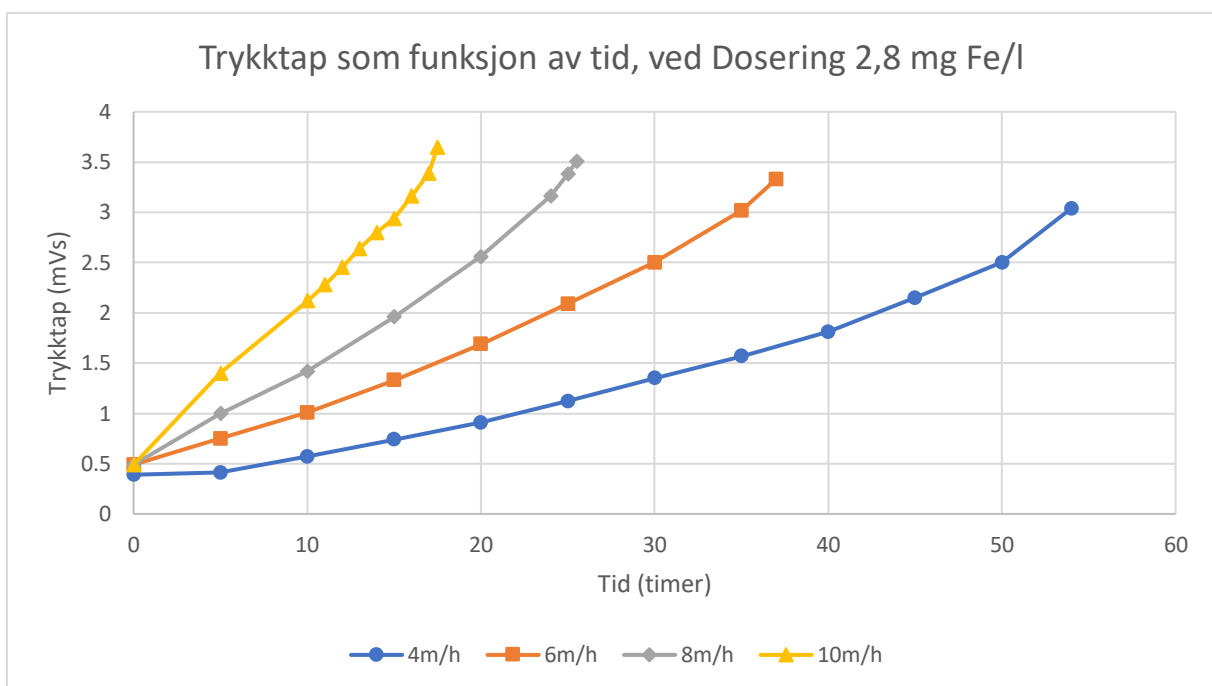


Figur 4.15 - Endring av trykktap over tid ved filterhastighet på 10 m/h ved dosering 2,8 mg Fe/l, 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l. Verdiene er hentet fra Tabell A. 13

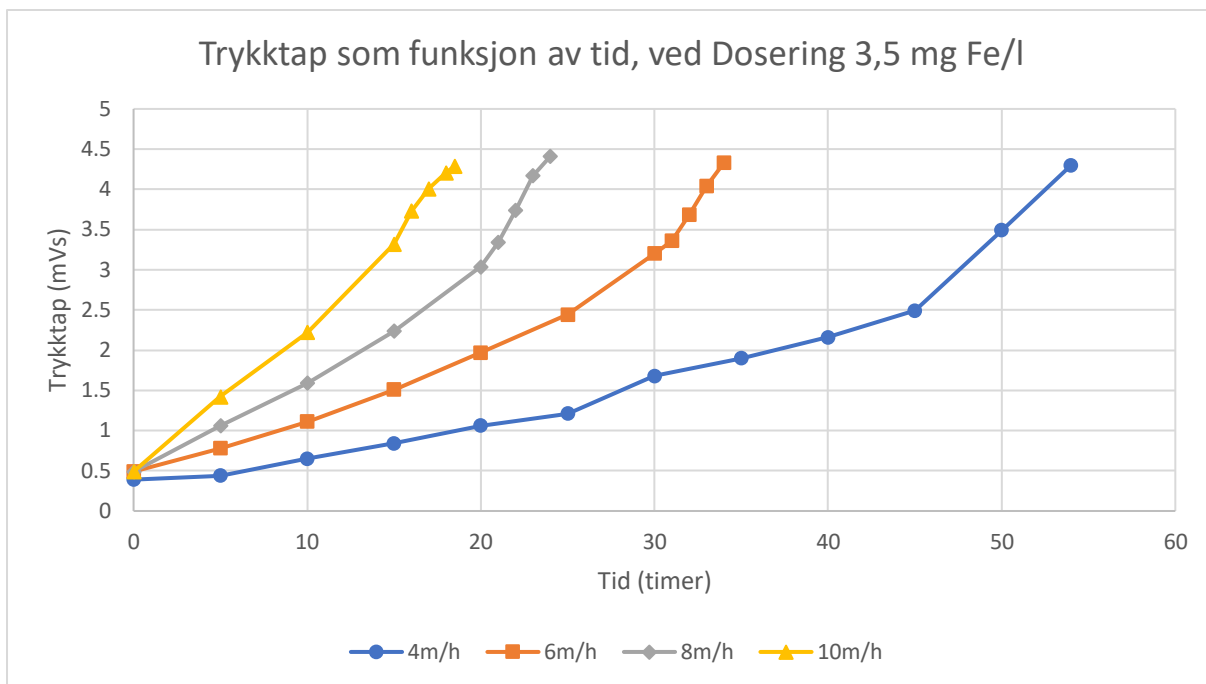
I Figur 4.12-4.15 vises det at mengde koagulantdose avhenger av hvor fort filteret tettes. Figuren viser at trykktapet øker raskere ved høy dosering enn lav dosering. Filtersyklusene ble ved 4 m/h avsluttet ved 50 timer, som vist i Tabell A.11. Grunnen til det var at det på dette

tidspunktet ikke var mulig å styre tilbakespyling på trykktap. Filteret ble spylt etter en satt tid eller mengde. Tilbakespyling ble under denne delen av fasen satt til 50 timer. Ved dosering på 2,8 mg Fe/l, var trykktapet på 2,5 mVs etter 50 timer. Det vil si at filtersyklusen kunne fortsatt over lenger tid.

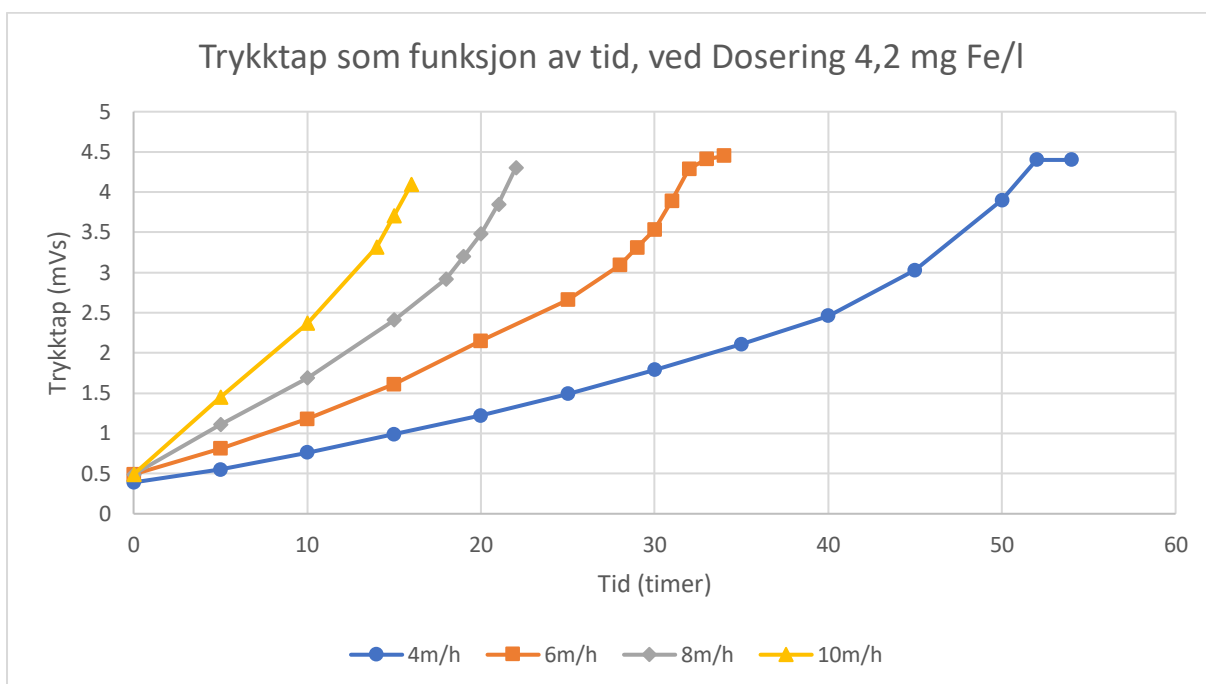
Forskjell fra de ulike filterhastighetene er at trykktapet øker raskere ved høy dosering. Ved filterhastighet på 10 m/h har det blitt stilt inn på at filteret skal gå i spyling ved 18 timer, eller ved trykktap på 4,29 mVs. Trykktapet i filteret følges relativt likt frem til 10 timer for de tre ulike doseringsmengdene. Etter dette skiller de seg fra hverandre, og som tidligere vil dosering med 4,2 mg Fe/l nå trykktap på 4,3 først. Det ble noen problemer med filterdriften da trykktapet nådde rundt 4,29 mVs. Dette førte til at tilbakespyling ble startet ved når trykktapet nådde 4,1 mVs.



Figur 4.16 - Endring av trykktap over tid ved dosering på 2,8 mg Fe/l med filterhastigheter på 4 m/h, 6 m/h, 8 m/h og 10 m/h. Verdiene er hentet fra Tabell A. 14



Figur 4.17 - Endring av trykktap over tid ved dosering på 3,5 mg Fe/l med filterhastigheter på 4 m/h, 6 m/h, 8 m/h og 10 m/h. Verdiene er hentet fra Tabell A. 15



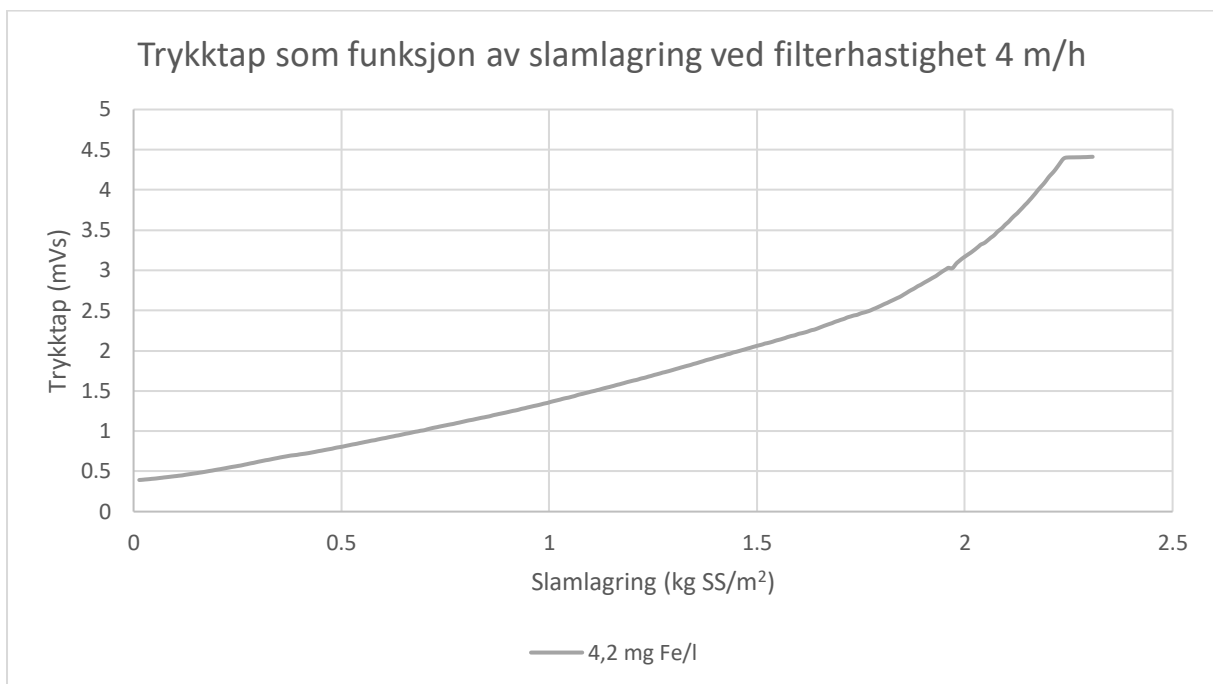
Figur 4.18 - Endring av trykktap over tid ved dosering på 4,2 mg Fe/l med filterhastigheter på 4 m/h, 6 m/h, 8 m/h og 10 m/h. Verdiene er hentet fra Tabell A. 16

Figur 4.16-4.18 vises det at trykktapet øker raskere ved høy filterhastighet, enn ved lav filterhastighet. Ved 10 m/h kan en filtersyklus med 2,8 mg Fe/l vare opp til 18-19 timer, før filteret må tilbakespyles. Ved 8m/h med tilsvarende dosering, er dette på mellom 20 og 30

timer. Filterhastighet på 6 m/h med 2,8 mg Fe/l varte en filtersyklus i ca. 37 timer, selv om den kunne vart lenger.

Fra figurene tyder det på at 2,8 mg Fe/l gir de lengste syklusene. Ikke alle syklusene ble kjørt fullt ut, men fra resultater og teori tyder det på at dosering med 2,8 mg Fe/l gir de lengste syklusene. 4,2 mg Fe/l gir de korteste syklusene. Syklusene med filterhastighet på 4 m/h gir de lengste syklusene, som kan vare over 50 timer. Med filterhastighet på 10 m/h er filtersyklusene betraktelig redusert, og man kan forvente opp til 16-17 timer på en syklus med denne filterhastigheten.

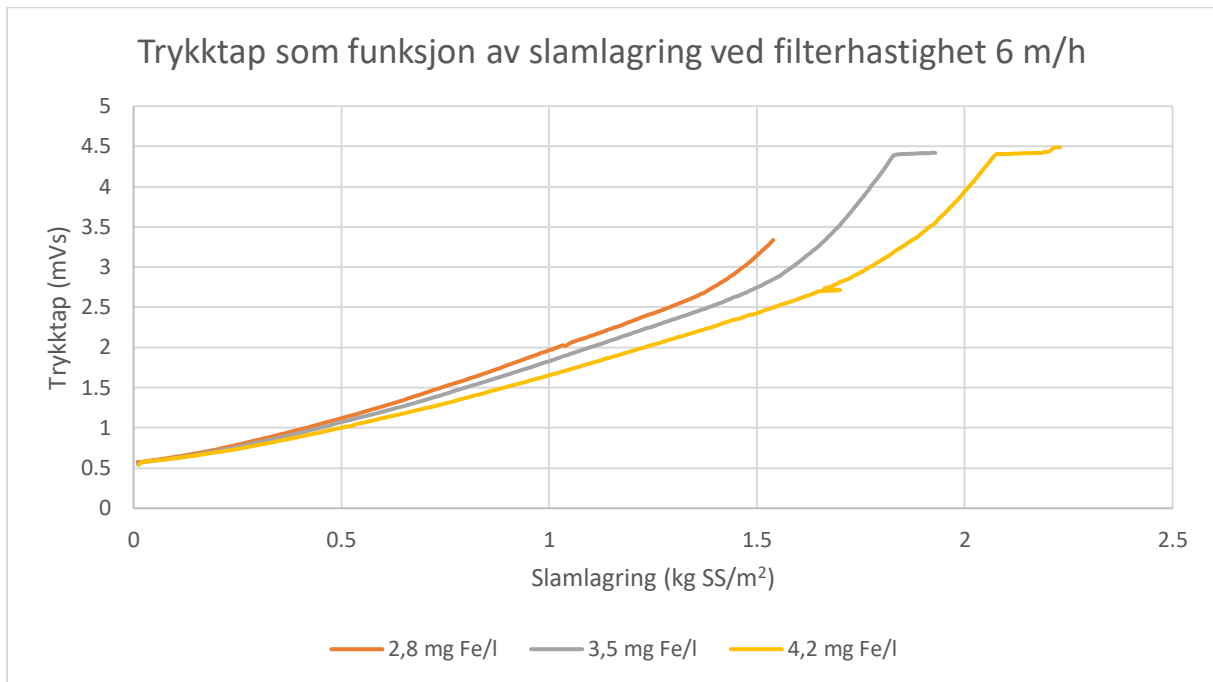
#### 4.2.3 Slamproduksjon og slamlagring



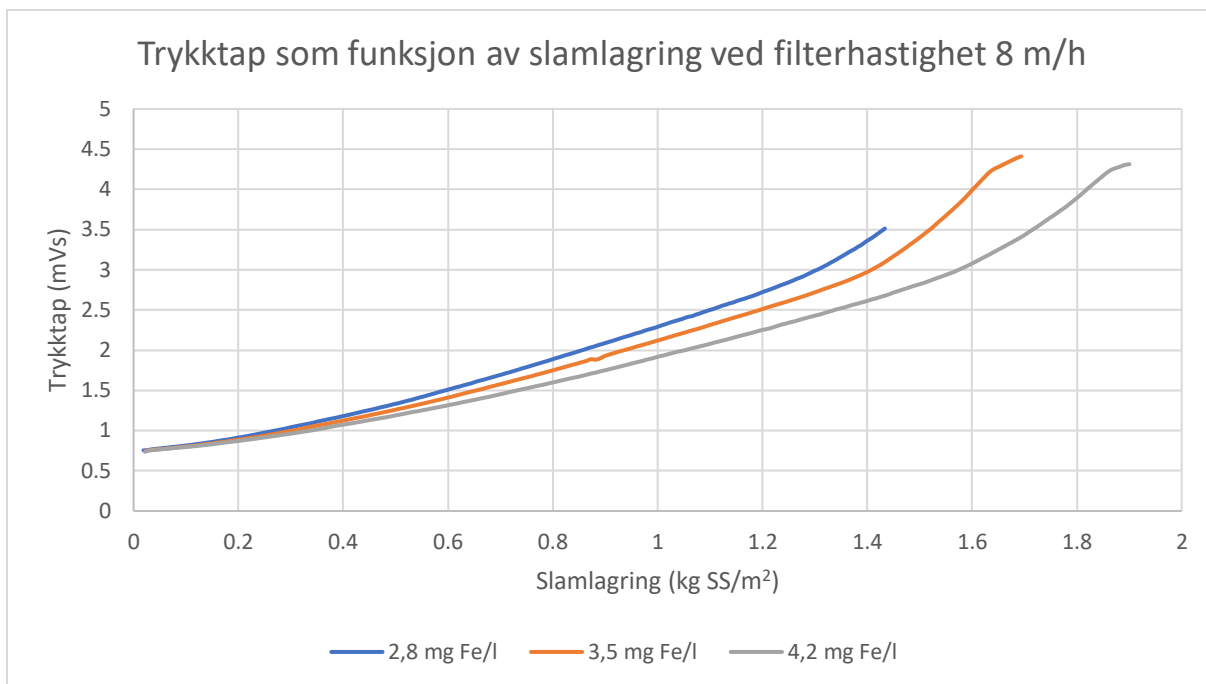
Figur 4.19 - Trykktap som funksjon av slamlagring ved filterhastighet 4 m/h, med dosering på 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l.

I Figur 4.19 er dosering med 2,8 mg Fe/l og 3,5 mg Fe/l ikke med. Her har det skjedd noe på anlegget, som har ført til at slamlagring ble resatt flere ganger under filtersyklusen. Det er bare ved disse syklusene dette har skjedd. Dosering på 4,2 mg Fe/l er med i Figur 4.19, der filterhastigheten var på 4 m/h.

Figur 4.20 viser at det er forskjell på dosering med 2,8 mg Fe/l, 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l. For syklusene med dosering med 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l, observeres det at trykktapet flater ut mot slutten. Dette er i slutfasen av filtersyklusen, når filteret har nådd  $t_1$ , som vist i Figur 2.2. Her er filteret nådd maks trykktap, men det fortsetter å produsere vann, men med redusert volumstrøm ut av filteret. Figur 4.20 viser at slamproduksjonen fortsetter, selv om filteret har nådd maks trykktap.

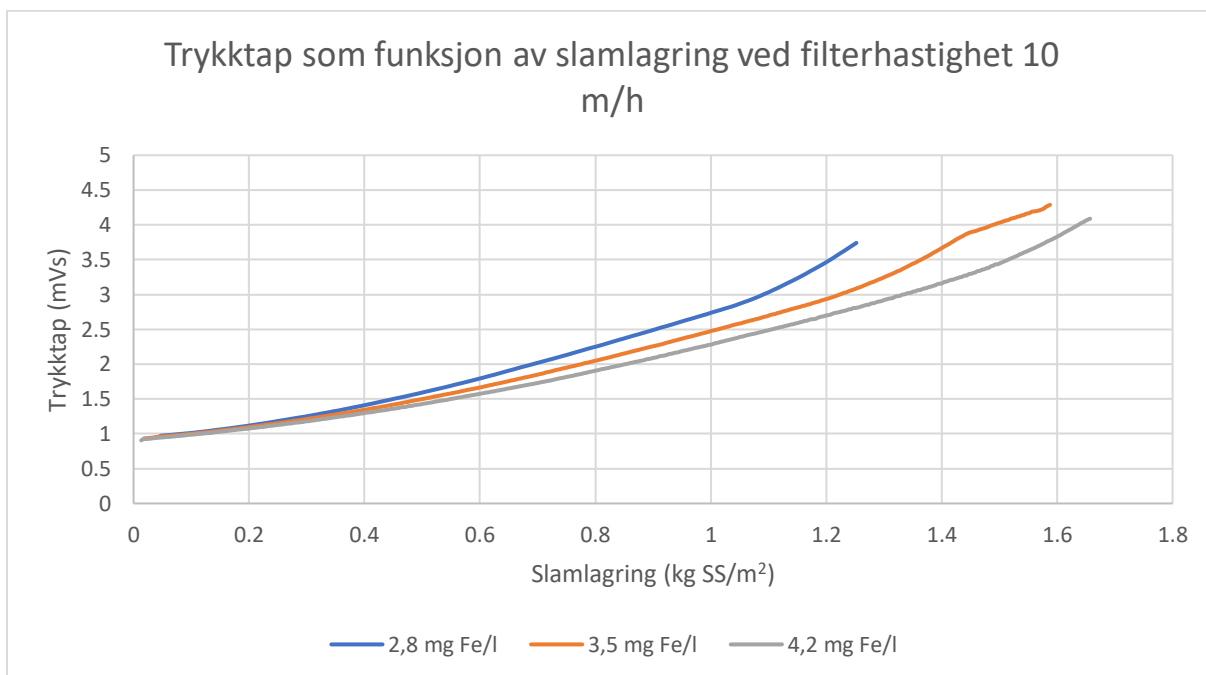


Figur 4.20 - Trykktap som funksjon av slamlagring ved filterhastighet 6 m/h, med dosering på 2,8 mg Fe/l, 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l.



Figur 4.21 - Trykktap som funksjon av slamlagring ved filterhastighet 8 m/h, med dosering på 2,8 mg Fe/l, 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l.

Figur 4.21 viser samme mønster som Figur 4.19 og Figur 4.20. Her gir høy koagulantdosering større mengder med slam. Dosering 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l viser samme mønster som tilsvarende doseringer i Figur 4.20, der trykktapet nærmer seg maks, og flater utover, samtidig som slamengden fortsetter.



Figur 4.22 - Trykktap som funksjon av slamlagring ved filterhastighet 10 m/h, med dosering på 2,8 mg Fe/l, 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l.



Figur 4.22 viser forskjell på slamlagringen i forhold til slamlagring fremvist i Figur 4.19-4.21. Ved filterhastighet på 10 m/h synker slamlagringen sammenlignet med lavere filterhastigheter.

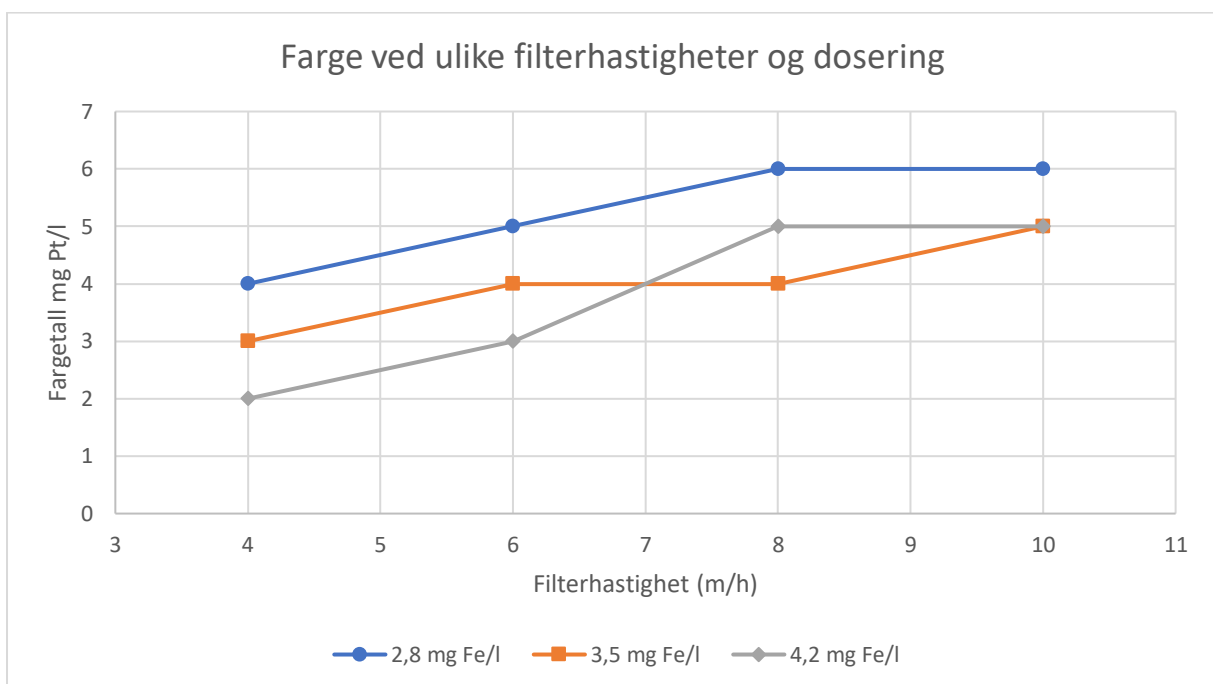
Figur 4.19-4.22 viser at slamlagringen er lav ved lav dosering av koagulant, samtidig som det er høy slamlagring ved lav hastighet. Den store forskjellen fra figurene er slamlagringen i filteret som er høyere ved lavere hastighet, enn ved høy hastighet.

Formel 2.6 viser at ved høy dose, produseres det mer slam enn ved lav dose. Dette går igjen i Figur 4.19-4.22. Fra teoridelen, er dette en selvfølge, da Formel 2.4 og 2.5 beviser dette.

Ved lavere hastighet, lagres mer slam i filteret, før det oppnår trykktap. Doseringen av koagulant og filterhastighet er med på å påvirke slamlagring i filteret. Når filtersyklusen er ferdig, vil syklusen med høyest koagulantdosering ha oppnådd en større slammengde. Det kan produseres vann med høyere slamlagring ved lav filterhastighet.

#### 4.2.4 Parametere

##### 4.2.4.1 Farge



Figur 4.23 - Farge ved filterhastighet på 4 m/h, 6 m/h, 8 m/h og 10 m/h, med doseringer på 2,8 mg Fe/l, 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l. Verdiene er hentet fra Tabell A. 17

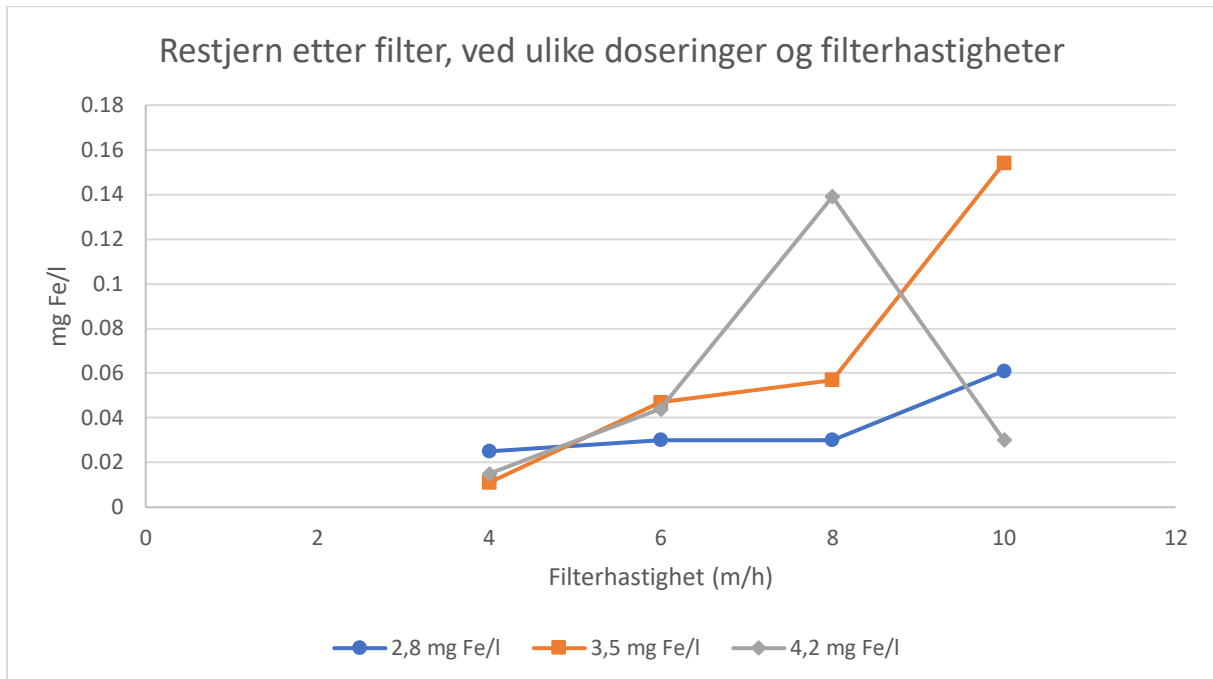
Drikkevannsforskriften sier at drikkevannet ikke skal overskride 20 mg Pt/l ([Drikkevannsforskriften, 2017](#)). Mattilsynet nevner i sin «Veiledning til drikkevannsforskriften § 13: Vannbehandling» at fargeverdien er mindre enn 5 mg Pt/l ved bruk av koaguleringsanlegg ([Mattilsynet, 2021](#)). Det vil si at noen av verdiene fra hastighetsendringer og doseringsmengder ikke oppnår det Mattilsynet nevner.

Figur 4.23 viser at fargetallet øker samtidig som at filterhastigheten øker. Samtidig viser figuren at fargetallet øker når doseringen reduseres. Ved filterhastighet på 10 m/h med dosering på 2,8 mg Fe/l er fargetallet på det høyeste, 6 mg Pt/l. Dette er den høyeste filterhastigheten, og den laveste doseringsmengden. Det laveste fargetallet som er oppnådd er med den laveste filterhastigheten, 4 m/h, og den høyeste doseringen, 4,2 mg Fe/l.

Høy koagulantdosering fører til mer effektiv fjerning av farge. Lav filterhastighet gir lenger oppholdstid i filteret, slik at filtermassen får lengre tid til å fjerne farge i filteret.

Det er uforståelig at det oppnås et høyere fargetall for 4,2 mg Fe/l ved filterhastighet 8 m/h, enn ved 3,5 mg Fe/l ved samme filterhastighet. Siden verdiene er såpass lave, kan det være feil ved vannprøvetaking eller på laboratoriet, som fører til forskjellene. Ellers er forskjellen så liten at dette kan neglisjeres. Det er to prøver som gir fargetall på 6 mg Pt/l, som er for høyt for Mattilsynets forventninger, men resterende analyseverdier er såpass lave at de alle kan brukes.

#### 4.2.4.2 Restjern

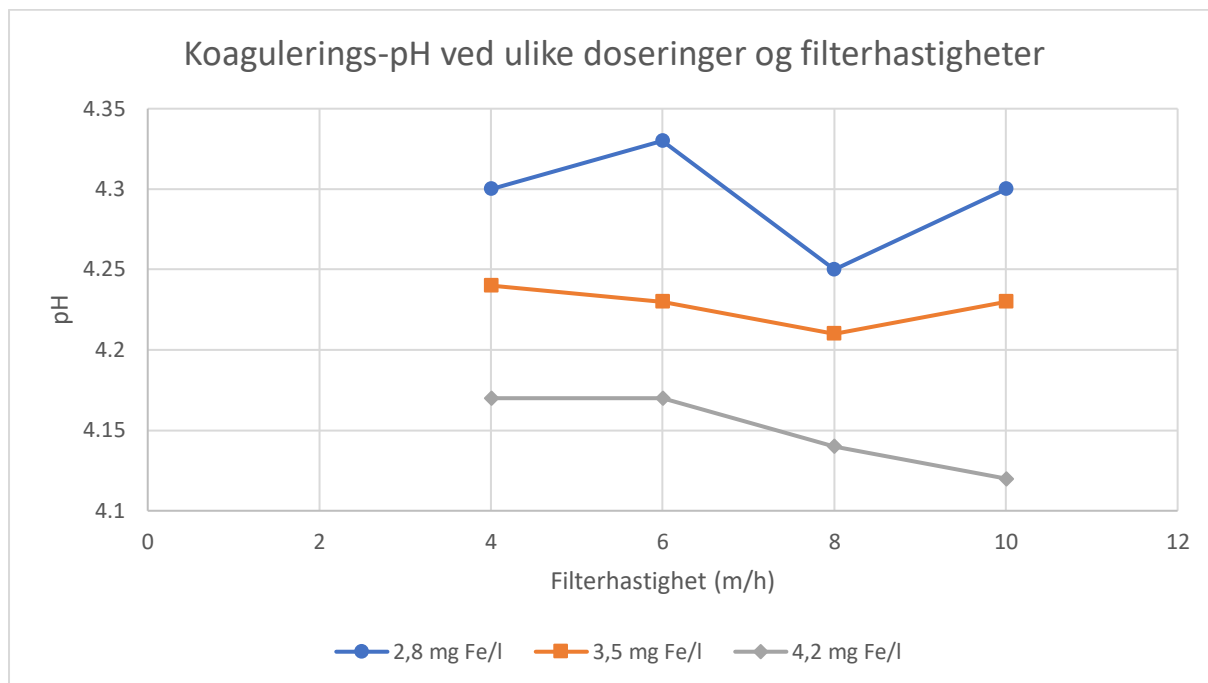


Figur 4.24 - Restjern etter filter ved filterhastighet på 4 m/h, 6 m/h, 8 m/h og 10 m/h, med doseringer på 2,8 mg Fe/l, 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l. Verdiene er hentet fra Tabell A. 18

Mattilsynet nevner at ved bruk av koagulering i renseprosessen, skal restinnholdet av jern ligge under 0,15 mg Fe/l ([Mattilsynet, 2021](#)). I Drikkevannsforskriften står det at grenseverdien for restjern er under 0,2 mg Fe/l ([Drikkevannsforskriften, 2017](#)). Alle prøveverdiene er innenfor begge kravene.

Som nevnt i 2.2.5, vil marmorlaget i den nederste delen av filteret fange opp utfellingsproduktene (jernhydroksid). Hvis oppholdstiden er høy, som vil si lav filterhastighet, vil dette føre til lavere konsentrasjon av restjern i det filtrerte vannet. Fra Figur 4.24 er det litt variasjon ved de ulike testene. Det er doseringsmengde 4,2 mg Fe/l som skiller seg mest ut. Ved 8 m/h er denne doseringen høyt oppe i forhold til de andre doseringene ved 8 m/h. Det følger teorien ved at jerninnholdet vil øke ved økt filterhastighet. Om det er riktig at det skal være så stor forskjell på jerninnholdet i forhold til de andre doseringenes jerninnhold, er usikkert. Restjerninnholdet går veldig ned på 10 m/h, og er lavest av alle doseringsmengdene. Ut ifra teorien er det riktig at innholdet av restjern skal øke ved høyere hastighet. Her går det ned, og er lavere enn 2,8 mg Fe/l.

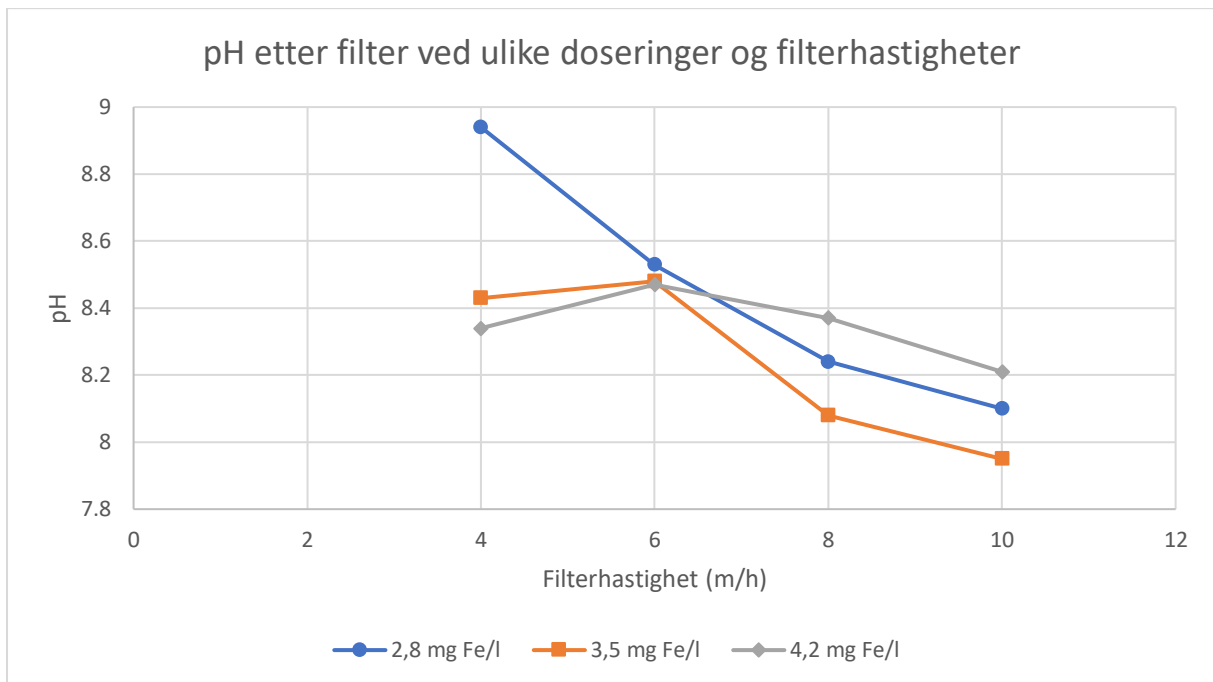
#### 4.2.4.3 Koagulerings-pH



Figur 4.25 - Koagulerings-pH ved filterhastighet på 4 m/h, 6 m/h, 8 m/h og 10 m/h, med doseringer på 2,8 mg Fe/l, 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l. Verdiene er hentet fra Tabell A. 19

I Figur 4.25 er filterhastigheten ikke aktuell å se på, da denne prøvetakingen blir tatt online, før råvannet renner inn i toppen av filteret. Verdiene for koagulerings-pH til de ulike doseringene er oppnådd ved bruk av PIX-318 alene, uten andre former for pH-justeringer. Som nevnt i 2.1.4 Koagulantdosering, er det optimalt å ha en koagulerings-pH på mellom 4,0 og 4,5. Dette stemmer med resultatene som er oppnådd i denne fasen. I Norsk Vann sin rapport nummer 188 «Veiledning for drift av koaguleringsanlegg» blir det nevnt at et optimalt område for koagulerings-pH med bruk av jern, er på mellom 4 og 5 (Eikebrokk, 2012). Figur 4.25 viser at ved lav dosering, vil man få en høyere pH, enn ved høy dosering. 2,8 mg Fe/l har et gjennomsnitt som ligger på  $4,295 \approx 4,3$ . dosering med 3,5 mg Fe/l har et gjennomsnitt på  $4,2275 \approx 4,23$ . Mens 4,2 mg Fe/l har et gjennomsnitt på 4,15. Koagulerings-pH-en til de tre doseringene ligger innenfor det optimale området.

#### 4.2.4.4 pH-rentvann

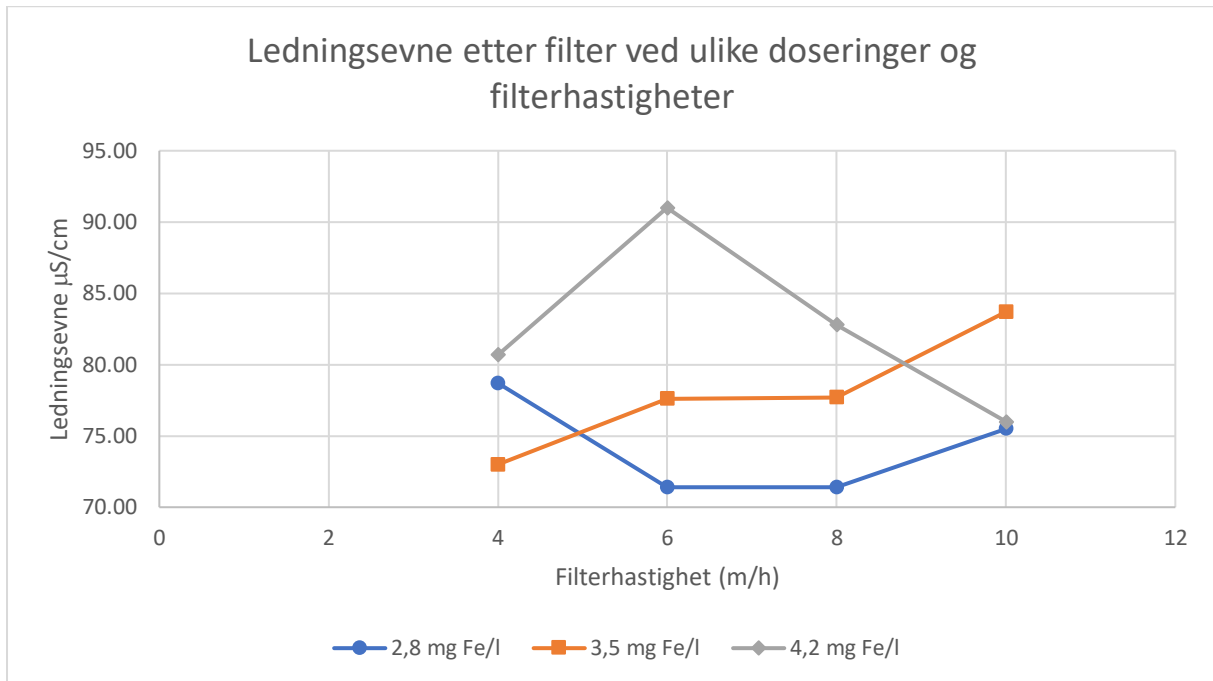


Figur 4.26 - pH etter filter ved filterhastighet på 4 m/h, 6 m/h, 8 m/h og 10 m/h, med doseringer på 2,8 mg Fe/l, 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l. Verdiene er hentet fra Tabell A. 20

Figur 4.26 viser pH-en til vannet som kommer ut av filteret ved de ulike filterhastighetene og doseringene. Verdiene varierer ut ifra hastighet og dosering. Fra teorien vet vi at marmorlaget er med på å øke pH-en ut av filteret. Det vil si at ved lenger oppholdstid, vil pH-en være høyere, enn ved kortere oppholdstid. pH-en vil øke mer desto lenger ned i filterlaget man er, og vil være nesten i karbonatlikevekt på vei ut av filteret.

Drikkevannsforskriften nevner en grenseverdi på pH mellom 6,5 og 9,5, på rentvannet. Det står som nevnt i merknad at vannet ikke skal være korrosivt. I 2.3.3 nevnes det at pH bør være mellom 8,0 og 8,5 for å redusere korrosjon på ledningsnett ([Drikkevannsforskriften, 2017](#)). De fleste verdiene er innenfor dette området, men det er noen som også ligger utenfor. Alle verdiene der det er brukt 4,2 mg Fe/l er innenfor 8,0 og 8,5.

#### 4.2.4.5 Ledningsevne

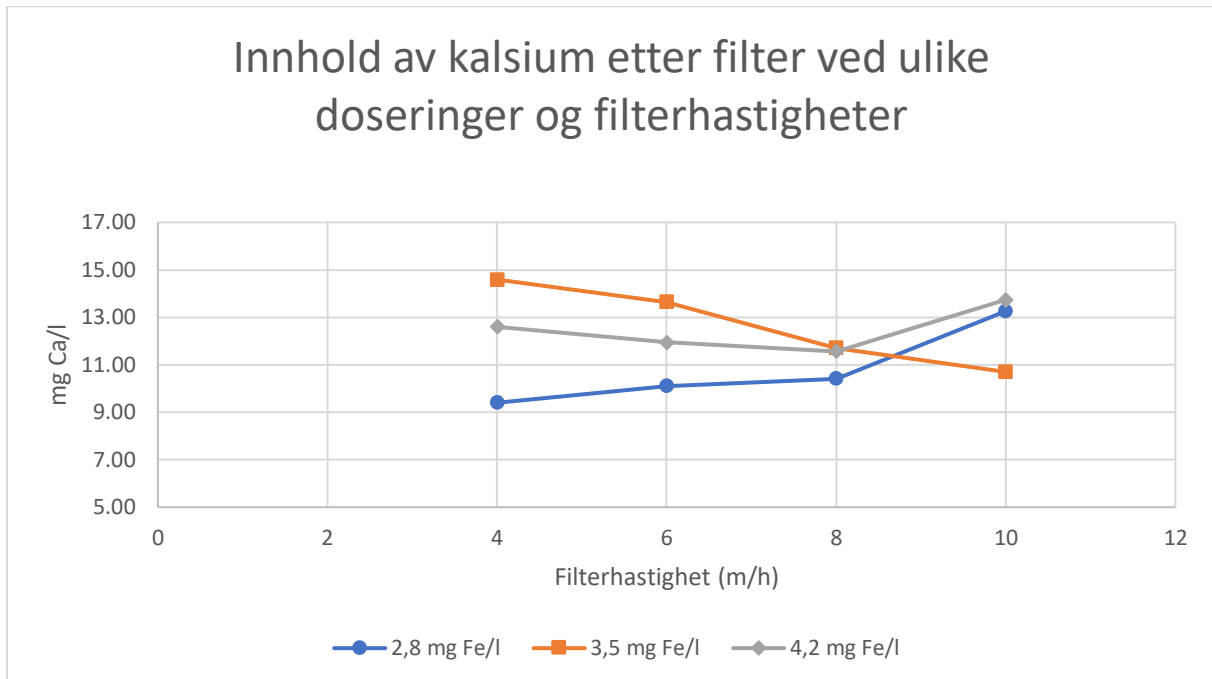


Figur 4.27 - Farge ved filterhastighet på 4 m/h, 6 m/h, 8 m/h og 10 m/h, med doseringer på 2,8 mg Fe/l, 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l. Verdiene er hentet fra Tabell A. 21

Som nevnt i 2.3.4 Ledningsevne, bestemmes ledningsevnen ut ifra innholdet av salter. Siden kaliumkarbonat (anion) dannes i filteret, vil aktiviteten av kationer og anioner føre til økning av ledningsevnen. Fra Figur 4.27 er det vanskelig å tolke resultatene da grafene ikke følger et bestemt mønster. Fra 3,5 mg Fe/l kan det tyde på at ledningsevnen øker når filterhastigheten øker. Ved 4,2 mg Fe/l øker ledningsevnen fra 4 m/h til 6 m/h, men synker igjen fra 6 m/h til 8 m/h, og det samme fra 8 m/h til 10 m/h. Da prøvene ble tatt var det vanskelig å bestemme når verdien skulle leses av. Dette fordi verdiene fortsatte å synke, samtidig som temperaturen steg.

Drikkevannsforskriften har en grenseverdi på 250 millisimens per m (mS/m) ([Drikkevannsforskriften, 2017](#)). I Tabell A.22 er µS/cm gjort om til mS/m, som viser at alle verdiene er langt under grenseverdien.

#### 4.2.4.6 Kalsium



Figur 4.28 - Kalsium ut av filter ved filterhastighet på 4 m/h, 6 m/h, 8 m/h og 10 m/h, med doseringer på 2,8 mg Fe/l, 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l. Verdiene er hentet fra Tabell A. 23

Fra teorien vil det være naturlig at lang oppholdstid i marmorfilteret vil føre til høyere innhold av kalsium, enn ved kort oppholdstid. Det vil si at lav filterhastighet etter teorien skal ha et høyere kalsium innhold enn ved høy filterhastighet. Fra Figur 4.28 strider med dette, og de følger ikke teorien. Fra testene er det ingen sammenheng mellom koagulantdosen og kalsiuminnholdet når det fokuseres på filterhastighet 4 m/h, 6 m/h og 8 m/h. 2,8 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l holder seg på et lavere kalsiumnivå ved disse tre filterhastighetene, men ved 10 m/h øker verdiene- Samtidig synker kalsiuminnholdet i vannet ved 3,5 mg Fe/l til lavere verdi enn de to andre.

Som nevnt i 2.3.7 Kalsium og magnesium, anbefaler Folkehelseinstituttet at kalsiuminnholdet er på mellom 15-25 mg Ca/l, for å hindre korrosjon og bruksmessige problemer ([Drikkevannsforskriften, 2017](#)). Ingen av verdiene fra fase 2 oppnår over 15 mg Ca/l.

#### 4.2.5 Overordnet diskusjon – Fase 2

Både filterhastigheten og koagulantdoseringen er med på å påvirke modningstid og trykktap. Fra Figur 4.5-4.11 observeres det at høy dosering og høy filterhastighet resulterer i lavere modningstid. Figur 4.9-4.11 følger samme mønster.

Den store forskjellen mellom doseringene er modningstiden. Modningstiden er nesten halvert fra 2,8 mg Fe/l til 4,2 mg Fe/l. Dette viser at koagulantdoseringen påvirker modningstiden, ved at høyere koagulantdose gir kortere modningstid. Figur 4.9-4.11 viser at filterhastigheten også er med på å påvirke modningstiden, da ved at høyere hastighet fører til kortere modningstid.

Filterhastigheten og koagulantdoseringen påvirker også trykktapet i filteret, som er med på å styre filtersyklus, og hvor lenge det tar før filteret går tett og må spyles. Figur 4.12-4.18 viser at trykktapet øker raskere ved høy filterhastighet. Dette skjer fordi det renner mer vann gjennom filteret over tid ved høy filterhastighet, enn ved lav filterhastighet. Mer slam og partikler blir da avsatt i filteret over en kortere tidsperiode. Det observeres også at koaguleringsdosen påvirker filtertapet. Dette skjer fordi det dannes mer slam når koagulantdosen øker, som er med på å tette filteret raskere. Fra Figur 4.12-4.18 observeres det at lav koaguleringsdose og lav filterhastighet oppnår de lengste filtersyklusene. Med høy filterhastighet og høy koaguleringsdose får man kortere filtersyklusene. Trykktapene er lineære, noe som tyder på god filterutnyttelse.

Ut ifra teorien vil høy koagulantdose føre til lav koagulerings-pH. Ved lav pH på vannet inn til filteret, vil dette føre til økt utløsning av kalsium. Kalsiuminnholdet vil da øke i takt med dosering, samtidig som at innholdet øker ved lavere filterhastigheter. Teoretisk vil dosering med 4,2 mg Fe/l og filterhastighet 4m/h ha det høyeste innholdet av kalsium. Dosering med 2,8 mg Fe/l og filterhastighet på 10 m/h vil ha det laveste innholdet av kalsium.



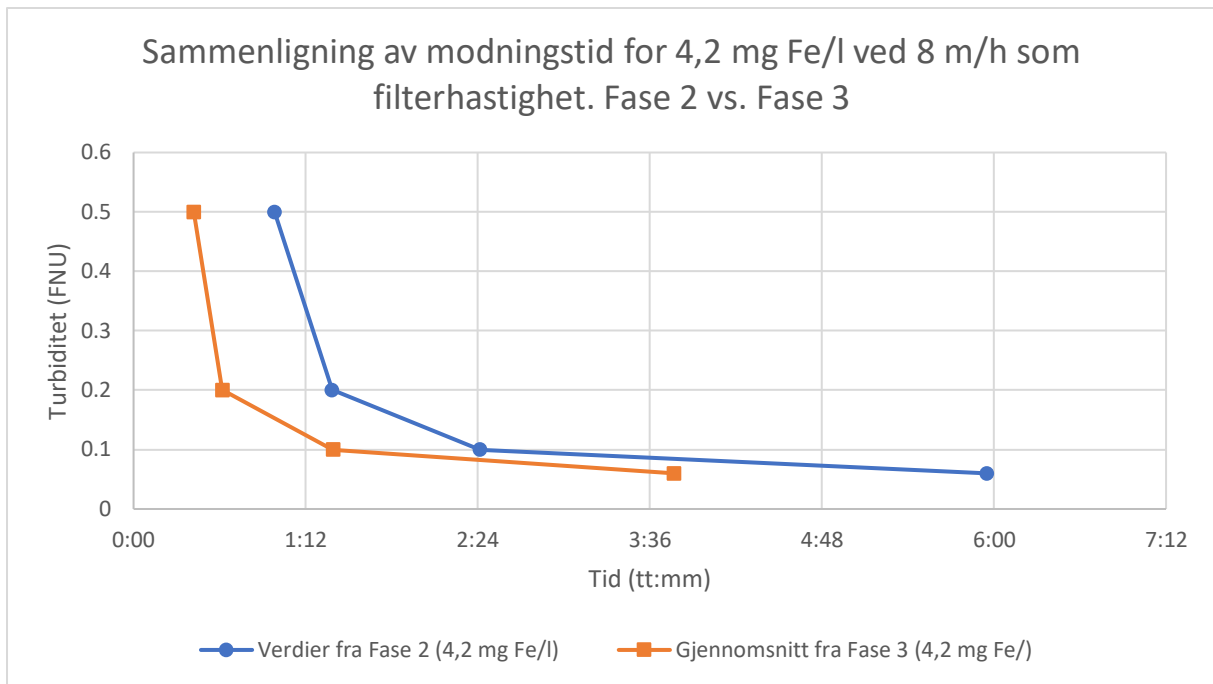
### 4.3 Fase 3 – Modning

Som nevnt tidligere i Fase 1 og Fase 2, tok det litt tid før det ble oppdaget at det ikke ble tilsatt økt dosering under modningstid. Dette ble endret i Fase 3, da koagulantdoseringen ble doblet under modning. 4,2 mg Fe/l ble valgt som ny optimal dose og 8 m/h som filterhastighet, etter forsøkene med ulike filterhastigheter. Som vist i Tabell 4.1, er det store forskjeller fra Fase 2 og de 5 syklusene som ble kjørt med dobbel dose med koagulant under modning. Tallene fra Fase 2 er med 4,2 mg Fe/l med filterhastighet på 8 m/h. Modningstiden blir mer enn halvert for turbiditet 0,5 FNU og 0,2 FNU. I Norsk vann sin rapport 212 «Veiledning for dimensjonering av vannbehandlingsanlegg», nevnes det at ved bruk av filtre som inneholder marmorlag, bør modningstiden settes til 40-60 minutter ([Ødegaard et al., 2015](#)). Dette gjelder tiden det tar før vannet når turbiditet på 0,2 FNU.

*Tabell 4.1 - Tid etter spyling før vannet ut av filter når turbiditet på 0,5 FNU, 0,2 FNU, 0,1 FNU og 0,06 FNU. Koagulantdosering på 4,2 mg Fe/l og filterhastighet på 8 m/h, der det ble kjørt 5 sykluser, derav syklus 1-5. Gjennomsnittet av 5 syklusene er fremstilt nederst i tabellen. Fase 2 er uten økt dosering under modning.*

	<b>Turbiditet = 0,5 FNU</b>	<b>Turbiditet = 0,2 FNU</b>	<b>Turbiditet = 0,1 FNU</b>	<b>Turbiditet = 0,06 FNU</b>
<b>Fase 2</b>	00:59	01:23	02:25	05:57
<b>Syklus 1</b>	00:28	00:48	01:33	03:36
<b>Syklus 2</b>	00:25	00:35	01:22	03:21
<b>Syklus 3</b>	00:26	00:36	01:28	03:46
<b>Syklus 4</b>	00:22	00:32	01:15	04:01
<b>Syklus 5</b>	00:25	00:35	01:19	04:07
<b>Gjennomsnitt</b>	00:25	00:37	01:23	03:46

Fra tabell A.1 er den gjennomsnittlige tiden for tilsvarende turbiditet 37 minutter. Dette tyder på at det kan ha vært litt for høy dosering under modning. En økning på 50 % av optimal dose, istedenfor 100 %, kan være lurt å teste.



Figur 4.29 - Sammenligning av modningstid i fase 2 og fase 3, ved 8 m/h som filterhastighet og 4,2 mg Fe/l som koagulantdosering. Fase 3 har doblett koagulantdose (8,4 mg Fe/l) i modningstiden.

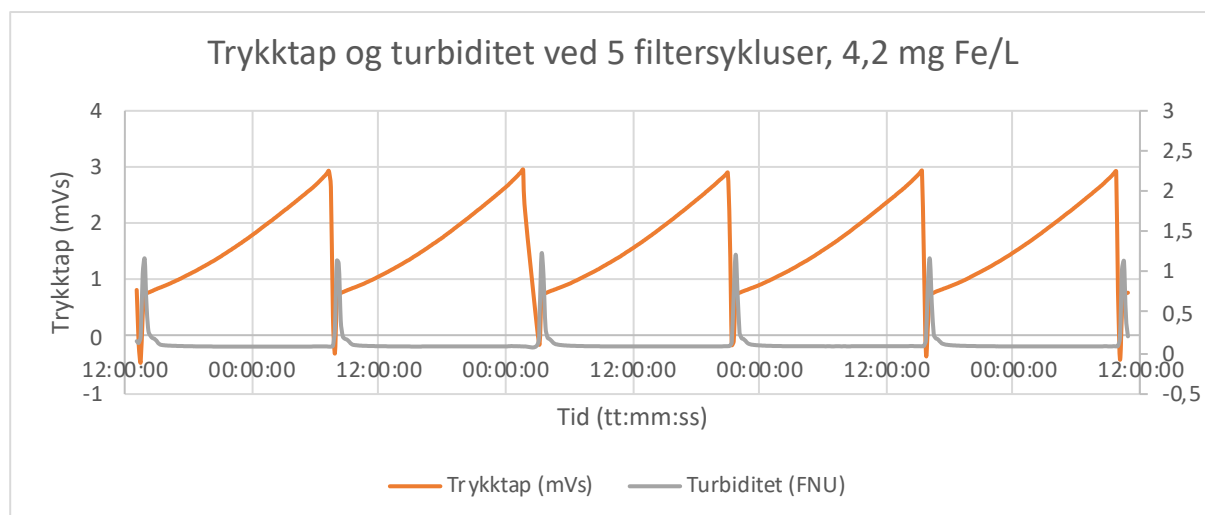
Figur 4.29 viser gjennomsnittet fra syklus 1-5 fra Tabell 4.1, sammenlignet med tilsvarende dosering og filterhastighet som ble gjennomført i Fase2.

Tabell 4.2 - Verdi på parametere med 4,2 mg Fe/l som koagulantdosering ved 8 m/h som filterhastighet. Aluminiumsinnholdet er fremstilt for dagen anlegg, da det brukes Aluminiumsbasert koagulant.

	Ledningsevne - microS/cm	pH – felling	pH – etter filter	Fargetall mg/l	Ca - mg/L Ca <sup>2+</sup>	Mg - mg/L Mg <sup>2+</sup>	Fe - mg/l Fe
Syklus 3	89,00	4,28	8,51	4	11,99	0,65	0,049
Dagens anlegg	108,6	-	8,12	4	10,0	0,6	(0,042 mg Al/l)

Kvaliteten på vannet (syklus 3) med 4,2 mg Fe/l og 8 m/h som filterhastighet, slikt fremstilt i Tabell 4.2, er relativt god. Ledningsevne, fargetall, pH etter filter og restjern-innholdet er inne for drikkevannsforskriften og mattilsynets anbefalinger. Det er bare kalsiuminnholdet som er under anbefalt verdi. Tabell 4.2 viser syklus 3 sammenlignet med vannparameterverdiene fra dagens anlegg på Seierstad.

Det ble kjørt 5 sykluser etter hverandre med dosering på 4,2 mg Fe/l og dobbel dose under modning. Figur 4.30 viser hvordan trykktap og turbiditet endres over tid. Betingelsene for start av spyling var satt til 18 timer etter forrige spyling. Ut ifra trykktap på 3 mVs ved 18 timer, tilsier det at det kan gå noen timer til, før filteret bør spyles.



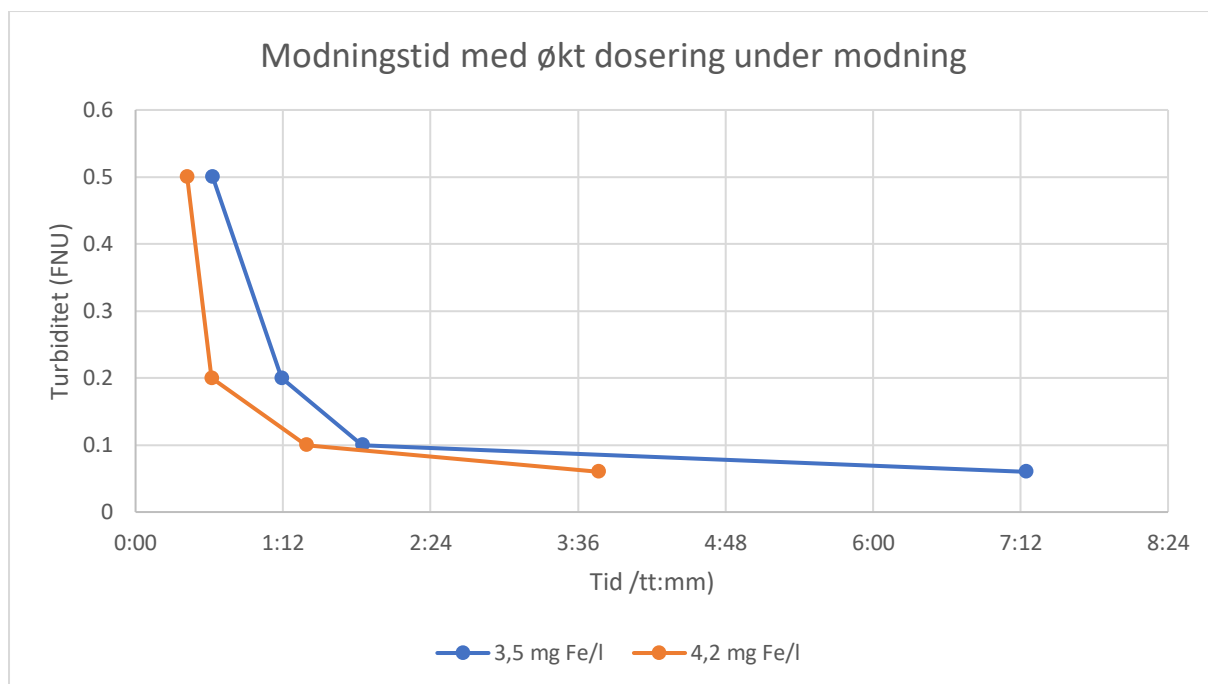
Figur 4.30 - Trykktap og turbiditet ved 4,2 mg Fe/l.5 filtersykluser fra Fase 3.

I tillegg til å teste ut 4,2 mg Fe/l som dosering, med dobbel mengde under modning, ble det også kjørt filtersykluser med 3,5 mg Fe/l som dosering og 8 m/h som filterhastighet. Det ble brukt dobbel mengde med koagulant under modning også her, som tilsvare 7 mg Fe/l. Syklusene som ble kjørt er fremstilt i Tabell 4.3. Gjennomsnittet av tre sykluser er på 01:11 på modningstid ned til turbiditet på 0,2 FNU. Dette blir litt høyere enn anbefalingen på 40-60 minutter som modningstid.

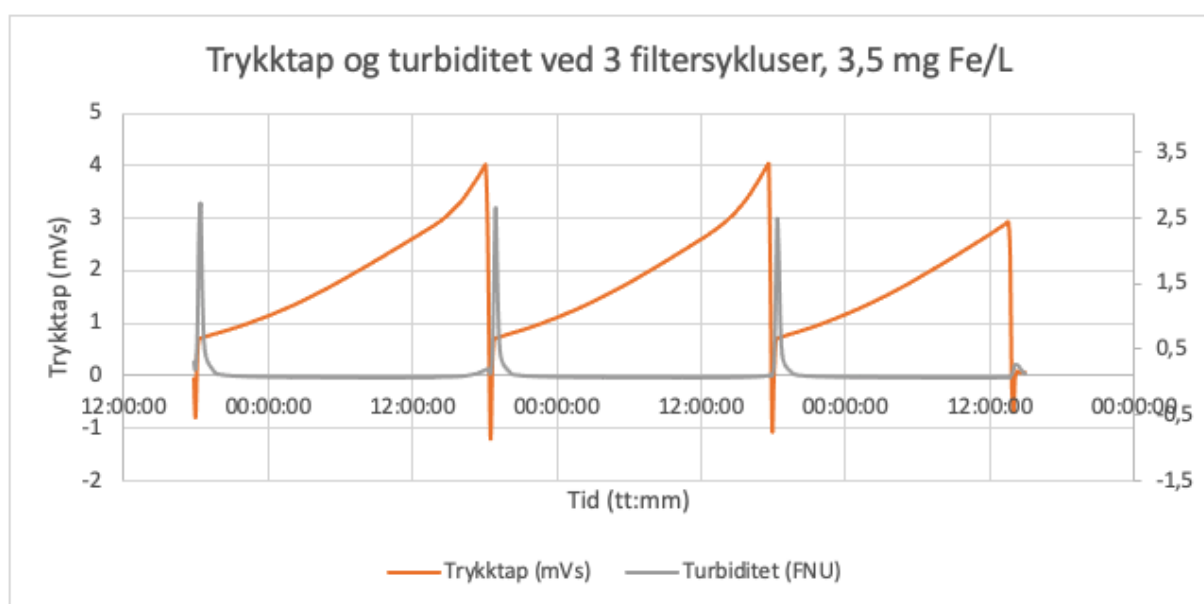
Tabell 4.3 - Tid etter spyling før vannet ut av filter når turbiditet på 0,5 FNU, 0,2 FNU, 0,1 FNU og 0,06 FNU. Koagulantdosering på 3,5 mg Fe/l og filterhastighet på 8 m/h. Fase 2 er uten økt dosering under modning

	<b>Turbiditet = 0,5 FNU</b>	<b>Turbiditet = 0,2 FNU</b>	<b>Turbiditet = 0,1 FNU</b>	<b>Turbiditet = 0,06 FNU</b>
<b>Syklus 1</b>	00:40	01:17	02:01	07:33
<b>Syklus 2</b>	00:37	01:11	01:48	07:51
<b>Syklus 3</b>	00:36	01:06	01:43	06:20
<b>Gjennomsnitt</b>	00:37	01:11	01:50	07:14

Figur 4.31 viser forskjellen på modningstid med dosering på 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l, med doblet dosering under modning for begge to. Det er forskjeller på modningstiden for de ulike doseringen, da det er kortere modningstid for 4,2 mg Fe/l som doseringsmengde.



Figur 4.31 - Modningstid med økt dosering under modning. 3,5 mg Fe/l med 7 mg Fe/l som dosering under modning. 4,2 mg Fe/l med 8,4 mg Fe/l under modning.



Figur 4.32 - Trykktap og turbiditet ved 3 filtersykluser, 3,5 mg Fe/ som dosering.

Ved sammenligning av Figur 4.30 og Figur 4.32, ser man at turbiditeten etter spyling er lavere ved 4,2 mg Fe/l enn ved 3,5 mg Fe/l. Dette er på grunn av doseringsmengden, at 4,2 mg Fe/l er høyere enn 3,5 mg Fe/l.

Det ble utført spyling av råvannstunnelen mot slutten av filtersyklusene med dosering på 4,2 mg Fe/l. Prøveperioden ble avsluttet rett etter spyling av råvannsrør på starten. Det betyr at filtersyklusene med 3,5 mg Fe/l ble gjennomført etter prøveperioden på Seierstad var over. Det ble ikke tatt vannprøver med dosering på 3,5 mg Fe/l, kun online-målere som testet turbiditet.

#### 4.4 Feilkilder

Det tok litt tid før anlegget ble satt i drift og prøveperioden kunne starte, da det var mye som skulle på plass før alt fungerte. Det ble litt utsettelse i påvente av installering av statisk mikser. Til slutt ble det bestemt at filterdriften skulle starte uten mikser, da det var tre bend på rørene fra koaguleringen ble tilsatt, til filterkolonnen. Den statiske mikseren ble etter hvert installert, noe som ikke førte til påvirkning av resultatene.

Det øverste laget i filterkolonnen inneholder Filtralite. Denne filtermassen er ikke ny, da den er gjenbrukt fra dagens anlegg på Seierstad. Det er usikkert hvor slitt denne filtermassen er, men dette kan føre til at det har blitt dannet mer finstoff av filtermassen. En konsekvens av dannelsen av finstoff er at fnokkene avsettes i det øverste laget, slik at filteret tettes raskere, og filterdriften kortes ned.

I Fase 1 og deler av Fase 2 var det ikke mulig å regulere når spylingen skulle starte med tanke på trykktap. Det var bare tid eller mengde som ble regulert når filteret gikk i spyling. Dette førte til at filterdriften ikke fikk kjørt helt til filteret ble tett. Det er da uvisst hvor lenge filtersyklusen kunne vare.

Fase 2 besto av forskjellige filterhastigheter som resulterte i forskjellige syklusperioder. Det vil si at en filtersyklus kunne vare i hele 50 timer, mens andre kunne vare i 18 timer. Dette vanskeliggjorde endring av koagulantdosering. En filtersyklus kunne ende midt på natten, som

førte til spyling samtidig. Dette førte til ugunstig spyling, da spyling startet manuelt hver gang koagulantdoseringen ble endret. Dette kan påvirke hvordan filteret oppfører seg under modningstiden.

Mot slutten av Fase 2 og i Fase 3 var det mulig å styre spyling ut ifra trykktapet. Trykktapet ble satt til 4,3 mVs, noe som førte til alarmer og feilmeldinger når trykktapet nådde denne verdien. Dette førte igjen til at filterdriften stoppet, og låste seg, som skjedde flere ganger, før trykktapsbetingelsene ble satt ned til 4,1 mVs. Alarmene og feilmeldingene stoppet, og filteret gikk i spyling ved trykktap på 4,1 mVs.

Ved analyse av ledningsevne på vannet ut av filteret, tok det lang tid før verdiene stabiliserte seg på laboratoriet. Temperaturen lå på rundt 4-5 grader da det ble tatt prøve. På vei fra pilotanlegget til laboratoriet, og til elektroden i begerglasset registrerte vannets ledningsevne, hadde temperaturen steget med minimum 10 grader. Ledningsevnen sank, samtidig som temperaturen på vannet steg. Denne temperaturøkningen kan ha ført til at feil verdier ble avlest.

Det ble registrert filterflukt, da filtermassen sank fra tidlig start av Fase 1 til Fase 3. Det ble liggende filterkorn i spylevannsrennen, som tyder på at det kan ha vært for høy spyleintensitet. Dette var i utgangspunktet filtralite. Filterflukt kan føre til dårlig vannkvalitet ut av filteret, da det tettes raskere, og at det ikke avsettes nok partikler i filtermassen.

En feilkilde som gikk gjennom Fase 1 og Fase 2 var at det ikke ble dosert med økt mengde koagulant under modning. Doseringspumpa for koagulant leverte samme mengde i modningstiden, som den ga utenom modning. Dette ga en lenger modningstid på samtlige forsøk i Fase 1 og Fase 2. Filterhastigheten under modning i Fase 2 var satt til 5 m/h, som er samme filterhastighet som ble brukt i Fase 1. En annen faktor som spilte inn på lenger modningstid er at det ble brukt spylevann fra rentvannsbassenget på dagens anlegg på Seierstad VBA. Dette spylevannet har samme kvalitet som drikkevannet som blir sendt ut til abonnenter. Drikkevannet har en høyere pH enn vannet med koagulerings-pH, som fører til at prosessen tar lenger tid.

Mot slutten av fase 3, ble råvannstunnelen fra Farris spylt, som resulterte i store forstyrrelser på fargetall og turbiditet på vei inn til pilotanlegget. Dette førte til at forsøkene og filterdriften ble stoppet.

Spylebetingelsene kan optimaliseres, da det ikke er sikkert om spyling er bra nok. For lav spyleintensitet kan føre til at filteret tettes raskere ved neste filtersyklus. Utformingen av filteret gjør det vanskelig å oppdage om det er gjenntettelser på filterbunnen, som kan føre til dødsoner. Dette er et større problem ved et fullskalaanlegg.

## 5. Konklusjon

Ut ifra resultatene fra Fase 1, ble det oppnådd tilfredsstillende verdier for vannkvalitetsparameterne for doseringer med 3,0 mg Fe/l, 3,5 mg Fe/l og 4,0 mg Fe/l. Doseringene ligger innenfor kravene til Drikkevannsforskriften og mattilsynets anbefalinger og erfaringer. Ved dosering på 2,0 mg Fe/l ble det oppnådd en høyere koagulerings-pH enn de høyere doseringene. Doseringen ga en koagulerings-pH på 4,68, som ligger over det optimale området. Dette ga for høyt fargetall og en for høy turbiditet. De høyere doseringene ligger innenfor det optimale området for koagulerings-pH, og gir mer tilfredsstillende resultater på fargetall og turbiditet. Valget sto mellom 3,5 mg Fe/l og 4,0 mg Fe/l, som begge oppnådde en turbiditet på 0,06 FNU og fargetall på 4 mg Pt/l. 3,5 mg Fe/l ble valgt som den optimale koagulantdosering. Begrunnelsen for valget av denne doseringen var at denne doseringen gir tilsvarende resultater som 4,0 mg Fe/l, men bruker da lavere dose (ønsker ikke overdosering), som igjen er mer økonomisk lønnsomt over tid.

Doseringene som ble testet i Fase 2 var 2,8 mg Fe/l, 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l, med 4 m/h, 6 m/h, 8 m/h og 10 m/h. Det ble observert at filtersyklusen ble lenger ved lav dosering og lav filterhastighet. Trykktapet økte raskere ved høy dosering og høy filterhastighet, enn ved lavere dosering og lavere filterhastighet. Det vil si at det må spyles oftere ved høyere hastigheter, enn ved lavere hastighet, som resulterer i økt spylevannsforbruk. Tilsvarende vil det samme gjelde for dosering, der høy dosering fører til hyppigere spyling, men lavere dosering fører til at filteret kan være i drift over lenger tid før det må spyles.

Det ble oppnådd gjennomsnittlig koagulerings-pH mellom 4,3 og 4,15 for dosering fra 2,8 mg Fe/l – 4,2 mg Fe/l, som ligger i det optimale området, som nevnt i 2.1.4 Koagulantdosering. Det er fortsatt for lavt innhold av kalsium etter marmorfilteret, da laveste innhold ble målt til 9,40 mg Ca/l ved 4 m/h som filterhastighet og dosering på 2,8 mg Fe/l. Det høyeste ble målt til 13,74 mg Ca/l ved 4,2 mg Fe/l som dosering og 10 m/h som filterhastighet. Her kan det da tilsettes kalk ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) og  $\text{CO}_2$  i etterkant, selv om dette i tillegg til å øke Ca-innholdet, også øker alkalitet og pH ([Ødegaard, 2014](#)). Dette kan føre til for høy pH, da pH-en ut av filteret allerede er i et optimalt område, der det reduserer risikoen for korrosjon. Alle verdiene med



dosering på 4,2 mg Fe/l gir pH innenfor 8,0 og 8,5, som nevnt i 2.3.3 pH, er det optimale området for pH på rentvann.

Innholdet av restjern er innenfor kravene til drikkevannsforskriften og mattilsynets erfaringer om at dette skal ligge på under 0,15 mg Fe/l. Det tyder på at marmorlaget i filterkolonnen fanger opp utfellingsproduktene som felles ut når restjernet kommer i kontakt med kalsiumkarbonatet i filterlaget. Ved lav filterhastighet er oppholdstiden lenger i marmorlaget, som fører til mer effektiv fjerning av jerninnholdet. Siden det ble oppnådd tilfredsstillende verdier fra prøvetesting, kan filterdriften fortsette med 8 m/h. Hvis det derimot blir for høyt innhold av restjern, kan det være en mulighet å senke filterhastigheten.

Etter å ha testet filterhastigheter i Fase 2, tyder det på at 4,2 mg Fe/l var mer passende, med tanke på råvannskvaliteten og modningstiden, som ble testet i Fase 3. De fleste parameterverdiene fra 4,2 mg Fe/l var innenfor drikkevannsforskriften og mattilsynets anbefalinger, bortsett fra kalsiuminnholdet. Dette er grunnen til at det ble satt fokus på 4,2 mg Fe/l som dosering i Fase 3, da det ble sett på modning.

Ved å øke doseringsmengden under modning, tar det kortere tid før turbiditeten når en lav verdi, og stabiliserer seg. Fra resultatene der 4,2 mg Fe/l ble brukt som koagulant, med en økning på 100% under modning, er gjennomsnittlig modningstid på 25 minutter før turbiditeten er 0,5 FNU. Det vil si at allerede etter 25 minutter kan modningsvannet brukes ved neste spyling. Det tok 37 minutter før turbiditeten var nede på 0,2 FNU, og 1 timer og 23 minutter vannet nådde en turbiditet 0,1 FNU. Sammenligner man 4,2 mg Fe/l og 3,5 mg Fe/l, er det store forskjeller på modningstiden. 3,5 mg Fe/l bruker for lang tid, da det tar hele 1 timer og 50 minutter før turbiditeten når 0,1 FNU.

Ut ifra resultater fra Fase 1, 2 og 3, har resultatene ført til at dosering på 4,2 mg Fe/l, med 100 % økning av dose under modning og filterhastighet på 8 m/h, gir de mest tilfredsstillende resultatene når det kommer til modningstid, fargetall, restjern-innhold, turbiditet og pH-rentvann. Dette til tross for at kalsium-innholdet fortsatt ligger litt lavt i forhold til anbefalte verdier fra folkehelseinstituttet. 4,2 mg Fe/l er litt lavere enn den praktiske minimumsdose som ble regnet ut i formel 4.1. Denne silsvarer 4,5 mg Fe/l.

## 5.1 Forslag til videre arbeid

Et forslag er å teste ut 6 m/h og 7 m/h som filterhastighet, med dosering på 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l. Dette kan føre til lengre filtersyklus, som blant annet kan resulterer i lavere forbruk av spylevann og lavere strømforbruk, slik at produksjonen kan reduseres i perioder med høy strømpris.

Alkalitet er en parameter som ikke analyseres i denne forsøksperioden. Det anbefales at denne parameteren blir analysert, da det i tillegg til kalsium og pH, gir et resultat på om hvor vidt marmorlaget påvirker vannet.

Et annet forslag er å teste ut ulike hastighetsøkninger, og om filteret klarer å håndtere dette over tid. Dette er spesielt når forespørselen og forbruket øker, gjerne skjer om sommeren.

Det bør også sees litt på optimalisering av modningstid, da det kan være at doseringen kan reduseres enten under eller etter modning. Et forslag er å fortsette med 8 mg Fe/l, og se på resultatene ved 3,5 mg Fe/l. Dette kan redusere forbruket av PIX-318 på lang sikt, som er mer økonomisk.

Det er også interessant å følge med på modningsvannet med turbiditet under 0,5 FNU. Dette kan som nevnt brukes som spylevann. Et forslag å teste fjerningen av patogene organismer og se på innholdet av dette i modningsvannet. Det er ikke ønskelig å tilføre flere patogene organismer i filterkolonnen.

Det bør foretas flere forsøk som involverer spylebetingelser, er et annet forslag som er interessant å se på. Enten om spyleintensiteten er riktig, eller om varigheten av de forskjellige spylefrekvensene er for lange eller for korte.

Det bør undersøkes hvordan Moldeprosessen fjerner PFAS (fluorkarboner), og andre fremmedstoffer som ikke er blitt analysert. Dette fordi det er påvist PFSA (PFOS (1,0), brPFOS (1,0), PFHxS (0,6), PFBS (0,7), PFPrS (0,3)) og PFCA (PFHpA (0,2), PFOA (0,2), PFNA (0,2)) i Farris. Tallene i parentes er deteksjonsfrekvens, og er hentet fra Norsk Vann sin rapport 268

«PFAS i råvann og drikkevann fra Norge». Rapporten skriver «*Med høye deteksjonsfrekvenser vil konsentrasjonene av PFOS og brPFOS være en god indikator for PFAS i vann.*». Fra rapporten er det også påvist PFOS, brPFOS, PFHxS og PFBS i rentvann fra Farris ([Grung et al., 2022](#)).

## Referanser

- bedreVANN, & Norsk Vann. (2015). *Tilstandsvurdering av kommunale vann- og avløpstjenester*. N. Vann. <https://bedrevann.no/pdf/bedreVANN2015.pdf>
- Brandt, J. (2022). Personlig kommunikasjon.
- Brandt, J., & Ording, F. (2010). Direktefiltrering av humusholdig overflatevann på 3-mediafilter med alkalisk filtermasse (Moldeprosessen).
- Brandt, J., & Ording, F. (2014). Holsfjorden – Aktuelle metoder for NOM-fjerning. Forskrift om vannforsyning og drikkevann, (2017). <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2016-12-22-1868>
- Eikebrokk, B. (2009). Hygieniske barrierer i koaguleringsanlegg.
- Eikebrokk, B. (2012). *Veiledning for drift av koaguleringsanlegg* (188). N. Vann.
- Folkehelseinstituttet. (2019, 2021). *Kjemiske og fysiske stoffer i drikkevann*. Folkehelseinstituttet. [https://www.fhi.no/nettpub/stoffer-i-drikkevann/kjemiske-og-fysiske-stoffer-i-drikkevann/](https://www.fhi.no/nettpub/stoffer-i-drikkevann/kjemiske-og-fysiske-stoffer-i-drikkevann/kjemiske-og-fysiske-stoffer-i-drikkevann/)
- Grung, M., Bæk, K., Rundberget, T., Halvorsen, H. J., & Tryland, I. (2022). *PFAS i råvann og drikkevann fra Norge* (268). N. Vann.
- Hem, L. J. (1997). Larvik hovedvannverk - Pilotforsøk med humusfjerning og korrosjonskontroll med direktefiltrering og marmorfiltrering.
- Hem, L. J. (2022). Personlig kommunikasjon.
- Kemira. (2013). KEMIRA PIX 318 - Produktdatablad.
- Klaastad, E. (2022). Personlig kommunikasjon
- Mattilsynet. (2021). *Veiledning til drikkevannsforskriften § 13: Vannbehandling*. [https://www.mattilsynet.no/mat\\_og\\_vann/drikkevann/veiledning\\_til\\_drikkevannsforskriften\\_13\\_vannbehandling.25139](https://www.mattilsynet.no/mat_og_vann/drikkevann/veiledning_til_drikkevannsforskriften_13_vannbehandling.25139)
- Metcalf & Eddy, Tchobanoglous, G., Stensel, H., Tsuchihashi, R., & Burton, F. (2014a). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery, Volume 1, Chapter 6-2* (5th ed.). McGraw-Hill Education.
- Metcalf & Eddy, Tchobanoglous, G., Stensel, H., Tsuchihashi, R., & Burton, F. (2014b). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery, Volume 2, Chapter 11-4* (5th ed.). McGraw-Hill Education.

- Tryland, I., Hindar, A., Valina, S., Skjelbred, B., Tjomsland, T., Kempa, M., Lin, Y., Edvardsen, H., & Moe, T. F. (2016). *Forurensningsanalyse - Farrisvannet*. NIVA.
- Valinia, S., Garcia, C. O., Meyer-Jacob, C., & Bindler, R. (2017). *Historiske og fremtidige endringer i løst organisk karbon i Farrisvann*. NIVA.
- Vestfold Vann IKS. (2020). *Hovedplan Vann V. V.* IKS.
- Vestfold Vann IKS. (2022). *LEDNINGSNETT & ANLEGG*. Vestfold Vann IKS,.  
<https://vestfoldvann.no/om-oss/#vestfold-vann-iks>
- Ødegaard, H. (2014). *Vann- og avløpsteknikk* (2. ed.). Norsk Vann.
- Ødegaard, H., Brandt, J., Forberg Liane, S., & Østerhus, S. (2015). *Veiledning for dimensjonering av vannbehandlingsanlegg* (212). N. Vann.
- Ødegaard, H., Østerhus, S., & Melin, E. (2014). *Veiledning i mikrobiell barriere analyse (MBA)*. N. Vann.

## Vedlegg A. Verdier brukt i diagrammer i 4. Resultater

Tabell A. 1 - Fargetall, turbiditet og pH-felling for de forskjellige doseringsmengdene.

Dosering	Turbiditet (FNU)	Farge (mg Pt/l)	pH – felling
4 mg Fe/l	0,06	3	4,05
3,5 mg Fe/l	0,06	3	4,14
3 mg Fe/l	0,07	4	4,23
2,5 mg Fe/l	0,14	7	4,39
2 mg Fe/l	1,8	34	4,68

Tabell A. 2 - Tiden (tt:mm) fra spyling avsluttes til vannet med ulik doseringer når gitt verdi på turbiditet.

Dose	Dosering	Turbiditet = 0,5 FNU	Turbiditet = 0,2 FNU	Turbiditet = 0,14 FNU	Turbiditet = 0,1 FNU	Turbiditet = 0,07 FNU	Turbiditet = 0,06 FNU
1	4 mg Fe/l	01:05	01:40	-	02:33	-	05:10
2	3,5 mg Fe/l	01:15	01:55	-	02:25	-	05:40
3	3 mg Fe/l	01:30	02:50	-	04:50	08:25	-
4	2,5 mg Fe/l	02:30	06:00	08:30	-	-	-

Tabell A. 3 - Endring av turbiditet over tid ved filterhastighet 4 m/h

Dosering	Turbiditet = 0,5 FNU	Turbiditet = 0,2 FNU	Turbiditet = 0,1 FNU	Turbiditet = 0,06 FNU
2,8 mg Fe/l	01:52	03:41	06:41	13:08
3,5 mg Fe/l	01:25	02:25	04:10	08:02
4,2 mg Fe/l	01:18	02:03	03:28	05:43

Tabell A. 4 - Endring av turbiditet over tid ved filterhastighet 6 m/h

Dosering	Turbiditet = 0,5 FNU	Turbiditet = 0,2 FNU	Turbiditet = 0,1 FNU	Turbiditet = 0,06 FNU
2,8 mg Fe/l	01:35	03:03	05:00	13:35
3,5 mg Fe/l	01:19	02:16	03:27	07:23
4,2 mg Fe/l	01:06	01:46	02:36	05:22

Tabell A. 5 - Endring av turbiditet over tid ved filterhastighet 8 m/h

Dosering	Turbiditet = 0,5 FNU	Turbiditet = 0,2 FNU	Turbiditet = 0,1 FNU	Turbiditet = 0,06 FNU
2,8 mg Fe/l	01:30	02:53	04:58	13:17
3,5 mg Fe/l	01:11	02:02	03:14	07:05
4,2 mg Fe/l	00:59	01:23	02:25	05:57

Tabell A. 6 - Endring av turbiditet over tid ved filterhastighet 10 m/h

Dosering	Turbiditet = 0,5 FNU	Turbiditet = 0,2 FNU	Turbiditet = 0,1 FNU	Turbiditet = 0,07 FNU	Turbiditet = 0,06 FNU
2,8 mg Fe/l	01:23	02:34	04:49		09:46
3,5 mg Fe/l	01:02	01:45	02:53		07:16
4,2 mg Fe/l	00:48	01:16	02:06	03:15	

Tabell A. 7 - Endring av turbiditet over tid ved koagulant dose 2,8 mg Fe/l

Dosering	Turbiditet = 0,5 FNU	Turbiditet = 0,2 FNU	Turbiditet = 0,1 FNU	Turbiditet = 0,06 FNU
4 m/h	01:52	03:41	06:41	13:08
6 m/h	01:35	03:03	05:00	13:35
8 m/h	01:30	02:53	04:58	13:17
10 m/h	01:23	02:34	04:49	09:46

Tabell A. 8 - Endring av turbiditet over tid ved koagulant dose 3,5 mg Fe/l

Dosering	Turbiditet = 0,5 FNU	Turbiditet = 0,2 FNU	Turbiditet = 0,1 FNU	Turbiditet = 0,06 FNU
4 m/h	01:25	02:25	04:10	08:02
6 m/h	01:19	02:16	03:27	07:23
8 m/h	01:11	02:02	03:14	07:05
10 m/h	01:02	01:45	02:53	07:16

Tabell A. 9 - Endring av turbiditet over tid ved koagulant dose 4,2 mg Fe/l

Dosering	Turbiditet = 0,5 FNU	Turbiditet = 0,2 FNU	Turbiditet = 0,1 FNU	Turbiditet = 0,06 FNU	Turbiditet = 0,07 FNU
4 m/h	01:18	02:03	03:28	05:43	
6 m/h	01:06	01:46	02:36	05:22	
8 m/h	00:59	01:23	02:25	05:57	
10 m/h	00:48	01:16	02:06		03:15

Tabell A. 10 - Trykktap over tid ved filterhastighet 4 m/h

2,8 mg Fe/l		3,5 mg Fe/l		4,2 mg Fe/l	
Timer	Trykktap (mVs)	Timer	Trykktap (mVs)	Timer	Trykktap (mVs)
0	0,39	0	0,39	0	0,39
5	0,41	5	0,44	5	0,55
10	0,57	10	0,65	10	0,76
15	0,74	15	0,84	15	0,99
20	0,91	20	1,06	20	1,22
25	1,12	25	1,21	25	1,49
30	1,35	30	1,68	30	1,79
35	1,57	35	1,9	35	2,11
40	1,81	40	2,16	40	2,46
45	2,15	45	2,49	45	3,03
50	2,5	50	3,49	50	3,9
54	3,04	54	4,3	52	4,4
				54	4,4

Tabell A. 11 - Trykktap over tid ved filterhastighet 6 m/h

2,8 mg Fe/l		3,5 mg Fe/l		4,2 mg Fe/l	
Timer	Trykktap (mVs)	Timer	Trykktap (mVs)	Timer	Trykktap (mVs)
0	0,49	0	0,49	0	0,49
5	0,75	5	0,78	5	0,81
10	1,01	10	1,11	10	1,18
15	1,33	15	1,51	15	1,61
20	1,69	20	1,97	20	2,15
25	2,09	25	2,44	25	2,66
30	2,5	30	3,2	28	3,09
35	3,02	31	3,36	29	3,31
37	3,33	32	3,68	30	3,53
		33	4,04	31	3,89
		34	4,33	32	4,29
				33	4,41
				34	4,45



Tabell A. 12 - Trykktap over tid ved filterhastighet 8 m/h

2,8 mg Fe/l		3,5 mg Fe/l		4,2 mg Fe/l	
Timer	Trykktap (mVs)	Timer	Trykktap (mVs)	Timer	Trykktap (mVs)
0	0,49	0	0,49	0	0,49
5	1	5	1,06	5	1,11
10	1,42	10	1,59	10	1,69
15	1,96	15	2,24	15	2,41
20	2,56	20	3,04	18	2,92
24	3,16	21	3,34	19	3,2
25	3,38	22	3,74	20	3,48
25,5	3,51	23	4,17	21	3,85
		24	4,41	22	4,3

Tabell A. 13 - Trykktap over tid ved filterhastighet 10 m/h

2,8 mg Fe/l		3,5 mg Fe/l		4,2 mg Fe/l	
Timer	Trykktap (mVs)	Timer	Trykktap (mVs)	Timer	Trykktap (mVs)
0	0,49	0	0,49	0	0,49
5	1,4	5	1,42	5	1,45
10	2,12	10	2,22	10	2,37
11	2,28	15	3,32	14	3,32
12	2,45	16	3,73	15	3,71
13	2,64	17	4,01	16	4,1
14	2,8	18	4,21		
15	2,94	18,5	4,29		
16	3,16				
17	3,39				
17,5	3,65				

Tabell A. 14 - Trykktap over tid ved dosering 2,8 mg Fe/l

4m/h		6m/h		8m/h		10m/h	
Timer	Trykktap (mVs)	Timer	Trykktap (mVs)	Timer	Trykktap (mVs)	Timer	Trykktap (mVs)
0	0,39	0	0,49	0	0,49	0	0,49
5	0,41	5	0,75	5	1	5	1,4
10	0,57	10	1,01	10	1,42	10	2,12
15	0,74	15	1,33	15	1,96	11	2,28
20	0,91	20	1,69	20	2,56	12	2,45
25	1,12	25	2,09	24	3,16	13	2,64

30	1,35	30	2,5	25	3,38	14	2,8
35	1,57	35	3,02	25,5	3,51	15	2,94
40	1,81	37	3,33			16	3,16
45	2,15					17	3,39
50	2,5					17,5	3,65
54	3,04						

Tabell A. 15 - Trykktap over tid ved dosering 3,5 mg Fe/l

4m/h		6m/h		8m/h		10m/h	
Timer	Trykktap (mVs)	Timer	Trykktap (mVs)	Timer	Trykktap (mVs)	Timer	Trykktap (mVs)
0	0,39	0	0,49	0	0,49	0	0,49
5	0,44	5	0,78	5	1,06	5	1,42
10	0,65	10	1,11	10	1,59	10	2,22
15	0,84	15	1,51	15	2,24	15	3,32
20	1,06	20	1,97	20	3,04	16	3,73
25	1,21	25	2,44	21	3,34	17	4,01
30	1,68	30	3,2	22	3,74	18	4,21
35	1,9	31	3,36	23	4,17	18,5	4,29
40	2,16	32	3,68	24	4,41		
45	2,49	33	4,04				
50	3,49	34	4,33				
54	4,3						

Tabell A. 16 - Trykktap over tid ved dosering 4,2 mg Fe/l

4m/h		6m/h		8m/h		10m/h	
Timer	Trykktap (mVs)	Timer	Trykktap (mVs)	Timer	Trykktap (mVs)	Timer	Trykktap (mVs)
0	0,39	0	0,49	0	0,49	0	0,49
5	0,55	5	0,81	5	1,11	5	1,45
10	0,76	10	1,18	10	1,69	10	2,37
15	0,99	15	1,61	15	2,41	14	3,32
20	1,22	20	2,15	18	2,92	15	3,71
25	1,49	25	2,66	19	3,2	16	4,1
30	1,79	28	3,09	20	3,48		
35	2,11	29	3,31	21	3,85		
40	2,46	30	3,53	22	4,3		
45	3,03	31	3,89				
50	3,9	32	4,29				
52	4,4	33	4,41				
54	4,4	34	4,45				

Tabell A. 17 - Farge (mg Pt/l) ved ulike doseringer og filterhastigheter – ut fra filter

Filterhastighet	2,8 mg Fe/l	3,5 mg Fe/l	4,2 mg Fe/l
4 m/h	4	3	2
6 m/h	5	4	3
8 m/h	6	4	5
10 m/h	6	5	5

Tabell A. 18 - Restjern (mg Fe/l) ved ulike doseringer og filterhastigheter

Filterhastighet	2,8 mg Fe/l	3,5 mg Fe/l	4,2 mg Fe/l
4 m/h	0,025	0,011	0,015
6 m/h	0,03	0,047	0,044
8 m/h	0,03	0,057	0,139
10 m/h	0,061	0,154	0,03

Tabell A. 19 - Koagulerings-pH ved ulike doseringer og filterhastigheter

Filterhastighet	2,8 mg Fe/l	3,5 mg Fe/l	4,2 mg Fe/l
4 m/h	4,3	4,24	4,17
6 m/h	4,33	4,23	4,17
8 m/h	4,25	4,21	4,14
10 m/h	4,3	4,23	4,12

Tabell A. 20 - pH rentvann ut av filter ved ulike doseringer og filterhastigheter

Filterhastighet	2,8 mg Fe/l	3,5 mg Fe/l	4,2 mg Fe/l
4 m/h	8,94	8,43	8,34
6 m/h	8,53	8,48	8,47
8 m/h	8,24	8,08	8,37
10 m/h	8,1	7,95	8,21

Tabell A. 21 - Ledningsevne ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) ut av filter ved ulike doseringer og filterhastigheter

Filterhastighet	2,8 mg Fe/l	3,5 mg Fe/l	4,2 mg Fe/l
4 m/h	78,70	73,00	80,70
6 m/h	71,4	77,60	91,00
8 m/h	71,4	77,70	82,80
10 m/h	75,5	83,70	76,00

Tabell A. 22 - Ledningsevne (mS/m) ut av filter ved ulike doseringer og filterhastigheter

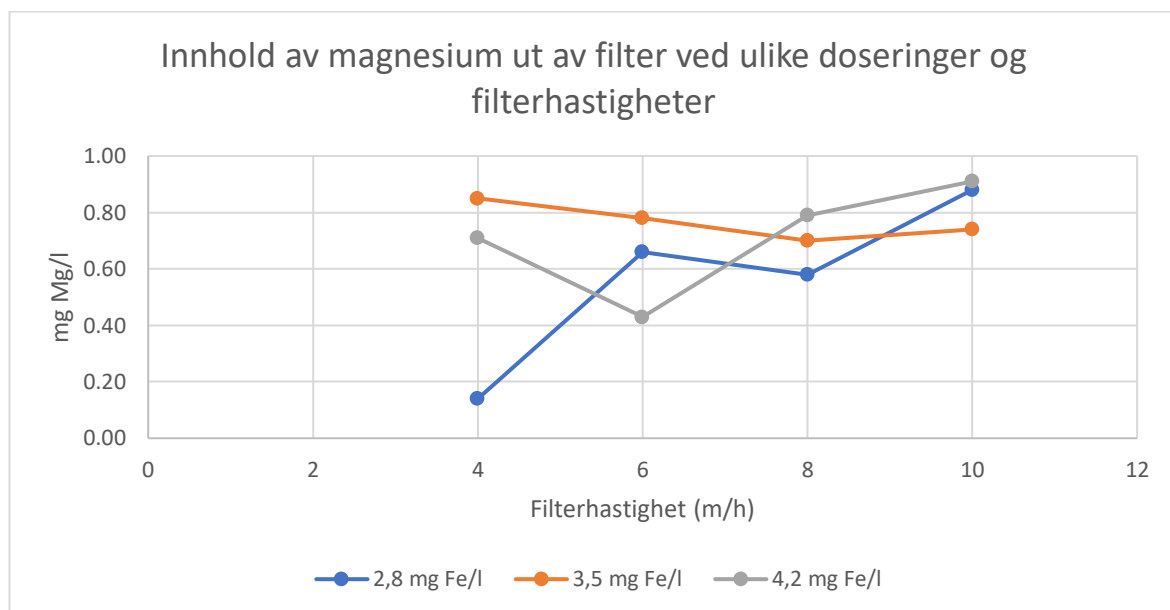
Filterhastighet	2,8 mg Fe/l	3,5 mg Fe/l	4,2 mg Fe/l
4 m/h	7,87	7,3	8,07
6 m/h	7,14	7,76	9,1
8 m/h	7,14	7,77	8,28
10 m/h	7,55	8,37	7,6

Tabell A. 23 - Kalsiuminnhold (mg Ca/l) ut av filter ved ulike doseringer og filterhastigheter

Filterhastighet	2,8 mg Fe/l	3,5 mg Fe/l	4,2 mg Fe/l
4 m/h	9,40	14,59	12,61
6 m/h	10,11	13,65	11,94
8 m/h	10,41	11,71	11,56
10 m/h	13,26	10,70	13,74

Tabell A. 24 - Magnesiuminnhold (mg Mg/l) ut av filter ved ulike doseringer og filterhastigheter

Filterhastighet	2,8 mg Fe/l	3,5 mg Fe/l	4,2 mg Fe/l
4 m/h	0,14	0,85	0,71
6 m/h	0,66	0,78	0,43
8 m/h	0,58	0,70	0,79
10 m/h	0,88	0,74	0,91



Figur A. 1 - Magnesium ut av filter ved filterhastighet på 4 m/h, 6 m/h, 8 m/h og 10 m/h, med doseringer på 2,8 mg Fe/l, 3,5 mg Fe/l og 4,2 mg Fe/l. Verdiene er hentet fra Tabell A. 24 - Magnesiuminnhold (mg Mg/l) ut av filter ved ulike doseringer og filterhastigheter



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

Postboks 5003  
NO-1432 Ås  
Norway