



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2021 30 stp
Fakultet for realfag og teknologi

Bruk av Moldeprosessen på råvann fra Holsfjorden; kapasitet og fleksibilitet ved belastningsøkninger

Capacity and flexibility of coagulation and filtration
through a three-media filter

Malene Fjellestad
Vann- og miljøteknikk

Forord

Rapporten er et resultat av masteroppgave utført våren 2021 ved Norges miljø og biovitenskapelige universitet, fakultet for realfag og teknologi. Dette er mitt avsluttende arbeid etter 5 givende år som student på Ås. Hovedveileder for denne oppgaven er Lars Hem, og medveileder er Vegard Nilsen. Denne masteroppgaven er et prosjekt i samarbeid med Asker og Bærum Vannverk og Oslo kommune Vann- og avløpsetaten.

Jeg vil rette en stor takk til de menneskene som har vært en støtte for meg, både faglig og personlig, i løpet av denne perioden. Takk til Asker og Bærum Vannverk, som tok meg i mot første arbeidsdag etter nyttår. Alt sto klart og var tilrettelagt for mitt forsøk. Takk for at jeg fikk være en del av deres arbeidsmiljø i tre måneder, selv i spesielle tider. Jeg er veldig takknemlig for alle innspill og hjelp ved drift av pilotanlegget. Spesielt vil jeg rette en stor takk til Vigdis Bjerke, som alltid har vært tilgjengelig for hjelp, og for å svare på spørsmål. Takk også til Thorbjørn Undrum for innspill og reparasjon når pilotanlegget ikke samarbeidet. Jon Mobråten skal også takkes, for hjelp til feilsøking når pilotanlegget slet med lange modningstider.

Under siste del av perioden med masterskriving var i tillegg til veiledere, familie behjelpelige med å lese gjennom oppgaven, og å komme med innspill på ulike områder. For den engelske oversettelsen var Ice Mariann Ring til god hjelp. Dette ble satt stor pris på.

Jeg vil takke medveileder Vegard Nilsen for å sette av tid til å delta på digital veiledning, og for gode tilbakemeldinger og diskusjoner. Til slutt en stor takk til min hovedveileder Lars Hem. Både for veiledning på Kattås og for mange digitale veiledningsmøter, og for å svare på både store og små spørsmål.

Jessheim 31.05.2021

Malene Fjellestad

Sammendrag

Store økninger i filterhastigheten i direkte- og kontaktfiltreringsanlegg kan føre til svikt i kvaliteten av drikkevannet. Denne rapporten undersøker vannkvaliteten etter store hastighetsøkninger i pilotskala. Forsøket er gjort på et pilotanlegg på Kattås, hos Asker og Bærum Vannverk, men også i samarbeid med Oslo kommune Vann- og Avløpsetaten. Vannkvalitetsparameterne som har blitt analysert ved de store hastighetsøkningene er farge, turbiditet, pH, ledningsevne, alkalitet, oppløst og total kalsium og oppløst og totalt jern. Turbiditet og pH har blitt registrert i sanntid i tillegg, men kun sanntidsmålingene av turbiditet er notert ned minutt for minutt under økningene. Endringene foregikk hovedsaklig fra 3,5 m/h til 8 m/h, på to ulike fremgangsmåter. En metode var å øke filterhastigheten brått, på sekundet. Den andre metoden var å jevnt øke hastigheten over en time.

Hvis det er ønskelig med en varig stabil drift ved økningen viser resultatene at det kan være bedre å sette filteret til spyling før økning for å oppnå dette. Dette er avhengig av om det er en krisesituasjon eller om det skal leveres trygt drikkevann. Hvis det ikke er mulighet for å spyle filteret først, så fungerer den sakte opptrappingen som den tryggeste, mest stabile metoden. Den brå økningen fungerte i noen tilfeller, men resultatene var i mye større grad varierende enn ved en times jevn økning. Hvis det er ønskelig å levere drikkevann med en turbiditet på under 0,2 FNU, var forsøkene med en times jevn opptrapping vellykkede. Ved eget mål om under 0,1 FNU er det bedre å tilbakespyle filterne før en stor økning i filterhastighet. Resterende vannkvalitetsparametere holdt seg også innenfor gitte krav fra drikkevannsforskriften, men i noen tilfeller ble Mattilsynets forventninger for koaguleringsanlegg overskredet.

Abstract

Rapid increases in flow rate in direct- or contact filtration plants might lead to quality failure in drinking water. This report will examine the water quality after large increases in filter velocities in pilot scale. This experiment was done at a pilot plant at Kattås, at Asker and Bærum drinking water treatment plant. It was also done in cooperation with Oslo water services. After the large increases in flow rate, the quality of the water was examined based on the following parameters; color, turbidity, pH, conductivity, alkalinity, total and dissolved calcium and total and dissolved iron. Both Turbidity and pH has been measured in real-time, however, only turbidity was registered per minute during the increase of flow rate. The increase in filter velocity was mainly from 3,5 m/h to 8 m/h, this was done in two different methods. The first method was to increase the flow rate directly from 3,5 m/h to 8 m/h, rapidly. The other method was to increase the flow rate at a slow constant pace over a period of one hour.

If it is desirable with a stabile continuous operation after the increase, the results suggest that it might be beneficial to backwash the filters before the increase of flow rate. An important factor is whether or not there is an urgent crisis or if the goal is to provide safe drinking water. If it is not possible to backwash the filters first, the experiment suggest that the safest and most stabile method is to increase the flow rate slowly and evenly over an hour. The rapid increase method did work in certain cases, however the experiment showed very irregular results compared to the slow and even increase over an hour. If it is desirable to supply drinking water with a turbidity under 0,2 FNU, the slow and evenly increase of flow rate over an hour was successful. With the goal of under 0,1 FNU, the results showed that it was better to backwash the filters before the large increase. Remaining measured water quality parameters were stabile within the demands given by drikkevannsforskriften, but in some cases Mattilsynets expectations for coagulation processes were not met.

Innhold

Forord	i
Sammendrag	ii
Abstract	iii
Innhold	vi
Figurer	ix
Tabeller	xi
1 Bakgrunn	1
1.1 Innledning	1
1.2 ABV og Oslo VAV - felles prosjekt	1
1.3 Formål	2
2 Teori	3
2.1 Beredskap	3
2.2 Moldeprosessen	4
2.3 Korrosjonskontroll	5
2.4 Karbonatkjemi	6
2.5 Koagulering og filtrering	9
2.6 Filtersyklus	12
2.7 Parametere	15
2.8 Krav til vannkvalitetsparameterne i Norge	18
2.9 Tidligere pilotforsøk med hastighetsøkninger	18
3 Metode	21
3.1 Beskrivelse av pilotanlegget	21
3.2 Drift av pilotanlegget	28
3.3 Prøvetaking	31
3.4 Labanalyser	34
4 Resultater og diskusjon	37
4.1 Utvikling av turbiditet i rentvann og trykkdifferanser	37

4.2	Utvikling av vannkvalitet i filterkolonnen	42
4.3	Overordnet diskusjon	58
4.4	Feilkilder	66
5	Konklusjon	69
6	Forslag til videre arbeid	71
	Referanser	73
	Vedlegg A Logg	75
	Vedlegg B Utvikling av vannkvalitet i prøveuttakene undervegs i en filtersyklus	79

Figurliste

1.1	Oversiktsbilde over Oslo VAV og ABV	2
2.1	Filteroppbygning Moldeprosessen	4
2.2	Prinsippskisse Moldeprosessen	4
2.3	Uorganiske forbindelser som en funksjon av pH ved bikarbonat-likevekt	8
2.4	Deffeyes diagram	9
2.5	Dobbeltlag til en negativt ladet partikkel	10
2.6	Løselighetsdiagram for jernklorid	12
2.7	Filtersyklus	13
2.8	Trykktapsfordeling i filterseng	15
2.9	Partikkelkonsentrasjon og turbiditet etter hastighetsøkninger i et pilotanlegg i Canada i 1999	19
2.10	Turbiditet og filterhastighet ved et pilotforsøk via VISK-prosjektet i 2013	19
3.1	Skisse av pilotanlegget	21
3.2	Fotografi av pilotanlegget	23
3.3	Skisse av filterkolonnen	24
3.4	Kart over Holsfjorden	25
3.5	Utvikling av fargetall i Holsfjorden	26
3.6	Spådd utvikling av fargetall i Holsfjorden	26
3.7	Interne råvannsanalyser av Holsfjorden	27
3.8	Illustrert økning i vannmengde over en time	29
3.9	Filterkolonnen med prøveuttak	32
3.10	Fotografi av trykkmålingssystemet	33
3.11	Turbidimeter	35
3.12	Fargetallsmåler	35
3.13	pH-meter	36
3.14	Konduktivitetmåler	36
4.1	Turbiditet minutt for minutt ved store hastighetsøkninger	37
4.2	Trykkdifferanse ved store hastighetsøkninger	38

4.3	Trykkdifferanse i hvert trykkuttak fra starten av en filtersyklus til slutten . . .	39
4.4	Forholdet mellom tapsøkningen og hastighetsøkningen	40
4.5	Gjennomsnittlig trykktap ved ren filterseng	41
4.6	Gjennomsnittlig trykktap som avslutter filtersyklus	41
4.7	Ledningsevne nedover filterkolonnen	43
4.8	pH nedover filterkolonnen	44
4.9	Farge nedover filterkolonnen	46
4.10	Turbiditet nedover filterkolonnen	48
4.11	Alkalitet nedover filterkolonnen	50
4.12	Oppløst kalsium nedover filterkolonnen	51
4.13	Total kalsium nedover filterkolonnen	53
4.14	Oppløst jern nedover filterkolonnen	54
4.15	Totalt jern nedover filterkolonnen	56
4.16	Brå økning fra 3,5 m/h til 8 m/h	58
4.17	Sakte økning fra 3,5 m/h til 8 m/h	60
4.18	Brå økning fra 3 m/h til 6 m/h	63
4.19	Brå økning fra 3 m/h til 6 m/h.	63
B.1	Ledningsevne gjennom ulike filtersykluser ved prøveuttak C	79
B.2	Ledningsevne gjennom ulike filtersykluser ved prøveuttak D	79
B.3	Ledningsevne gjennom ulike filtersykluser ved prøveuttak G	80
B.4	Ledningsevne gjennom ulike filtersykluser ved prøveuttak I	80
B.5	Ledningsevne gjennom ulike filtersykluser for rent vann	80
B.6	pH gjennom ulike filtersykluser ved prøveuttak C	81
B.7	pH gjennom ulike filtersykluser ved prøveuttak D	81
B.8	pH gjennom ulike filtersykluser i punkt G	81
B.9	pH gjennom ulike filtersykluser ved prøveuttak I	82
B.10	pH gjennom ulike filtersykluser for rentvann	82
B.11	Turbiditet gjennom ulike filtersykluser ved prøveuttak C	82
B.12	Turbiditet gjennom ulike filtersykluser ved prøveuttak D	83
B.13	Turbiditet gjennom ulike filtersykluser ved prøveuttak G	83
B.14	Turbiditet gjennom ulike filtersykluser ved prøveuttak I	83
B.15	Labverdier av turbiditet til rentvann gjennom ulike filtersykluser.	84
B.16	Farge gjennom ulike filtersykluser ved prøveuttak C.	84
B.17	Farge gjennom ulike filtersykluser ved prøveuttak D.	84
B.18	Farge gjennom ulike filtersykluser ved prøveuttak G.	85
B.19	Farge gjennom ulike filtersykluser ved prøveuttak I.	85
B.20	Farge til rentvann gjennom ulike filtersykluser.	85
B.21	Alkalitet ved prøveuttak D gjennom ulike filtersykluser.	86

B.22 Alkalitet ved prøveuttak G gjennom ulike filtersykluser.	86
B.23 Alkalitet ved prøveuttak I gjennom ulike filtersykluser.	86
B.24 Alkalitet til rentvann gjennom ulike filtersykluser.	87
B.25 Oppløst kalsium ved prøveuttak C gjennom ulike filtersykluser.	87
B.26 Oppløst kalsium ved prøveuttak D gjennom ulike filtersykluser.	87
B.27 Oppløst kalsium ved prøveuttak G gjennom ulike filtersykluser.	88
B.28 Oppløst kalsium ved prøveuttak I gjennom ulike filtersykluser.	88
B.29 Oppløst kalsium i rentvann gjennom ulike filtersykluser.	88
B.30 Total kalsium ved prøveuttak C gjennom ulike filtersykluser.	89
B.31 Total kalsium ved prøveuttak D gjennom ulike filtersykluser.	89
B.32 Total kalsium ved prøveuttak G gjennom ulike filtersykluser.	89
B.33 Total kalsium ved prøveuttak I gjennom ulike filtersykluser.	90
B.34 Total kalsium i rentvann gjennom ulike filtersykluser.	90
B.35 Oppløst jern ved prøveuttak C gjennom ulike filtersykluser.	90
B.36 Oppløst jern ved prøveuttak D gjennom ulike filtersykluser.	91
B.37 Oppløst jern ved prøveuttak G gjennom ulike filtersykluser.	91
B.38 Oppløst jern ved prøveuttak I gjennom ulike filtersykluser.	91
B.39 Oppløst jern i rentvann gjennom ulike filtersykluser.	92
B.40 Totalt jern ved prøveuttak C gjennom ulike filtersykluser.	92
B.41 Totalt jern ved prøveuttak D gjennom ulike filtersykluser.	92
B.42 Totalt jern ved prøveuttak G gjennom ulike filtersykluser.	93
B.43 Totalt jern ved prøveuttak I gjennom ulike filtersykluser.	93
B.44 Totalt jern i rentvann gjennom ulike filtersykluser.	93

Tabelliste

2.1	Likevektskonstanter for karbonatlikevekter	7
2.2	Grenseverdier og tiltaksgrenser for drikkevannsparetere	18
3.1	Parametere som overvåkes i Guard	31
3.2	Parametere som analyseres i laboratoriet	34
4.1	Typiske turbiditetsverdier ved jevne filtersykluser	38

1. Bakgrunn

1.1 Innledning

Ved kriser og behov for reservevanntilførsel må vannproduksjonen økes hurtig. Dette kan medføre problemer med drift og forringet vannkvalitet. Denne rapporten tar for seg hvilke endringer i vannkvalitet som skjer i et pilotanlegg med Moldeprosessen ved store endringer i filterhastighet, før vannet beveger seg ut i drikkevannsnettet.

Moldeprosessen er en direktefiltreringsprosess med et tremediafilter. I 1991 begynte de første forsøkene for å utvikle Moldeprosessen (Brandt og Ording, 2009). I 1993 ble det første bygget, i Tingvoll kommune. I 2021 er det 41 anlegg som benytter seg av Moldeprosessen i Norge, i tillegg er ett under bygging og fire under prosjektering (Brandt, 2021). Grovt regnet ut, forsyner disse anleggene 9 - 11 % av Norges befolkning (Brandt, 2021).

I tillegg til mange anlegg med Moldeprosessen er det flere og flere som skaffer reservevannsavtaler og beredskapsplaner (Statistisk sentralbyrå, 2020), for å være i forkant av mulige problemer. En del av det å være i forkant er å vite hvordan vannbehandlingsanleggene vil reagere under situasjoner der filterhastigheten må økes mye. Det skal denne oppgaven undersøke nøyere, i samarbeid med Asker og Bærum Vannverk og Oslo kommune Vann- og Avløpsetaten.

1.2 ABV og Oslo VAV - felles prosjekt

Asker og Bærum Vannverk er et interkommunalt selskap som forsyner Asker og deler av Bærum med vann. Vannkildene er Holsfjorden og Aurevann. Vannbehandlingsanlegget på Kattås får vann fra Holsfjorden og er et rent UV og kloreringsanlegg. Aurevannsanlegget eies av Bærum kommune men driftes av ABV. Dette er et fargefjerningsanlegg med kjemikalietilsetning og filtrering.

Oslo kommune Vann- og Avløpsetaten har mange ansvarsområder, men en av de er å forsyne Oslos innbyggere med drikkevann. Deres to vannbehandlingsanlegg ligger på Oset, ved Maridalsvatnet og på Skullerud. Anlegget på Oset forsyner 90 % av Oslo og anlegget

på Skullerud 10 % (Oslo Kommune, udatert). Figur 1.1 viser en oversikt over disse stedene, kartet er hentet fra Google sitt kartverk.



Figur 1.1: Oversiktsbilde over Oslo VAV og ABV. 1: Maridalsvatnet, 2: Skullerud, 3: Kattås, 4: Aurevann, 5: Holsfjorden

Asker og Bærum Vannverk, heretter ABV og Oslo kommune vann og avløpsetaten, heretter Oslo VAV, bygger begge ut store vannrenseanlegg som skal benytte seg av Moldeprosessen. Disse skal brukes i ABV's daglige drift og være et reservevannsanlegg for Oslo VAV. Anlegget til ABV skal bygges på Kattås ved dagens UV- og kloreringsanlegg. Oslo VAV's reservevannsanlegg skal bygges på Huseby, men begge anleggene skal hente vann fra Holsfjorden. I denne sammenheng har Oslo VAV og ABV tidligere bygd et pilotanlegg på Kattås, for å felles teste ut prosesser og detaljer før det bygges i stor skala. Dette har vært i drift siden 2016 (Teigset, 2019). Våren 2021 ønsket de å gjøre et pilotforsøk med store hastighetsendringer i vannproduksjonen ved bruk av dette pilotanlegget.

1.3 Formål

Målet med forsøket var å kapasitetsteste Moldeprosessen ved store endringer i vannproduksjon. Slike belastningsøkninger medfører økt risiko for svikt i den hygieniske barriereeffekten (Eikebrokk, 2012). Forsøket ble gjennomført ved å overvåke og analysere vannprøver nedover filterkolonnen for en rekke vannkvalitetsparametere ved ulike filterhastigheter. Parameterne som ble vurdert i dette forsøket er turbiditet, farge, ledningsevne, pH, oppløst og total kalsium, oppløst og total jern og alkalitet. Det ble testet ut to ulike måter å øke filterhastigheten på; En brå økning på sekundet, og en jevn økning over en time. Ved utførelse av dette forsøket var det ønskelig å finne svar på følgende spørsmål for Moldeprosessen:

- Hvordan reagerer pilotanlegget på store hastighetsendringer?
- Hvordan fungerer en brå filterøkning i forhold til en jevnere økning over en time?
- Vil en tilbakespyling før den store økningen i filterhastighet være å foretrekke?

2. Teori

2.1 Beredskap

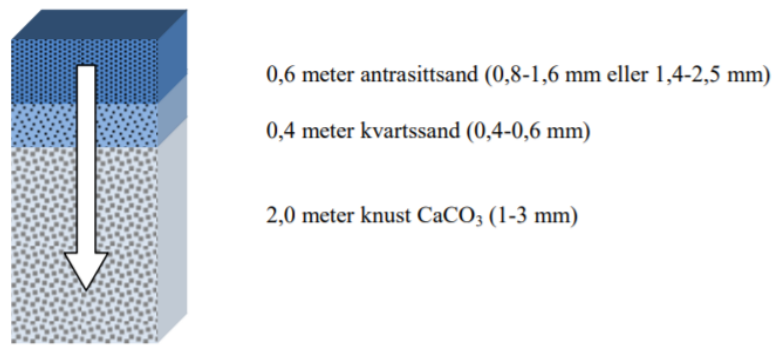
På bakgrunn av risikoanalyser skal vannverkseiere utarbeide en beredskapsplan (Mattilsynet, 2021a). Beregning av risiko tar hensyn til to faktorer; sannsynlighet for at det skal skje, og konsekvensen av at det skjer (Ødegaard mfl., 2014). Hvis konsekvensen av en svikt er at det ikke er mulig for et vannverk å levere vann til sine abonnenter er vannverkene avhengige av beredskapsplanen. Her skilles det i dette tilfellet mellom reservevann, nødvann og krisevann (Mattilsynet, 2021a).

Reservevann er vann som blir levert gjennom distribusjonssystemet som normalt, dette vannet skal ha like god drikkevannskvalitet som ellers (Mattilsynet, 2021a). Dette er aktuelt om det er råvannskilden som er utfordringen. Enten kan det benyttes en annen råvannskilde, eller så kan en reservevannsavtale med andre vannverk gjøre at det kan leveres vann fra eksempelvis en annen kommune, gjennom det normale distribusjonssystem. Nødvann er trygt drikkevann som leveres utenom distribusjonssystemet (Mattilsynet, 2021a), eksempelvis utdelt til abonnentene i dunker. Krisevann er vann som ikke er trygt å drikke, men som sendes gjennom distribusjonssystemet. Dette kan være for å opprettholde alle andre funksjoner av vannbruk i en krise, selv om vannet ikke skal drikkes. Vann til brannslukking, toaletter og vasking er viktige og krever ikke drikkevannskvalitet. Hvis dette er tilfellet må kommuneoverlege og alle abonnenter varsles nøye (Mattilsynet, 2021a).

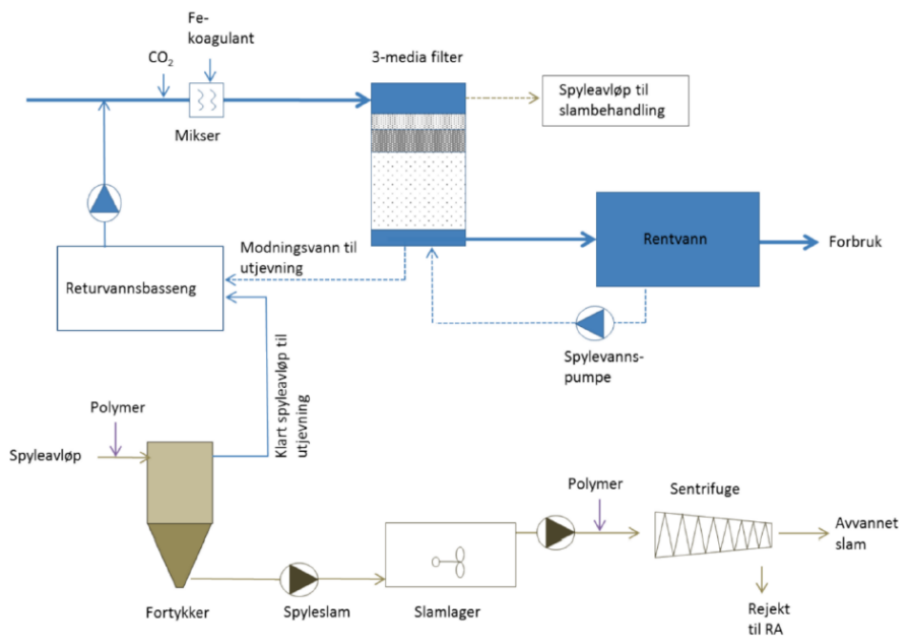
Oslo VAV bygger det nye reservevannsanlegget på Huseby for å kunne forsyne Oslo kommune og deler av Nordre Follo (Hem, 2021). Oslo VAV har reservevannsavtaler med blant annet Bærum og NRV, og det nye anlegget deres kan forsyne disse i krise, om det er kapasitet til det (Hem, 2021). Sannsynligheten for at det er behov for reservevannsavtalene er liten, men det er en stor trygghet om det faktisk skulle skje noe. Det er ikke kun ved akutt krise reservevannsavtaler er nyttige. Med klimaendringene blir det flere tørkesomre, også i Norge, slik som for eksempel i 2018. Dette gjør at mange vannverk må innføre restriksjoner eller forbud mot unødvendig vannbruk om sommeren, og for noen kan hjelp utenfra via reservevannsavtaler bli aktuelt. Andel kommunale norske vannverk som hadde en beredskapsplan i 2020 er på 95,5 %, mens det i 2018 var 93,9 % (Statistisk sentralbyrå, 2021).

2.2 Moldeprosessen

Moldeprosessen er en prosess utarbeidet av Asplan Viak ved pilotforsøk i Molde i 1991/1992 (Brandt og Ording, 2014). Det spesielle ved Moldeprosessen er at korrosjonskontrollen foregår i filteret, ved hjelp av et lag med marmor. Prosessen har altså et tremediafilter, som vist i figur 2.1. Filterlaget med marmor er i all hovedsak kalsiumkarbonat, CaCO_3 .



Figur 2.1: Typisk filteroppbygning i Moldeprosessen (Brandt og Ording, 2009)



Figur 2.2: Prinsippskisse av Moldeprosessen (Brandt og Ording, 2014)

Prosessen er en direktefiltreringsprosess og foregår i to steg; koagulering og filtrering, og karbonatisering gjennom alkalisk filter av kalsiumkarbonat og tilførsel av CO_2 (Brandt og Ording, 2009). Tilsetningen av kjemikalie er jernklorid eller jernkloridsulfat (Brandt og Ording, 2014). CO_2 brukes ikke i alle anlegg, men kan redusere jernkloriddoseringen, og dermed kostnad og jernrest i det behandlede vannet (Ødegaard mfl., 2014). Figur 2.2 viser en prinsippskisse etablert av Asplan Viak som illustrerer hvordan Moldeprosessen som regel er oppbygd.

Grunnen til valg av fellingskjemikalie i Moldeprosessen er den lave pH til jernklorid/ jernkloridsulfat. Lav pH gjør at kalsiumkarbonat løser seg opp raskere (Ødegaard mfl., 2014). Andre faktorer som er viktige for oppløsningen av kalsiumkarbonat er oppholdstiden til vannet i filterkolonnen, mer nøyaktig filtersengen av marmor, og kornstørrelsen i filterkolonnen (Ødegaard mfl., 2014). Er kornstørrelsen for høy vil overliggende sand i filteret bli dratt med gjennom marmorlaget og er den for lav vil marmor blande seg med sanden i resten av filteret (Ødegaard mfl., 2014). Vannet som har passert laget av antrasittsand og kvartssand inneholder fortsatt mye jern, etter tilførsel av fellingskjemikaliet. I marmorlaget øker pH og oppløst jern feller ut som jernhydroksyd og jernkarbonat, som igjen fanges opp av marmorlaget (Brandt og Ording, 2009). For at vannet skal være minst mulig korrosivt ønskes en tilnærmet likevekt med CaCO_3 . Dette er ikke oppnådd etter at vannet har passert gjennom antrasittsanden og kvartssanden (Brandt og Ording, 2009). CaCO_3 vil, dersom det er en tilnærmet likevekt, felle ut i ledningsnett. Dette gjør at det dannes et belegg i vannledningene som hindrer O_2 å få kontakt med metallrøret, som da igjen hindrer korrosjon (Hem, 2021).

Ved drift av Moldeprosessen trengs rutiner for tilbakespyling av filteret og for tilførsel av marmor for marmorlaget. Marmoren forbrukes samtidig som vannet passerer filtersengen, ettersom CaCO_3 løses opp. Ny tilførsel av marmor gjøres som regel i sammenheng med tilbakespyling. Tilbakespyling gjøres ved en kombinasjon av luft- og vannspyling, hver for seg og samlet. Målet er å spyle partiklene og fnokkene som har satt seg i filteret over i en sedimenteringstank uten at sanden i filteret blir spylt over. Det trengs også en tilførsel av fellingskjemikaliet og/ eller polymer ved tilbakespyling for at slammet skal sedimentere i sedimenteringskolonnen, dette doseres automatisk.

2.3 Korrosjonskontroll

Bløtt og surt vann, som er typisk for vannet i Norge, er korrosivt for de metalliske materialene i ledningsnett. Derfor er korrosjonskontroll en del av vannbehandlingen i Norske vannverk (Ødegaard mfl., 2014). Det som skjer ved korrosjon på metallmaterialer er at det skjer en reaksjon mellom metallet, vann og oksygen og det felles ut metallhydroksyd, som vil si at metallrørene begynner å ruste (Kalleberg og Ording, 1995). Før det ikke en korrosjonskontroll kan vannkvaliteten i ledningsnett bli dårligere, vannrørene kan leve kortere og lekkasjer dannes lettere. Det er ønskelig å både levere et vann ut i distribusjonssystemet som i minst mulig grad tærer på rørledningene og et vann som danner et beskyttende belegg inntill rørveggen (Kalleberg og Ording, 1995).

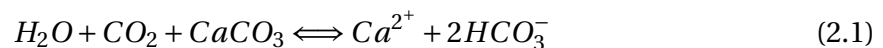
To eksempler på metoder å drive korrosjonskontroll på, er vannglassdosering og karbonatisering. Vannglassdosering er tilførsel av polymerisert natriumsilikat. Karbonatisering innebærer flere ulike metoder, som tilførsel av CO_2 med marmorfiltrering og lutdosering, samt

kun filtrering gjennom marmorfilter (Ødegaard mfl., 2014). Karbonatisering ved å filtrere gjennom et tremedia filter med et marmorfilter i bunnen er metoden som brukes i dette pilotforsøket. pH, alkalitet og kalsiumkonsentrasjon økes ved et alkalisk filterlag nederst i filterkolonnen. Grunnen til at dette er effektivt for å unngå korrosjon er at det alkaliske laget nesten er rent kalsiumkarbonat. Et surt vann er også mer korrosivt enn et vann med høyere pH, derfor er det en gjenganger å øke pH i alle metoder for korrosjonskontroll. Det som skjer når vannet er surt, altså at pH er lav er at utløsningen av metallioner økes og det beskyttende laget blir hindret i å dannes (Kalleberg og Ording, 1995). Grunnen til at lav alkalitet er negativt for korrosjonskontroll er at det da skal lite til for at pH endres på vegen fra anlegget og ut til abonnentene (Kalleberg og Ording, 1995).

For mye kalsium sammen med magnesium i råvannet forårsaker hardt vann, dette kan igjen føre til en for stor utfelling av uløselig kalksåpe som kan føre til bruks- og driftsproblemer (Folkehelseinstituttet, 2018). Dette er et større problem i andre land enn Norge, da norske vann ofte har for bløtt vann.

2.4 Karbonatkjemi

I marmorlaget i filterkolonnen skjer forenklet følgende prosess med vann (Brandt og Ording, 2009):



I likning 2.1 er det CO_2 tilstede. I pilotanlegget blir det ikke tilsatt CO_2 , men litt CO_2 vil det likevel være i råvannet. Dette kommer av CO_2 i gassform fra atmosfæren, som blandes i råvannet. Dette kan forklares av Henrys lov i likning 2.2. Henry's lov forklarer likevekter mellom gasser og vann. Konstanten for CO_2 er $K_H = 3,3 * 10^{-7}$ (vanLoon og Duffy, 2017).

$$[G]_1 = K_H P_G \quad (2.2)$$

$[G]_1$ Likevektskonsentrasjonen av det oppløste i væske (vann) [$mol L^{-1}$]

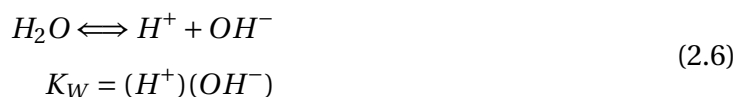
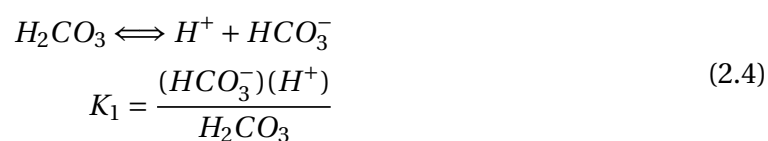
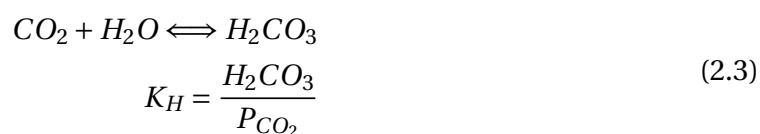
K_H Henry's lov konstant [$mol L^{-1} Pa^{-1}$]

P_G Partisialtrykket av gassen i atmosfæren [Pa]

I tillegg omdannes litt bikarbonat til CO_2 når pH senkes til rundt 4 ved tilsetning av det sure fellingskemikaliet (Hem, 2021). Syren som tilsettes, jernkloridsulfaten, løser også opp $CaCO_3$ og fra CO_3^{2-} dannes bikarbonat og eventuelt CO_2 (Hem, 2021). Dette gjør at til sammen vil mengden CO_2 som reagerer med $CaCO_3$ være omtrent 0,14 mmol/l når det ikke

tilsettes ekstra i prosessen (Hem, 2021).

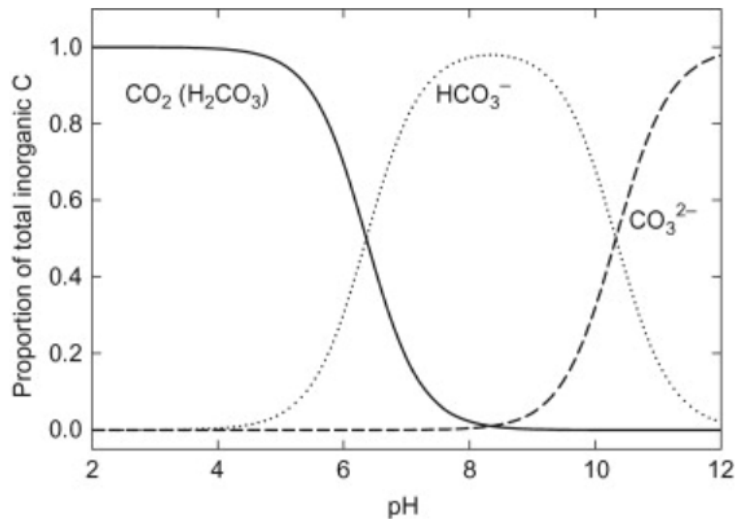
Likevektene i likning 2.3, 2.4, 2.5 og 2.6 forklarer likevekten mellom kalsiumkarbonat og vann ytterligere. Likning 2.3 viser likevekten mellom CO_2 og vann.



Tabell 2.1: Likevektskonstanter for likning 2.3-2.6 (Paytan, 2006)

Constant	Thermodynamic Constant (K)	Apparent Seawater Cons
K_H	$10^{-1.47}$	$10^{-1.53}$
K_1'	$10^{-6.35}$	$10^{-6.00}$
K_2'	$10^{-10.33}$	$10^{-9.10}$
K_W	$10^{-14.0}$	$10^{-13.9}$

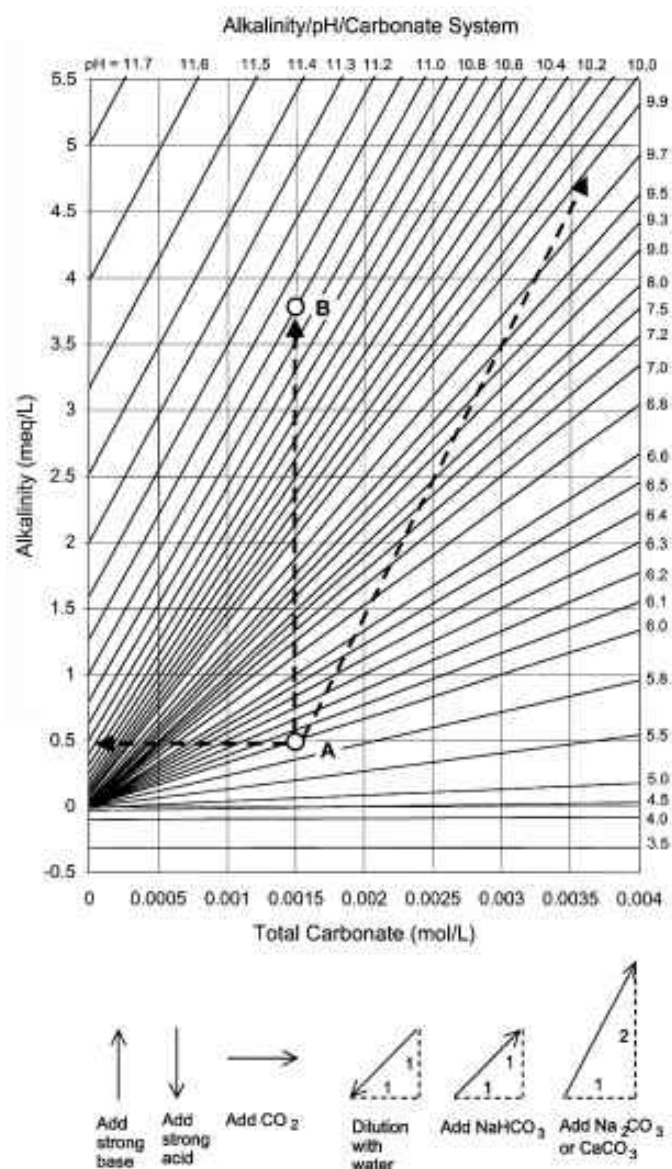
Tabell 2.1 viser likevektskonstantene til reaksjonslikningene 2.3 til 2.6. For likevekten i likning 2.4 viser tabell 2.1 at pH må være på 6,35 for at det skal være like mengder HCO_3^- og CO_2 på molbasis.



Figur 2.3: Relative konsentrasjoner av uorganiske forbindelser som en funksjon av pH, ved bikarbonat-likevekt (Nimmo, 2005)

Alkaliteten som er ønskelig for korrosjonskontrollen ligger på 0,6 - 1,0 mmol/l. Ved pH 7-9 er det bikarbonat ($[\text{HCO}_3^-]$) som bestemmer alkaliteten (Hem, 2021). Figur 2.3 viser hvordan likevekten blir forskjøvet ved ulike pH verdier og hvilke uorganiske forbindelser det eksisterer mest av ved ulik pH (Nimmo, 2005). Figuren viser også at oppløsningen av CaCO_3 skjer mest effektivt ved en pH på rundt 4, og bekrefter at rundt pH 8 er det bikarbonat som bestemmer alkaliteten.

Utfellingen av kalsiumkarbonat endrer seg med temperaturen. Derfor er det ikke ønskelig med en likevekt mellom CaCO_3 og vann, selv om likevekt hadde vært optimalt for korrosjonskontroll. Når vannet varmes opp i varmtvannstanker hos abonnentene hadde en likevekt ført til for mye kalsiumkarbonat som kan felle ut og ødelegge varmtvannstanker og elektronikk (Hem, 2021). Vi ønsker derimot en slik mengde at det dannes et beskyttende lag ved veggene i ledningene som beskytter metallet fra kontakt med O_2 (Hem, 2021).



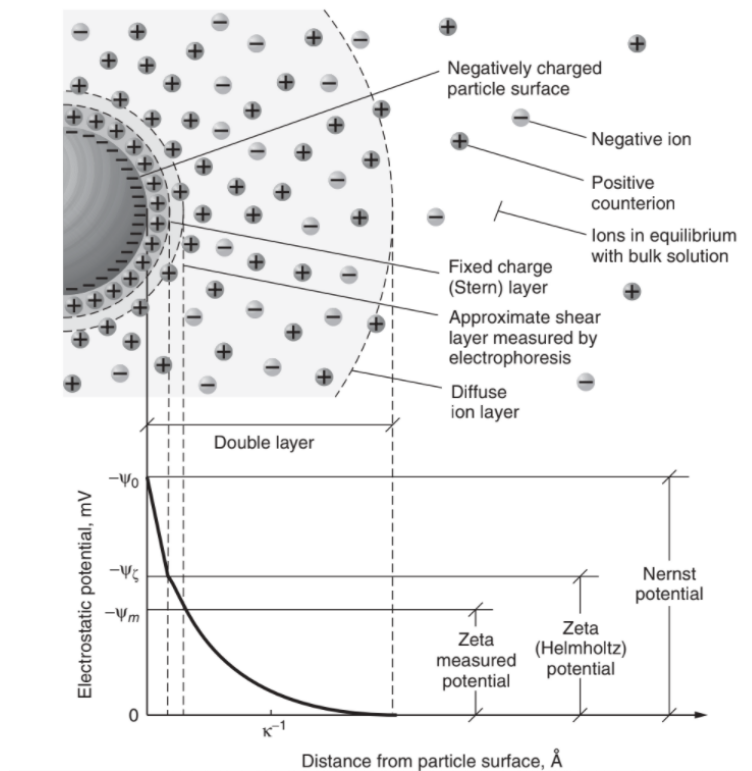
Figur 2.4: Deffeyes diagram (Dr. Darrin Lew, 2021)

Et alternativ til å bruke likningene er Deffeyes diagram, vist i figur 2.4. Dette diagrammet viser sammenhengen mellom alkaliteten, pH og total karbonat. Om to av variablene er kjent, kan den tredje finnes ved hjelp av diagrammet.

2.5 Koagulering og filtrering

Koagulering er prosessen hvor det tilsettes et kjemikalie til vannet som destabiliserer kolloidale partikler i vannet slik at de kan bli fjernet ved ulike metoder (Crittenden mfl., 2012). Kjemikaliet som tilsettes er ofte salter av aluminium eller jern. Metallionene nøytraliserer den negative ladningen av partikler i vannet slik at de kan knyttes til metallhydroksyd. Metallhydroksyd felles ut når metallionene reagerer med vann (Ødegaard mfl., 2014). Par-

tiklene bindes da sammen til større fnokker, slik at de lettere kan avsettes i filteret, denne delen kalles flokkulering. Det finnes flere ulike typer koaguleringsmekanismer, som destabilisering på grunn av dobbeltlagskompresjon, adsorpsjon og ladningsnøytralisering og brobygging.



Figur 2.5: Strukturen til en negativt ladet partikkel med dobbeltlag. (Crittenden mfl., 2012)

Destabilisering på grunn av dobbeltlagskompresjon foregår ved at det dannes en sky av positive ioner rundt de negativ ladede kolloidene i vann (de er negativt ladd ved normal pH). Som nevnt felles metallhydroksyd ut ved tilsetning av koagulanten. Denne reaksjonen skjer over flere steg. Det blir dannet positivt ladde mellomprodukter som stabiliserer de negativladede kolloidene. Det er disse som blir som en sky rundt kolloiden og kalles for dobbeltlaget (Ødegaard mfl., 2014). Figur 2.5 viser ioneskya. Zeta potensial kan måles for å vite ladningsforholdene rundt kolloiden, noe som sammen med ionestyrken i vannet er viktig for prosessen.

Ved brobygging brukes langkjedede organiske polymerer som kan bygge bro mellom kolloider som er ladningsnøytralisert. Dette kan skje ved at kolloidene destabiliseres av ladninger på polymerkjedene (Ødegaard mfl., 2014).

Adsorpsjon og ladningsnøytralisering er en reaksjon som skjer ved bruk av prepolymiserte koagulanter. Ladede hydrolytiske mellomprodukter får tid til å dannes og disse adsorberes til de kolloidale partiklene, som da nøytraliseres og destabiliseres (Ødegaard mfl., 2014). De fleste partikler i naturlig vann er negativt ladet, koagulanten kan da brukes til å destabilisere-

re disse ved ladningsnøytralisering (Crittenden mfl., 2012). I pilotanlegget skjer en adsorpsjon. For å ha en destabilisering på grunn av dobbeltlagskompresjon måtte det blitt tilsatt en mye større dose for å øke ionestyrken (Hem, 2021). Det gjøres ikke i vannbehandling (Crittenden mfl., 2012).

Av drikkevannsprosesser som benytter seg av koagulering har vi konvensjonell prosess, direktefiltrering og kontaktfiltrering (Ødegaard mfl., 2014). Ved en konvensjonell prosess tilsettes koagulanten, vannet går gjennom et flokkuleringskammer, før partiklene så får tid til å sedimentere før filteret. Direktefiltrering er uten sedimentering på forhånd, kun en lett omrøring i flokkuleringskammer/ statisk mikser. Kontaktfiltrering er uten noe blanding og flokkuleringen skjer i selve filteret. Moldeprosessen er en direktefiltreringsprosess.

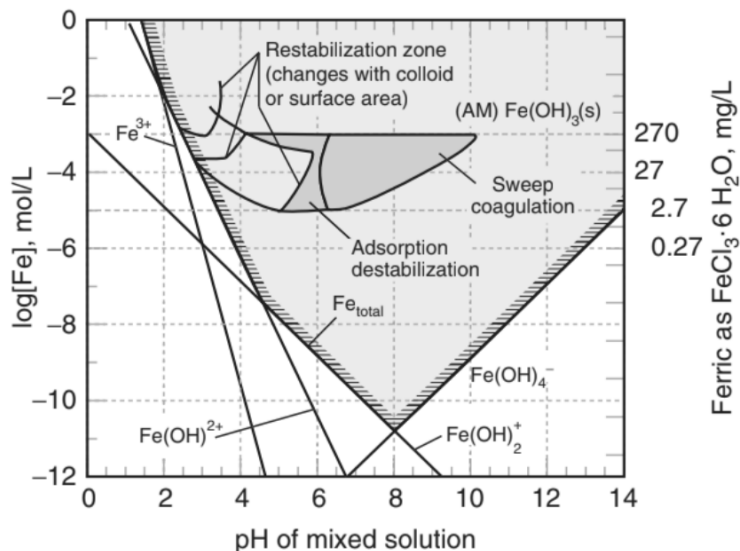
Under er den såkalte basisligningen for filtrering. Den sier at “andelen partikler som fjernes i et filterlag er proporsjonal med konsentrasjonen av partikler i innløpet til det aktuelle filterlaget” -(Eikebrokk, 2012).

$$\frac{\partial C}{\partial L} = -\lambda C \quad (2.7)$$

λ er filterkoeffisienten [m^{-1}]. C er konsentrasjonen av partikler inn til et filterlag med tykkelse ∂L [antall/ m^3] (Eikebrokk, 2012).

$$\frac{\partial C}{\partial L} = -(\lambda_a + \lambda_d)C \quad (2.8)$$

Likning 2.8 viser en modifisert utgave av basisligningen som tar hensyn til at partikler også kan rives løs fra filteret, ved gjennombrudd (Eikebrokk, 2012). Her er λ_a filterkoeffisient for fastholding og λ_d filterkoeffisient for løsrivning, λ_d vil være negativ.



Figur 2.6: Løselighetsdiagram for jernklorid ved 25* C (Crittenden mfl., 2012)

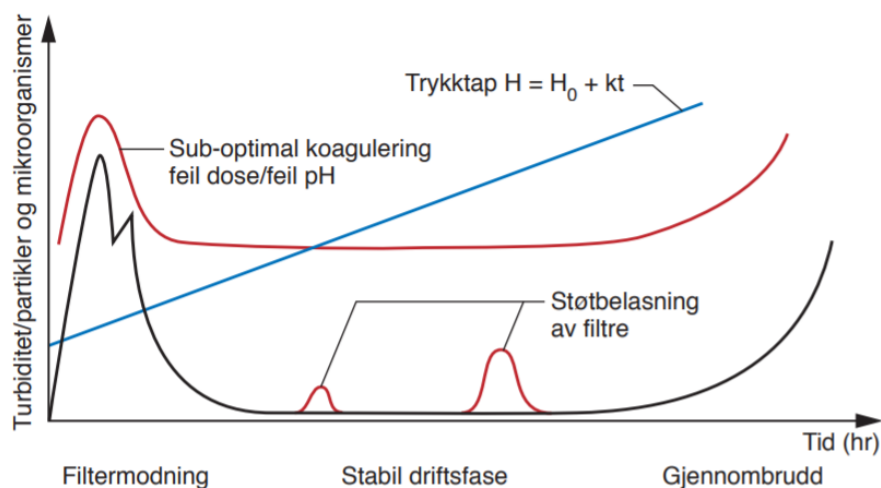
Figur 2.6 viser et løselighetsdiagram for jernklorid (Crittenden mfl., 2012). Løseligheten til koagulanten endres med pH, det gjør også hvilken form jernet finnes i. I Moldeprosesen skjer det umiddelbart en koagulering hvor Fe^{3+} binder seg til NOM (Brandt og Ording, 2009). Figur 2.6 viser også hvordan mindre optimale pH-områder krever en høyere koagulantdose.

$$Fe = 0,134 * Farge + 0,72 \quad (2.9)$$

Likning 2.9 viser optimal, praktisk dose for jernbaserte koagulanter (Hem, 2020a). Normal koagulerings-pH for jernklorid er mellom 4 og 5 (Hem, 2020a).

2.6 Filtersyklus

En filtersyklus er perioden fra filteret er nyspylt, gjennom modningstiden, den stabile fasen og til et eventuelt trykkfall eller gjennomslag av partikler. Etter et trykkfall eller gjennomslag må filteret tilbakespyles på nytt.



Figur 2.7: Filtersyklus inndelt i faser (Eikebrokk, 2012)

Figur 2.7 viser disse periodene. Gjennombrudd vil si at filtersyklusen har gått lenge nok til at filterkolonnen er fylt opp av partikler og nye partikler ikke kan feste seg i filteret, eventuelt at allerede fastsatte partikler rives løs. Pilotanlegget på Kattås er i hovedsak trykktapsbegrenset. Gjennombrudd er derfor ikke forklart nærmere i denne rapporten.

2.6.1 Modningstid

Modningstiden er perioden fra filteret spyles til turbiditeten har senket seg tilfredstillende. Det vil være en periode etter tilbakespyling der turbiditeten øker og får en topp. I perioden filteret er i modning går vannet som produseres et annet sted enn til rentvannstanken. Hvor lang tid vannet sendes bort fra rentvannstanken bestemmes av det enkelte vannverk, så lenge krav fra Mattilsynet og drikkevannsforskriften overholdes. Det er vanlig å ha en modningstid til turbiditeten har senket seg til under en viss verdi (Eikebrokk, 2012), eller i et visst tidspunkt. Optimalt er modningstiden på under en time, da en lang modningstid går ut over kapasiteten til anlegget.

Grunnen til turbiditetstoppen, kan være en av flere. Det kan være suboptimal pH og doseringsforhold i starten. Det kan være rester fra spylingen og partikler, og eller sand fra filterkolonnen som blir med vannet ut i starten av syklusen. Grunnen kan også være for lite avsatt og utfelt metallhydroksyd i filterkolonnen i følge Norsk vann rapport A 188 (Eikebrokk, 2012).

2.6.2 Trykkfall

Når vannet strømmer gjennom filterkolonnen skjer det et gradvis trykktap. Dess mer slam som setter seg i filteret dess større blir strømningsmotstanden, og da samtidig trykkfallet. Trykktapet vil altså bli størst i filterkolonnen der det er avsatt mest slam, som vil være øvre

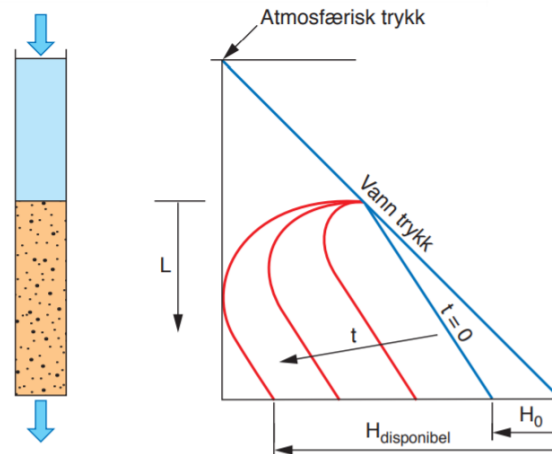
del av filterkolonnen. Pilotanlegget på Kattås styres med et konstant vannivå, og en ventil ut fra filterkolonnen. Ventilen åpnes gradvis etterhvert som trykket faller, slik at vannivået skal holdes konstant og anlegget skal produsere samme mengde vann. Når ventilen er helt åpen og trykket fortsetter å falle vil ikke pilotanlegget greie å produsere satt vannmengde lenger. Da er filtersyklusen over, og filteret må tilbakespyles.

Likning 2.10 og 2.11 viser energilikningen, med positiv retning oppover og med neglisjerte hastighetshøyder. Trykket i et punkt i filterkolonnen avhenger av hvor dypt i filteret punktet z_2 er og hvor stort trykktapet h_L har vært, mellom filterets overflate z_1 , og punktet vi ser på z_2 (Nilsen, 2021). p_1 er trykket i punkt z_1 , og p_2 trykket i punkt z_2 . ρ er vannets tetthet og er en konstant. Som likning 2.11 viser, blir trykket i z_2 høyere dess lavere verdi z_2 har, altså dess dypere ned i filterkolonna punktet er. Ved et slikt tilfelle blir derimot h_L også større, noe som gjør trykket i punktet mindre. Det avhenger altså av begge disse variablene og hvem av de som utgjør den største betydningen.

$$z_1 + \frac{p_1}{\rho * g} = z_2 + \frac{p_2}{\rho * g} + h_L \quad (2.10)$$

$$\frac{p_2}{\rho * g} = z_1 - z_2 + \frac{p_1}{\rho * g} - h_L \quad (2.11)$$

I dette pilotforsøket begrenses filtersyklusens lengde oftere av tilgjengelig trykkfall enn av turbiditetsgjennombrudd. Pilotanleggets høyde begrenser hvor lenge det er mulig og hvor fort det er mulig å produsere en viss vannmengde. Det blir naturlig ikke like høyt trykk som ved et fullskala anlegg med høyere filterkolonne og da også høyere potensiell energi. Ved drift av pilotanlegget i dette forsøket er det fornuftig å overvåke trykktap for å ha kontroll på når filteret burde tilbakespyles.



Figur 2.8: “Eksempel på trykktapsfordeling i en filterseng, og utviklingen av denne med tiden. Trykktapsfordelingen gjenspeiler fordelingen av avsetninger og partikler i sengedybden” -(Eikebrokk, 2012)

I Figur 2.8 er $t=0$ en ren filterseng og H_0 det initielle trykktapet, t er eksempler på ulike driftstider. Figuren viser det totale trykktapet ved ulike t . Det totale trykktapet kan nå den disponible trykkehøyden etterhvert, og da er det ikke lenger noen kraft som kan drive vannet gjennom filterkolonnen (Eikebrokk, 2012).

2.7 Parametere

2.7.1 Farge

Farge er en vannkvalitetsparameter som sier noe om vannets humusinnhold, eller naturlig organisk materiale (NOM). Vann med et høyt fargetall er synlig brunfarget, men er ikke bevist farlig i seg selv (Hongve, 2018). Det kan derimot være forstyrrende ved vasking av klær eller ved at det synlig ikke appellerer som drikkevann. Et høyt fargetall vil innebære at vannet har et høyere innhold av organisk materiale som kan danne giftige bistoffer i forbindelse med klorering av vann for desinfeksjon. Det vil også gjøre UV-bestråling av vannet mindre effektivt, følgelig er det flere grunner til å fjerne farge fra drikkevann. En fargefjerning kan også fjerne patogener blandet i humusinnholdet (Hem, 2020b). En fargemåling kan foregå med et spektrofometer som måler absorbans ved en gitt spektral bølgelengde (Hongve, 2018). Benevnningen er mg Pt/l, der Pt er Platina.

2.7.2 pH

pH er konsentrasjonen av H^+ ioner i en væske. Dette sier noe om surhetsgraden til væsken (Pedersen, 2020b). Definisjonen er gitt i likning 2.12.

$$\begin{aligned}pH &= -\log[H^+] \\ [H^+] &= 10^{-pH}\end{aligned}\tag{2.12}$$

Skalaen pH opererer i, er 1-14. Væsken regnes som sur om pH er mellom 1 og 7, basisk eller alkalisk om den er mellom 7 og 14 og nøytral ved pH lik 7. Hvis vann er helt rent, og ikke har andre forbindelser vil vannet ha en nøytral pH. Vann er også en amfolytt, som kan reagere både som en syre og som en base (Ødegaard mfl., 2014). pH til overflatevann i Norge bestemmes normalt av karbondioksidinnholdet eller av svovelsyre fra sur nedbør (Folkehelseinstituttet, 2018). Riktig pH er viktig både for en optimal koagulering og for en god korrosjonskontroll.

2.7.3 Turbiditet

Turbiditet er et mål på antall partikler i vannet, når størrelse av partiklene ikke er viktig (Ødegaard mfl., 2014). Et vann som ser grumsete ut har mange små kolloidale partikler, og er et turbid vann. Benevningen som brukes i forbindelse med turbiditet er litt ulik i USA og Norge, men de har samme skala og i denne oppgaven benyttes FNU. Benevningen står for interferensen av lys som passerer en suspensjon av 1 mg/l silisiumoksid (Ødegaard mfl., 2014). Drikkevannsforskriften benytter NTU. 1 NTU = 1 FNU.

Partikler i vann er ikke farlig i seg selv, men de kan være det om de er mikrobiologiske, altså bakterier, parasitter eller virus. Et grumsete vann kan påvirke hvor tiltalende drikkevannet er, i tillegg til å påvirke effektiviteten til desinfiseringen av drikkevannet, slik som for mye farge i drikkevannet kan gjøre. Turbiditet brukes gjerne som en overvåkingsindikator i drikkevannsprosesser for å se om koaguleringen og filtreringen fungerer som den skal. Forfatter av Norsk vann rapport A 188 skriver at fjerningen av flere typer organismer og patogener kan bli redusert ved en økning av filterutløpsturbiditeten fra 0,1 til 0,2 FNU, og at godt drevne koaguleringsanlegg ofte holder seg under 0,1 FNU i turbiditet ut fra anlegget (Eikebrokk, 2012). Det er også en fordel at desinfeksjon med UV fungerer mer optimalt dess lavere turbiditet.

2.7.4 Ledningsevne

Ledningsevne, også kalt konduktivitet, er et mål på vannets innhold av salter, eller et samlet uttrykk for aktivitet av kationer og anioner i vannet (Folkehelseinstituttet, 2018). Altså også vannets evne til å lede elektrisk strøm (Hofstad, 2018). I dette forsøket er ledningsevne brukt som en surrogatparameter for mengde utløst kalsiumkarbonat, ettersom økt kalsiumkarbonat også øker ledningsevnen (Hem, 2021). Både de positivt ladede kationene og de negativt ladede anionene øker ledningsevne. I dette tilfellet er det de positivt ladede

Ca^{2+} ionene som løses ut i vannet og øker ledningsevnen. Benevningen som brukes i dette forsøket er $\mu\text{S}/\text{cm}$.

2.7.5 Total og oppløst jern

I pilotanlegget kommer total og oppløst jern i vannet fra koagulantene som brukes, PIX. Oppløst jern filtreres gjennom filteret sammen med vannet. Kjemiske reaksjoner i marmorlaget gjør at også oppløst jern reduseres før vannet er ferdig i prosessen. Det felles ut som jernhydroksyd og jernkarbonat, som settes igjen i filteret (Brandt og Ording, 2009).

Jern kan også forekomme naturlig i drikkevannskilden, spesielt om råvannet inneholder mye humus. Er det ikke spesielt humusinnhold i overflatekilden vil ofte jerninnholdet naturlig i vannet ligge under 0,4 mg Fe/l (Folkehelseinstituttet, 2018). Slik som ved farge og turbiditet kan for mye jern i det ferdigproduserte drikkevannet gjøre desinfeksjonen ineffektiv og farge av ved klesvask. Det kan også være farlig for mennesker med arvelig disposisjon for jernoverskudd (Folkehelseinstituttet, 2018). Benevningen som brukes under dette forsøket er $\mu\text{g}/\text{l}$.

2.7.6 Total og oppløst kalsium

I pilotanlegget kommer total og oppløst kalsium fra det tredje og siste laget i filteret som består av kalsiumkarbonat. Råvannet kan derimot også inneholde litt kalsium, men det er ofte mer kalsium i vannkilden hvis det er en grunnvannskilde. Det er sjelden mer enn 15 mg Ca/l i overflatekilder (Ødegaard mfl., 2014). Oppløst kalsium er det som løses opp i vannet og ikke filtreres vekk, total kalsium er vannprøvens totale innhold av kalsium og kan også inneholde marmor fra filtersengen om ikke vannprøven er tatt forsiktig nok.

I filteret vil det bli mindre kalsium i vannet og pH vil være lavere med en stabil høyere filterhastighet, enn om vannet bruker mer tid gjennom filteret. Filtersengen med marmor som inneholder kalsium er basisk, og øker pH til vannet etter at den sure koagulantene er tilført. Benevningen som brukes under dette forsøket er mg/l.

2.7.7 Alkalitet

Alkalitet er et uttrykk for en væskes virkning som en base (Pedersen, 2020a), og er vannets kapasitet til å nøytralisere en sterk syre til en bestemt pH-verdi. Ved en pH på under 4,5 defineres alkaliteten til å være 0 (Folkehelseinstituttet, 2018). Ved en pH på 7 - 9 i karbonisert drikkevann, vil alkaliteten være ekvivalent med konsentrasjonen av bikarbonat (Hem, 2021). Figur 2.3 viser dette. Høyt innhold av karbonat, altså en alkalitet over 0,6 mmol/l, er positivt for korrosjonskontroll i drikkevannsproduksjon. Dette fordi en lav pH er med på å skape korrosjon, og en høy alkalitet holder vannets pH mer stabil på vegen ut fra anleg-

get og gjennom ledningsnett. Den er altså med å hindrer at pH synker igjen, etter en pH økning ut fra anlegget. Benevningen som er brukt under dette forsøket er mmol/l.

2.8 Krav til vannkvalitetsparameterne i Norge

Tabell 2.2: Grenseverdier og tiltaksgrenser for drikkevannsparemetere (Helse- og omsorgsdepartementet, 2016), anbefalingen fra Mattilsynet på under 1 NTU i turbiditet gjelder ut av anlegget.

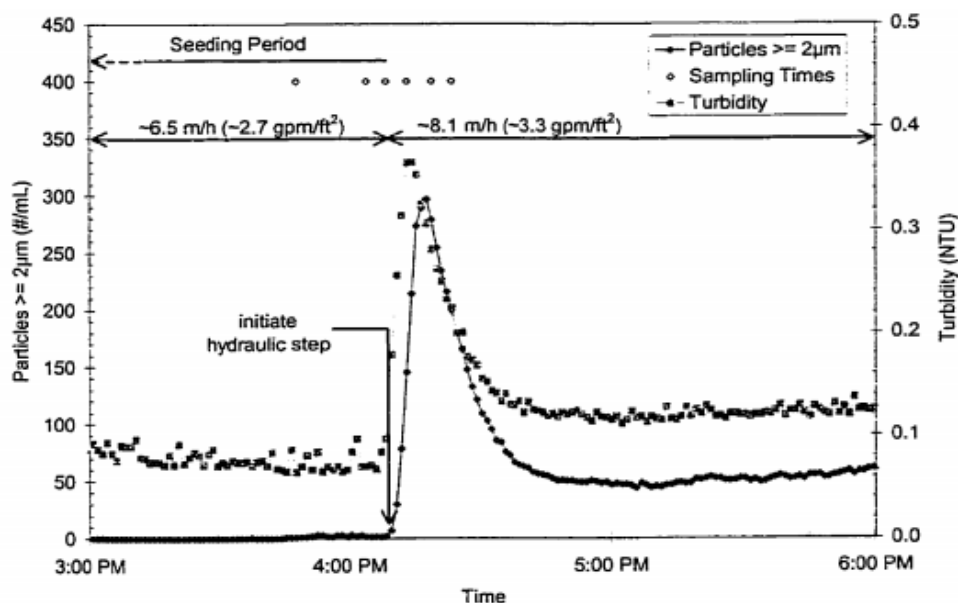
Grenseverdier og tiltaksgrenser til drikkevannsparemetere		
Parameter	Anbefaling fra Mattilsynet (Helse og omsorgsdepartementet, 2016)	Drikkevannsforskriften (Helse og omsorgsdepartementet, 2016)
Farge	20 mg/l Pt	Akseptabelt for abonnentene og ingen unormale endringer
Ledningsevne		250 mS/m ved 20 °C Vannet skal ikke være korrosivt
pH		6,5 - 9,5 Vannet skal ikke være korrosivt
Turbiditet	1 NTU der overflatevann er kilde	Akseptabelt for abonnentene og ingen unormale endringer
Jern		0,2 mg/l
Kalsium		Ingen anbefalt øvre grense
Alkalitet		Ingen anbefalt øvre grense

Tabell 2.2 viser kravene i drikkevannsforskriften til de ulike parameterne. I drikkevannsforskriften står det også en anbefaling fra Mattilsynet ved noen av parameterne. I tillegg til hva som vises i drikkevannsforskriften i tabell 2.2 har Mattilsynet egne veiledere til drikkevannsforskriften. Her står det noen anbefalinger og hva som er forventet spesifikt ved et koaguleringsanlegg. Dette er ingen krav, de spesifikke kravene er vist i tabell 2.2. Veiledningen fra Mattilsynet sier at fargeverdien erfaringsmessig burde være på under 5 mg Pt/l ved koaguleringsanlegg. Turbiditeten burde erfaringsmessig være under 0,2 FNU. Restinnholdet for jern burde ligge på under 0,15 mg/l (Mattilsynet, 2021b). Dette er en anbefaling fra Mattilsynet for å indikere at koaguleringen og filtreringen fungerer som en hygienisk barriere.

2.9 Tidligere pilotforsøk med hastighetsøkninger

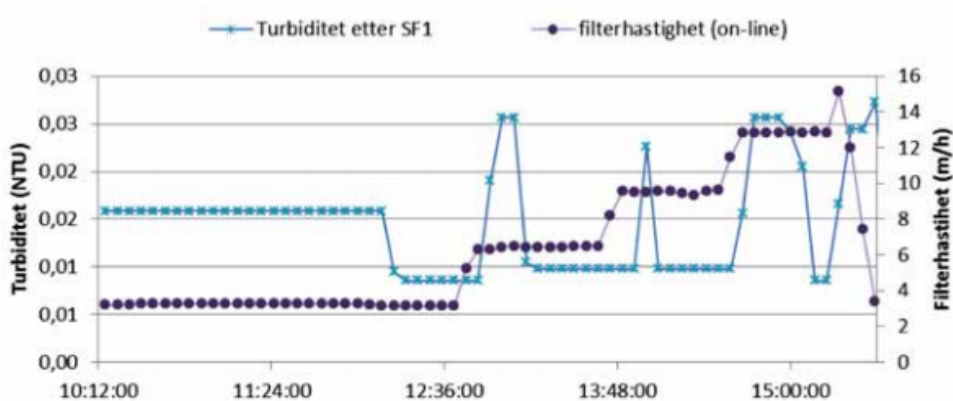
To eksempler på tidligere forsøk som er gjort med hastighetsøkninger i koaguleringsanlegg er VISK-prosjektets pilotforsøk via NRV, fra en rapport utgitt i 2013 (VISK, 2013), og Monica Emelko's forsøk i 1999 i Canada (Emelko, 2001).

Ved pilotforsøket i Canada ble filterhastigheten økt med 25%, på under ett minutt. Den nye hastigheten ble holdt til slutten av filtersyklusen. Målet var å teste hypotesen om at mikroorganismer samlet seg i filteret under stabile forhold, for så å bli skylt med ut ved en brå økning i filterhastighet. Det ble også målt turbiditet før og etter økning, slik som i dette forsøket. Økningen i filterhastighet ble gjennomført etter 300 minutter.



Figur 2.9: Partikkelkonsentrasjon og turbiditet etter hastighetsøkninger gjort i Britannia pilotanlegg i Ottawa i Canada i 1999 (Emelko, 2001).

Hun fant ut at både partikkelkonsentrasjonen [partikler/ml] og turbiditeten økte i en periode på 30 minutter etter økningen i filterhastighet. Før økningen var turbiditeten på 0,06 FNU, etter økning i filterhastighet økte turbiditeten midlertidig opp til 0,37 FNU. Partikkelkonsentrasjonen gikk fra å være 0,5 partikler/mL til midlertidige 297 partikler/ml. Resultatene viser at verken turbiditet eller partikkelkonsentrasjonen sank ned til utgangspunktet igjen (Emelko, 2001). Figur 2.9 viser resultatene grafisk. Pilotanlegget som ble brukt til forsøket var et tomediafilter med antrasitt/sand. Vannmengden til pilotanlegget i normal drift var på omtrent 50-60 L/min, altså et betraktelig større pilotanlegg enn i dette forsøket.



Figur 2.10: Turbiditet og filterhastighet ved et pilotforsøk via VISK-prosjektet i 2013 (VISK, 2013)

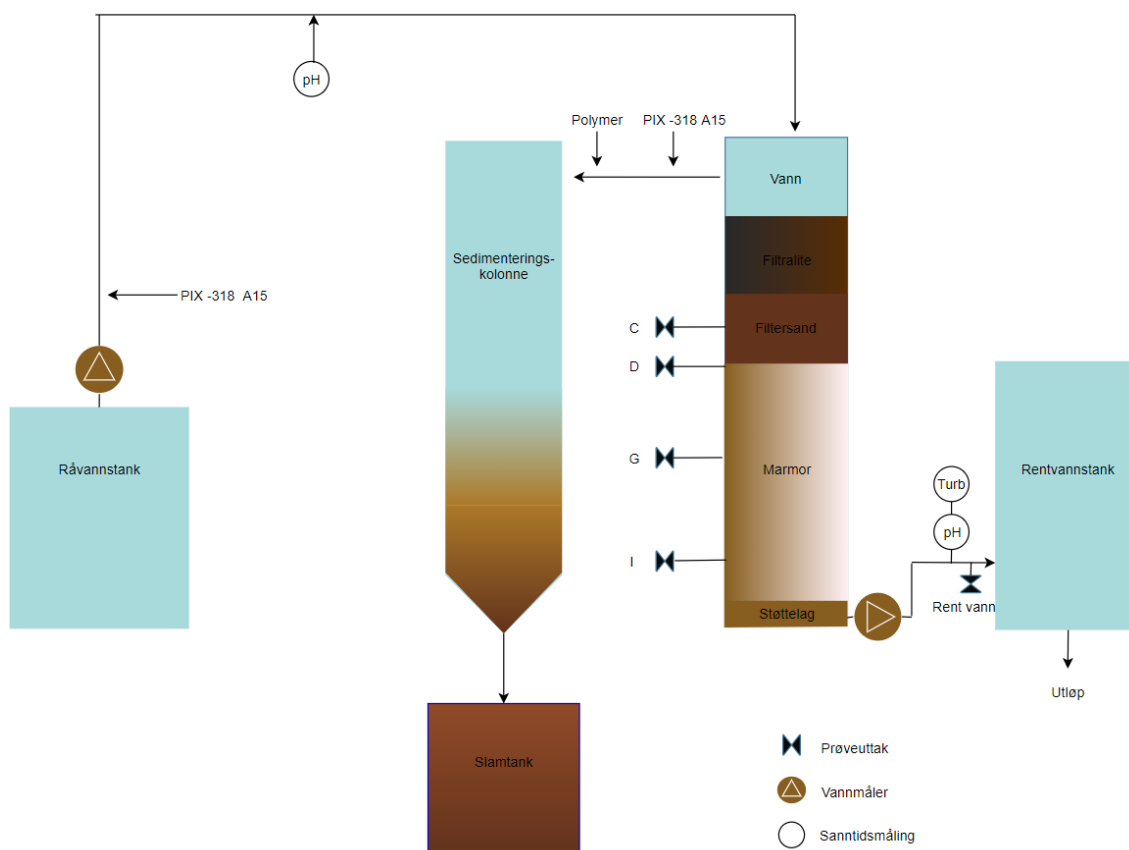
VISK-prosjektet står for *Virus i vann, Skandinavisk kunnskapsbank* og var et treårig EU-prosjekt. Virusfjerning i vannverk er en rapport under dette forsøket som inneholder flere pilotforsøk. Et av forsøkene innebar endringer i filterhastighet, og selv om virus er i fokus,

er turbiditeten og andre parametere også målt. Metoden for dette pilotforsøket er hovedsaklig utarbeidet av NRV. Filterhastighetene er her endret i intervaller, fra 3 m/h til 12,5 m/h (fra 2 L/s til 8 L/s), som vist i figur 2.10. Figuren viser gjennombruddskurver for turbiditet etter hver økning. Selv ved turbiditetstoppene er derimot turbiditeten lav. Det brukte pilotanlegget var innstilt som et kontaktfiltreringsanlegg. Kapasitet var på oppunder 10 L/s, og filtrene hadde en overflate på 2,3 m² (VISK, 2013). Forholdene var altså mye større enn forholdene under dette forsøket. Pilotanlegget var et tomediafilter med et etterfølgende filter med aktivt kull. Det ble tilsatt aluminiumsbasert koagulant, polymer og mikronisert kalsiumkarbonat.

3. Metode

3.1 Beskrivelse av pilotanlegget

Pilotanlegget brukt i forsøket ligger på Kattås hos ABV og er et fellesprosjekt mellom Oslo VAV og ABV. Anlegget er fleksibelt, men er innstilt på Moldeprosessen under dette forsøket. Pilotanlegget består av en råvannstank, sedimenteringskolonne, returvannstank, to filterkolonner, en slamtank og en rentvannstank.



Figur 3.1: Pilotanlegget med elementer som var i drift under forsøket.

Figur 3.1 viser en forenklet tegning av de elementene som var i drift hos pilotanlegget under dette forsøket. Returvannstanken og den andre filterkolonnen ble ikke brukt under dette forsøket, og er da ikke tegnet inn i figur 3.1. Vannet pumpes først fra råvannstank-

ken og går gjennom en vannmåler. Deretter blir koagulanten, PIX, tilført. Etter tilførsel av PIX går en delstrøm på 0,5 L/min av vannet gjennom et pH-meter for sanntidsmåling av koagulerings-pH. Dette vannet går ikke videre til filteret for å bli drikkevann. Resten av vannet beveger seg til toppen av filterkolonnen. Her fylles vannet opp omtrent 95 cm over sanden i filteret. Deretter skal det bevege seg gjennom 60 cm Filtralite, 24 cm filtersand, 125 cm marmorlag og 20 cm med støttelag, dette blir beskrevet nærmere ved figur 3.3, i delkapittel 3.1.1. Tykkelsen på filterlagene kan variere litt. Indre diameter til filterkolonnen er på 290 mm.

Etter filteret kommer vannet ut som drikkevann og går gjennom en vannmåler før 1 L/min taes ut til sanntidsmåling av turbiditet og pH. Resten går rett til en rentvannstank. Ved tilbakespyling av filteret går vaskevannet og slam fra kolonnen over i sedimenteringskolonnen. Etter en sedimenteringsperiode tømmes slammet fra sedimenteringskolonnen over til slamtanken. Vannet fra klarvannsfasen kan bli ført over til returvannstanken og havne inn i filterkolonnen igjen, men dette blir ikke gjennomført under dette forsøket. For øvrige mål og materialer på pilotanlegget henvises til 534460 Beskrivelse av pilotanlegg av Asplan Viak (Asplan Viak, 2014).

Pilotanlegget styres med et styringssystem levert av Guard systems. Her lagres og vises sanntidsmålingene til en hver tid. Koagulantdosering, spylrutiner, tømning av sedimenteringstanken og alt som kontrollerer anlegget kan endres her. Benevnningen i Guard er L/min. For å lettere sammenlikne med fullskala anlegg er det enklere å snakke om filterhastighet, for å slippe å tenke på hvor stort anlegget er. Derfor er omgjøringen mellom disse vist under.

$$A = 0,07064m^2 \quad (3.1)$$

$$1 \frac{L}{min} = 0,849 \frac{m}{h} \quad (3.2)$$

$$8 \frac{m}{h} = 9,42 \frac{L}{min} \quad (3.3)$$

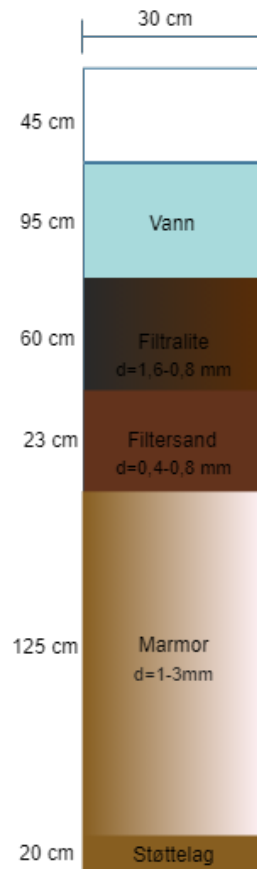
Likning 3.1 viser arealet til filterkolonnen. Det trengs for å regne om fra volumstrøm til hastighet. For å regne fra volumstrøm til hastighet som i likning 3.2 er det regnet som $\frac{Q}{A}$ og uttrykt i m/h. Likning 3.3 viser et eksempel på en av hastighetene brukt i dette forsøket omregnet til $\frac{L}{min}$.



Figur 3.2: Et bilde av deler av pilotanlegget. Filterkolonnen til høyre i bildet var i drift. Sedi-
menteringskolonnen er til venstre i bakgrunnen.

Figur 3.1 er en forenklet tegning. I virkeligheten er ledninger lenger og de ulike tankene er ikke tegnet i riktig forhold til hverandre. Ledninger for luft- og vannspyling er heller ikke illustrert i figuren. Figur 3.2 viser et bilde av deler av anlegget. Prøveuttakene vil bli beskrevet nærmere i figur 3.9, i delkapittel 3.3.

3.1.1 Filterkolonnen



Figur 3.3: Filterkolonnen med mål. d er kornstørrelse

Filterkolonnen er et tremedia filter, altså har den tre lag med ulik type sand. Øverst er filtralite, som er et produkt laget av brent og knust leire. Kornstørrelse er 0,8 mm - 1,6 mm (Bjerke, 2021). I midten er det filtersand, som er laget av kvarts med en kornstørrelse på 0,4 - 0,8 mm diameter. Nederst i filtersenga er det et alkalisk filterlag med filterkalk/ marmor, som består av kalsiumkarbonat (CaCO_3). Denne har en kornstørrelse på 1 - 3 mm. Under det nederste laget er det et støttelag på rundt 20 cm. Figur 3.3 viser filterlagene i filtersenga med mål. I figur 3.3 står d for kornstørrelse. Diameteren vist på figuren er ytre diameter, veggtykkelsen er på 5 mm, så indre diameter vil være 29 cm (Asplan Viak, 2014).

Kombinasjonen av lag i filtersenga er satt sammen for å fjerne farge og partikler og samtidig utøve korrosjonskontroll med den alkaliske filtermassen i bunnen. Laget med kalsiumkarbonat øker pH og alkaliteten til vannet før det renner ut som rent vann. Dette er både for å få en drikkevanns-pH på vannet og for å få en optimal alkalitet for korrosjonskontroll. I et fullskala anlegg med Moldeprosessen hadde laget med marmor vært en god del høyere. Filterkolonnen hadde også selvsagt hatt en mye større diameter. Den lille diameteren på

pilotanlegget kan føre til at sand lettere blir med over i sedimenteringskolonnen under tilbakespyling. For en tegning av filterkolonnen med prøveuttak for både vann og trykk med mål, se figur 3.9 i delkapittel 3.3.

Filterkolonnen har en ventil ved uttaket på bunnen. Denne økes gradvis i diameter etterhvert som filtersyklusen bygger opp større og større trykktap i filterkolonnen. Dette er for at vannstanden i filterkolonnen ikke skal øke helt til det renner over på toppen. Når ventilen er helt åpen og trykktapet fortsetter vil ikke pilotanlegget greie å produsere satt vannmengde lenger.

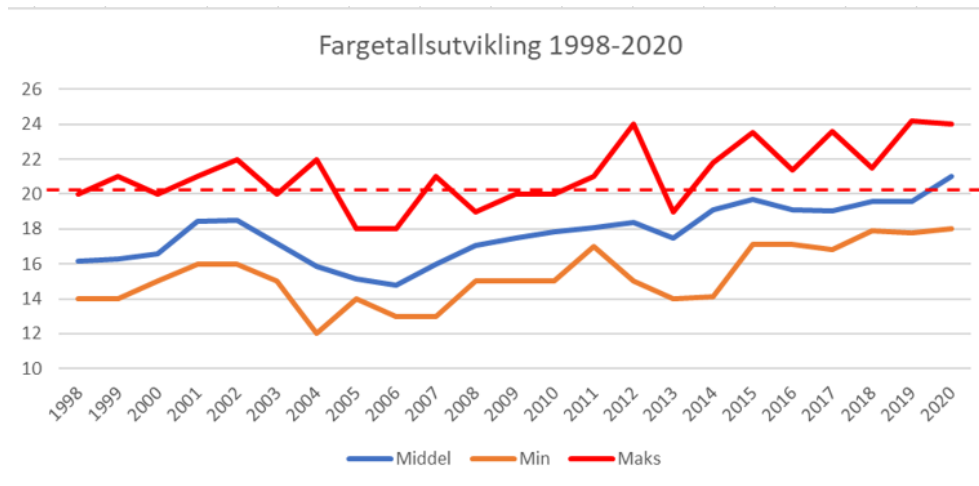
3.1.2 Råvannskilde

Råvannet som brukes for pilotanlegget under forsøket er Holsfjorden, en arm av Tyrifjorden. Dette er en stor og stabil kilde. Holsfjorden er drikkevannskilden til ABV, og Oslo VAV planlegger også å bruke Holsfjorden til sitt nye reservevannsanlegg. Maksimal dybde er 293 m (Brandt og Ording, 2014). Holsfjorden har sammenlignet med flere andre innsjøer i området, lavere fargetall. Den har et beskyttende sprangsjikte, men det er påvist overflatevann ved inntaket til ABV på 50 meter dyp (Brandt og Ording, 2014).

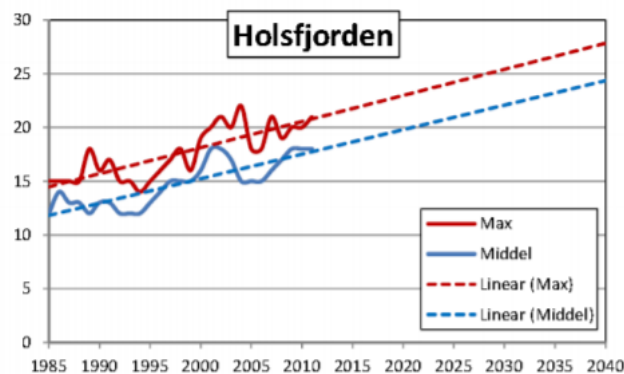


Figur 3.4: Et kart over Holsfjorden med innmarkert Toverud pumpestasjon (blå prikk) og ABV's anlegg på Kattås (rød prikk) (Thorsnæs, 2020).

Figur 3.4 viser plasseringen av innsjøen og ABV i forhold til hverandre. Blå prikk markerer Toverud pumpestasjon (ABV's inntak), rød prikk markerer omtrentlig posisjonen til ABV og pilotanlegget.

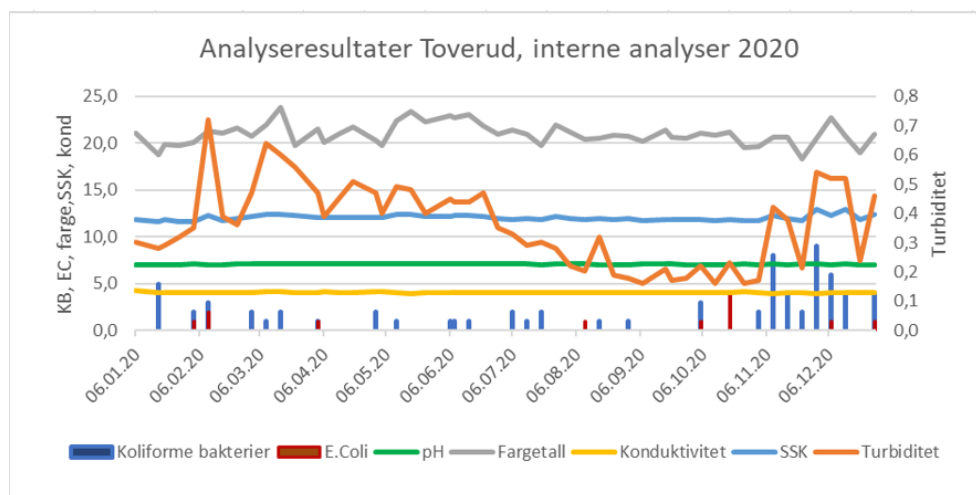


Figur 3.5: Utvikling av fargetall i Holsfjorden fra 1998 til 2020 (Bjerke, 2021).



Figur 3.6: Spådd fargetallsutvikling med reelle verdier opp til år 2011. (Brandt og Ording, 2014).

Asplan Viak estimerte i 2014 hvordan en mulig fargetallsøkning kan utvikle seg i Holsfjorden, se figur 3.6. Dette er en av grunnene til at ABV bygger det nye anlegget med Moldeprosessen i tillegg til dagens desinfeksjon. Figur 3.5 viser nyere tall til og med år 2020. Når de to figurene sammenlignes ser det ut som at antagelsen i figur 3.6 stemmer godt per 2020. År 2020 i figur 3.5 ligger på relativt likt som antagelsen, middelverdien er derimot 1 mg Pt/l høyere enn antagelsen.



Figur 3.7: Interne råvannsanalyser av Holsfjorden, tatt ved inntakspumpe-stasjonen Toverud i år 2020 (Bjerke, 2021).

Figur 3.7 viser ABV's interne analyser av vannkvalitet i Holsfjorden i 2020. Vannprøvene er tatt ved Toverud pumpe-stasjonen ved Holsfjorden. Denne vannkvaliteten er nyttig for å vite noe om råvannets utgangspunkt før det renses i pilotanlegget. Kvaliteten kan derimot endre seg på veien, når vannet fraktes fra Holsfjorden til Kattås.

3.1.3 Koagulant

PIX er det eneste kjemikaliet som blir tilført underveis i selve drikkevannsprosessen til pilotanlegget. Det fulle kommersielle navnet er Kemira PIX-318 A15 og det inneholder 30-40% av jernkloridsulfat og under eller lik 1% saltsyre (Kemira, 2012). For å ikke få for store mengder koagulant når forholdene er så små som for pilotanlegget, blandes PIX ut med milliporevann. Milliporevann er en type destillert vann som brukes i laboratorier og er produsert av Merck. Ved tilbakespyling brukes både PIX og polymer, for at spylevannet skal sedimentere raskere i sedimenteringskolonnen. Polymeren er Magnafloc LT20.

3.1.4 Tilbakespyling og andre driftsrutiner

Filteret må spyles jevnlig for å opprettholde vannproduksjonen med tilfredstillende kvalitet. I pilotanlegget er det størst sjanse for at filteret tettes i et lag i filtersengen og at det skjer et trykkfall som gjør at den ikke greier å produsere den vannmengden som er ønskelig. Når det da spyles senkes først vannstanden i filteret før det settes i gang med en miks av vannspyling, luftspyling og en kombinasjon av disse. Denne spylingen er en tilbakespyling, det blir altså spylt i motsatt retning av den vanlige vannstrømmen. For å se hvilke spyle-rutiner som ble brukt under forsøket se delkapittel 3.2.3.

Slammet som blir spylt opp havner over i sedimenteringskolonnen sammen med 5 mg/l

PIX dosering og 5 mg/l polymer. Etter denne spylingen trengs en modningstid før anlegget er i normal drift. En spyling vil føre til en turbiditetstopp når all sanden blandes rundt. Den trenger altså en periode etter spyling til å senke turbiditeten til vannet ut fra filterkolonnen. I dette forsøket er modningstiden regnet som tiden fra det spyles, til turbiditeten har senket seg til under 0,1 FNU. Hvis det har blitt fylt på ekstra marmor før spyling så vil modningstiden bli lengre, enn om det ikke blir etterfylt marmor. Dette er sannsynligvis på grunn av finpartikulær marmor som blir med ut i vannet ut fra filterkolonnen og øker turbiditeten. Ved det planlagte fullskala anlegget til ABV er planen å etterfylle litt marmor før hver tilbakespyling. Filteret er et tremedia filter, som betyr at det består av tre lag med ulik type sand. Ved tilbakespyling legger de seg i lag med den tyngste sanden nederst, og den letteste sanden øverst.

3.2 Drift av pilotanlegget

Forsøket foregikk under to deler, den første delen besto av forsøk med filtersykluser med konstant filterhastighet. Denne delen var for å bli kjent med anlegget, få vannkvalitetsdata på de ulike filterhastighetene og som referanse for del to. Den andre delen foregikk med filtersykluser med varierende filterhastigheter. Felles for drift ved begge deler er at marmor må etterfylles jevnlig før tilbakespyling. Dette gjøres når filtersengen med marmor er synlig lavere i nivå. Nivået markeres etter ny påfylling for å kunne følge med på om laget synker. Pilotanlegget styres online i et program fra Guard. Her stilles ønsket volumstrøm inn, i L/min. Filterhastighetene som skulle undersøkes i dette forsøket ble da regnet om fra m/h til L/min. Spylrutiner, når anlegget skal spyles og når sedimenteringskolonnen skal tømmes, styres også fra Guard.

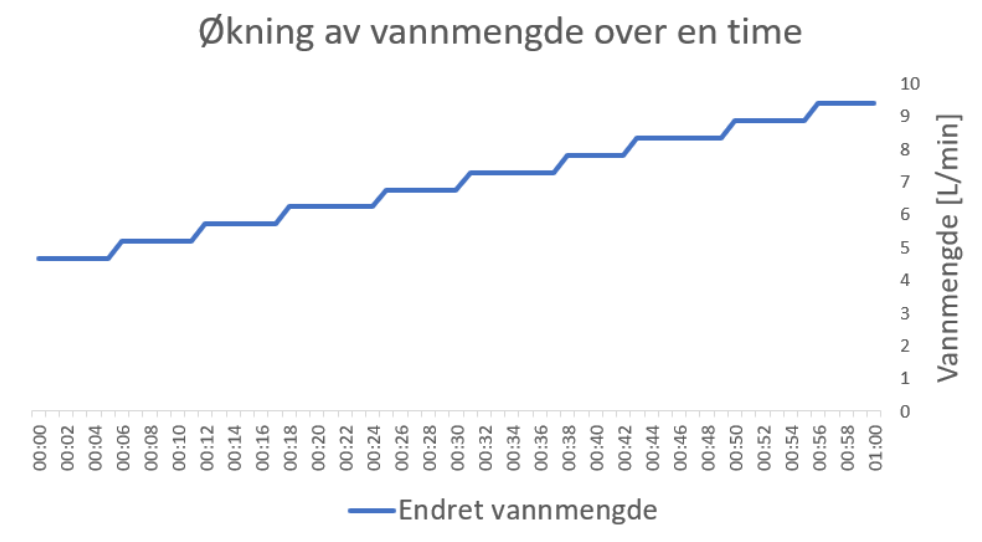
3.2.1 Drift av filtersykluser med konstante filterhastigheter

I første del av forsøket ble det kjørt filtersykluser i sin helhet i ulike hastigheter for referanse til runde to av forsøket. Referansesyklusene ble kjørt på omtrentlig 3 m/h, 7 m/h og 8 m/h. Det ble forsøkt å gjennomføre sykluser på 10 m/h men pilotanlegget hadde problemer med trykkfall i løpet av modningstiden på denne filterhastigheten. Filtersyklusene med de ulike hastighetene ble kjørt i stokastisk rekkefølge for å unngå at andre forhold som for eksempel høyden på marmorlaget på et gitt tidspunkt, skulle forstyrre resultatene. For å ha sikrere resultater ble hver av de ulike hastighetene kjørt i sin helhet i en filtersyklus, tre ganger. Filtersyklusene ble planlagt slik at vannprøver kunne tappes tre ganger per filtersyklus, i starten, i midten og på slutten. Vannprøven i starten ble tatt etter at modningstiden var over. Modningstiden var i Guard innstilt på 90 minutter. Det var altså i 90 minutter etter tilbakespyling at vannet ikke ble sendt til rentvannstanken. Den reelle modningstiden, som ble regnet fra filteret ble satt i modning til turbiditeten sank under 0,1 FNU, tok

lenger tid enn 90 minutter. Prøvetakingen ble startet når turbiditeten sank under 0,1 FNU etter modning. I dette forsøket var det ønskelig at turbiditeten skulle holde seg under 0,1 FNU, da det er det ABV ønsker å ha som resultat når anlegget driftes normalt (Bjerke, 2021). Norsk Vann rapport A 188 skriver også at det er betydelig økt logreduksjon for flere mikroorganismer når turbiditeten senkes fra 0,2 til 0,1 FNU (Eikebrokk, 2012), og at godt drevne koaguleringsanlegg ofte holder seg under 0,1 FNU i turbiditet ut fra anlegget.

3.2.2 Drift av filtersykluser med varierende filterhastigheter

I del to av pilotforsøket ble det testet ut varierende filterhastigheter i filtersykluserne. Hastigheten i modningsperioden og starten av filtersyklusen ble satt på 3,5 m/h. Omregnet til L/min er dette omtrent 4,1 L/min. Det ble deretter økt til 8 m/h (9,4 L/min) fra 3,5 m/h. Dette er en økning med 130 %. Hvis filterkoeffisienten λ er konstant, er mengde slam direkte proporsjonalt med mengde vann. Økningene ble gjort etter at 3,5 m/h hadde gått i en slik tid at filtersyklusen hadde bygd opp like mye slam som 50-85% av en filtersyklus med 8 m/h. Dette ble regnet på for at ikke filtersyklusen med 3,5 m/h skulle ha bygd opp så mye slam at det umiddelbart hadde skjedd et trykkfall ved økning, slik at den ikke hadde greid å produsere satt vannmengde. Filtersyklusene ble ikke kjørt til trykkfall etter økning. Dette på grunn av at det hadde krevd personlig tilstedeværelse helt til trykkfallet, og at det ble regnet med at filtersyklusen ikke hadde mange timer igjen og at turbiditet hadde stabilisert seg over flere timer allerede. Samt at det som skulles studeres var effekten på vannkvaliteten av selve endringen, noe som skjer rett etter økning. Økningen foregikk på to ulike måter; En brå økning direkte fra 3,5 m/h til 8 m/h, og en jevn økning der det ble økt gradvis over en time fra 3,5 m/h til 8 m/h. Også del to av forsøket ble gjennomført i stokastisk rekkefølge.



Figur 3.8: Illustrert økning i vannmengde ved en økning over en time.

Ved de brå økningene ble vannmengden i Guard endret på sekundet, før turbiditet og vannmengde ble observert deretter. I en økning over en time ble vannmengden økt med 0,5 L/min hvert 6. minutt, bortsett fra siste økning som var på 0,3 L/min, dette er vist i figur 3.8. I runde to ble hver økning også gjort minst tre ganger slik at det var mulig å kontrollere om resultatene var reproducerbare. Under økningen over både en time og den brå økningen ble det notert ned turbiditet og faktisk filterhastighet over en time og 18 minutter etter at første eller eneste hastighetsøkning ble gjort. Det ble etter denne perioden notert hva turbiditeten stabiliserte seg på. Turbiditeten som ble notert minutt for minutt er sanntidsmålingen på rentvannet som vises i Guard. Det ble også testet ut to forsøk med brå økning fra 3 m/h til 6 m/h for å undersøke hvordan anlegget reagerte på en litt mindre, men fortsatt stor økning. I dette tilfellet ble økningen gjort etter at 3 m/h hadde gått i omtrent 15 timer. Også et forsøk fra 3 m/h til 8 m/h ble gjennomført.

3.2.3 Spylrutiner

Tilbakespylingsrutinene som ble brukt under forsøket var følgende:

1. Nedsenking
2. 3 min luft
3. 4,5 min vann i en volumstrøm på 72 L/min, som er 61 m/h

Etter problemer med lang modningstid ble det fra 16.02.2021 endret spyleregime til:

1. Nedsenkning
2. 1 min luft
3. 1 min luft + vann i en volumstrøm på (21 L/min = 18 m/h)
4. 2 min vann (72 L/min = 61 m/h)
5. 1 min pause
6. 4 min vann (72 L/min = 61 m/h)

3.2.4 Kjemikalietilsetning

Kjemikalietilsetningen under drift av pilotanlegget var koagulanten PIX og polymer. PIX ble tilført vannet både under drikkevannsproduksjon og for sedimentering av spylevann. Polymer ble kun tilsatt i sammenheng med sedimentering av spylevann. Ved kjemikalietilførsel ved sedimentering av spylevann ble kjemikaliene automatisk dosert under tilbakespylingen. Dette er for at partiklene og fargen skal sedimentere raskere i sedimenteringskolonnen.

Ettersom pilotanlegget er i småskala i forhold til ekte produksjon ble PIX blandet ut med milliporevann i et forhold med en del milliporevann og en del PIX. Dette er for å få en jevn dosering av PIX, en konsentrert dose hadde blitt smått for doseringspumpen (Bjerke, 2021). Doseringen inn til pilotanlegget var på 3 mg Fe/l. Denne mengden pumpes inn i pilotanlegget automatisk, av nevnte doseringspumpe. Når PIX tilføres ved tilbakespyling av filteret, brukes samme konsentrasjon av milliporevann og PIX, men en høyere dose på 5 mg Fe/l. Dose polymer som ble tilsatt ved tilbakespyling var også på 5 mg/l.

For å gjøre klar polymeren til bruk ble Magnafloc blandet ut med milliporevann og satt på omrøring. Anbefalt holdbarhet fra produsenten er på rundt tre dager, så den ble fornyet jevnlig (Bjerke, 2021). I blant sto den derimot litt lenger enn dette. PIX ble som kjent blandet ut med milliporevann. Dette ble gjort når det var behov, og under blandingen ble det brukt vernebriller og stor forsiktighet.

3.2.5 Overvåkning av vannkvalitetsparametere

Tabell 3.1: Parametere som overvåkes via Guard.

Parameter	Benevning	Beskrivelse
Avvik fra normal drift	---	Trendverktøy i Guard kan vise om noe avviker fra normalen til en hver tid i døgnet. Dette er for å oppdage om noe trenger vedlikehold.
Lengde på filtersyklus	min	Tiden fra tilførsel av spylevann opphører, til neste spyling. Lengden på filtersyklusen avhenger blant annet av vannhastigheten og høyden på filterkolonnen.
Modningstid	min	Tiden fra spylingen er ferdig, til turbiditeten har sunket til akseptabelt nivå. Nivået det opereres med under dette forsøket er under 0,1 FNU i turbiditet.
Trykkfall nedover filteret	mVs	Dess lenger ut i filtersyklusen, dess mer slamavsetning i filtersenga. Trykket vil da synke i varierende grad, ulike steder i filtersenga. Ved høyt nok trykkfall vil produsert vannmengde synke.
Turbiditet	FNU	Et mål på antall partikler i vannet. Vanlig parameter å overvåke i sanntid, ettersom det kan gi et bilde på om kjemisk felling og filtrering fungerer tilfredstillende.
pH felling	pH	Surhetsgrad. Kjemisk felling fungerer best ved et visst pH-spekter, derfor nyttig å overvåke fellingspH i sanntid.
pH rentvann	pH	Surhetsgrad. Det er nyttig å følge med på pH på rentvann for å sørge for at krav fra drikkevannsforskriften overholdes og at vannet ikke er korrosivt.

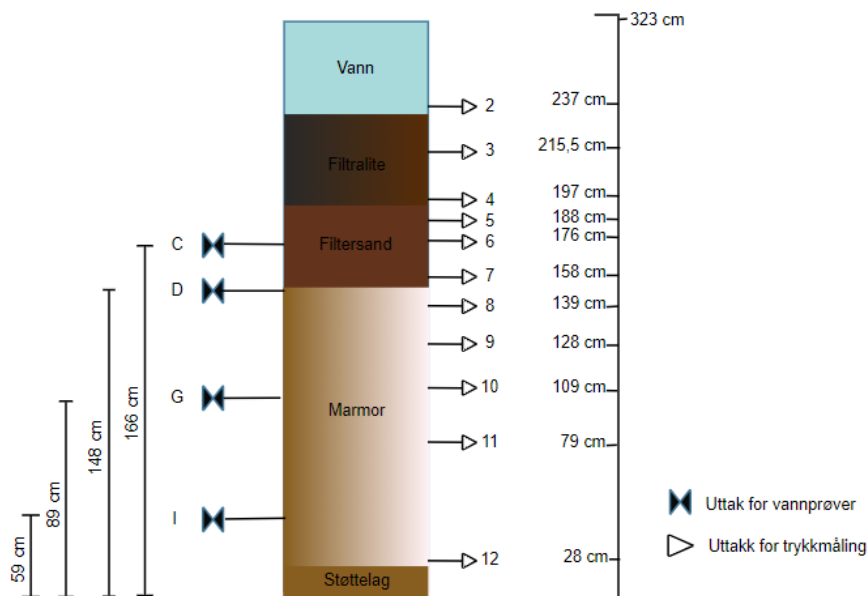
En del av driften av pilotanlegget er å følge med på at alt går som det skal, og at det ikke er noen store avvik. Tabell 3.1 viser alle parameterne som noteres og eller følges med på, som ikke analyseres på laboratoriet. Parameterne som blir analysert på laboratoriet eller som sendes til analyse eksternt er omtalt i delkapittel 3.3. Parameterne i figur 3.1 registreres alle i sanntid i Guard. For å se plasseringen av pH-meterne og turbidimeteret som måler i sanntid, se figur 3.1. I dette forsøket blir de laboratoriemålte pH-verdiene brukt, da pH-meterne som målte i sanntid ofte hadde behov for kalibrering og viste unormalt høye og lave verdier.

3.3 Prøvetaking

Vannprøvene under dette forsøket ble tappet fra fem faste prøveuttak. Fire av disse prøveuttakene er fra filterkolonnen, med ulike grader av filtrert vann. Det siste prøveuttaket var

rent vann fra rentvannskranen etter filterkolonnen. Det ble også to ganger tatt en vannprøve ved pH-meteret som måler koagulerings-pH, for å laboratorieanalysere koagulerings-pH.

For å unngå at fastsatte partikler og sand fra filtersenga skulle bli med ut i vannprøven, og for å unngå at prøvetakingen forstyrret filterhastigheten, ble prøvetakingen utført med en så lav vannføring ut av prøveuttaket som mulig. Det ble tatt ut vannprøver til egne analyser, og vannprøver som skulle sendes til analyse hos et eksternt firma, Eurofins Environment Testing Norway AS. Vannprøvene ble tatt ut i 500 ml flasker til Eurofins og en variasjon av 500 ml flasker og 250 ml flasker til egne analyser. Ved prøvetaking ble vannprøvene fylt opp til toppen i plastbegerne. Dette er fordi de som skal sendes til Eurofins burde ha minst mulig overflate i kontakt med luft. Etter at vannprøvene var tatt ble prøvene som skulle sendes til Eurofins satt i kjøleskap. Disse ble hentet for å sendes avgårde hver mandag og tirsdag. Resterende vannprøver ble analysert samme dag som de ble tatt.



Figur 3.9: Filterkolonnen med prøveuttak for vann og trykkmålinger.

C Omtrent midt i filtersandlaget, 166 cm målt fra bunnen av filterkolonnen.

D Overgangen til marmorlaget. 148 cm målt fra bunnen av filterkolonnen.

G Omtrent midt i marmorlaget. 89 cm målt fra bunnen av filterkolonnen.

I Nede i marmorlaget. 59 cm målt fra bunnen av filterkolonnen.

De fire prøveuttakene i filterkolonnen er vist i figur 3.9. På denne figuren er også plasseringen av prøveuttakene for trykkmålingene vist. Målene vist i figur 3.9 og i listen over, er målt fra bunnen av støttelaget og opp. Uttakene for trykkmåling er nummerert fra 2 til 12 og resultatet av disse målingene registreres i sanntid i Guard.



Figur 3.10: Et bilde av trykkmålingssystemet til pilotanlegget.

Uttakene for trykkmåling foregår automatisk ved at vannet blir dyttet ut i slanger kontinuerlig. Det som leses av i mVs fra sensorene er $z + \frac{p}{\rho * g}$, der z er nivået til slangeuttaket og p er trykket i slangeuttaket. Et bilde av trykkmålerne er vist i figur 3.10.

3.3.1 Prøvetaking ved konstante filterhastigheter

I del en av forsøket ble det tatt ut vannprøver ved alle de fem faste prøveuttakene, i starten av en filtersyklus, i midten av en filtersyklus og på slutten av en filtersyklus. Filtersyklusen ble i dette forsøket regnet som startet når turbiditeten hadde sunket til under 0,1 FNU etter spyling. Vannprøvene i starten av en filtersyklus ble altså tatt etter dette. Vannprøvene i midten av en filtersyklus ble tatt omtrentlig midt i filtersyklusen. Omtrentlig, ettersom prøvetakingen var manuell og ble tilpasset normal arbeidstid. Dette ble det derimot tatt høyde for ved planleggingen av når en filtersyklus skulle starte. Når midten av filtersyklusen er, var ulikt for de ulike filterhastighetene. Det var spesielt viktig å ta vannprøvene for midten av en filtersyklus med 8 m/h forsiktig, slik at ikke uttak av vannprøvene var med på å avslutte filtersyklusen for tidlig. Vannprøvene på slutten av filtersyklusene ble tatt litt før reduksjon i filterhastigheten pga. trykktapsbegrensning. For 3 m/h kunne dette tidspunktet variere i større grad enn for 8 m/h, ettersom filtersyklusene med 3 m/h varte i flere døgn, og syklusene med 8 m/h kun i noen timer.

Det ble følgelig tatt ut to vannprøver ved hvert prøveuttak. En til egne analyser og en for å sende videre til Eurofins. Vannprøvene ble analysert for turbiditet, pH, ledningsevne, fargetall, oppløst jern, totalt jern, alkalitet, oppløst kalsium og total kalsium, i laboratoriene.

3.3.2 Prøvetaking ved varierende filterhastigheter

Under del to av forsøket ble det testet med varierende filterhastigheter. Dette foregikk på to forskjellige måter, en jevn økning over en time og en brå økning. I denne delen ble vannprøvene tatt fast, kun etter økning. Det ble derimot også ved noen tilfeller tatt vannprøver før økningen fra lav til høy hastighet. Dette for å få en direkte sammenligning av før og etter økning, med forholdene som var den dagen. Dette ble ikke gjort for alle rundene med økning ettersom det er mange referanseprøver fra runde en med forsøk. Det ble også ved noen tilfeller tatt to prøver etter økning, en umiddelbart etter økning og en omtrent en time etter første prøvetaking.

Ved en times gradvis økning ble vannprøvene tatt ut omtrent 15 minutter etter økningen som tok en time. Dette slik at den siste endringen som ble gjort etter en time, skulle rekke og bevege seg gjennom filteret. Vannprøvene som ble tatt ut etter de brå økningene av filterhastighet ble tatt rundt 15 minutter etter økningen slik at hastighetsendringen skulle rekke å skje, og at vannet skulle rekke å bevege seg nedover filteret. Det ble på samme måte som runde en tatt ut vannprøver til egne analyser og til analyse hos Eurofins.

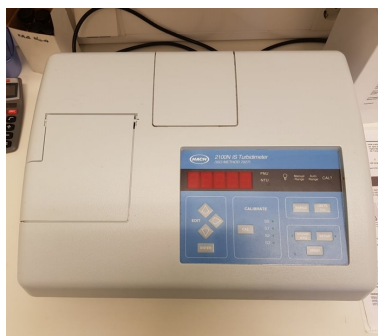
3.4 Labanalyser

Tabell 3.2: Parametere som analyseres i laboratorier.

Parameter	Benevning	Beskrivelse	Ekstern/intern analyse
Alkalitet	mmol/L	Vannets evne til å nøytralisere en sterk syre til en bestemt pH-verdi (Folkehelseinstituttet, 2018).	Ekstern
Fargetall	mg Pt/L	Vannets hummus innhold. Vannets innhold av organisk materiale.	Intern
Oppløst kalsium	mg/l	Kalsium finnes i små mengder i råvann, men kommer i dette tilfellet mest fra marmorlaget i filteretkolonnen.	Ekstern
Ledningsevne	mS/cm	Måles som en surrogatparameter for oppløst kalsiumkarbonat. Et mål på vannets totale saltinnhold. Kalles også konduktiviteten.	Intern
Oppløst jern	µg/l	Jern finnes i råvannet, men kommer i størst grad fra tilføring av PIX.	Ekstern
pH	pH	Surhetsgrad. Ved å analysere pH nedover i filteretkolonnen vil det kunne observeres hvordan pH øker nedover i marmorlaget.	Intern
Totalt jern	µg/l	Jern finnes i råvannet, men kommer i størst grad fra tilføring av PIX.	Ekstern
Totalt kalsium	mg/l	Kalsium finnes i små mengder i råvannet, men kommer i dette tilfellet mest fra marmorlaget i filteretkolonnen.	Ekstern
Turbiditet	FNU	Antall partikler i vannet. Ved å analysere turbiditet nedover filteret undervegs i filtersyklusen kan det observeres hvor partiklene setter seg.	Intern

Før analysering i laboratoriet ble vannprøvene vendt en gang, for å unngå sedimentering. En oversikt over hvilke parametere som analyseres på egen hånd og hvilke som sendes til analyse hos Eurofins vises i tabell 3.2. Ekstern analyse vil si at de sendes til Eurofins, intern analyse vil si at de analyseres av masterstudenten i ABV's laboratorie.

3.4.1 Turbidimeter



Figur 3.11: Turbidimeter som ble brukt ved interne analyser.

Turbiditeten måles med et turbidimeter, se figur 3.11. Vannprøven helles over i en liten glassflaske. Analyseringen i apparatet fungerer ved gjennomlysning, det er derfor viktig å tørke av vandrdåper og fettmerker fra glassflasken før den settes ned i turbidimeteret. Det er lurt å ikke ta på glassdelen av flasken. For å være sikker på resultatet får den stå i 5 minutter før resultatet leses av på skjermen. Resultatet leses av i benevning FNU.

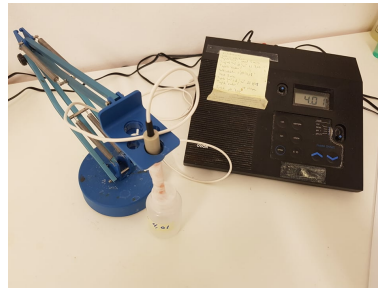
3.4.2 Måling av fargetall



Figur 3.12: Fargetallsmåler som ble brukt ved interne analyser.

Fargetall måles ved hjelp av Spectroquant* Faro 300, se figur 3.12. Først skrues apparatet på, og den gjør en systemsjekk med lukket lokk og uten kyvette. Deretter velges konsentrasjon på skjermen og metode 303, for fargemåling. Prøven overføres til kyvetten med en sprøyte med et filter på enden, slik at ikke utfelt jern og andre partikler i vannprøven påvirker resultatet. Deretter settes kyvetten inn i apparatet, fargetallet måles og resultatet kommer opp på skjermen i benevning mg Pt/l. For å bestemme fargetall er det beskrevet metoder i Norsk standard NS-EN ISO 7887:2011. Vannundersøkelse – Bestemmelse av farge (ISO 7887:2011), i følge artikkel om vannets farge i store norske leksikon (Hongve, 2018).

3.4.3 pH-meter



Figur 3.13: pH-meter som ble brukt ved interne analyser.

pH måles i laboratoriet ved hjelp at et pH-meter, se figur 3.13. Før bruk må pH-meteret kalibreres. Da settes sensoren ned i pH 7 buffer og det trykkes på “cal”, så ventes det i 5 minutter. Etter 5 minutter brukes piltastene til å sette den på pH 7,00. Deretter settes sensoren ned i pH 4,005 buffer, det ventes i 5 minutter og samme metode gjentas. pH-meteret er da klar til bruk og man setter sensoren ned i vannprøven og venter 5 minutter før skjermen leses av. pH er temperaturavhengig, derfor burde prøven ha samme temperatur som da den ble tatt. For hver gang sensoren settes ned i en ny vannprøve eller endret pH buffer, skylles sensoren med milliporevann og tørkes av.

3.4.4 Måling av ledningsevne

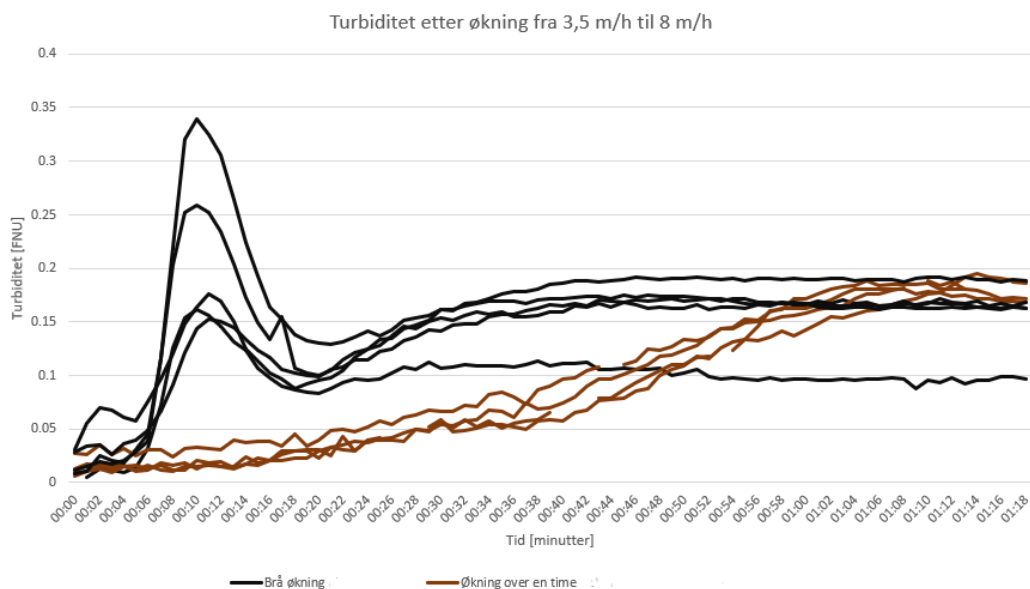


Figur 3.14: Konduktivitetsmåler som ble brukt ved interne analyser.

Ledningsevne måles med en Cond7110 fra InoLab, se figur 3.14. Staven puttes opp i vannprøven, og skylles med milliporevann mellom hver vannprøve. Resultatet kommer opp på skjermen i benevningen $\mu S/cm$. Når apparatet ikke er i bruk settes staven i milliporevann.

4. Resultater og diskusjon

4.1 Utvikling av turbiditet i rentvann og trykkdifferanser



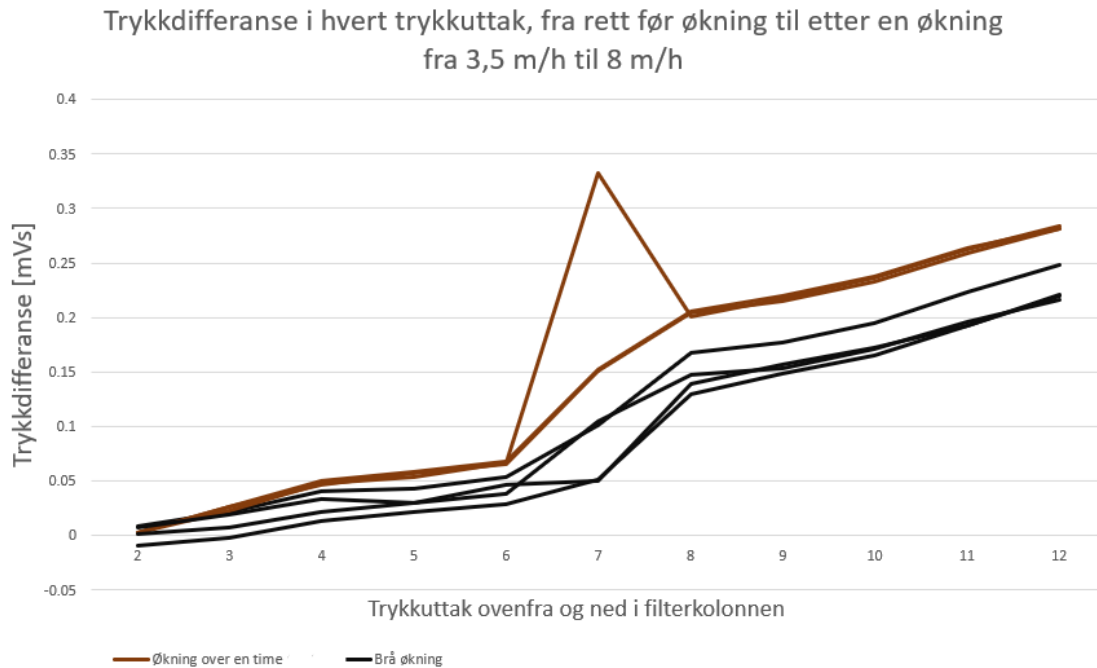
Figur 4.1: Turbiditet minutt for minutt ved hastighetsøkning fra 3,5 m/h til 8 m/.

Figur 4.1 viser alle forsøk som er gjort med økning fra 3,5 m/h til 8 m/h. Turbiditeten er notert fra sanntidsmålingene som vises i Guard. De svarte seriene i figur 4.1 er resultatene av alle forsøk med en brå økning fra 3,5 m/h til 8 m/h. De brune grafene er resultatene etter alle forsøk med en gradvis økning over en time fra 3,5 m/h til 8 m/h. Resultatene etter den viste perioden sier at turbiditeten stabiliserte seg omtrent 0,02 FNU lavere enn hvor turbiditetsverdiene er etter 1 time og 18 minutter. Turbiditeten sank altså ikke tilbake til utgangspunktet i løpet av to til tre timer etter økning.

Tabell 4.1: Typiske sanntidsmålte turbiditetsverdier ved jevne filtersyklususer

3 m/h	7 m/h	8 m/h
0,001 - 0,01 FNU	0,034-0,084 FNU	0,034-0,084 FNU

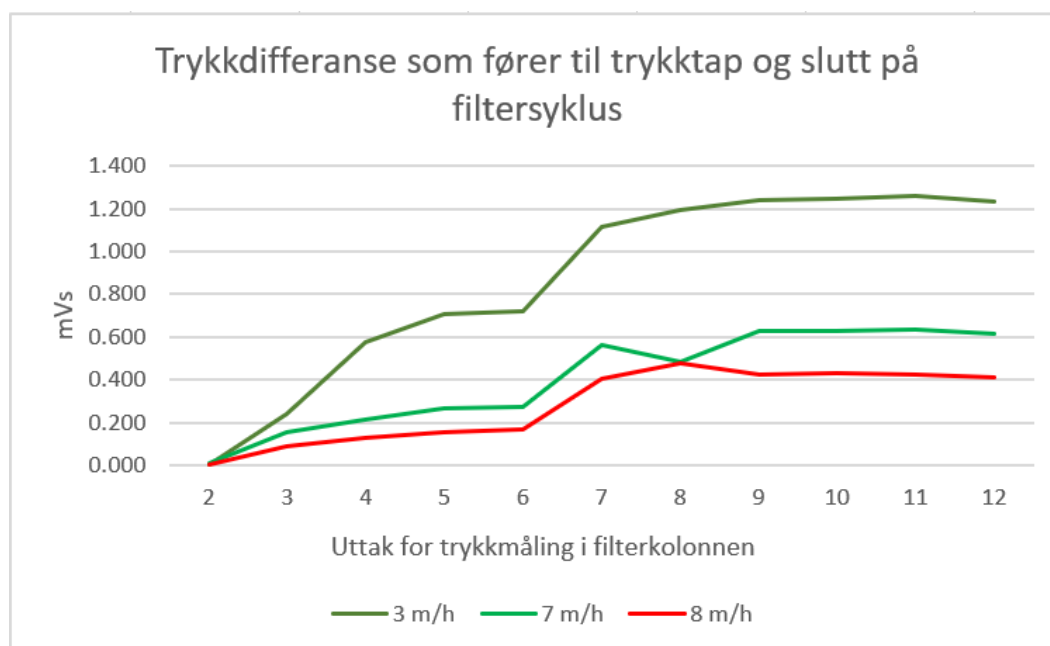
Til sammenlikning lå sanntidsmålingene av turbiditet for de jevne filtersyklusene stabilisert omtrent som i tabell 4.1. Disse tallene er ikke et gjennomsnitt for alle filtersyklusene ved et hvert tidspunkt, men eksempelverdier hentet fra Guard, som regnes som normale.



Figur 4.2: Trykkdifferanse i hvert trykkuttak fra rett før til etter hastighetsøkning fra 3,5 m/h til 8 m/h.

Figur 4.2 viser trykkdifferansen i hvert trykkuttak, fra rett før til etter en økning fra 3,5 m/h til 8 m/h. De svarte seriene er etter de brå økningene og de brune seriene er etter en times jevne økninger. Figur 4.2 viser fire tilfeller for både brå økning og økning over en time. Økningene over en time har derimot mye jevnere resultat. Den brune grafen som avviker i prøveuttak 7 er trolig pga. et tett rør, figur 3.10 viser disse rørene. Prøveuttak 2 er et trykkmålingsuttak lengst oppe i filteret og prøveuttak 12 et trykkmålingsuttak lengst nede i filteret. For en nøyaktig oversikt over plassering av trykkmålingsuttak se figur 3.9. Trykket etter økning er målt omtrent rett etter økning ved brå økning og en time etter begynt økning ved en times økning. De brune grafene har altså fått lenger tid til å få en nedgang i trykk på grunn av tilbakeholdelse av partikler i tillegg til nedgangen på grunn av hastighetsendringen. Denne effekten burde derimot være liten og den største forskjellen er sannsynligvis at

trykksensorene har rukket å stabilisere seg i større grad ved økningen over en time.



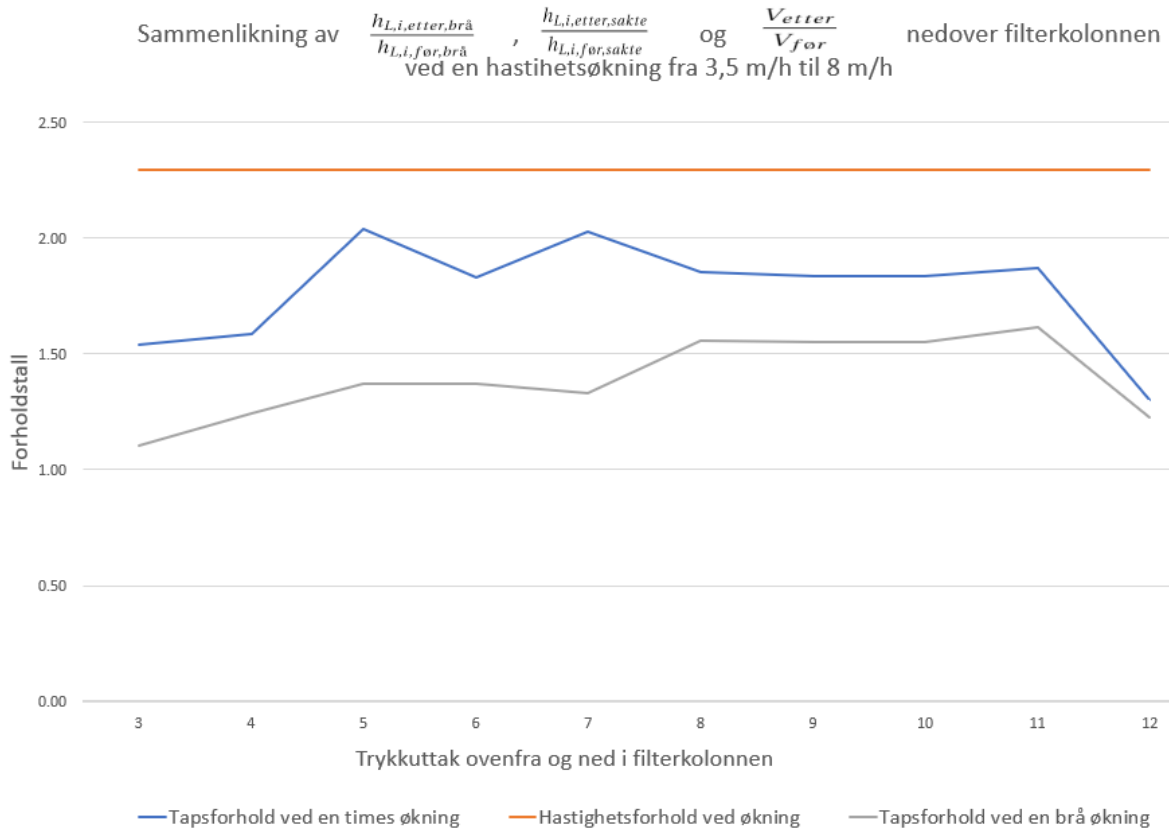
Figur 4.3: Gjennomsnittlig trykkdifferanse [mVs] i hvert trykkuttak fra starten av en filtersyklus til slutten, med konstante hastigheter.

Figur 4.3 viser en oversikt over gjennomsnittlig trykkdifferanse i hvert trykkuttak fra starten av en filtersyklus til slutten. Dette ved de ulike hastighetene gjennomført i første del av forsøket. Å sammenlikne figur 4.2 og 4.3 gir et inntrykk av hvor stor trykkdifferansen ble ved en hastighetsøkning i forhold til hvor stor trykkdifferansen er ved en full, jevn filtersyklus med 8 m/h. I trykkuttak 8 er den jevne filtersyklusen i figur 4.3 i overkant av 0,4 mVs i trykkdifferanse, de store hastighetsøkningene er mellom 0,14 og 0,2 mVs i trykkdifferanse i dette trykkuttaket. Dette vil si at selve hastighetsøkningen utgjør et relativt stort trykktap i hvert punkt sammenlignet med trykktapet i hvert punkt over en hel filtersyklus. Ettersom trykktapet i figur 4.2 kun er differansen i trykk fra rett før til rett etter økning, vil trykktapet her i liten grad skyldes avsatte partikler og slam, men selve hastighetsøkningen. Dette er sannsynligvis grunnen til at trykktapet også skjer i trykkuttakene 8 til 12 i figur 4.2, og at figur 4.3 ikke har en økning i trykktap i disse trykkuttakene i løpet av filtersyklusen. Et trykktap på grunn av en hastighetsendring vil spre seg i hele filterkolonnen (Nilsen, 2021), men trykktap på grunn av slamavsetning vil skje som vist i figur 2.8. Hastighetsøkningen kan derimot også ha endret den hydrauliske ledningsevnen. Hvis denne ikke har blitt endret burde trykktapet, i følge Darcy's lov, være proporsjonalt med hastighetsendringen (Hofstad, 2020). Hvis disse ikke er proporsjonale tyder det på at den hydrauliske konduktiviteten er blitt endret eller at det er feilkilder.

$$\frac{h_{L,i,etter}}{h_{L,i,før}} \quad (4.1)$$

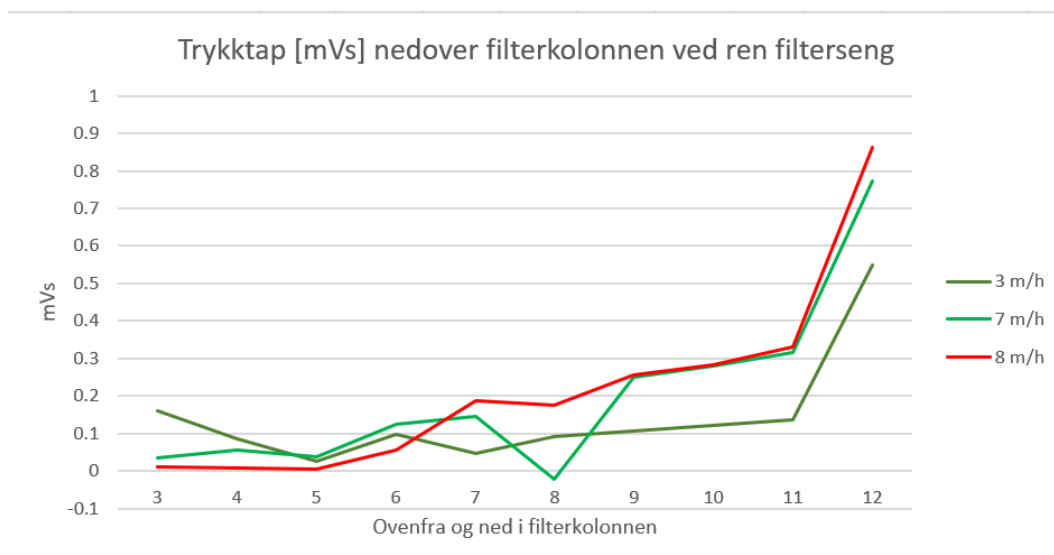
$$\frac{V_{etter}}{V_{før}} \quad (4.2)$$

Likning 4.1 og 4.2 burde være like om trykktapet er proporsjonalt med hastighetsøkningen. Disse plottes derfor og vises i figur 4.4.

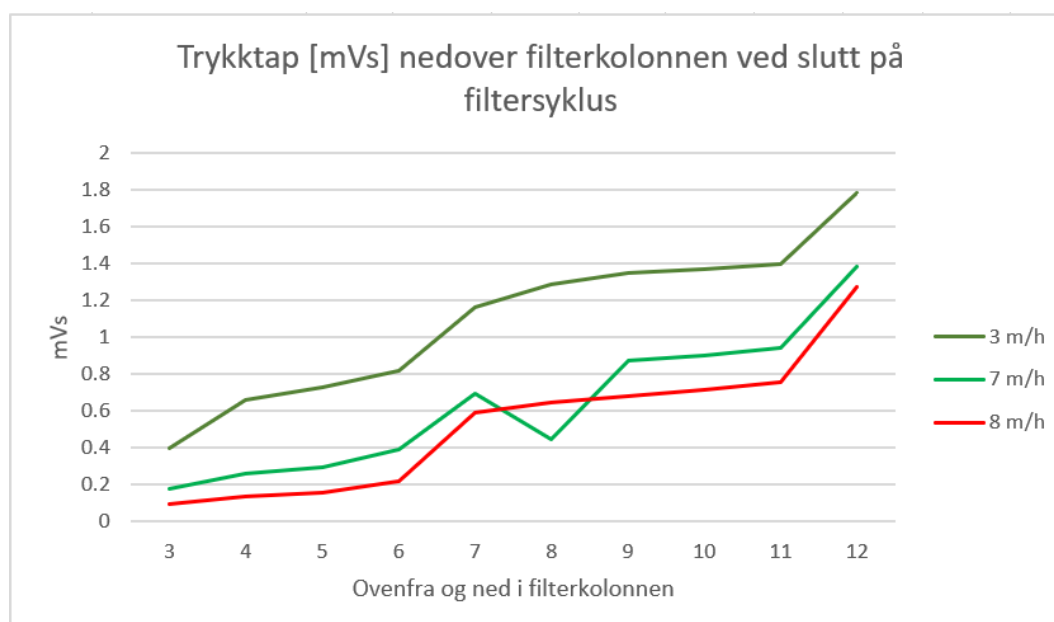


Figur 4.4: Forholdet mellom tapsøkningen og hastighetsøkningen nedover filterkolonnen.

Ettersom ingen av tilfellene i figur 4.4 er konstante, tyder det på at det i tillegg har skjedd en endring i den hydrauliske ledningsevnen. Grunnen til at tapsforholdet for den brå økningen blir lengre unna forholdet for hastighetsøkningen, kan være kun fordi trykksensorene ikke har rukket å registrere hastighetsendringen enda. Forholdet for en times økning blir derfor sannsynligvis mest riktig å se på. Det kan også her skyldes feilkilder at den ikke er høyere enn den er. Det kan derimot tyde på at det flyttes på litt slam under hastighetsøkningen, slik at hydraulisk ledningsevne endres.



Figur 4.5: Gjennomsnittlig trykktap [mVs] nedover filterkolonnen ved ren filterseng.



Figur 4.6: Gjennomsnittlig trykktap [mVs] nedover filterkolonnen som fører til avsluttet filtersyklus.

Figur 4.5 og 4.6 viser trykktapet ved de jevne filterhastighetene ved ren filterseng og ved slutten av en filtersyklus. Disse figurene viser altså ikke trykkdifferansen i hvert enkelt trykkuttak fra start til slutt i syklusen slik som figur 4.2 og 4.3, men faktisk trykktap. Disse viser tydeligere at det er feilkilder ved trykksensorene. Det er generelt litt støy i resultatene. Ved figur 4.6 burde trykktapet ved de ulike hastighetene vært nesten like. Det er de ikke. Dette, og at det er unormalt stort trykktap i trykkuttak 12, tyder på at det er et trykktap nedstrøms filterkolonnen som gjør det vanskeligere å kjøre filtersykluser på høye hastigheter. Dette stemmer overens med at en filtersyklus med 10 m/h ble forsøkt gjennomført, men at pilotanlegget ikke greide det, til tross for at en slik filtersyklus er blitt gjennomført på pilotan-

legget tidligere (Bjerke, 2021). Figur 4.4 bekrefter også tydelig at det er noe galt i trykkuttak 12. Det finnes tabeller av Figur 4.5, 4.6 og 4.3 i Vedlegg A.

4.2 Utvikling av vannkvalitet i filterkolonnen

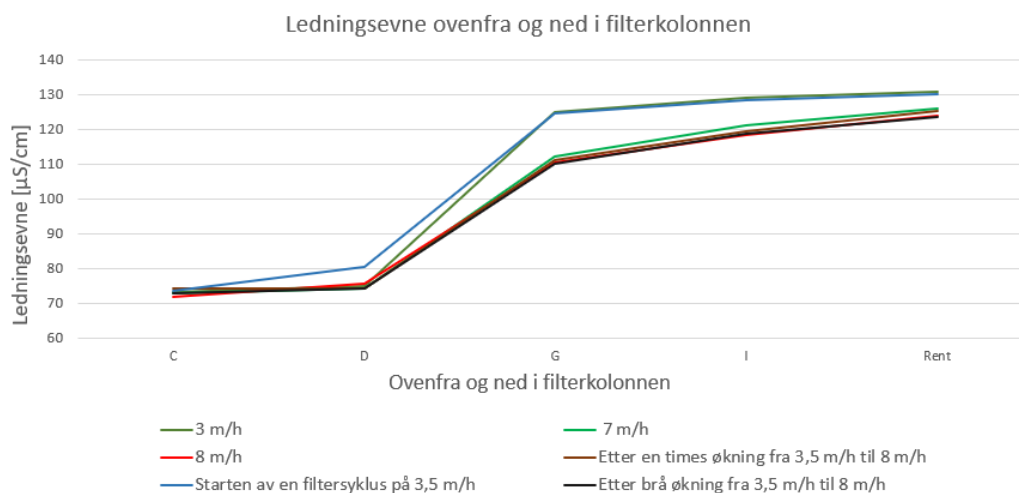
I dette delkapittelet følger en rekke figurer med samme serier og x-akse, men ulike y-akser. Dette er en beskrivelse av hva de ulike seriene er resultatet av. Alle figurene i delkapittel 4.2 er resultater av laboratorieanalyserte verdier. For serien som heter *3 m/h* er det gjort omtrent tre ulike forsøk ved en slik hastighet i vannproduksjon. I tillegg er det tatt vannprøver i starten, i midten og på slutten av filtersyklusen. Det er altså tatt tre vannprøver for starten, tre for midten og tre vannprøver på slutten av tre ulike filtersykluser ved denne hastigheten. Serien som heter *3 m/h* er gjennomsnittsverdier av alle disse vannprøvene. Akkurat det samme gjelder for seriene som heter *7 m/h* og *8 m/h*, eneste forskjell er at det er ulike hastigheter i vannproduksjon. Unntaket er figur 4.10 for turbiditet, som er gjennomsnittsverdier av kun vannprøvene som er tatt på slutten av filtersyklusene.

Serien som heter *Starten av en filtersyklus på 3,5 m/h* er selvbeskrivende. Denne er derimot gjennomsnittsverdier av to forsøk på starten av en slik filtersyklus. Serien som heter *Etter en times økning fra 3,5 m/h til 8 m/h* er gjennomsnittsverdier etter fire ulike forsøk på å øke filterhastigheten over en time. Dette er altså gjennomsnittet av flere forsøk i samme øyeblikk, og ikke ulike steder i filtersyklusen. Prøvene er tatt rundt 15 minutter etter økningen over en time. Det samme gjelder for serien som heter *Etter brå økning fra 3,5 m/h til 8 m/h*. Det er gjennomsnittsverdier etter fire slike ulike forsøk gjort på ulike dager. Disse vannprøvene er tatt rundt 15 minutter etter den brå økningen.

I vedlegg A er loggen over alle forsøkene som er tatt. Resultatene som er vist i figurer i kapittel 4, har derimot ikke inkludert alle disse forsøkene i gjennomsnittsverdier. Dette fordi det i starten ble tatt vannprøver med for høy filterhastighet ut av prøveuttaket. Dette gjorde at avsatte partikler, jern og filtersand ble med ut i vannprøven og påvirket spesielt turbiditet- og jernresultatene. Disse resultatene er store avvik og er derfor ikke vist i figurene, slik at de ikke skal forstyrre gjennomsnittsverdiene.

Laboratoriemålt koagulerings-pH var på omtrent 4,26 under dette forsøket.

4.2.1 Ledningsevne



Figur 4.7: Ledningsevne nedover filterkolonnen. Seriene 3 m/h, 7 m/h og 8 m/h er gjennomsnittsverdier av ledningsevne for start, midten og slutten av filtersyklusen.

Figur 4.7 viser hvordan ledningsevnen utvikler seg nedover filteret, representert av prøveuttakene som er valgt ut under dette forsøket. For en oversikt over nøyaktig plassering av de ulike prøveuttakene for vannprøver ut fra filterkolonnen, se figur 3.9. Prøveuttak C ligger midt i filtersandlaget av kvarts. Prøveuttak D ligger i overgangen til marmorlaget, prøveuttak G ligger omtrent midt i marmorlaget og I lenger ned i marmorlaget. Punktet på X-aksen som heter *Rent* er fra rentvannskranen til filterkolonnen i drift.

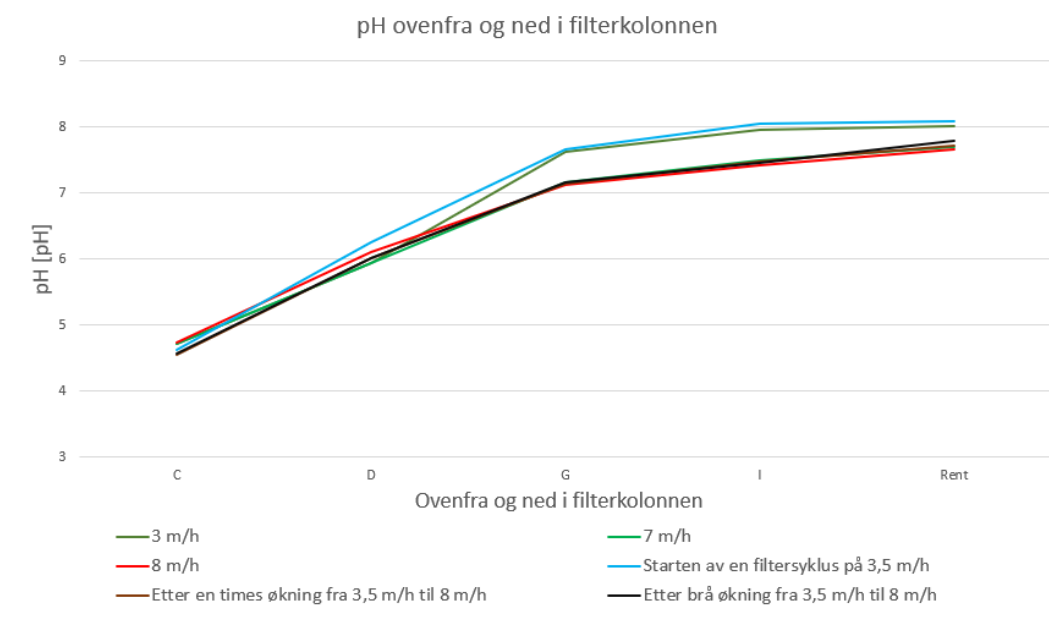
Figur 4.7 viser at ledningsevnen øker når vannet ankommer den alkaliske filtermassen. Ved filterhastighetene med 3 m/h og 3,5 m/h bruker vannet den øverste delen av marmorlaget for å øke ledningsevnen. Dette før økningen nærmest stagnerer mer og mer fra prøveuttak G og utover. Ved de høyere filterhastighetene derimot, brukes større deler av marmorlaget for å øke ledningsevnen. Dette fordi vannet med de lavere hastighetene oppholder seg lenger i filteret enn vannet med de høyere hastighetene. De høyere hastighetene må da utnytte hele filteret, ettersom de ikke oppholder seg så lenge kun øverst i marmorlaget.

Ledningsevnen øker i den alkaliske filtermassen fordi salter av kalsiumkarbonat dannes og aktiviteten av kationer og anioner økes i vannet. I dette tilfellet er det hovedsaklig kationet Ca^{2+} som øker ledningsevnen. Karbonat er et anion som dannes, men dette reagerer også med H^+ og danner bikarbonat. Dette er grunnen til at ledningsevne fungerer som en surrogatparameter for oppløst kalsium. Der den største økningen i ledningsevne foregår er ved alle syklusene mellom prøveuttak D og G. Dette er vannets møte med marmorlaget, og vannet tar her opp mest oppløst kalsium, før opptaket skjer saktere lenger ned. Grunnen til at den største økningen i ledningsevne er øverst i marmorlaget er ikke kun fordi det er der vannet begynner opptaket av oppløst kalsium først. Det er også fordi pH er en viktig para-

meter for hvilken form av uorganisk karbon som dominerer, figur 2.3 viser dette. Opptaket av kalsium i vann skjer raskere ved en lavere pH, og vannet har en lavere pH øverst i det alkaliske filteret enn lenger ned.

Kravet i drikkevannsforskriften er på under $250 \frac{mS}{m}$, noe som vil si $2500 \frac{\mu S}{cm}$. Derfor er kvaliteten lovlig i alle tilfeller i figur 4.7. Holsfjorden hadde i 2020 et snitt på $41 \frac{\mu S}{cm}$, ut i fra vannprøver tatt ved Toverud pumpestasjon (Bjerke, 2021). Det er derfor tydelig at ledningsevnen øker noe også før det alkaliske filteret. Dette kan være grunnet tilsatt PIX i vannet.

4.2.2 pH



Figur 4.8: pH nedover filterkolonnen. Seriene 3 m/h , 7 m/h og 8 m/h , er gjennomsnittsverdier av pH for start, midten og slutten av filtersyklusen.

Figur 4.8 viser hvordan pH utvikler seg nedover filterkolonnen, representert med prøveuttak C, D, G, I og prøveuttak for rentvann. Figur 3.9 viser nøyaktig plassering. pH utvikler seg relativt likt ved alle filterhastighetene frem til prøveuttak D. Dette er fordi marmorlaget starter ved prøveuttak D, og det er dette laget i filteret som gir den største pH-endringen. Ved de lave filterhastighetene skjer en høyere økning av pH, fordi oppholdstiden i den alkaliske filtermassen er lengre. Alkalisk er lik basisk, og pH øker. I vannet ved de lave hastighetene blir det altså tid til å løse ut mer karbonat.

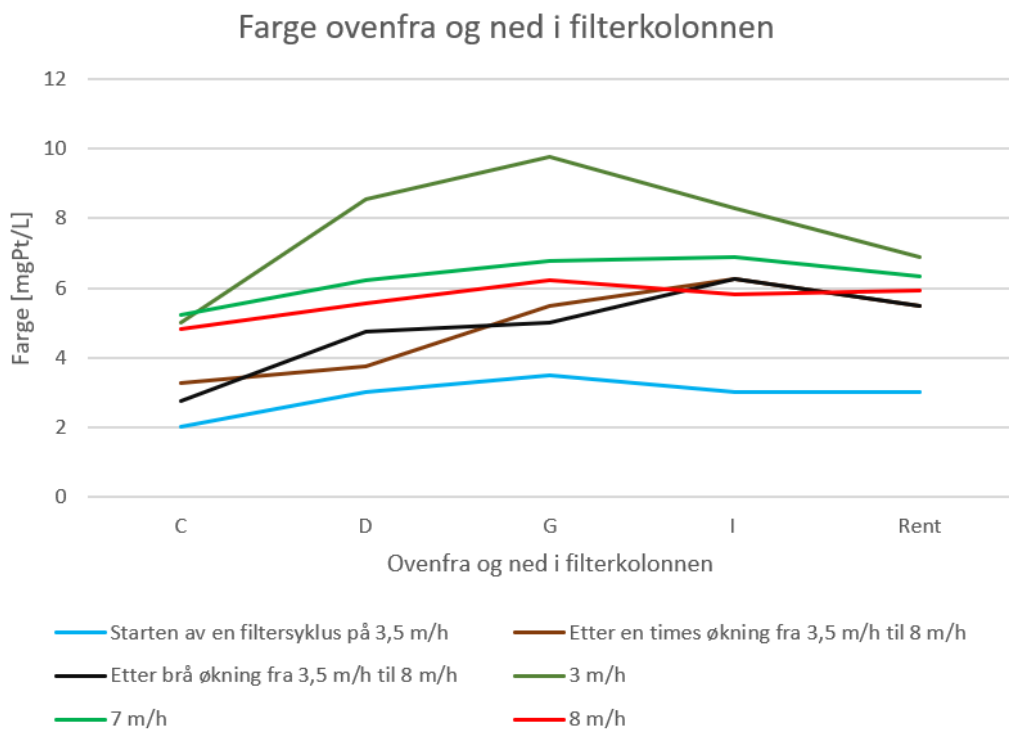
Serien 3 m/h er en gjennomsnittsverdi for denne hastigheten gjennom en filtersyklus. Serien *Starten av en filtersyklus på $3,5 \text{ m/h}$* er pH-verdi i starten av nevnt filtersyklus. Disse er relativt like, men i teorien burde 3 m/h være høyere i pH enn $3,5 \text{ m/h}$ ettersom den serien har litt lenger oppholdstid. Grunnen til at $3,5 \text{ m/h}$ ligger høyere kan være tilfeldigheter ved målingene eller at tidspunkt i filtersyklusen prøvene er tatt har en betydning. Hvis B.9

i vedlegg B studeres, som et eksempel, viser det seg at pH-verdien for slutten av filtersyklusen i prøveuttak I er lavere enn i starten av eller i midten av filtersyklusen. Dette kan forklares av at oppholdstiden til vannet i filterkolonnen er kortere i slutten av filtersykluser. Dette er fordi det har opparbeidet seg mer slam i filterkolonnen som endrer porevolumet til sanden i filteret. For å opprettholde lik filterhastighet ut av filteret med et lavere tilgjengelig volum i filterkolonnen, må derfor oppholdstiden gå ned. Når oppholdstiden er lavere vil vannet ta til seg litt mindre oppløst kalsium som øker pH-nivået. Derfor kan det se ut som at pH-verdien på slutten av syklusen for 3 m/h er med på å senke gjennomsnittet for 3 m/h. Dette burde derimot gjelde i en større grad for laget med filtersand, og i liten grad for marmorlaget. Dette er sett ut i fra resultatene av trykkmålingene. En annen teori som ikke er undersøkt nærmere kan være at det er mer oppløst kalsium i starten av en filtersyklus hvis det nylig er tilført ekstra marmor før forrige tilbakespyling. Nylig tilført marmor var merkbart på turbiditeten etter spyling.

Forskjellene er større mellom 3 m/h og 3,5 m/h i prøveuttak C og D, enn i for eksempel prøveuttak G, som figur 4.8 viser. Grunnen til dette kan virke som har mer med tilføring av kjemikalie og gjøre, ettersom prøveuttak C og D er før vannet har oppholdt seg i marmorlaget.

Kravet i drikkevannsforskriften (Helse- og omsorgsdepartementet, 2016), er at pH skal ligge mellom 6,5 og 9,5 og ikke være korrosivt. Alle våre tilfeller ved rent vann i figur 4.8 er innenfor dette kravet. pH ligger jevnt oppunder 8 på rentvann og marmorlaget skal forhindre at det er korrosivt. Vannet produsert med de lave hastighetene har derimot høyest pH og er minst korrosivt av seriene på figur 4.8. I snitt var pH i Holsfjorden ved inntaket ved Toverud pumpestasjon 7,1 i 2020 (Bjerke, 2021). Dette kan ikke sammenliknes med vannet som går inn i filterkolonnen i pilotanlegget, ettersom det har blitt tilført sur PIX som senker pH betydelig. Alt i alt blir pH økt fra den naturlige pH-en i Holsfjorden til etter ferdig renseprosess.

4.2.3 Farge



Figur 4.9: Farge nedover filterkolonnen. Seriene 3 m/h, 7 m/h og 8 m/h er gjennomsnittsverdier av fargetallene for start, midten og slutten av filtersyklusen.

Figur 4.9 viser hvordan fargen utvikler seg nedover filterkolonnen, representert med prøveuttak C, D, G, I og prøveuttak for rentvann. Figur 3.9 viser nøyaktig plassering av disse. Grafen for fargetall er den med størst uregelmessige forskjeller mellom de ulike hastighetene og prøveuttakene.

At 3 m/h er den filterhastigheten med høyest fargetall kan forklares av at serien er gjennomsnittsverdier fra starten, midten og slutten av en filtersyklus med 3 m/h. En filtersyklus med 3 m/h varer mye lenger enn en filtersyklus med de høyere hastighetene, se logg i vedlegg A. Derfor rekker det å bygge seg opp mer farge og flere partikler i filteret. Dette er fordi filtersyklusene på lav hastighet opparbeider et større trykktap før produsert vannmengde synker. Derfor kan filtersengen også samle opp flere partikler og mer farge. Når det er avsatt mye farge eller partikler i et lag i filteret burde ikke dette komme med i vannprøven hvis den er tatt riktig. Nytt vann som kommer inn mot laget vil derimot ikke greie å avsette like mye der, da det alt er slam der fra før. Derfor vil det bli økt farge og turbiditet i vannprøven likevel. Det er fargen i slutten av filtersyklusen med 3 m/h som øker gjennomsnittet, derfor er serien som heter *Starten av en filtersyklus på 3,5 m/h* lav. Hadde det vært gjennomsnittsverdier av syklusen med 3,5 m/h hadde den nok likevel vært litt lavere enn gjennomsnittsverdiene til 3 m/h, da det er 0,5 m/h forskjell på de to og en syklus med 3,5 m/h varer litt kortere enn en syklus med 3 m/h.

På samme måte kan det forklares at 7 m/h er den nest høyeste serien i figur 4.9, den varer nest lengst. Seriene ved store hastighetsøkninger har stått noen timer på lav hastighet først, på denne tiden har de altså ikke bygd opp like mye avsatt slam i filteret. Vannprøvene er tatt etter økning og har ikke fått tid til å stå lenge på den høyere hastigheten, derfor er disse lavere enn gjennomsnittsverdiene fra 3 m/h, 7 m/h og 8 m/h.

Det kan se ut som om alle seriene i figur 4.9 har en topp i prøveuttak G, altså når vannet er midt i marmorlaget. Det kan ikke oppstå mer farge fra råvannet her, men fargemåleren kan reagere på at vannet med tilført PIX reagerer med kalsiumkarbonat og danner jernhydroksyd og jernkarbonat. Dette burde egentlig satt seg i filterkolonnen, men kan ha blitt skylt ut når vannprøven ble tatt til tross for lav vannføring ved prøvetakingen. Det er likevel mer farge som vil komme ut i vannprøven når det er avsatt mye i filtersengen i det aktuelle laget, ettersom nytt vann med farge kommer inn til det laget og ikke får avsatt like mye der.

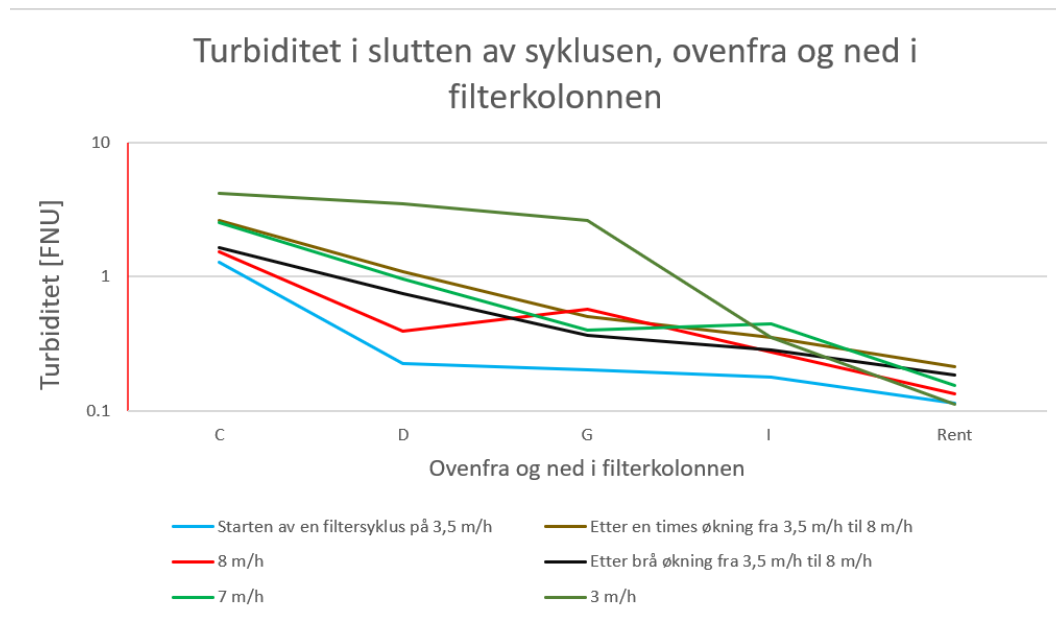
Fargemålingen ble gjennomført på en måte der vannet gikk gjennom et filter før det ble målt, det kan derimot ha vært oppløst jern i vannprøvene som ble med på fargemålingen. Selv om fargen i vannprøvene fra prøveuttakene nedover filteret ved gjennomsnittsverdiene til 3 m/h og 7 m/h er de høyeste, burde ikke fargeverdiene på rentvann vært høyere ved disse seriene. De lave hastighetene rekker å bruke hele filteret på å fjerne farge, men fargefjerningen burde fortsatt skje like tilfredstillende før rentvann ved alle filtersykluser uten gjennombrudd. Figur 4.9 viser her at det er forskjeller på fargen til rentvannet avhengig av om det er tidlig eller sent i en filtersyklus. Spesielt ved de langvarige filtersyklusene. Et annet viktig poeng ut i fra denne grafen er at fargetallet er som lavest ved prøveuttak C, før det ender opp litt høyere ved uttaket for rentvann. Her kan det se ut som at fargen økes gjennom nedre del av filtersengen. Det er derimot ikke tatt fargemålinger lenger opp i filterkolonnen enn prøveuttak C, og det kan tyde på at det er der den største fargefjerningen foregår. I 2020 hadde Holsfjorden et snitt på 21 mg Pt/l i farge fra vannprøver tatt ved Toverud pumpestasjon (Bjerke, 2021). Det skjer derfor definitivt en fargefjerning fra råvann til rentvann. Dette skjer derimot ikke i marmorlaget, i følge resultatene fra dette forsøket.

Drikkevannsforskriften har ikke noe tallkrav for farge, men Mattilsynet anbefaler under 20 mg Pt/l. Dette overholdes i alle tilfeller. Kravet er også at det skal være akseptabelt for abonnentene og ingen unormale endringer. I dette forsøkets tilfeller er det ikke noen veldig store endringer. En endring på 4 mg Pt/l ved en brå hastighetsendring som fra 3,5 m/h til 8 m/h er sannsynligvis ikke merkbart for de flestes øyne. For å oppdage små fargeendringer burde vannet observeres i store volum, dette gjøres sjelden i vanlige hustander.

Forventningene til Mattilsynet om at fargen skal være under 5 mg Pt/l ved koaguleringsanlegg er derimot relevant å nevne her (Mattilsynet, 2021b). Ved disse målingene er det kun starten av en filtersyklus med 3,5 m/h som ender opp med et lavere fargetall enn 5 mg Pt/l på rentvann. Utifra hva Thomas Johansen fant ut under sin masteroppgave (Johan-

sen, 2018), burde en koagulerings-pH på 4,26, som det var i dette forsøket, sammen med en dose på 3 mg Fe/l, ha gitt en bedre fargefjerning. Koagulerings-pH burde vært omtrent konstant under forsøket, men ettersom denne laboratoriemålingen ikke ble tatt for hver filtersyklus kan det ha skjedd uvisse endringer.

4.2.4 Turbiditet



Figur 4.10: Turbiditet nedover filterkolonnen. Seriene 3 m/h, 7 m/h og 8 m/h er turbiditetsverdier på slutten av en filtersyklus. Y-aksen er i logaritmisk skala.

Figur 4.10 viser hvordan turbiditeten utvikler seg nedover filterkolonnen, representert med prøveuttak C, D, G, I og prøveuttak for rentvann. Figur 3.9 viser nøyaktig plassering av uttakene for vannprøvene.

Grunnen til at turbiditeten er høyest i serien for 3 m/h er av samme grunn for at den var høyest i fargetall i figur 4.9. 3 m/h er gjennomsnittsverdier for starten, midten og slutten av filtersyklusen. På så lav hastighet tåler filteret mer trykktap i dette forsøket, og filtersyklusen varer mye lenger og flere partikler rekker å sette seg i filteret. Serien med 3 m/h bruker også mer av marmorlaget på å filtrere vekk partikler som figur 4.10 viser, ettersom filtersyklusen varer lenger.

I starten av en filtersyklus med 3,5 m/h ser vi at partiklene fjernes tilfredstillende allerede før marmorlaget begynner. 7 m/h rekker å bruke litt av marmorlaget til partikkelfjerning før trykktapet blir for stort. Om filtersyklusene ikke hadde blitt begrenset av trykktap kunne vi observert at de gikk lenge nok til også å ha en del partikler avsatt i prøveuttak I, før behovet for spyling hadde vært akutt. Ut i fra likning 2.7 ser vi også bekreftet at de øvre filterlag vil fjerne større mengder partikler enn de nedre lag. Dette på grunn av C i likning 2.7, som

er konsentrasjonen av partikler inn til et filterlag. Denne konsentrasjonen blir lavere desto lenger ned i filterkolonnen vannet beveger seg, ettersom partikler settes i filteret underveis. Når konsentrasjonen er mindre, vil også mindre partikler fjernes i det aktuelle filterlaget. Ettersom filtersyklusene kan vare lenger, slik som ved lave hastigheter, blir øvre lag etterhvert mettet med partikler, og også lag lenger ned i filtersengen vil kunne motta vann med en høyere partikkelkonsentrasjon, og da også fjerne flere partikler. Noe som forsterker at det avsettes flere partikler lenger oppe slik som likning 2.7 viser, er at filterkolonnene ofte er gradert slik at de største sandkornene er plassert nederst, og de med minst kornstørrelse øverst (Eikebrokk, 2012). Dette stemmer for de to nederste lagene i filtersenga, men filtralite som ligger øverst har delvis større kornstørrelse enn filtersanden som er midterste lag, men filtralite er lett og legger seg øverst likevel.

At 8 m/h går litt opp igjen i turbiditet ved prøveuttak G kan skyldes feilkilder. For eksempel at litt avsatte partikler eller filtersand har blitt skylt med inn i vannprøven.

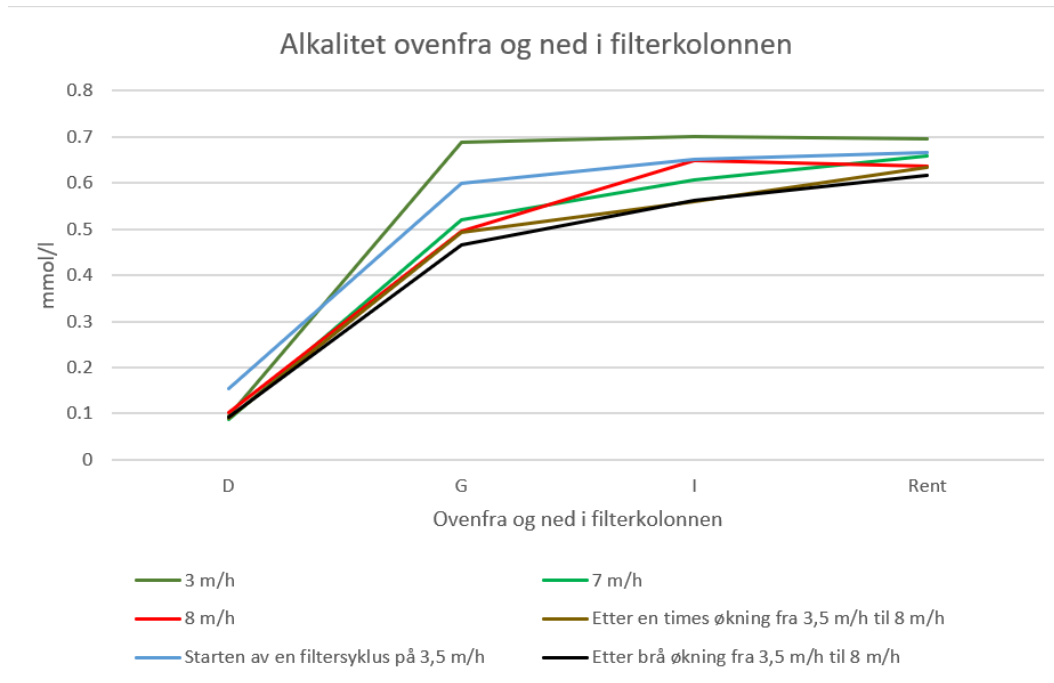
Kravene fra drikkevannsforskriften for turbiditet er at det skal være akseptabelt for abonnentene og ingen unormale endringer, anbefalingen fra Mattilsynet er under 1 NTU der overflatevann er kilde. Alle tilfellene i dette forsøket er godt under 1 NTU for rentvann. Det er heller ingen store endringer i turbiditet for rentvann når filterhastigheten økes mye. Det kan observeres ved å sammenlikne serien *starten av en filtersyklus med 3,5 m/h* og etter brå eller sakte økning fra 3,5 m/h til 8 m/h.

Forventingene til Mattilsynet for turbiditet etter filterkolonnen for at koaguleringsanlegg skal fungere som en hygienisk barriere, er at turbiditeten er på under 0,2 FNU. Om dette stemmer for filtersyklusene i figur 4.10 er vanskelig å se av figuren. Tallene i loggen i vedlegg A viser at noen tilfeller ved filtersykluser med 7 m/h har en turbiditet på rentvann som overstiger 0,2 FNU, det samme gjelder etter økning over en time og etter en brå økning fra 3,5 til 8 m/h. Figur 4.1 viser at de fleste brå økningene fra 3,5 til 8 m/h har en turbiditetstopp for rentvann rundt 12 minutter etter økning som overstiger en turbiditet på 0,2 FNU. Eget mål for filtersyklusene har vært å oppnå en turbiditet på under 0,1 FNU. I følge laboratorieanalyserte turbiditetsverdier av rentvann fra logg i vedlegg A, er det kun filtersykluser med 3 m/h som har greid å ha en turbiditet på under 0,1 FNU. Laboratorieverdiene var derimot jevnt høyere enn sanntidsmålingene av turbiditet. Ingen av filtersyklusene er startet på uten at turbiditeten sank under 0,1 FNU etter modningsperioden, i følge sanntidsmålingene. Hvis det er sanntidsmålingene som er riktige har alle filtersyklusene holdt seg under 0,1 FNU tilfredstillende, bortsett fra etter brå og en times økning fra 3,5 m/h til 8 m/h. Både sanntidsmålingene og de laboratorieanalyserte vannprøvene viser at det er de store hastighetsøkningene som ender opp med høyest turbiditet.

Turbiditeten i Holsfjorden var i 2020 i snitt på 0,4 FNU fra vannprøver tatt ved Toverud pumpe-stasjon (Bjerke, 2021). Dette er ikke en spesielt høyt turbiditet til å være en innsjø i

Norge, men likevel senkes turbiditeten til under halvparten i ulik grad etter pilotanlegget.

4.2.5 Alkalitet



Figur 4.11: Alkalitet nedover filterkolonnen. Seriene 3 m/h, 7 m/h og 8 m/h, er gjennomsnittsverdier gjennom en filtersyklus.

Figur 4.11 viser hvordan alkaliteten utvikler seg nedover filterkolonnen, representert med prøveuttak C, D, G, I og prøveuttak for rentvann. Figur 3.9 viser nøyaktig plassering av prøveuttakene.

Ved serien for 3 m/h øker alkaliteten tilfredstillende innen prøveuttak G. Ved 8 m/h brukes større deler av det alkaliske filteret for å øke alkaliteten, i dette tilfellet stagnerer økningen ved prøveuttak I. Alkaliteten økes når kalsium løses opp i vannet. Når vannet beveger seg saktere gjennom filteret, oppholder det seg lengre i det alkaliske filteret og kan da bruke en mindre del av dette filteret for å ta til seg samme mengde kalsium som høyere filterhastigheter trenger en større del av filteret for å rekke å ta til seg.

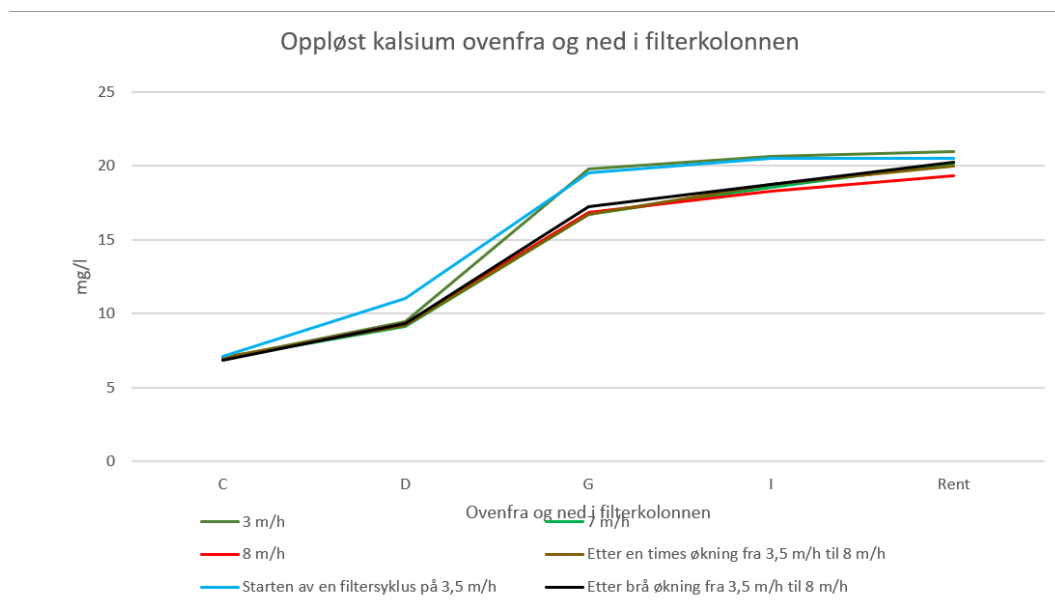
Figur 4.11 viser at det er etter de store hastighetsendringene at alkaliteten forblir som lavest i rentvannet. De er litt lavere enn ved en jevn filtersyklus med 8 m/h, og de bruker en større del av marmorlaget for å øke alkaliteten. En mulig grunn kan være at hastigheten ved endringene kan være enda høyere enn ved den stabile syklusen med 8 m/h, ettersom filterhastigheten svinger både over og under den satte hastigheten før pumpen finner riktig ytelse for å levere nøyaktig 8 m/h. En annen begrunnelse kan være at det gjennomsnittlig er mer avsatt slam i filterkolonnen før økning til 8 m/h enn ved en gjennomsnittsmengde slam for en jevn filtersyklus med 8 m/h. Mer slam i filterkolonnen gir større porevolum og

mindre volum for vannet og bevege seg i. Dette gjør at oppholdstiden går ned med mer avsatt slam i filterkolonnen. Med mindre oppholdstid vil vannet også ha mindre tid til å øke alkaliteten. Denne effekten vil derimot være større for filterlag høyere opp i filterkolonnen enn marmorlaget.

Ved bruk av Deffeyes diagram, i figur 2.4, kan det observeres der hvordan total karbonat øker mest mellom prøveuttak D og G. Ved bruk av diagrammet plottes alkalitet og pH inn. Prøveuttak D med omtrent 0,1 i alkalitet og 6 i pH får ganske lite mol/l karbonat i Deffeyes diagram. Prøveuttak G med omtrent 7,5 i pH og 0,5-0,7 i alkalitet får vesentlig høyere mol/l karbonatinnhold, fra diagrammet. Deretter går økningen tregere ettersom pH-linjene ligger tett og alkaliteten ikke øker spesielt.

I drikkevannsforskriften står det ingen krav om øvre grense for alkalitet til drikkevann (Helse- og omsorgsdepartementet, 2016). Det gjelder derimot for ledningsevne at vannet ikke skal være korrosivt, og ved en alkalitet på 0,6 mmol/l eller over, unngås det. Alle tilfellene i figur 4.11 har en alkalitet på over dette. Holsfjorden hadde i 2020 en middelvei på 0,22 mmol/l i alkalitet fra vannprøver tatt ved Toverud pumpestasjon. Som figur 4.11 viser, er økningen ved hjelp av marmorlaget betraktelig.

4.2.6 Oppløst kalsium



Figur 4.12: Oppløst kalsium nedover filterkolonnen. Seriene 3 m/h, 7 m/h og 8 m/h er gjennomsnittsverdier gjennom en filtersyklus.

Figur 4.12 viser hvordan oppløst kalsium utvikler seg nedover filterkolonnen, representert med prøveuttak C, D, G, I og prøveuttak for rentvann. Figur 3.9 viser nøyaktig plassering av prøveuttakene. At det finnes oppløst kalsium allerede i prøveuttak C kan være både fordi

det er naturlig litt kalsium i råvannet, og fordi marmoren vil blande seg litt oppover med filtersanden som er over.

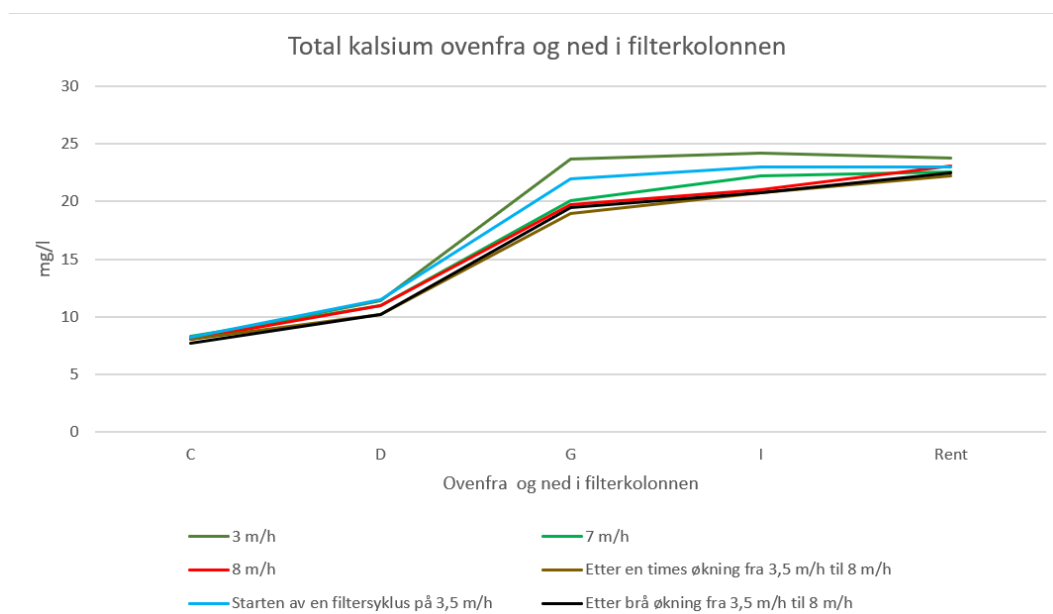
Vi ser fra figur 4.12 at 3 m/h , og *starten av en filtersyklus på $3,5\text{ m/h}$* nesten er like. Resten av de høyere hastighetene, inkludert etter de store hastighetsøkningene, er også relativt like hverandre. Dette handler om oppholdstid i marmorlaget. Andre forhold som kan være ulike fra dag til dag, og feilkilder ved prøvetaking, ser ut til å påvirke disse resultatene lite. Det er derimot mer oppløst kalsium i prøveuttak D for *starten på en filtersyklus på $3,5\text{ m/h}$* , enn gjennomsnittsverdiene for 3 m/h . Ettersom oppholdstiden til 3 m/h er lengre, burde det være motsatt etter teorien. Dette kan derimot være på grunn av variabelen; høyden på marmorlaget. Det kan ha vært et høyere marmorlag da prøvene i starten av en filtersyklus på $3,5\text{ m/h}$ ble tatt.

Den største økningen skjer mellom prøveuttak D og G for alle tilfeller. Dette vil si fra marmorlaget starter, til prøveuttak G, som er omtrent midt i marmorlaget. Etter dette skjer det også en økning, men med mye svakere stigningstall. Det er en antydning til at de to seriene med en stor hastighetsendring bruker marmorlaget etter prøveuttak I i større grad enn de andre tilfellene. Dette gjelder også enda litt svakere for serien med 8 m/h . Grunnen til at det er et raskere opptak av oppløst kalsium i starten er at opptaket går raskere når pH er lavere. Underveis i marmorlaget øker pH.

Ledningsevne ble analysert som en surrogatparameter for mengde oppløst kalsium. Hvis figur 4.7 og 4.12 sammenliknes kommer det frem at det er to meget like grafer. Mellom prøveuttak C og D stiger figur 4.7 litt raskere enn i figur 4.12. Ellers er det mye likhetstrekk, serien for $3,5\text{ m/h}$ er i begge figurene litt høyere enn 3 m/h ved prøveuttak D. I resterende prøveuttak er de to seriene omtrent identiske for begge figurene, med en stagnering i økningen i prøveuttak I, og kun en minimal økning mellom prøveuttak G og I. De høyere hastighetene følger også hverandre relativt likt i begge figurer, med en forskjell i at det er 8 m/h som ender opp lavest i figur 4.12.

I drikkevannsforskriften står det ingen øvre grense for kalsiuminnhold i vann (Helse- og omsorgsdepartementet, 2016). Det står derimot en grense på ledningsevne, og mye oppløst kalsium vil påvirke denne. Det er også ønskelig med en likevekt mellom kalsiumkarbonat og vann, for en optimal korrosjonskontroll. For å klare dette måtte marmorlaget derimot vært mye lengre.

4.2.7 Total kalsium



Figur 4.13: Total kalsium nedover filterkolonnen. Seriene 3 m/h, 7 m/h og 8 m/h er gjennomsnittsverdier gjennom en filtersyklus.

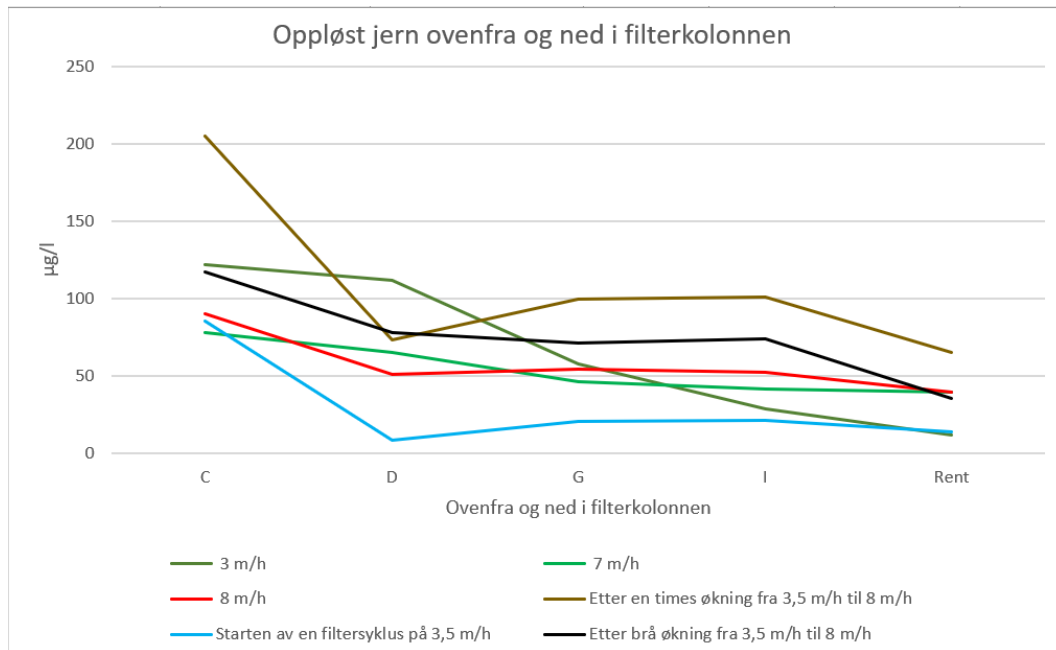
Figur 4.13 viser hvordan total kalsium utvikler seg nedover filterkolonnen, representert med prøveuttak C, D, G, I og prøveuttak for rentvann. Figur 3.9 viser nøyaktig plassering av prøveuttakene. I figur 4.13 skjer det en spredning av hvordan de ulike filtersyklusene utvikles fra prøveuttak D og utover. Unntaket er de tre seriene 8 m/h, etter en brå økning og etter en økning over en time, som er relativt like. 7 m/h bruker frem til prøveuttak I for å øke total kalsium i vannet. 3 m/h og starten av en filtersyklus på 3,5 m/h bruker hovedsakelig frem til prøveuttak G for å øke total kalsium, men har også en svak økning mellom prøveuttak G og prøveuttak I. Etter prøveuttak I stagnerer økningen. 8 m/h og de store hastighetsendringene bruker hele filteret også etter prøveuttak I og frem til rentvann, på å øke total kalsium. Dette er på grunn av oppholdstiden i filteret ved de ulike hastighetene.

Den aller største økningen for alle filtersyklusene er mellom prøveuttak D og G, i starten av marmorlaget til omtrent midt i laget. Noe som synes fra figuren, er at stigningen faktisk er større mellom prøveuttak C og D, enn mellom prøveuttak G og rentvann, og det til tross for at marmorlaget først starter i prøveuttak D. Det kan derimot likevel være blandet litt kalsiumkarbonat opp i filtersanden etter tilbakespyling. Dette kan forklares av at pH lengst oppe i det alkaliske laget legger forholdene til rette for et raskere opptak av kalsium.

Det er ingen øvre grense for total kalsium i drikkevannsforskriften (Helse- og omsorgsdepartementet, 2016), her gjelder det samme som for delkapittel 4.2.6. I 2020 var middelverdien av kalsium i Holsfjorden på 5,02 mg/l (Bjerke, 2021). Dette var fra vannprøver tatt ved inntaket til Toverud pumpestasjon. Kalsiumverdien er økt litt fra verdien i Holsfjorden allerede før prøveuttak C. Dette kan ha skjedd i ledningsnettets på veien fra Holsfjorden til

Kattås.

4.2.8 Oppløst jern



Figur 4.14: Oppløst jern nedover filterkolonnen. Seriene 3 m/h, 7 m/h og 8 m/h er gjennomsnittsverdier gjennom en filtersyklus.

Figur 4.14 viser hvordan oppløst jern utvikler seg nedover filterkolonnen, representert med prøveuttak C, D, G, I og prøveuttak for rentvann. Figur 3.9 viser nøyaktig plassering av prøveuttakene. Som vi ser fra figur 4.14 er mengde oppløst jern relativt ulik ut ifra filtersyklus. I starten av en filtersyklus på 3,5 m/h skjer den største fjerningen av oppløst jern mellom prøveuttak C og D. Når filterhastigheten er såpass lav skjer det en effektiv fjerning tidlig i filterkolonnen. Deretter ser vi at på denne hastigheten holder den seg ganske lik fra prøveuttak D og til rentvann. Den går litt opp igjen i prøveuttak G og I, men dette kan være en feilkilde ved måling eller prøvetaking, eller reaksjoner i marmorlaget.

Når vi ser på gjennomsnittsverdiene gjennom en filtersyklus med 3 m/h i prøveuttak D ser vi at mengdene er mye større enn i starten av syklusen på 3,5 m/h. Dette er to ulike hastigheter, men grunnen til at de er mer ulike enn 3 m/h er med 7 m/h og 8 m/h, er fordi verdiene i slutten av syklusen med 3 m/h trekker gjennomsnittet opp. Dette er fordi filteret fylles med slam og jern ovenfra og ned. Desto lenger ut i syklusen, desto lenger ned i filteret brukes til avsetning av partikler. Ved 3 m/h går filtersyklusen så lenge før det blir trykkfall, at den også på slutten av syklusen får brukt nederste del av marmorlaget for å fjerne oppløst jern.

Seriene med 7 m/h og 8 m/h starter litt forskjellig, men ender ganske likt. 8 m/h har en bråere reduksjon mellom prøveuttak C og D enn 7 m/h har, og etter dette stagnerer reduk-

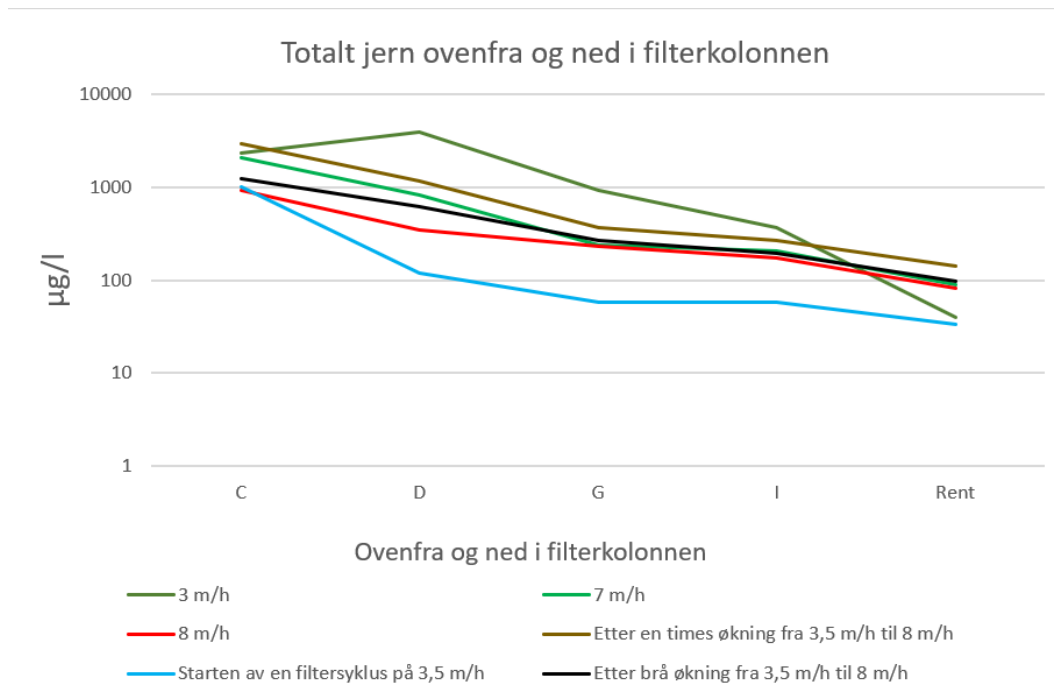
sjonen før vannet er blitt rentvann. Grunnen til dette er at ved de høye hastighetene rekker ikke filtersyklusen og gå så lenge før det skjer et trykkfall i filterkolonnen. 7 m/h rekker å bruke ned til prøveuttak G før reduksjonen stagnerer. Hadde filtersyklusen med de høye hastigheten gått lenger kunne også disse utnyttet seg av større deler av filterkolonnen.

Det er serien for etter en times økning som ender opp med høyest innhold av oppløst jern i drikkevannet. Det er derimot en mulighet for at dette er forskjellig fra den brå økningen fordi prøvene for en times økning ble tatt en time senere enn for den brå økningen. I disse to seriene er det ikke noen verdier fra slutten av filtersyklusen, derfor er grafen ganske flat mellom prøveuttak G og I. Det er et gjennomsnitt av flere øyeblikkssituasjoner rundt den samme tiden. Det spesielle ved grafene for de to store hastighetsøkningene er at reduksjonen stagnerer mellom G og I, men likevel er det en reduksjon fra I til rentvann. Dette kan være fordi det ved prøveuttakene ut fra filteret kan være lettere å få med avsatte partikler fra filteret. Rentvannsuttaket kommer ikke med den feilkilden, med mindre man åpner uttaket fullt og vannproduksjonen øker. Dette gjelder derimot også de andre filtersyklusene, og der vises ikke det samme fenomenet i like stor grad.

Kravet for jerninnhold i drikkevannsforskriften er at det ikke skal overskride 0,2 mg/l (Helse- og omsorgsdepartementet, 2016), dette tilsvarer 200 µg/l. Mattilsynets veileder sier at ved et koaguleringsanlegg burde det kunne forventes et restinnhold på jern på under 0,15 mg/l (Mattilsynet, 2021b). Det er kun etter en times økning i prøveuttak C som overskrider kravet og forventningen. Derfor er det ingen problem med å øke verken over en time eller brått når det kommer til innhold av oppløst jern i drikkevannet. Den konklusjonen må derimot vente til neste delkapittel om det totale jerninnholdet.

For å sammenlikne hvilken form av oppløst jern som finnes ved de ulike pH-verdiene, se figur 2.6. Etter tilførsel av koagulant og før filterkolonnen er pH på omtrent 4,26. Ved dette tidspunktet er konsentrasjonen av Fe, 3 mg/l. Dette tilsvarer $5,37182 \cdot 10^{-5}$ mol/l, som igjen tilsvarer $\log[\text{Fe}] = -4,27$ for mol/l. Med disse to tallene kan figur 2.6 benyttes for å se form for koagulering og jern. Etersom vannet beveger seg til filterkolonnen blir det mindre jern og høyere pH. Da kan vi se av figur 2.6 at det løses opp jernhydroksyd. Den jevne filtersyklusen på 8 m/h har for eksempel omtrent en jernkonsentrasjon på 0,1 mg/l i uttak C ut i fra figur 4.15. Dette tilsvarer $\log[\text{Fe}] = -5,75$ i mol/l. pH er på litt over 4,5. Det er altså omtrent optimalt for jernhydroksyd å dannes ved disse forholdene. Det hadde vært enda mer optimalt med en pH nærmere 4 ved denne jerdosen.

4.2.9 Totalt jern



Figur 4.15: Totalt jern nedover filterkolonnen. Seriene 3 m/h, 7 m/h og 8 m/h er gjennomsnittsverdier gjennom en filtersyklus. Y-aksen er i logaritmisk skala.

Figur 4.15 viser hvordan totalt jern utvikler seg nedover filterkolonnen, representert med prøveuttak C, D, G, I og prøveuttak for rentvann. Figur 3.9 viser nøyaktig plassering av prøveuttakene.

I starten av en filtersyklus på 3,5 m/h kan vi se at det er avsatt jern fra koagulantene i kun øverste del av området hvor dette forsøket har prøveuttak. Dette er fordi filtersyklusen har gått i såpass kort tid. Etter at vannet har beveget seg gjennom filterkolonnen ned til prøveuttak er det fjernet tilfredstillende mengde total jern, og det skjer ikke en videre reduksjon lenger ned i filterkolonnen. At 3 m/h øker så mye i prøveuttak D kan være ett tilfelle ved 3 m/h med mulige feilkilder som hever gjennomsnittsverdien mye. Det er trolig ingen grunn til at jernverdien i prøveuttak D skal være såpass mye høyere enn i det tidligere prøveuttaket C.

Grunnen til at filtersyklusene med 7 m/h og 3 m/h starter så høyt i jernmengde i prøveuttak C i forhold til serien med 8 m/h, er fordi disse filtersyklusene varer lenger og her er det prøvene tatt i slutten av filtersyklusen, som hever gjennomsnittsverdien. Prøvene tatt i slutten ved en filtersyklus med 8 m/h hever ikke gjennomsnittsverdiene til 8 m/h særlig, ettersom de ikke er så forskjellige fra startverdiene, da denne filtersyklusen ikke varer i mange timer. Figur 4.15 dokumenterer at den lengre filtersyklusen med 3 m/h rekker å bruke større deler av filteret til reduksjon av jern, og denne serien har derfor en del høyere verdier av totalt jern i prøveuttak G, enn de andre filtersyklusene.

Serien for en times økning kan ha høyere jernverdier enn serien med en brå økning fordi vannprøvene er tatt en time senere enn ved sistnevnte. Filtersyklusen har da rukket og gått en time på mye høyere hastighet enn 3,5 m/h i forhold til den brå økningen som nettopp hadde en hastighet på 3,5 m/h. Det er de store hastighetsøkningene som ender opp med størst mengde totalt jern i rentvannsprøven, 8 m/h er derimot ikke mye lavere enn den brå økningen. Selv om gjennomsnittsverdiene til 3 m/h er høyere enn i starten av en filtersyklus på 3,5 m/h gjennom filterkolonnen, skjer det en omtrent like god fjerning før rentvannsut-taket for begge to.

Kravet for jerninnhold i drikkevannsforskriften er at det ikke skal overskride 0,2 mg/l (Helse- og omsorgsdepartementet, 2016), dette tilsvarer 200 µg/l. Mattilsynets veileder sier at ved et koaguleringsanlegg burde det kunne forventes et restinnhold på jern på under 0,15 mg/l (Mattilsynet, 2021b). Det er vanskelig å se nøyaktig verdi fra figur 4.15 i punktet for rentvann. Verdiene kan hentes fra loggen i vedlegg A, og loggen viser at det er ett tilfelle med 7 m/h som overskrider kravet om under 0,2 mg/l restjern i drikkevann. Ellers er det ett tilfelle med brå økning fra 3 til 8 m/h som akkurat overskrider Mattilsynets forventning på 0,15 mg/l for rent vann. Dette er derimot en enda større økning enn de vanlige økningene fra 3,5 til 8 m/h. Middelinholdet av Jern i Holsfjorden i 2020 var på 0,019 mg/l (Bjerke, 2021). Verdien er fra vannprøver tatt ved Toverud pumpestasjon. Dette i seg selv er under kravet til drikkevannsforskriften. Jerninnholdet økes derimot når koagulanten PIX tilsettes, så forventningen handler om å ikke ha en for stor rest av tilført koagulant.

4.2.10 Betydningen av marmorlaget

Resultatene viser at det skjer reduksjonen av jern og partikler i marmorlaget. Det blir brukt som en slags buffer for de ulike filterhastighetene, desto høyere hastighet desto mer av marmorlaget brukes til fjerning av partikler og jern, samt til økning av ledningsevne, alkalitet og pH. Ved lav hastighet og i starten av syklusen brukes hovedsaklig toppen av marmorlaget for å produsere drikkevannskvalitet. Høyere hastigheter eller senere i en filtersyklus for lav hastighet vil bruke en større del av marmorlaget for å endre vannet til tilfredstillende drikkevannskvalitet. Figur 4.11 viser hvordan hastighetene på 7 m/h og 8 m/h bruker en større del av marmorlaget på å justere alkalitet.

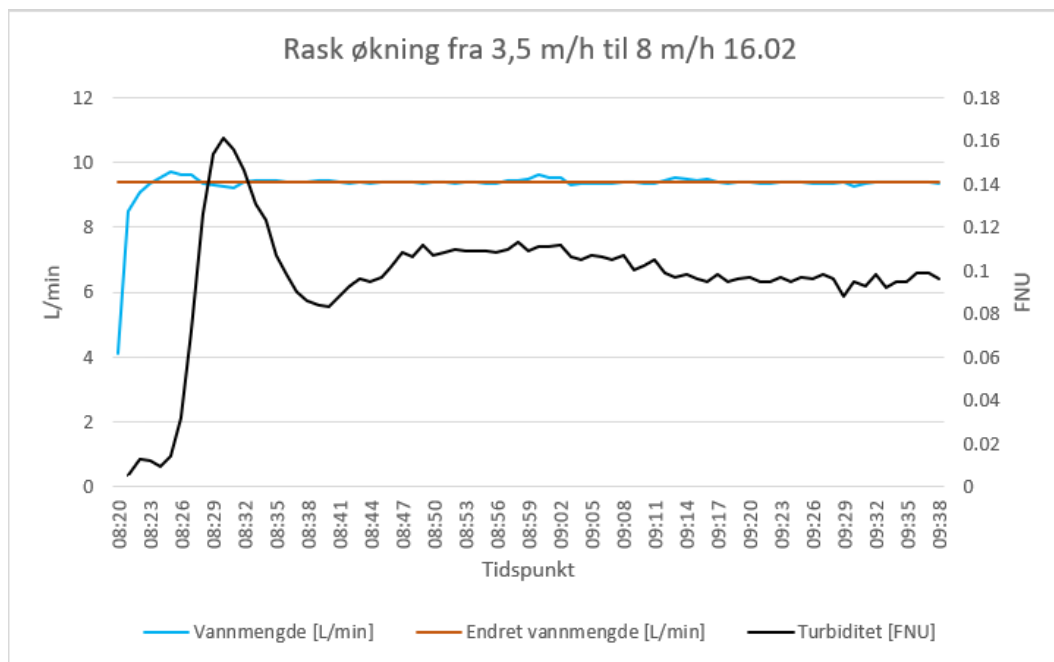
Selv om det er skrevet i litteratur som (Ødegaard mfl., 2014) at marmorlaget er der for korrosjonskontroll og ikke partikkelfjerning, viser dette forsøket i pilotanlegg at marmorlaget bidrar til forbedring av vannkvalitet og fjerning av partikler. Asplan Viak har derimot skrevet at det opprinnelig også var tenkt at det alkaliske filteret kunne brukes til partikkelfjerning i tillegg. "Filtrering gjennom alkaliske filtre hadde også som funksjon å fjerne partikler fra råvannet, og å redusere vannets innhold av aluminium." - (Brandt og Ording, 2009).

Ut i fra resultatene fra dette forsøket er det også tydelig at farge ikke fjernes spesielt bra

i marmorlaget. Denne reduksjonen ser ut til å skje i de øvre filterlagene med filtralite og filtersand, uten at det er tatt noen vannprøver ut fra filtralite-laget. Fargen er derimot betydelig lavere enn fargen i råvannet innen det beveger seg til det øverste prøveuttaket i dette forsøket.

4.3 Overordnet diskusjon

4.3.1 Diskusjon av brå økning



Figur 4.16: Eksempel på en rask økning fra 3,5 m/h til 8 m/h den 16.02. Y-aksen viser L/min, da Guard opererer i L/min. *Vannmengde* er den faktiske vannmengden pilotanlegget produserer hvert minutt, *Endret vannmengde* er vannmengden innstilt i styringssystemet til en hver tid.

Ved en brå økning ble filterhastigheten endret i Guard fra 3,5 m/h til 8 m/h, på sekundet. Figur 4.16 viser et eksempel på en slik økning. I følge figuren brukte anlegget rundt 12 minutter på å justere til riktig filterhastighet, selv om det også forekommer mindre svingninger underveis. Etter rundt 6 minutter begynner eksempelet i figur 4.16 å få en brå økning i turbiditet. Dette er angivelig en turbiditetsreaksjon på rykket i filterhastighet, der filteret dyttes nok til at allerede fastsatte partikler blir med ut i drikkevannet. Filterkoeffisienten for løsrivning i likning 2.8 ser ut til å endre seg midlertidig. Denne første turbiditetstoppen senker seg litt etter at vannet har rukket å gå gjennom filteret og det kun er vann med den nye hastighetsinnstillingen i systemet.

Etter fallet til den første turbiditetstoppen viser figur 4.1 at det tar rundt 20 minutter med en saktere og jevn økning, før turbiditeten stabiliserer seg omtrentlig på horisontal linje. I

de ulike forsøkene med brå økninger i figur 4.1 er det en relativt stor forskjell på hvor høy turbiditeten var. Ett av forsøkene viser at en brå økning ender opp med en lavere turbiditet enn ved en sakte økning. Andre forsøk får en voldsom turbiditetstopp de første minuttene før de legger seg omtrentlig likt med de andre forsøkene.

Hva som kan skyldes disse forskjellene er vanskelig å si. Pilotanlegget kan ha vært bedre spylt, hatt en mer optimal tykkelse på marmorlaget eller en mer nøyaktig blanding av PIX den dagen den greide å holde en lavere turbiditet. Ved de høye toppene kan tilbakespylingen ha hatt en mindre effekt, altså at det var mer partikler til stede i filteret som ble rykket ut ved den brå økningen. Spylingen skal ha vært lik hele vegen, bortsett fra endringen i rutiner som står beskrevet i delkapittel 3.2.3. Denne endringen skjedde 16.02.2021. Det ene tilfellet som har stabilisert seg lavere enn de andre brå økningene i figur 4.1 er det eneste tilfellet som ble gjennomført rett før endringen i spylrutiner. Dette kan tyde på at endringen i spylrutiner har påvirket de andre resultatene. Det er derimot for få målinger med brå økning før spyleendringene til å kunne konkludere med det. Dette kan være en tilfældighet, det er likevel store variasjoner i turbiditetstoppen blant målingene gjort etter endringen i spylrutiner. Ellers har marmorlaget variert litt, ettersom det ikke har blitt fylt på marmor ved hver spyling, men ved behov. Dette er på grunn av den ekstra modningstiden påfylling av marmor påførte. Forskjellene kan også skyldes selve turbidimeteret. Turbidimeteret som måler rentvann i sanntid vaskes jevnlig, men er en mulig feilkilde avhengig av om den nylig var blitt vasket eller ikke.

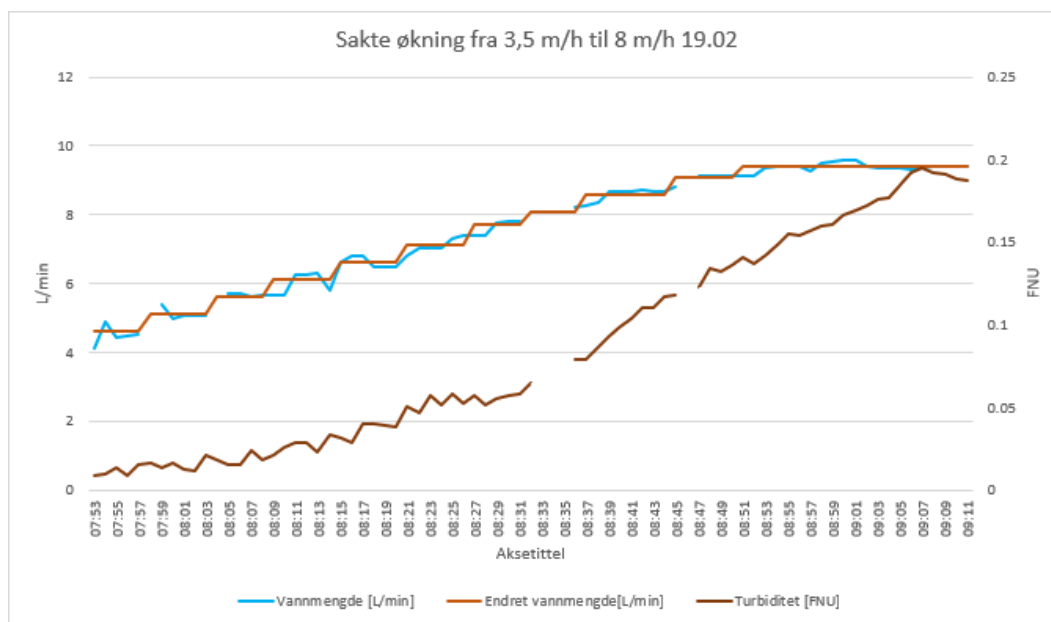
Turbiditetstoppen holder seg under Mattilsynets forventning til koaguleringsanlegg om under 0,2 FNU i turbiditet, ved tre av tilfellene. To av tilfellene er godt over dette. Alle tilfellene holder seg derimot under drikkevannsforskriftens krav om under 1 NTU i turbiditet (Helse- og omsorgsdepartementet, 2016). Som figur 4.1 viser, stabiliserer filtersyklusene med en brå økning seg såvidt under 0,2 i turbiditet. I dette forsøket var det ønskelig at turbiditeten skulle holde seg under 0,1 FNU, da det er det ABV ønsker å ha som resultat når anlegget driftes normalt (Bjerke, 2021). Norsk Vann rapport A 188 skriver også at det er betydelig økt log-reduksjon for flere mikroorganismer når turbiditeten senkes fra 0,2 til 0,1 FNU (Eikebrokk, 2012). Det var kun et av forsøkene med brå økning som holdt seg i nærheten av en turbiditet på 0,1 FNU. I alle de andre tilfellene ville det vært bedre å spyle for å oppnå en slik turbiditet. Om en stabilisering på under 0,2 FNU er godt nok, fungerer disse brå økningene, ettersom de stabiliseres såvidt under, også etter tiden figur 4.1 viser. De har derimot i tillegg den lille perioden med turbiditetstoppen som er godt over 0,2 FNU, men som likevel holder seg under kravet på under 1 NTU fra drikkevannsforskriften (Helse- og omsorgsdepartementet, 2016).

Når det kommer til de andre vannkvalitetsparameterne går flere av forsøkene med brå økning over Mattilsynets forventning om under 5 mg Pt/l i farge på drikkevannet ved koa-

guleringsanlegg (Mattilsynet, 2021b). Drikkevannsforskriften setter også som krav at det ikke skal være noen unormale endringer i farge eller turbiditet. Hva som menes med unormalt er uklart, men ut ifra loggen i vedlegg A står det at den største fargeendringen ved brå økning gikk fra 2 mg Pt/l til 8 mg Pt/l. Dette er en økning på 6 mg Pt/l, og de fleste abonnentene ville nok ikke merket denne fargeendringen. For turbiditet var den største endringen på 0,087 FNU. Dette er sannsynligvis heller ikke merkbart for de fleste abonnenter. Endringene i farge og turbiditet var derimot regnet fra laboratorieverdiene som ble analysert fra vannprøvene som ble tatt rundt 15 minutter etter økning. Det kan ha vært høyere verdier ved andre tidspunkt. Dette er kun et øyeblikksbilde. Rundt 15 minutter etter økning er tidspunktet da den største turbiditetstoppen som registreres i sanntidsmålingene har begynt å senke seg igjen. Som figur 4.16 og 4.1 viser så vil den brå turbiditetstoppen som skjer rett etter økning regnes som en unormal endring en liten periode. Dette er ikke noe som ville skjedd ved normal drift uten at noe var galt.

Ett av tilfellene ved brå økning overskrider Mattilsynets forventning om under 0,15 mg/l jern for koaguleringsanlegg som bruker jernbasert koagulant. Dette såvidt, med 0,16 mg/l. Filtersyklusene holder seg likevel alltid under drikkevannsforskriftens krav på under 0,2 mg/l (Helse- og omsorgsdepartementet, 2016) for rent vann.

4.3.2 Diskusjon av økning over en time



Figur 4.17: Eksempel på en sakte økning fra 3,5 m/h til 8 m/h den 19.02. Y-aksen viser L/min, da Guard opererer i L/min. *Vannmengde* er den faktiske vannmengden pilotanlegget produserer hvert minutt, *Endret vannmengde* er vannmengden innstilt i styringssystemet til en hver tid.

Ved de sakte økningene over en time ble filterhastigheten i Guard økt hvert 6. minutt med

0,5 L/min, bortsett fra siste økning, der økningen var på 0,3 L/min. Figur 4.17 viser et eksempel på en slik sakte økning. Her svinger den faktiske vannmengden litt rundt den bestemte vannmengden i Guard hele tiden, ettersom det økes ofte, uten å være på en hastighet lenge nok til at vannmengden stabiliseres. I figur 4.1 kan det se ut som at turbiditeten øker med en svak stigning frem til rundt 20 minutter. Etter 20 minutter er økningen kommet opp i 53,4 %, derfra begynner den å stige med et litt brattere stigningstall. Fra omtrent 40 minutter har den det bratteste stigningstallet, etter 40 minutter er økningen i filterhastighet innstilt på 100,5 % fra utgangspunktet. Den stabiliserer seg på omtrentlig den høyeste turbiditeten i opptrappingen 11 minutter etter at 130 % økning er oppnådd, og økningen er stoppet. Den bratte stigningen ved 40 minutter, dukker opp 11 minutter etter at det er stilt inn 7 L/min i Guard. Omregnet er dette omtrent 6 m/h, altså en økning på 70,7 %.

De ulike forsøkene med en times økning fra 3,5 m/h til 8 m/h er relativt jevne, uten store avvik. Det kan se ut som at dersom denne måten å trappe opp på velges, så er det forutsigbart hva som er i vente, uten noen store overraskelser. Dette til tross for at forsøkene er tatt på like ulike tidspunkt og i stokastisk rekkefølge, som forsøkene med brå økninger. De er derimot alle tatt etter endringene i spyleregime 16.02. Turbiditeten ved en times sakte økning i filterhastighet dukker i følge laboratorieverdiene i vedlegg A akkurat over 0,2 FNU ved de fleste tilfeller. Dette er akkurat over Mattilsynets forventning til koaguleringsanlegg, og eget mål om en turbiditet på under 0,1 FNU overholdes heller ikke. I følge sanntidsmålingene av turbiditet vi ser fra figur 4.1 er de derimot aldri over 0,2 FNU i turbiditet. Her varierer det altså litt mellom analyserte verdier og sanntidsmålingene. Hvilke som er mest korrekte til en hver tid er vanskelig å si og kan også variere. Turbiditeten stabiliserer seg i følge sanntidsmålingene av turbiditet omtrentlig rundt 0,18 FNU.

Når det kommer til andre drikkevannsparemetere så overskrides Mattilsynets forventning om fargetall for drikkevann ved koaguleringsanlegg i tre av forsøkene med en times økning fra 3,5 til 8 m/h, som loggen i vedlegg A avslører. Dette er derimot ikke et krav. Utifra vedlegg A er den største fargeøkningen fra 3,5 m/h til 8 m/h på 6 mg Pt/l. Det er mest sannsynlig ikke en for stor økning til å bryte kravet om ingen unormale endringer i vannets farge fra drikkevannsforskriften (Helse- og omsorgsdepartementet, 2016). Ingen unormale endringer gjelder også for turbiditeten. I følge laboratorieanalyserte verdier for turbiditet, var den største endringen ved økning på 0,116 FNU. Dette er sannsynligvis ikke merkbart for de fleste abonnenter. Endringene i farge og turbiditet var derimot regnet fra laboratorieverdiene som ble analysert fra vannprøvene som ble tatt rundt 15 minutter etter økning. Det kan ha vært høyere verdier ved andre tidspunkt. Dette er kun et øyeblikksbilde. Som figur 4.17 viser er den sanntidsmålte turbiditeten fortsatt stigende 15 minutter etter økningen over en time. I følge differansen i eksempelet i figur 4.17 har turbiditeten ved sanntidsmålingene der endret seg med 0,182 FNU. Fra rett før økning, til høyeste målte topp.

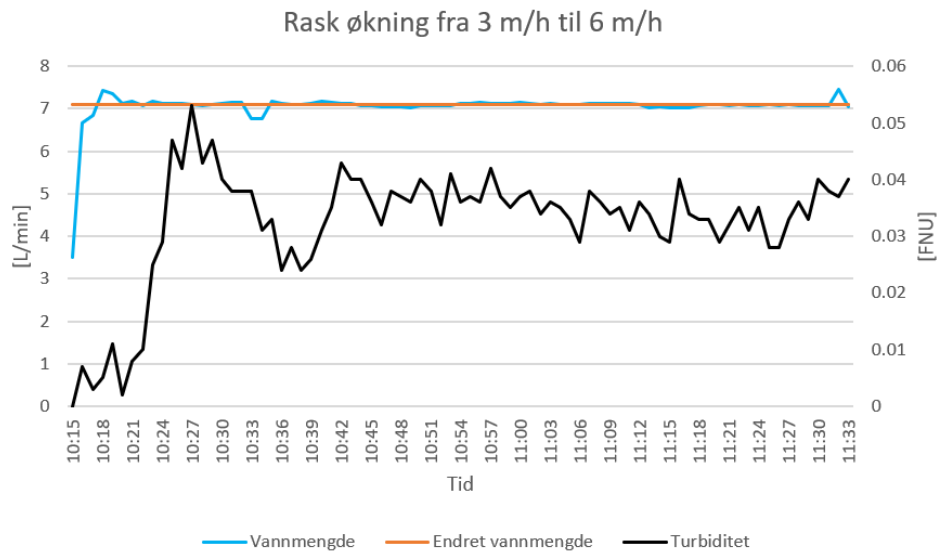
4.3.3 Sammenlikning

Når en brå økning og en økning over en time sammenlignes, viser det seg at de begge får en økning i turbiditet som stabiliserer seg på et høyere nivå enn hvis filterne spyles først. Dette pilotforsøket tyder altså på det samme som pilotforsøket i Canada i 1999, at turbiditeten ikke senkes tilbake til utgangspunktet etter en stor hastighetsøkning. Dette selv om forsøket i Canada hadde en vesentlig lavere oppøkning i hastighet, og et tomedia filter (Emelko, 2001).

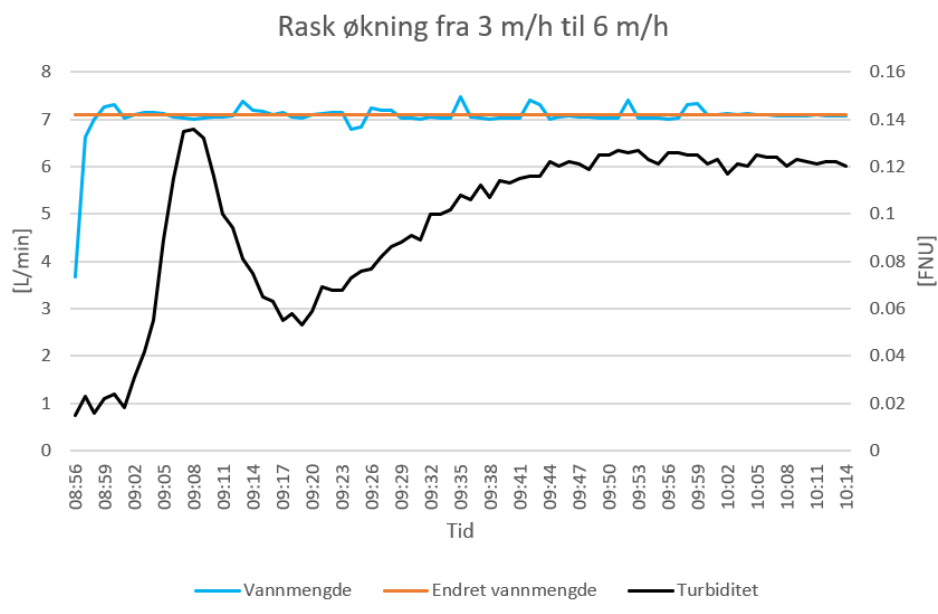
En brå økning innebærer et rykk der det oppstår en topp av turbiditet rett etter start der den brå økningen i hastighet sannsynligvis river med seg partikler som allerede har satt seg i filteret. Denne toppen kommer omtrent etter tiden det tar for den nye hastighetsendringen og komme langt nok ned i filterkolonnen til at avsatte partikler rykkes ut. Økningen som kommer etter tid ved en sakte økning over en time dukker også opp etter tid ved brå økning, etter at den første toppen har senket seg. Forskjellen på den jevne økningen og den brå toppen viser seg å være at den brå turbiditetstopp som viser seg i starten ved en brå økning er mer ustabil enn den sakte økningen, som 4.1 viser. Ved ett tilfelle var det en lavere turbiditetstopp ved en brå økning enn ved en sakte økning, men som figur 4.1 tydelig viser kan en brå økning føre til en mye høyere turbiditetstopp ved de fleste av tilfellene. Det er viktig å unngå store turbiditetstopper. Fjerning av turbiditet kan også være med på å fjerne patogene blant partiklene (Hem, 2020b).

Det figur 4.1 ikke viser er hvordan turbiditeten stabiliserte seg etter den viste tiden, og her var det omtrent like høyt for begge metoder. Når det kommer til innhold av jern i rentvannet er det kun ett tilfelle ved en brå økning som overskrider Mattilsynets forventning om under 0,15 mg/l jern i drikkevann ut fra koaguleringsanlegg (Mattilsynet, 2021b). Dette var derimot fra ett forsøk på en brå økning fra 3 til 8 m/h, altså en enda litt større økning. Her er de sakte økningene over en time alle under denne verdien. Både en brå økning og en økning over en time overskrider Mattilsynets forventning om under 5 mg Pt/l ut fra koaguleringsanlegg. For disse parameterne er det altså ingen store argumenter for å velge den ene eller den andre metoden. Igjen er prøvene som er tatt nedover filterkolonnen etter økning kun et øyeblikksbilde, og andre tidspunkt kan vise noe annet.

4.3.4 To forsøk fra 3 m/h til 6 m/h



Figur 4.18: Eksempel av en brå økning fra 3 m/h til 6 m/h. Y-aksen viser L/min, da Guard opererer i L/min. *Vannmengde* er den faktiske vannmengden pilotanlegget produserer hvert minutt, *Endret vannmengde* er vannmengden innstilt i styringssystemet til en hver tid.



Figur 4.19: Eksempel på en brå økning fra 3 m/h til 6 m/h. Y-aksen viser L/min, da Guard opererer i L/min. *Vannmengde* er den faktiske vannmengden pilotanlegget produserer hvert minutt, *Endret vannmengde* er vannmengden innstilt i styringssystemet til en hver tid.

For å få et visst innblikk i hva som foregår når økningen skjer fra 3 m/h til 6 m/h, som er en dobling, men mindre enn hva som blir undersøkt nøye i dette forsøket, ble det gjort to tester på dette. Figur 4.18 og 4.19 viser disse to testene.

Figur 4.18 og 4.19 kan indikere at en brå økning kan gå fint opp til en viss hastighet. Det er derimot for lite å konkludere på det etter to forsøk. Igjen kan det se ut som at en slik brå økning har relativt ulike resultater fra gang til gang, ettersom turbiditeten holder seg under 0,06 FNU ved det ene forsøket og under 0,14 FNU ved det andre forsøket. Forsøket der turbiditeten holdt seg under 0,1 FNU er vellykka med tanke på eget mål om en turbiditet under 0,1 FNU ut fra filterkolonnen. Skal det derimot vektas den forventete turbiditeten på under 0,2 FNU i koaguleringsanlegg som Mattilsynet skriver om (Mattilsynet, 2021b), så er begge disse vellykkete med tanke på en trygg økning, om kun turbiditet vektas.

Videre arbeid med forsøk på disse hastighetene kan være å undersøke om turbiditeten vil rekke å senke seg igjen i disse tilfellene, da en filtersyklus med en slik lavere hastighet kan vare i flere timer enn med 8 m/h. Forsøket fra 3 til 6 m/h med laboratorieanalyserte vannprøver, viser at alle vannkvalitetsparametere undersøkt i dette forsøket er under alle krav og forventninger fra drikkevannsforskriften og Mattilsynet. Dette gjelder både før og etter økningen, som vist i loggen i vedlegg A. Drikkevannsforskriften sier også at det ikke skal være noen unormale endringer i farge eller turbiditet. Fargen øker kun med 1 mg Pt/l etter økningen og turbiditeten øker med 0,04 FNU. Dette er ingen unormale endringer som abonnentene vil reagere på og vurderes til å være lovlig. Den brå økningen fra 3 til 6 m/h ser derfor ut til å være godkjent ved alle vannkvalitetsparametere undersøkt her. Deretter er spørsmålet om det er bedre enn å spyle eller ikke, som avhenger av hvor lenge filtersyklusen ville vart og hvor stor variasjonen i turbiditetstoppen er ved flere forsøk.

4.3.5 Spyling før økning

Alternativet til å fortsette driften på eksisterende filtersykluser ved ett brått behov for økning, er å tilbakespyle ett eller flere av filterne først. Ut i fra dette forsøket tilsier en slik tilbakespyling at turbiditeten kommer til å være lavere og at korrosjonskontrollen fungerer bedre. Haken er derimot at modningstiden i dette pilotforsøket, spesielt med tilførsel av marmor før spyling var lang. Ved det ekte, fullskala anlegget som skal bygges, kommer tilførsel av marmor til å skje før hver tilbakespyling av filterne hos ABV (Bjerke, 2021). Selv om modningstiden var lang for pilotanlegget under dette forsøket er grunnen til det usikker, det betyr derfor at de nødvendigvis ikke kommer til å slite med en slik lang modningstid ved det fullskala anlegget. Se vedlegg A for en oversikt over modningstidene under forsøket.

Forskjellen er derimot også at etter den lange modningstiden ved det nyspylte filteret senker turbiditeten seg til under 0,1 FNU, i følge sanntidsmålingene. Til sammenlikning rekker ikke turbiditeten å senke seg igjen ved de store hastighetsendringene. En filtersyklus med 8

m/h har vart omtrent i 8 timer under dette forsøket. Det er ikke prøvd å kjøre filtersyklusen i sin helhet til trykkfall etter økning, men turbiditeten senker seg ikke innen to timer etter økning. Etter dette er det ikke lenge igjen av filtersyklusen med 8 m/h, maksimalt 2 timer igjen før trykkfall, sannsynligvis mindre. Dette etter beregning at filterhastigheten er økt fra 3,5 m/h, etter at trykkfallet har bygd seg opp til å bli 50-85 % av hva anlegget takler ved en filtersyklus med 8 m/h.

Hvis det er en krisesituasjon er ikke viktigheten av å vente til turbiditeten er under 0,1 der. Det er ikke farlig med vann som har høyere turbiditet enn dette, som vi også ser av tabell 2.2 med krav fra drikkevannsforskriften om en turbiditet på under 1 NTU. Se også forskjellen på reservevann, nødvann og krisevann i kapittel 2.1. Ved en situasjon der det leveres krisevann kan vannkvaliteten være dårligere, det må da derimot gis beskjed til kommuneoverlege og abonnentene, slik at vannet ikke brukes til drikkevann uten å eventuelt kokes.

4.3.6 Bygging av nye anlegg

En brå økning av filterhastighet kan forekomme både hos det fremtidige nye anlegget til ABV og det fremtidige nye reservevannsanlegget til Oslo VAV. Andre faktorer ved disse anleggene er også viktige for å sørge for at anleggene er forberedt på store hastighetsøkninger. Ved slike store økninger, om det er med eller uten spyling først, så kommer ledningsnettet til å bli skylt for bunnsedimenter i rørene. Det legger seg bunnsedimenter i bunnen av rørene ved langvarig og jevn drift, men økes hastigheten i rørene voldsomt vil dette bli spylt med av vannet og dukke opp hos abonnentene, som et mer grumset og farget vann. En løsning på dette er å skylle ledningsnettet regelmessig slik at det ikke samles opp mye bunnsedimenter over tid.

For å hjelpe til å takle store hastighetsendringer slik som i dette forsøket er rentvannsbassenger hjelpelige. Et rentvannsbasseng kan medvirke til at anleggene får tiden som skal til, for å øke filterhastigheten kvalitativt. Rentvannsbasseng kan forsørge innbyggerne en periode slik at anlegget kan omstille seg. Rentvannsbasseng er planlagt ved de nye anleggene, og er en viktig faktor som påvirker problemstillingen i denne rapporten. Flere utjevningstanker og høydebasseng på nettet er også hjelpelig ved brå økninger i vannbehov. Vannproduksjonen hos Oslo VAV's anlegg styres av nivå i rentvannstank. Synker dette nivået mye vil derfor anlegget automatisk begynne å produsere mer drikkevann. En kontroll på hvor brått dette skjer i form av for eksempel ventiler på nettet vil også være hjelpelig.

Om noen av filterkolonnene settes til spyling og ikke alle, vil det være lurt å styre hvor mye vann som går gjennom de som ikke spyles, så de ikke må takle økningen i vannbehov i tillegg til å produsere vannmengden til de andre filterkolonnene som står til spyling.

4.4 Feilkilder

På lave filterhastigheter spesielt er vannet som tas ut i prøvetakingen en vesentlig del av vannet som går gjennom anlegget. Denne forstyrrelsen kan føre til strømmer inne i filteret som drar med seg partikler som alt har satt seg i filtersengen. Prøvetaking kan også føre til at vannet drar med seg filtersand eller marmor inn i prøven, om det ikke gjøres forsiktig nok. Det ble i starten av prøveopplegget i større grad utført prøvetaking med store hastigheter ut av filterkolonnen. Etter at denne feilkilden ble oppdaget ble prøvene tatt med meget små vannstråler. Å ta ut alle prøvene med lav hastighet kunne ta over en halv time.

Pilotanlegget er smalere enn i stor skala og vil ha et større område av filteret som er i kontakt med vegger. Dette kan ved tilbakespyling i større grad enn i stor skala, føre til at sand trekkes med oppover. Dette på grunn av høyere grad av friksjon, som da holder filtersengen sammen.

Pilotanlegget vil i større grad styres av tap av trykk ettersom det ikke har størrelsen og høyden til et anlegg i full skala. Det er derfor begrenset hva det greier å produsere av vann. Flere forsøk med filtersykluser på 10 m/h måtte skrinlegges på grunn av trykkfall i løpet av modningstiden. Pilotanlegget vil også i større grad bli påvirket av endringer, ettersom vannmengden er så liten som den er. To eksempler er små forandringer i koagulantdosering, eller forandringer i hvor mye vann som går ut til instrumentene. Koagulantdoseringen er heller ikke plassert i lik avstand i forhold til avstanden den skal være plassert i de fullskala anleggene. En annen feilkilde er dybden på marmorlaget, marmorlaget er mindre enn i full skala på grunn av plassmangel i filterkolonnen.

Ved sending av vannprøver til analyse hos Eurofins kan kvaliteten endre seg på veien. Vannkvaliteten kan også endres i større grad i de vannprøvene som sto i kjøleskap over helgen, før sending. For vannprøvene som har blitt analysert på egenhånd ved laboratoriet til ABV er muligheten for menneskelige feil tilstede. Fargemåleren har også vist feilkoder regelmessig, som gjør at resultatene betviles i større grad. Turbidimeteret er sensitiv til fettmerker og lignende på glassbeholderen, feilkilder kan derfor forekomme om glasset rundt vannet ikke har vært rent nok eller om filtersand eller marmor har kommet med i vannprøven. pH-meteret ble kalibrert før hver måling men tekniske feil kan likevel forekomme.

Det ligger også feilkilder i at faktorene rundt pilotanlegget kan endre seg smått fra filtersyklus til filtersyklus, som for eksempel høyden på marmorlaget, da marmoren slites etterhvert som pilotanlegget går og det til tider fylles på nytt. Denne variasjonen medfører størst forskjell for vannprøvene fra prøveuttak D, i marmorsjiktet. En annen variasjon er om turbidimeteret som måler turbiditet i sanntid på rentvannet er nyvasket, eller har stått nærmere en uke uten vask. pH-meterne som målte i sanntid viste uregelmessige avvik, en av de ble byttet ut underveis og de måtte kalibreres regelmessig på grunn av brått økende eller syn-

kende verdier. Dette gjorde at det var vanskelig å se når de målte riktig og resultatene fra laboratoriemålt pH er brukt i steden.

Kjøring av pilotanlegget på filtersykluser med 8 m/h var hakket mer krevende ved prøvetaking, enn filtersyklusene med lavere filterhastigheter. Med 8 m/h var filtersyklusen såpass kort at det var vanskeligere å skille mellom starten, midten og slutten av filtersyklusen. Det måtte også tappes vannprøver ekstra forsiktig ved prøvetaking i midten av en filtersyklus med 8 m/h, slik at ikke prøvetakingen i seg selv sørget for høyt trykktap og avsluttet syklusen.

På grunn av lange modningstider og raskt trykktap ved høye filterhastigheter ble det gjort en feilsøking på pilotanlegget underveis i forsøket. Ledninger ble spylt og spylrutinene ble endret. Trykktapsmålingene tyder på et trykktap nedstrøms filterkolonnen som ikke skulle vært der. Problemet fortsatte etter feilsøkingen ettersom det ikke var ønskelig å plukke fra hverandre pilotanlegget underveis i forsøket, da dette kunne ført til endringer for resultatene som gjorde at de ikke kunne sammenliknes med hverandre. Det kan se ut som endringene i spylrutiner sørget for litt ulike resultater ved de store hastighetsøkingene, men dette er vanskelig å si da det kun ble tatt en stor hastighetsendring før endringen i spylrutiner.

5. Konklusjon

Til at hastighetsøkningene har vært på over 100 % har pilotanlegget greid å håndtere endringene bra, spesielt med tanke på at det under forsøket slet med lange modningstider og ekstra trykktap nedstrøms. Når det kommer til de laboratorieanalyserne vannprøvene, har total kalsium og pH vært omtrent likt for rentvann ved de store hastighetsøkningene og en jevn filtersyklus med 8 m/h. For alkalitet og farge har den jevne filtersyklusen med 8 m/h såvidt hatt høyere verdier for rentvann. De store hastighetsøkningene hadde de høyeste verdiene for rentvann ved totalt jern, oppløst kalsium og turbiditet. Når det gjelder oppløst jern var en sakte økning over en time høyest, og den jevne filtersyklusen med 8 m/h lå såvidt høyere enn en brå økning for rentvannet. Den brå økningen hadde derimot høyere verdier enn den jevne filtersyklusen med 8 m/h nedover hele filterkolonnen. Kravene til spesifikke verdier fra drikkevannsforskriften ble holdt ved alle tilfeller, bortsett fra ett tilfelle med en jevn filtersyklus på 7 m/h. Denne filtersyklusen overskred verdien for innhold av restjern. Mattilsynets forventninger til at koagulering skal fungere som en hygienisk barriere ble ikke holdt for farge, det samme gjelder noen tilfeller for turbiditet.

Ettersom den tidlige turbiditetstoppen ved brå økning av hastighet gir ustabile resultater, viser resultatene at en økning over en time er en mer stabil løsning å velge om det er behov for en relativ rask oppøkning der det ikke er anledning til å spyle. Begge metodene holdt seg under 1 FNU i turbiditet. Den jevne metoden over en time er den eneste fungerende hvis målet er en turbiditet under 0,2 FNU. Ingen av de to metodene holdt seg under en turbiditet på 0,1 FNU.

Resultatene viser at ved en jevn filtersyklus på 8 m/h vil turbiditeten være jevnt lavere enn etter en oppøkning til 8 m/h. For en stabil, lavere turbiditet, lønner det seg derfor å spyle først. Dette med en hake om at det regnes med at modningstiden blir kortere ved et fullskala anlegg, enn i dette forsøket. Modningstiden er ulempen ved spyling, men når turbiditeten er nede etter denne perioden vil turbiditeten stabilisere seg på et lavere nivå enn ved å la anlegget gå uten spyling.

Med et rentvannsbasseng som buffer før abonnentene og etter anlegget vil en eventuell brå økning kunne tappes fra bassenget samtidig som filterne spyles. Er det ikke anledning til

det i et krisetilfelle er det mulig å øke brått uten at turbiditeten får en topp som er helsefarlig ut fra anlegget. Vann som leveres i et slikt tilfelle vil høyst sannsynlig bli med et høyere partikkel og fargenivå også fordi en brå økning i hastighet påvirker ledningsnettets ved at bunnsedimenter i rørene skylles med og ender opp i vannkranene. Hvis det i et slikt tilfelle er mistanke om høye farge- eller turbiditetsverdier må kommuneoverlege og abonnenter varsles.

6. Forslag til videre arbeid

- Undersøke 3 m/h til 6 m/h nøyere, senker turbiditeten seg igjen ved fortsatt filtersyklus?
- Undersøke hvor grensen går med tanke på hvilken hastighet anlegget takler å øke brått til med en turbiditet under 0,1 FNU.
- Sammenlikne med fullskala anlegg, og ta hensyn til større tilgjengelig trykkfall.
- En vurdering av størrelse på rentvannsbassengene ut av anleggene, samt hvor lenge et slikt basseng kan levere til abonnentene alene. Slik kan det på forhånd regnes ut hvor mange filter som burde settes til spyling. Eventuelt om noen av dem burde økes i filterhastighet uten spyling, for å etterfylle rentvannsbassenget med en gang.

Referanser

- Asplan Viak (2014). *534460 Beskrivelse pilotanlegg*. Anbudsgrunnlag.
- Bjerke, V. (2021). *Personlig kommunikasjon*.
- Brandt, J. (2021). *Personlig kommunikasjon*.
- Brandt, J. og Ording, F. (2009). Direktefiltrering av humusholdig overflatevann på 3-mediafilter med alkalisk filtermasse (Moldeprosessen). I: Den 7. Nordiske drikkevannskonferanse.
- Brandt, J. og Ording, F. (2014). *Holsfjorden - Aktuelle metoder for NOM-fjerning*. Konsulentrapport. Asplan Viak.
- Crittenden, J. C., Trussell, R. R., Hand, D. W., Howe, K. J. og Tchobanoglous, G. (2012). *MWH's water treatment: principles and design*. John Wiley & Sons.
- Dr. Darrin Lew (2021). *Acidity and alkalinity*. <https://www.drdarrinlew.us/water-quality/acidity-and-alkalinity.html>. Nedlastningsdato: 15.04.2021.
- Eikebrokk, B. (2012). *Veiledning for drift av koaguleringsanlegg*. Norsk vann rapport A188.
- Emelko, M. B. (2001). *Removal of Cryptosporidium Parvum by granular media filtration*. University of Waterloo.
- Folkehelseinstituttet (2018). *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/>. Nedlastningsdato: 19.03.2021.
- Helse- og omsorgsdepartementet (2016). *Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Drikkevannsforskriften)*. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2016-12-22-1868>. Nedlastningsdato: 10.04.2021.
- Hem, L. (2020a). *Coagulation and separation - ozon + biofiltration*. Lecture in THT271.
- Hem, L. (2020b). *Disinfection methods and corrosion control*. Lecture in THT271.
- Hem, L. J. (2021). *Personlig kommunikasjon*.
- Hofstad, K. (2018). Konduktivitet. *Store Norske Leksikon*. Nedlastningsdato: 10.04.2021. URL: <https://snl.no/konduktivitet>.
- Hofstad, K. (2020). Darcy. *Store Norske Leksikon*. Nedlastningsdato: 29.05.2021. URL: <https://snl.no/darcy>.
- Hongve, D. (2018). Vannets farge. *Store Norske Leksikon*. Nedlastningsdato: 10.04.2021. URL: https://snl.no/vannets_farge.
- Johansen, T. B. (2018). *Pilotforsøk med fargefjerning i tomedia- og etterfølgende alkalisk filter for kartlegging av optimale koaguleringsforhold*. NMBU.
- Kalleberg, K. og Ording, F. B. (1995). *Karbonatisering på alkaliske filter*. Norvar prosjekt rapport 58. NORVAR.
- Kemira (2012). *Sikkerhetsdatablad Kemira Pix-318*. Nedlastningsdato: 15.04.2021. URL: <https://kjellmi.no/wp-content/uploads/2020/10/PIX-318.pdf>.

- Mattilsynet (2021a). *Veiledning til drikkevannsforskriften § 11: Beredskap*. https://www.mattilsynet.no/mat_og_vann/drikkevann/veiledning_til_drikkevannsforskriften__11_beredskap.25136. Nedlastningsdato: 27.04.2021.
- Mattilsynet (2021b). *Veiledning til drikkevannsforskriften § 13: Vannbehandling*. https://www.mattilsynet.no/mat_og_vann/drikkevann/veiledning_til_drikkevannsforskriften__13_vannbehandling.25139. Nedlastningsdato: 27.04.2021.
- Nilsen, V. (2021). *Personlig kommunikasjon*.
- Nimmo, M. (2005). CARBON. I: *Encyclopedia of Analytical Science (Second Edition)*. Red. av P. Worsfold, A. Townshend og C. Poole. Second Edition. Oxford: Elsevier: 453–457. DOI: <https://doi.org/10.1016/B0-12-369397-7/00724-X>.
- Ødegaard, H., Thorolfsson, S. T., Lindholm, O., Østerhus, S. W., Sægrov, S., Mosevoll, G. og Heistad, A. (2014). *Vann- og avløpsteknikk*. ISBN-978-82-414-0356-9. Norsk Vann.
- Oslo Kommune (udatert). *Drikkevannskvalitet*. <https://www.oslo.kommune.no/vann-og-avlop/drikkevannskvalitet>. Nedlastningsdato: 20.04.2021.
- Paytan, A. (2006). *Lecture 10 - Acids and bases: Ocean Carbonate System*. Nedlastningsdato: 14.04.2021. URL: http://ocean.stanford.edu/courses/bomc/chem/lecture_10.pdf.
- Pedersen, B. (2020a). Alkalitet. *Store Norske Leksikon*. Nedlastningsdato: 12.04.2021. URL: <https://snl.no/alkalitet>.
- Pedersen, B. (2020b). pH. *Store Norske Leksikon*. Nedlastningsdato: 10.04.2021. URL: <https://snl.no/pH>.
- Statistisk sentralbyrå (2020). *Flere vannverk med beredskapsplan*. <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/artikler-og-publikasjoner/flere-vannverk-med-beredskapsplan>. Nedlastningsdato: 14.05.2021.
- Statistisk sentralbyrå (2021). *11787: Vannforsyning og beredskap. Kommunalt drikkevann, etter statistikkvariabel, region og år*. <https://www.ssb.no/statbank/table/11787/tableViewLayout1/>. Nedlastningsdato: 15.04.2021.
- Teigset, S. B. (2019). *Påvirkningen av returstrømmer fra filterspyling: et pilotforsøk med bruk av tremedia-filter*. NMBU.
- Thorsnæs, G. (2020). Holsfjorden (Innsjø i Hole og Lier kommune). *Store Norske Leksikon*. Nedlastningsdato: 12.04.2021. URL: https://snl.no/Holsfjorden_-_innsj%C3%B8_i_Hole_og_Lier_kommune.
- vanLoon, G. W. og Duffy, S. J. (2017). *Environmental Chemistry - A global perspective*. ISBN-978-0-19-874997-4. Oxford University press.
- VISK (2013). *Virusfjerning i vannverk*. WP4. Virus i vann, Skandinavisk kunnskapsbank.

Vedlegg A. Logg

FORSØK PÅ 3 m/h												
Prøveuttak C												
Tidspunkt prøvetaking	Tidspunkt filterstart	Lengde filtersyklus	Modningstid**	Farge [mg Pt/l]	Turbiditet [FNU]	PH [pH]	Ledningsevne [µS/cm]	Totalt kalsium [mg/l]	Filtrert kalsium [mg/l]	Alkalitet [mmol/l]	Totalt jern [µg/l]	Filtrert jern [µg/l]
07.01.21 13:36	05.01.21 13:25	2 døgn 5 t 24 min*	2 t 20 min	5,00	8,500	4,58	73,80	7,60	6,50	0,00	20000,00	810,00
08.01.21 9:00	08.01.21 6:29	7 t 55 min*	2 t 14 min	4,00	0,966	5,31	66,50	7,60	7,00	0,00	600,00	51,00
11.01.21 8:35	08.01.21 14:40	3 døgn 17 t 20 min	3 t 41 min	8,00	115,000	4,80	72,60	7,80	6,80	0,00	14000,00	510,00
12.01.21 13:49	12.01.21 9:26	3 døgn 7 t 30 min	3 t 5 min	4,20	3,150	5,15	67,70	8,70	7,70	0,00	2500,00	140,00
13.01.21 14:00	-----	-----	-----	5,00	15,900	4,62	73,80	8,10	6,80	0,00	9100,00	240,00
15.01.21 8:45	-----	-----	-----	4,00	14,900	4,52	75,30	8,20	6,80	0,00	23000,00	200,00
18.01.21 8:55	16.01.21 12:40	3 døgn 4 t 40 min	3 t 4 min	5,00	41,000	4,41	80,30	8,00	6,60	0,00	8700,00	200,00
01.02.21 8:40	31.01.21 18:40	-----	3 t 7 min	5,00	0,899	5,19	68,50	8,70	7,60	0,00	640,00	53,00
18.03.21 8:10	17.03.21 17:11	-----	3 t 15 min	1,00	0,927	4,65	72,60	6,90	7,10	0,00	1200,00	71,00
22.03.21 8:35	20.03.21 8:57	2 døgn 19 t 40 min	4 t 15 min	3,00	2,200	4,43	77,30	8,30	6,70	0,00	2800,00	160,00
23.03.21 8:45	-----	-----	-----	2,00	4,170	4,44	76,10	-----	-----	-----	3600,00	110,00

*Spylte før filtersyklusen var over
 ** Fra ferdig spyling til turbiditet under 0,1 FNU

FORSØK PÅ 3 m/h												
Prøveuttak D												
Tidspunkt prøvetaking	Tidspunkt filterstart	Lengde filtersyklus	Modningstid**	Farge [mg Pt/l]	Turbiditet [FNU]	PH [pH]	Ledningsevne [µS/cm]	Totalt kalsium [mg/l]	Filtrert kalsium [mg/l]	Alkalitet [mmol/l]	Totalt jern [µg/l]	Filtrert jern [µg/l]
07.01.21 13:36	05.01.21 13:25	2 døgn 5 t 24 min*	2 t 20 min	7,00	39,000	5,65	70,70	9,60	8,60	0,0012	56000,00	2800,00
08.01.21 9:00	08.01.21 6:29	7 t 55 min*	2 t 14 min	5,00	0,335	6,02	72,50	9,90	9,30	0,094	130,00	22,00
11.01.21 8:35	08.01.21 14:40	3 døgn 17 t 20 min	3 t 41 min	24,00	157,00	5,81	75,50	11,00	9,60	0,050	24000,00	3000,00
12.01.21 13:49	12.01.21 9:26	3 døgn 7 t 30 min	3 t 5 min	5,00	0,661	6,06	76,30	13,00	11,00	0,190	370,00	31,00
13.01.21 14:00	-----	-----	-----	9,00	26,900	5,94	74,00	11,00	9,20	0,080	7800,00	580,00
15.01.21 8:45	-----	-----	-----	6,00	13,600	5,66	71,20	11,00	8,40	0,060	65000,00	2300,00
18.01.21 8:55	16.01.21 12:40	3 døgn 4 t 40 min	3 t 4 min	9,00	41,200	5,70	75,20	11,00	8,90	0,060	13000,00	940,00
01.02.21 8:40	31.01.21 18:40	-----	3 t 7 min	4,00	0,202	6,41	83,30	14,00	11,00	0,180	94,00	14,00
18.03.21 8:10	17.03.21 17:11	-----	3 t 51 min	1,00	0,279	6,17	76,40	10,00	9,70	0,120	140,00	11,00
22.03.21 8:35	20.03.21 8:57	2 døgn 19 t 40 min	4 t 15 min	4,00	5,05	5,94	75,00	11,00	9,30	0,080	5600,00	210,00
23.03.21 8:45	-----	-----	-----	5,00	3,48	6,01	74,80	-----	-----	0,090	6100,00	94,00

*Spylte før filtersyklusen var over
 ** Fra ferdig spyling til turbiditet under 0,1 FNU

FORSØK PÅ 3 m/h												
Prøveuttak G												
Tidspunkt prøvetaking	Tidspunkt filterstart	Lengde filtersyklus	Modningstid**	Farge [mg Pt/l]	Turbiditet [FNU]	PH [pH]	Ledningsevne [µS/cm]	Totalt kalsium [mg/l]	Filtrert kalsium [mg/l]	Alkalitet [mmol/l]	Totalt jern [µg/l]	Filtrert jern [µg/l]
07.01.21 13:36	05.01.21 13:25	2 døgn 5 t 24 min*	2 t 20 min	7,00	5,090	7,56	120,00	21,00	18,00	0,570	3800,00	480,00
08.01.21 9:00	08.01.21 6:29	7 t 55 min*	2 t 14 min	5,00	0,172	7,68	118,00	20,00	18,00	0,570	72,00	20,00
11.01.21 8:35	08.01.21 14:40	3 døgn 17 t 20 min	3 t 41 min	16,00	29,200	7,65	128,60	23,00	19,00	0,790	27000,00	4100,00
12.01.21 13:49	12.01.21 9:26	3 døgn 7 t 30 min	3 t 5 min	5,00	0,380	7,45	120,60	23,00	19,00	0,640	330,00	48,00
13.01.21 14:00	-----	-----	-----	9,00	1,300	7,64	123,70	22,00	20,00	0,610	230,00	22,00
15.01.21 8:45	-----	-----	-----	15,00	12,700	7,40	123,10	27,00	21,00	0,950	35000,00	1100,00
18.01.21 8:55	16.01.21 12:40	3 døgn 4 t 40 min	3 t 4 min	12,00	10,200	7,43	128,00	24,00	20,00	0,640	5900,00	620,00
01.02.21 8:40	31.01.21 18:40	-----	3 t 7 min	5,00	0,228	7,67	125,10	24,00	21,00	0,650	48,00	15,00
18.03.21 8:10	17.03.21 17:11	-----	3 t 51 min	2,00	0,122	7,76	125,40	21,00	21,00	0,630	47,00	18,00
22.03.21 8:35	20.03.21 8:57	2 døgn 19 t 40 min	4 t 15 min	5,00	0,558	7,80	127,90	21,00	21,00	0,630	910,00	92,00
23.03.21 8:45	-----	-----	-----	9,00	2,610	7,82	127,90	-----	-----	0,700	1700,00	89,00

*Spylte før filtersyklusen var over
 ** Fra ferdig spyling til turbiditet under 0,1 FNU

FORSØK PÅ 3 m/h												
Prøvetakk I												
Tidspunkt prøvetaking	Tidspunkt filterstart	Lengde filtercyklus	Modningstid**	Farge [mg Pt/l]	Turbiditet [FNU]	PH [pH]	Ledningsevne [µS/cm]	Totalt kalsium [mg/l]	Filtert kalsium [mg/l]	Alkalitet [mmol/l]	Totalt jern [µg/l]	Filtert jern [µg/l]
07.01.21 13:36	05.01.21 13:25	2 døgn 5 t 24 min*	2 t 20 min	9,00	1,300	7,86	125,80	22,00	20,00	0,621	1000,00	73,00
08.01.21 9:00	08.01.21 6:29	7 t 55 min*	2 t 14 min	5,00	0,147	7,80	123,50	21,00	19,00	0,636	4300,00	490,00
11.01.21 8:35	08.01.21 14:40	3 døgn 17 t 20 min	3 t 41 min	13,00	0,123	7,99	135,20	23,00	22,00	0,740	280,00	33,00
12.01.21 13:49	12.01.21 9:26	3 døgn 7 t 30 min	3 t 15 min	5,00	0,173	7,81	126,40	24,00	21,00	0,670	110,00	29,00
13.01.21 14:00	-----	-----	-----	6,00	0,258	8,05	128,30	25,00	21,00	0,650	270,00	58,00
15.01.21 8:45	-----	-----	-----	16,00	11,500	7,58	129,30	26,00	21,00	0,760	910,00	820,00
18.01.21 8:55	16.01.21 12:40	3 døgn 4 t 40 min	3 t 4 min	4,00	0,363	7,96	132,40	25,00	21,00	0,670	260,00	40,00
01.02.21 8:40	31.01.21 18:40	-----	-----	6,00	0,150	7,82	129,00	25,00	21,00	0,690	48,00	14,00
18.03.21 8:10	17.03.21 17:11	-----	-----	2,00	0,116	8,14	129,00	22,00	20,00	0,670	66,00	18,00
22.03.21 8:35	20.03.21 8:57	2 døgn 19 t 40 min	4 t 15 min	5,00	0,265	8,01	131,50	25,00	22,00	0,680	320,00	34,00
23.03.21 8:45	-----	-----	-----	6,00	0,354	8,08	131,50	-----	-----	0,730	700,00	31,00

*Spylte for filterklyksen var over

** Fra ferdig spyling til turbiditet under 0,1 FNU

FORSØK PÅ 3 m/h												
Prøvetakk Rentvann												
Tidspunkt prøvetaking	Tidspunkt filterstart	Lengde filtercyklus	Modningstid**	Farge [mg Pt/l]	Turbiditet [FNU]	PH [pH]	Ledningsevne [µS/cm]	Totalt kalsium [mg/l]	Filtert kalsium [mg/l]	Alkalitet [mmol/l]	Totalt jern [µg/l]	Filtert jern [µg/l]
07.01.21 13:36	05.01.21 13:25	2 døgn 5 t 24 min*	2 t 20 min	7,00	0,109	7,97	128,00	22,00	20,00	0,596	24,00	7,70
08.01.21 9:00	08.01.21 6:29	7 t 55 min*	2 t 14 min	7,00	0,147	7,80	123,50	21,00	19,00	0,636	58,00	18,00
11.01.21 8:35	08.01.21 14:40	3 døgn 17 t 20 min	3 t 41 min	12,00	0,123	7,99	135,20	23,00	22,00	0,740	50,00	12,00
12.01.21 13:49	12.01.21 9:26	3 døgn 7 t 30 min	3 t 15 min	4,00	0,173	7,81	126,40	24,00	21,00	0,670	110,00	29,00
13.01.21 14:00	-----	-----	-----	6,00	0,129	8,07	129,40	23,00	21,00	0,730	32,00	11,00
15.01.21 8:45	-----	-----	-----	7,00	0,175	8,17	131,30	25,00	22,00	0,700	46,00	11,00
18.01.21 8:55	16.01.21 12:40	3 døgn 4 t 40 min	3 t 4 min	6,00	0,150	7,99	133,50	24,00	22,00	0,740	84,00	15,00
01.02.21 8:40	31.01.21 18:40	-----	-----	5,00	0,158	7,92	129,70	26,00	21,00	0,670	32,00	12,00
18.03.21 8:10	17.03.21 17:11	-----	-----	2,00	0,097	8,08	130,10	21,00	21,00	0,660	26,00	14,00
22.03.21 8:35	20.03.21 8:57	2 døgn 19 t 40 min	4 t 15 min	4,00	0,108	8,14	132,40	23,00	21,00	0,720	36,00	15,00
23.03.21 8:45	-----	-----	-----	4,00	0,103	8,14	131,80	-----	-----	0,740	38,00	9,90

*Spylte for filterklyksen var over

** Fra ferdig spyling til turbiditet under 0,1 FNU

FORSØK PÅ 7 m/h												
Prøvetakk C												
Tidspunkt prøvetaking	Tidspunkt filterstart	Lengde filtercyklus	Modningstid**	Farge [mg Pt/l]	Turbiditet [FNU]	PH [pH]	Ledningsevne [µS/cm]	Totalt kalsium [mg/l]	Filtert kalsium [mg/l]	Alkalitet [mmol/l]	Totalt jern [µg/l]	Filtert jern [µg/l]
21.01.21 8:30	21.01.21 4:21	15 t 26 min	3 t 16 min	4,00	5,160	4,63	73,70	8,80	6,70	0,00	3200,00	170,00
21.01.21 14:00	-----	-----	-----	5,00	5,940	4,52	75,70	8,40	6,60	0,00	7900,00	210,00
22.01.21 12:30	22.01.21 8:44	15 t 45 min	3 t 54 min	5,00	2,250	4,64	72,60	8,70	6,90	0,00	3600,00	240,00
22.01.21 16:55	-----	-----	-----	6,00	3,490	-----	75,00	8,10	6,70	0,00	5400,00	570,00
25.01.21 14:45	25.01.21 10:10	16 t 20 min	4 t 30 min	7,00	1,120	5,37	67,90	9,30	7,50	0,00	3600,00	220,00
27.01.21 8:30	26.01.21 19:30	14 t 52 min	3 t 55 min	7,00	22,700	4,72	72,40	8,50	7,30	0,00	18000,00	630,00
28.01.21 8:05	27.01.21 17:52	14 t 10 min	3 t	4,00	3,080	4,82	69,80	8,20	7,20	0,00	1900,00	95,00
04.02.21 8:16	03.02.21 21:45	-----	-----	4,00	2,80	4,71	71,90	8,20	7,10	0,00	1500,00	130,00
04.02.21 11:10	-----	-----	-----	5,00	2,020	4,62	74,30	7,90	6,70	0,00	820,00	110,00
24.03.21 8:30	24.03.21 0:47	5 t 55 min	-----	1,00	2,23	4,58	74,60	7,10	6,90	0,00	1500,00	28,00
24.03.21 12:45	-----	-----	-----	2,00	2,51	4,53	75,30	7,00	6,90	0,00	1600,00	36,00

** Fra ferdig spyling til turbiditet under 0,1 FNU

FORSØK PÅ 7 m/h												
Prøvetakk D												
Tidspunkt prøvetaking	Tidspunkt filterstart	Lengde filtercyklus	Modningstid**	Farge [mg Pt/l]	Turbiditet [FNU]	PH [pH]	Ledningsevne [µS/cm]	Totalt kalsium [mg/l]	Filtert kalsium [mg/l]	Alkalitet [mmol/l]	Totalt jern [µg/l]	Filtert jern [µg/l]
21.01.21 8:30	21.01.21 4:21	15 t 26 min	3 t 16 min	5,00	0,464	5,86	72,20	11,00	8,20	0,060	430,00	45,00
21.01.21 14:00	-----	-----	-----	5,00	1,730	5,78	71,90	11,00	8,40	0,060	2400,00	210,00
22.01.21 12:30	22.01.21 8:44	15 t 45 min	3 t 54 min	5,00	0,697	5,83	71,70	11,00	8,40	0,060	610,00	62,00
22.01.21 16:55	-----	-----	-----	7,00	1,310	-----	71,00	10,00	8,50	0,060	1400,00	120,00
25.01.21 14:45	25.01.21 10:10	16 t 20 min	4 t 30 min	7,00	0,333	6,12	80,10	14,00	11,00	0,190	220,00	43,00
27.01.21 8:30	26.01.21 19:30	14 t 52 min	3 t 55 min	9,00	4,680	6,16	78,20	12,00	10,00	0,130	7900,00	570,00
28.01.21 8:05	27.01.21 17:52	14 t 10 min	3 t	5,00	3,350	6,13	77,40	11,00	10,00	0,130	2500,00	130,00
04.02.21 8:16	03.02.21 21:45	-----	-----	5,00	1,530	6,15	77,10	11,00	10,00	0,100	1200,00	85,00
04.02.21 11:10	-----	-----	-----	8,00	0,956	6,09	76,30	11,00	9,50	0,100	1200,00	120,00
24.03.21 8:30	24.03.21 0:47	5 t 55 min	-----	2,00	0,592	5,65	71,20	8,40	8,10	0,040	870,00	26,00
24.03.21 12:45	-----	-----	-----	2,00	0,956	5,64	70,00	8,70	8,10	0,030	1200,00	14,00

** Fra ferdig spyling til turbiditet under 0,1 FNU

FORSØK PÅ 7 m/h												
Prøvetakk G												
Tidspunkt prøvetaking	Tidspunkt filterstart	Lengde filtercyklus	Modningstid**	Farge [mg Pt/l]	Turbiditet [FNU]	PH [pH]	Ledningsevne [µS/cm]	Totalt kalsium [mg/l]	Filtert kalsium [mg/l]	Alkalitet [mmol/l]	Totalt jern [µg/l]	Filtert jern [µg/l]
21.01.21 8:30	21.01.21 4:21	15 t 26 min	3 t 16 min	5,00	0,333	7,09	108,40	20,00	16,00	0,470	160,00	51,00
21.01.21 14:00	-----	-----	-----	6,00	0,517	7,05	109,20	20,00	17,00	0,480	140,00	33,00
22.01.21 12:30	22.01.21 8:44	15 t 45 min	3 t 54 min	7,00	0,272	7,13	110,20	21,00	16,00	0,520	220,00	59,00
22.01.21 16:55	-----	-----	-----	7,00	0,379	7,10	110,20	20,00	17,00	0,590	220,00	56,00
25.01.21 14:45	25.01.21 10:10	16 t 20 min	4 t 30 min	8,00	0,239	7,35	115,90	22,00	18,00	0,540	140,00	45,00
27.01.21 8:30	26.01.21 19:30	14 t 52 min	3 t 55 min	9,00	0,897	7,28	115,80	21,00	18,00	0,530	1700,00	180,00
28.01.21 8:05	27.01.21 17:52	14 t 10 min	3 t	6,00	0,892	7,22	115,40	20,00	18,00	0,540	1100,00	120,00
04.02.21 8:16	03.02.21 21:45	-----	-----	5,00	0,602	7,17	113,20	20,00	16,00	0,530	180,00	50,00
04.02.21 11:10	-----	-----	-----	8,00	0,410	7,16	113,10	20,00	16,00	0,530	320,00	66,00
24.03.21 8:30	24.03.21 0:47	5 t 55 min	-----	4,00	0,313	7,10	110,80	18,00	16,00	0,500	200,00	49,00
24.03.21 12:45	-----	-----	-----	3,00	0,386	7,19	111,10	18,00	16,00	0,500	380,00	42,00

** Fra ferdig spyling til turbiditet under 0,1 FNU

FORSØK PÅ 7 m/h												
Prøvetakk I												
Tidspunkt prøvetaking	Tidspunkt filterstart	Lengde filtercyklus	Modningstid**	Farge [mg Pt/l]	Turbiditet [FNU]	PH [pH]	Ledningsevne [µS/cm]	Totalt kalsium [mg/l]	Filtert kalsium [mg/l]	Alkalitet [mmol/l]	Totalt jern [µg/l]	Filtert jern [µg/l]
21.01.21 8:30	21.01.21 4:21	15 t 26 min	3 t 16 min	6,00	0,234	7,43	118,40	23,00	18,00	0,510	140,00	48,00
21.01.21 14:00	-----	-----	-----	6,00	0,356	7,37	119,60	23,00	18,00	0,580	140,00	30,00
22.01.21 12:30	22.01.21 8:44	15 t 45 min	3 t 54 min	7,00	0,311	7,48	119,70	23,00	18,00	0,600	180,00	58,00
22.01.21 16:55	-----	-----	-----	6,00	0,233	7,44	119,60	23,00	18,00	0,590	99,00	41,00
25.01.21 14:45	25.01.21 10:10	16 t 20 min	4 t 30 min	10,00	0,228	7,68	122,60	24,00	20,00	0,610	160,00	40,00
27.01.21 8:30	26.01.21 19:30	14 t 52 min	3 t 55 min	8,00	0,586	7,60	124,30	23,00	19,00	0,590	360,00	62,00
28.01.21 8:05	27.01.21 17:52	14 t 10 min	3 t	7,00	0,794	7,54	123,10	21,00	16,00	0,630	420,00	71,00
04.02.21 8:16	03.02.21 21:45	-----	-----	4,00	0,267	7,45	121,60	22,00	18,00	0,630	200,00	58,00
04.02.21 11:10	-----	-----	-----	8,00	0,306	7,50	122,30	22,00	19,00	0,620	230,00	62,00
24.03.21 8:30	24.03.21 0:47	5 t 55 min	-----	4,00	0,219	7,41	120,80	19,0				

FORSØK PÅ 8 m/h												
Prøvetak C												
Tidspunkt prøvetaking	Tidspunkt filterstart	Lengde filtersyklus	Modningstid**	Farge [mg Pt/l]	Turbiditet [FNU]	PH [pH]	Ledningsevne [µS/cm]	Totalt kalsium [mg/l]	Filtert kalsium [mg/l]	Alkalitet [mmol/l]	Totalt jern [µg/l]	Filtert jern [µg/l]
28.01.21 15:00	28.01.21 11:25	8 t	3 t 30 min	5,00	0,380	5,17	68,00	8,50	7,50	0,00	450,00	42,00
29.01.21 14:00	29.01.21 8:16	8 t	5 t 32 min	5,00	1,040	4,91	69,70	8,10	7,20	0,00	1300,00	76,00
29.01.21 16:10	-----	-----	-----	5,00	2,170	7,10	71,30	8,40	7,00	0,00	770,00	62,00
01.02.21 15:56	01.02.21 11:23	8 t	4 t 30 min	4,00	0,585	5,07	68,00	8,00	7,10	0,00	610,00	43,00
03.02.21 8:20	03.02.21 0:35	8 t	5 t	4,00	1,580	4,69	72,80	8,10	6,90	0,00	870,00	91,00
05.02.21 11:10	05.02.21 3:34	7 t 50 min	7 t 30 min	5,00	1,610	4,67	71,40	8,40	6,50	0,00	1500,00	100,00
10.02.21 10:48	10.02.21 6:34	-----	2 timer 8 min	6,00	1,030	4,52	72,60	6,70	6,8	0,00	660,00	110,00
10.02.21 14:00	-----	-----	-----	5,00	1,510	4,40	77,50	7,90	6,40	0,00	1100,00	160,00

** Fra ferdig spyling til turbiditet under 0,1 FNU

FORSØK PÅ 8 m/h												
Prøvetak D												
Tidspunkt prøvetaking	Tidspunkt filterstart	Lengde filtersyklus	Modningstid**	Farge [mg Pt/l]	Turbiditet [FNU]	PH [pH]	Ledningsevne [µS/cm]	Totalt kalsium [mg/l]	Filtert kalsium [mg/l]	Alkalitet [mmol/l]	Totalt jern [µg/l]	Filtert jern [µg/l]
28.01.21 15:00	28.01.21 11:25	8 t	3 t 30 min	5,00	0,264	6,18	77,70	11,00	9,90	0,13	200,00	42,00
29.01.21 14:00	29.01.21 8:16	8 t	5 t 32 min	6,00	0,517	6,28	79,10	11,00	10,00	0,13	440,00	62,00
29.01.21 16:10	-----	-----	-----	6,00	1,140	6,28	78,40	12,00	9,90	0,13	600,00	64,00
01.02.21 15:56	01.02.21 11:23	8 t	4 t 30 min	6,00	0,259	6,27	76,40	11,00	9,50	0,13	170,00	50,00
03.02.21 8:20	03.02.21 0:35	8 t	5 t	5,00	0,438	6,13	75,00	11,00	9,20	0,10	390,00	54,00
05.02.21 11:10	05.02.21 3:34	7 t 50 min	7 t 30 min	7,00	0,782	6,07	75,50	11,00	9,30	0,11	560,00	69,00
10.02.21 10:48	10.02.21 6:34	-----	2 timer 8 min	5,00	0,252	5,91	71,90	10,00	8,70	0,06	150,00	32,00
10.02.21 14:00	-----	-----	-----	5,00	0,351	5,86	71,60	11,00	8,50	0,06	270,00	39,00

** Fra ferdig spyling til turbiditet under 0,1 FNU

FORSØK PÅ 8 m/h												
Prøvetak G												
Tidspunkt prøvetaking	Tidspunkt filterstart	Lengde filtersyklus	Modningstid**	Farge [mg Pt/l]	Turbiditet [FNU]	PH [pH]	Ledningsevne [µS/cm]	Totalt kalsium [mg/l]	Filtert kalsium [mg/l]	Alkalitet [mmol/l]	Totalt jern [µg/l]	Filtert jern [µg/l]
28.01.21 15:00	28.01.21 11:25	8 t	3 t 30 min	6,00	0,255	7,11	111,70	19,00	17,00	0,600	140,00	59,00
29.01.21 14:00	29.01.21 8:16	8 t	5 t 32 min	6,00	0,272	7,15	113,80	22,00	18,00	0,590	190,00	64,00
29.01.21 16:10	-----	-----	-----	7,00	0,511	7,14	112,00	21,00	18,00	0,500	200,00	55,00
01.02.21 15:56	01.02.21 11:23	8 t	4 t 30 min	7,00	0,215	7,13	109,50	18,00	16,00	0,470	200,00	64,00
03.02.21 8:20	03.02.21 0:35	8 t	5 t	7,00	0,383	7,10	109,20	19,00	16,00	0,490	370,00	59,00
05.02.21 11:10	05.02.21 3:34	7 t 50 min	7 t 30 min	7,00	0,312	6,96	107,70	19,00	16,00	0,470	540,00	91,00
10.02.21 10:48	10.02.21 6:34	-----	2 timer 8 min	5,00	0,162	7,22	109,50	20,00	17,00	0,480	95,00	27,00
10.02.21 14:00	-----	-----	-----	5,00	0,170	7,15	110,10	20,00	17,00	0,480	80,00	28,00

** Fra ferdig spyling til turbiditet under 0,1 FNU

FORSØK PÅ 8 m/h												
Prøvetak I												
Tidspunkt prøvetaking	Tidspunkt filterstart	Lengde filtersyklus	Modningstid**	Farge [mg Pt/l]	Turbiditet [FNU]	PH [pH]	Ledningsevne [µS/cm]	Totalt kalsium [mg/l]	Filtert kalsium [mg/l]	Alkalitet [mmol/l]	Totalt jern [µg/l]	Filtert jern [µg/l]
28.01.21 15:00	28.01.21 11:25	8 t	3 t 30 min	6,00	0,197	7,48	120,40	20,00	19,00	0,600	140,00	51,00
29.01.21 14:00	29.01.21 8:16	8 t	5 t 32 min	5,00	0,277	7,52	120,60	23,00	20,00	0,600	190,00	60,00
29.01.21 16:10	-----	-----	-----	5,00	0,246	7,50	120,40	23,00	20,00	0,610	210,00	58,00
01.02.21 15:56	01.02.21 11:23	8 t	4 t 30 min	6,00	0,186	7,37	117,80	20,00	18,00	0,560	170,00	67,00
03.02.21 8:20	03.02.21 0:35	8 t	5 t	6,00	0,406	7,33	117,50	21,00	17,00	0,590	330,00	71,00
05.02.21 11:10	05.02.21 3:34	7 t 50 min	7 t 30 min	8,00	0,352	7,27	117,10	22,00	17,00	0,590	200,00	64,00
10.02.21 10:48	10.02.21 6:34	-----	2 timer 8 min	6,00	0,169	7,55	115,90	21,00	18,00	0,560	79,00	28,00
10.02.21 14:00	-----	-----	-----	5,00	0,145	7,45	118,40	20,00	18,00	0,960	58,00	25,00

** Fra ferdig spyling til turbiditet under 0,1 FNU

FORSØK PÅ 8 m/h												
Prøvetak rentbunn												
Tidspunkt prøvetaking	Tidspunkt filterstart	Lengde filtersyklus	Modningstid**	Farge [mg Pt/l]	Turbiditet [FNU]	PH [pH]	Ledningsevne [µS/cm]	Totalt kalsium [mg/l]	Filtert kalsium [mg/l]	Alkalitet [mmol/l]	Totalt jern [µg/l]	Filtert jern [µg/l]
28.01.21 15:00	28.01.21 11:25	8 t	3 t 30 min	5,00	0,177	7,66	124,50	22,00	20,00	0,650	100,00	46,00
29.01.21 14:00	29.01.21 8:16	8 t	5 t 32 min	6,00	0,174	7,68	124,90	23,00	20,00	0,630	100,00	45,00
29.01.21 16:10	-----	-----	-----	7,00	0,199	7,69	125,80	24,00	19,00	0,640	78,00	37,00
01.02.21 15:56	01.02.21 11:23	8 t	4 t 30 min	6,00	0,186	7,60	123,40	22,00	19,00	0,620	100,00	52,00
03.02.21 8:20	03.02.21 0:35	8 t	5 t	6,00	0,158	7,61	123,80	23,00	18,00	0,610	85,00	43,00
05.02.21 11:10	05.02.21 3:34	7 t 50 min	7 t 30 min	7,00	0,189	7,61	124,30	24,00	19,00	0,630	110,00	55,00
10.02.21 10:48	10.02.21 6:34	-----	2 timer 8 min	6,00	0,134	7,86	121,70	24,00	20,00	0,660	59,00	27,00
10.02.21 14:00	-----	-----	-----	5,00	0,112	7,85	122,20	23,00	20,00	0,660	44,00	20,00

** Fra ferdig spyling til turbiditet under 0,1 FNU

Prøvetak C												
Beskrivelse	Tidspunkt prøvetaking	Tidspunkt filterstart	Modningstid	Farge [mg Pt/l]	Turbiditet [FNU]	PH [pH]	Ledningsevne [µS/cm]	Totalt kalsium [mg/l]	Filtert kalsium [mg/l]	Alkalitet [mmol/l]	Totalt jern [µg/l]	Filtert jern [µg/l]
Etter brå økning 3,5 m/h til 8 m/h	16.02.21 8:26	15.02.21 18:17	2 t 2 min	5,00	2,320	4,51	73,90	7,40	6,50	0,00	1600,00	130,00
Etter brå økning 3,5 m/h til 8 m/h	24.02.21 8:50	23.02.21 18:06	2 t 54 min	3,00	1,700	4,65	71,30	7,30	6,40	0,00	1200,00	120,00
Etter brå økning 3,5 m/h til 8 m/h	02.03.21 9:16	01.03.21 18:18	3 t 2 min	2,00	1,490	4,57	73,70	8,30	7,50	0,00	1300,00	120,00
Etter brå økning 3,5 m/h til 8 m/h	04.03.21 9:15	04.03.21 1:17	3 t 16 min	1,00	1,080	4,53	73,00	7,90	7,90	0,00	830,00	88,00
Etter økning over 1 time 3,5 til 8 m/h	19.02.21 9:11	18.02.21 18:20	3 t 19 min	6,00	2,680	4,58	72,40	7,50	6,20	0,00	3000,00	170,00
Etter økning over 1 time 3,5 til 8 m/h	25.02.21 10:19	24.02.21 18:14	2 t 57 min	2,00	3,200	4,59	72,10	7,10	6,50	0,00	2000,00	150,00
Etter økning over 1 time 3,5 til 8 m/h	01.03.21 10:48	28.02.21 18:59	2 t 55 min	2,00	2,020	4,47	76,70	7,60	7,10	0,00	3000,00	190,00
Etter økning over 1 time 3,5 til 8 m/h	03.03.21 10:09	03.03.21 1:10	3 t 15 min	2,00	2,680	4,53	75,30	9,80	9,30	0,00	3600,00	310,00
Etter brå økning fra 3 m/h til 8 m/h	15.02.21 10:20	14.02.21 18:56	2 t 40 min	5,00	3,000	4,49	74,00	7,30	6,60	0,00	1300,00	120,00
Kvarters økning fra 3,5 m/h til 8 m/h	18.02.21 8:35	17.02.21 18:24	2 t 54 min	6,00	2,070	4,49	74,60	7,40	6,30	0,00	1500,00	120,00
-----	18.02.21 10:18	-----	-----	7,00	2,080	4,52	75,50	8,40	6,30	0,00	2100,00	140,00
Etter brå økning fra 3,5 m/h til 7 m/h	23.02.21 8:46	22.02.21 17:53	2 t 18 min	6,00	1,450	4,57	72,90	8,20	6,60	0,00	1100,00	100,00
Fra 3,5 m/h til 8 m/h før økning	25.02.21 8:18	24.02.21 18:14	2 t 57 min	3,00	1,610	4,62	73,40	7,80	6,90	0,00	1100,00	87,00
Fra 3,5 m/h til 8 m/h før økning	04.03.21 8:30	04.03.21 1:17	3 t 16 min	1,00	0,960	4,64	73,70	8,60	7,30	0,00	910,00	84,00
Etter brå økning 3 m/h til 8 m/h	17.03.21 9:45	17.03.21 2:25	3 t 35 min	1,00	1,280	4,60	72,50	8,10	7,00	0,00	1300,00	72,00
Før økning fra 3 m/h til 6 m/h	18.03.21 8:10	17.03.21 17:11	3 t 53 min	1,00	0,927	4,65	72,60	6,90	7,10	0,00	1200,00	71,00
Etter brå økning fra 3 m/h til 6 m/h	18.03.21 09:14	-----	-----	2,00	2,300	4,62	72,70	6,90	6,80	0,00	880,00	90,00

Prøvetak D												
Beskrivelse	Tidspunkt prøvetaking	Tidspunkt filterstart	Modningstid	Farge [mg Pt/l]	Turbiditet [FNU]	PH [pH]	Ledningsevne [µS/cm]	Totalt kalsium [mg/l]	Filtert kalsium [mg/l]	Alkalitet [mmol/l]	Totalt jern [µg/l]	Filtert jern [µg/l]
Etter brå økning 3,5 m/h til 8 m/h	16.02.21 8:26	15.02.21 18:17	2 t 2 min	6,00	0,990	5,97	71,30	9,50	8,70	0,07	640,00	63,00
Etter brå økning 3,5 m/h til 8 m/h	24.02.21 8:50	23.02.21 18:06	2 t 54 min	7,00	0,844	6,07	75,00	9,90	8,90	0,10	650,00	86,00
Etter brå økning 3,5 m/h til 8 m/h	02.03.21 9:16	01.03.21 18:18	3 t 2 min	3,00	0,719	6,00	74,20	9,30	10,00	0,08	860,00	78,00
Etter brå økning 3,5 m/h til 8 m/h	04.03.21 9:15	04.03.21 1:17	3 t 16 min	3,00	0,430	6,02	76,10	11,00	9,60	0,12	350,00	86,00
Etter økning over 1 time 3,5 til 8 m/h	19.02.21 9:11	18.02.21 18:20	3 t 19 min	6,00	1,380	6,05	74,30	10,00	9,10	0,10	1100,00	73,00
Etter økning over 1 time 3,5 til 8 m/h	25.02.21 10:19	24.02.21 18:14	2 t 57 min	3,00	1,2							

Prøveuttak G												
Beskrivelse	Tidspunkt prøvetaking	Tidspunkt filterstart	Modningstid	Farge [mg Pt/l]	Turbiditet [FNU]	PH [pH]	Ledningssevne [μ S/cm]	Totalt kalsium [mg/l]	Filtert kalsium [mg/l]	Alkalitet [mmol/l]	Totalt jern [μ g/l]	Filtert jern [μ g/l]
Etter brå økning 3,5 m/h til 8 m/h	16.02.21 8:26	15.02.21 18:17	2 t 2 min	7,00	0,374	7,21	109,50	19,00	17,00	0,51	240,00	55,00
Etter brå økning 3,5 m/h til 8 m/h	24.02.21 8:50	23.02.21 18:06	2 t 54 min	5,00	0,376	7,22	110,70	19,00	17,00	0,47	310,00	76,00
Etter brå økning 3,5 m/h til 8 m/h	02.03.21 9:16	01.03.21 18:18	3 t 2 min	4,00	0,372	7,13	111,90	20,00	18,00	0,48	310,00	69,00
Etter brå økning 3,5 m/h til 8 m/h	04.03.21 9:15	04.03.21 1:17	3 t 16 min	4,00	0,334	7,08	108,80	20,00	17,00	0,45	210,00	85,00
Etter økning over 1 time 3,5 til 8 m/h	19.02.21 9:11	18.02.21 18:20	3 t 19 min	8,00	0,477	7,12	110,40	18,00	16,00	0,52	380,00	76,00
Etter økning over 1 time 3,5 til 8 m/h	25.02.21 10:19	24.02.21 18:14	2 t 57 min	5,00	0,578	7,14	110,10	18,00	16,00	0,47	380,00	92,00
Etter økning over 1 time 3,5 til 8 m/h	01.03.21 10:48	28.02.21 18:59	2 t 55 min	6,00	0,569	7,12	112,00	20,00	18,00	0,48	380,00	100,00
Etter økning over 1 time 3,5 til 8 m/h	03.03.21 10:09	03.03.21 1:10	3 t 15 min	3,00	0,416	7,18	112,10	20,00	17,00	0,50	330,00	130,00
Etter brå økning fra 3 m/h til 6 m/h	15.02.21 8:20	14.02.21 18:56	2 t 40 min	5,00	0,167	7,33	111,90	19,00	17,00	0,53	74,00	18,00
Kvarters økning fra 3,5 m/h til 8 m/h	18.02.21 8:35	17.02.21 18:24	2 t 54 min	8,00	0,382	7,13	109,90	19,00	16,00	0,48	260,00	79,00
----- -----	18.02.21 10:18	----- -----	----- -----	8,00	0,527	7,14	110,20	18,00	16,00	0,49	290,00	89,00
Etter brå økning fra 3,5 m/h til 7 m/h	23.02.21 8:46	22.02.21 17:53	2 t 18 min	8,00	0,323	7,20	112,50	20,00	17,00	0,50	210,00	-----
Fra 3,5 m/h til 8 m/h før økning	25.02.21 8:18	24.02.21 18:14	2 t 57 min	4,00	0,125	7,69	124,40	21,00	19,00	0,60	45,00	16,00
Fra 3,5 m/h til 8 m/h før økning	04.03.21 8:30	04.03.21 1:17	3 t 16 min	3,00	0,284	7,63	124,60	23,00	20,00	0,60	72,00	25,00
Etter brå økning 3 m/h til 8 m/h	17.03.21 9:45	17.03.21 2:25	3 t 35 min	4,00	0,312	7,13	108,90	17,00	17,00	0,50	210,00	62,00
Før økning fra 3 m/h til 6 m/h	18.03.21 8:10	17.03.21 17:11	3 t 51 min	2,00	0,122	7,76	125,40	21,00	21,00	0,63	47,00	18,00
Etter brå økning fra 3 m/h til 6 m/h	18.03.21 09:14	----- -----	----- -----	3,00	0,236	7,28	114,70	21,00	18,00	0,54	290,00	79,00

Prøveuttak I												
Beskrivelse	Tidspunkt prøvetaking	Tidspunkt filterstart	Modningstid	Farge [mg Pt/l]	Turbiditet [FNU]	PH [pH]	Ledningssevne [μ S/cm]	Totalt kalsium [mg/l]	Filtert kalsium [mg/l]	Alkalitet [mmol/l]	Totalt jern [μ g/l]	Filtert jern [μ g/l]
Etter brå økning 3,5 m/h til 8 m/h	16.02.21 8:26	15.02.21 18:17	2 t 2 min	7,00	0,274	7,48	118,40	21,00	19,00	0,60	150,00	55,00
Etter brå økning 3,5 m/h til 8 m/h	24.02.21 8:50	23.02.21 18:06	2 t 54 min	9,00	0,314	7,53	118,20	21,00	18,00	0,55	240,00	77,00
Etter brå økning 3,5 m/h til 8 m/h	02.03.21 9:16	01.03.21 18:18	3 t 2 min	5,00	0,266	7,42	120,20	21,00	19,00	0,57	200,00	77,00
Etter brå økning 3,5 m/h til 8 m/h	04.03.21 9:15	04.03.21 1:17	3 t 16 min	4,00	0,283	7,39	117,30	20,00	19,00	0,53	200,00	88,00
Etter økning over 1 time 3,5 til 8 m/h	19.02.21 9:11	18.02.21 18:20	3 t 19 min	9,00	0,380	7,46	119,40	20,00	18,00	0,57	220,00	86,00
Etter økning over 1 time 3,5 til 8 m/h	25.02.21 10:19	24.02.21 18:14	2 t 57 min	5,00	0,389	7,46	117,80	19,00	17,00	0,55	280,00	87,00
Etter økning over 1 time 3,5 til 8 m/h	01.03.21 10:48	28.02.21 18:59	2 t 55 min	6,00	0,338	7,39	120,10	22,00	21,00	0,56	310,00	110,00
Etter økning over 1 time 3,5 til 8 m/h	03.03.21 10:09	03.03.21 1:10	3 t 15 min	5,00	0,324	7,62	120,80	22,00	20,00	0,56	270,00	120,00
Etter brå økning fra 3 m/h til 6 m/h	15.02.21 8:20	14.02.21 18:56	2 t 40 min	5,00	0,154	7,76	118,90	21,00	19,00	0,57	60,00	21,00
Kvarters økning fra 3,5 m/h til 8 m/h	18.02.21 8:35	17.02.21 18:24	2 t 54 min	8,00	0,294	7,24	117,70	21,00	18,00	0,58	170,00	61,00
----- -----	18.02.21 10:18	----- -----	----- -----	9,00	0,485	7,51	118,00	20,00	18,00	0,56	260,00	73,00
Etter brå økning fra 3,5 m/h til 7 m/h	23.02.21 8:46	22.02.21 17:53	2 t 18 min	6,00	0,261	7,50	119,90	21,00	19,00	0,59	160,00	-----
Fra 3,5 m/h til 8 m/h før økning	25.02.21 8:18	24.02.21 18:14	2 t 57 min	3,00	0,151	8,03	127,80	22,00	20,00	0,66	48,00	18,00
Fra 3,5 m/h til 8 m/h før økning	04.03.21 8:30	04.03.21 1:17	3 t 16 min	3,00	0,219	8,07	129,20	24,00	21,00	0,64	24,00	24,00
Etter brå økning 3 m/h til 8 m/h	17.03.21 9:45	17.03.21 2:25	3 t 35 min	5,00	0,275	7,39	118,00	18,00	18,00	0,54	180,00	71,00
Før økning fra 3 m/h til 6 m/h	18.03.21 8:10	17.03.21 17:11	3 t 51 min	2,00	0,116	8,14	129,00	22,00	20,00	0,67	66,00	18,00
Etter brå økning fra 3 m/h til 6 m/h	18.03.21 09:14	----- -----	----- -----	4,00	0,325	7,64	122,20	19,00	20,00	0,60	140,00	60,00

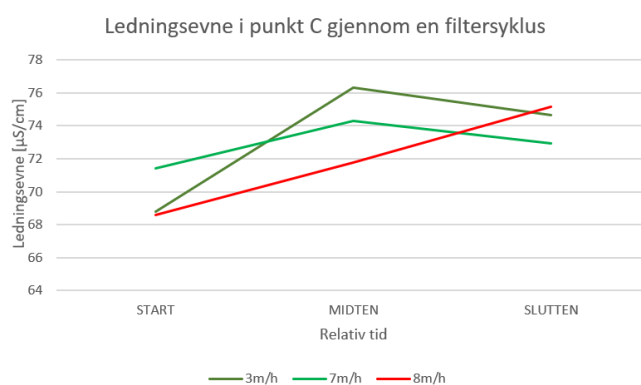
Prøveuttak rentvann												
Beskrivelse	Tidspunkt prøvetaking	Tidspunkt filterstart	Modningstid	Farge [mg Pt/l]	Turbiditet [FNU]	PH [pH]	Ledningssevne [μ S/cm]	Totalt kalsium [mg/l]	Filtert kalsium [mg/l]	Alkalitet [mmol/l]	Totalt jern [μ g/l]	Filtert jern [μ g/l]
Etter brå økning 3,5 m/h til 8 m/h	16.02.21 8:26	15.02.21 18:17	2 t 2 min	7,00	0,190	7,83	123,30	23,00	20,00	0,62	97,00	34,00
Etter brå økning 3,5 m/h til 8 m/h	24.02.21 8:50	23.02.21 18:06	2 t 54 min	8,00	0,195	7,74	122,90	22,00	19,00	0,62	100,00	34,00
Etter brå økning 3,5 m/h til 8 m/h	02.03.21 9:16	01.03.21 18:18	3 t 2 min	3,00	0,169	7,79	125,00	23,00	22,00	0,62	91,00	31,00
Etter brå økning 3,5 m/h til 8 m/h	04.03.21 9:15	04.03.21 1:17	3 t 16 min	4,00	0,188	7,77	123,40	22,00	20,00	0,61	97,00	44,00
Etter økning over 1 time 3,5 til 8 m/h	19.02.21 9:11	18.02.21 18:20	3 t 19 min	8,00	0,224	7,74	124,60	22,00	21,00	0,64	120,00	59,00
Etter økning over 1 time 3,5 til 8 m/h	25.02.21 10:19	24.02.21 18:14	2 t 57 min	5,00	0,194	7,76	124,00	21,00	19,00	0,61	140,00	63,00
Etter økning over 1 time 3,5 til 8 m/h	01.03.21 10:48	28.02.21 18:59	2 t 55 min	6,00	0,220	7,66	126,40	23,00	21,00	0,63	150,00	62,00
Etter økning over 1 time 3,5 til 8 m/h	03.03.21 10:09	03.03.21 1:10	3 t 15 min	3,00	0,221	7,69	126,10	23,00	20,00	0,63	150,00	77,00
Etter brå økning fra 3 m/h til 6 m/h	15.02.21 8:20	14.02.21 18:56	2 t 40 min	6,00	0,119	8,02	122,20	20,00	20,00	0,68	28,00	8,90
Kvarters økning fra 3,5 m/h til 8 m/h	18.02.21 8:35	17.02.21 18:24	2 t 54 min	8,00	0,263	7,62	123,40	21,00	19,00	0,63	130,00	51,00
----- -----	18.02.21 10:18	----- -----	----- -----	8,00	0,227	7,65	124,80	21,00	19,00	0,65	120,00	64,00
Etter brå økning fra 3,5 m/h til 7 m/h	23.02.21 8:46	22.02.21 17:53	2 t 18 min	6,00	0,163	7,84	124,00	23,00	20,00	0,62	83,00	-----
Fra 3,5 m/h til 8 m/h før økning	25.02.21 8:18	24.02.21 18:14	2 t 57 min	4,00	0,108	8,07	129,20	22,00	20,00	0,65	30,00	12,00
Fra 3,5 m/h til 8 m/h før økning	04.03.21 8:30	04.03.21 1:17	3 t 16 min	2,00	0,120	8,10	130,60	24,00	21,00	0,68	37,00	16,00
Etter brå økning 3 m/h til 8 m/h	17.03.21 9:45	17.03.21 2:25	3 t 35 min	4,00	0,215	7,71	123,30	21,00	19,00	0,62	160,00	93,00
Før økning fra 3 m/h til 6 m/h	18.03.21 8:10	17.03.21 17:11	3 t 51 min	2,00	0,097	8,08	130,10	21,00	21,00	0,66	26,00	14,00
Etter brå økning fra 3 m/h til 6 m/h	18.03.21 09:14	----- -----	----- -----	3,00	0,137	7,97	124,90	21,00	20,00	0,65	50,00	22,00

Trykkdifferanse [mVs] i hvert trykkuttak fra starten av filtersyklus til slutt											
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
3 m/h	0.001	0.238	0.573	0.707	0.721	1.119	1.194	1.240	1.251	1.261	1.234
7 m/h	0.010	0.152	0.213	0.264	0.275	0.563	0.481	0.629	0.630	0.633	0.617
8 m/h	0.001	0.085	0.129	0.153	0.166	0.407	0.475	0.425	0.432	0.428	0.410

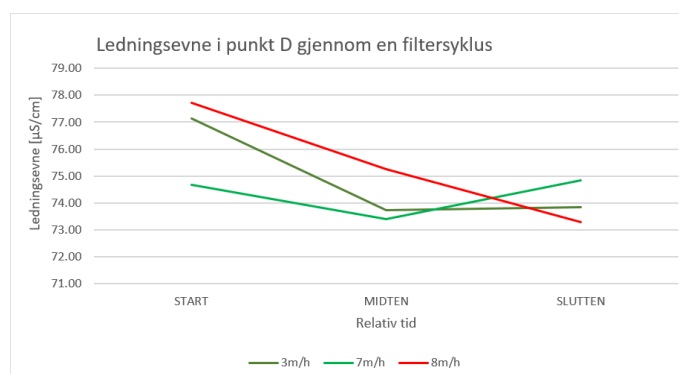
Trykktap [mVs] i hvert trykkuttak ved ren filterseng										
	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
3 m/h	0.161	0.086	0.025	0.098	0.045	0.093	0.106	0.122	0.137	0.550
7 m/h	0.034	0.054	0.038	0.126	0.144	-0.023	0.250	0.281	0.316	0.775
8 m/h	0.010	0.008	0.005	0.056	0.188	0.175	0.257	0.284	0.332	0.863

Trykktap [mVs] i hvert trykkuttak ved slutt på filtersyklus										
	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
3 m/h	0.398	0.658	0.731	0.818	1.163	1.286	1.345	1.371	1.397	1.782
7 m/h	0.177	0.258	0.293	0.391	0.697	0.447	0.869	0.901	0.939	1.382
8 m/h	0.095	0.135	0.157	0.220	0.594	0.649	0.680	0.714	0.758	1.272

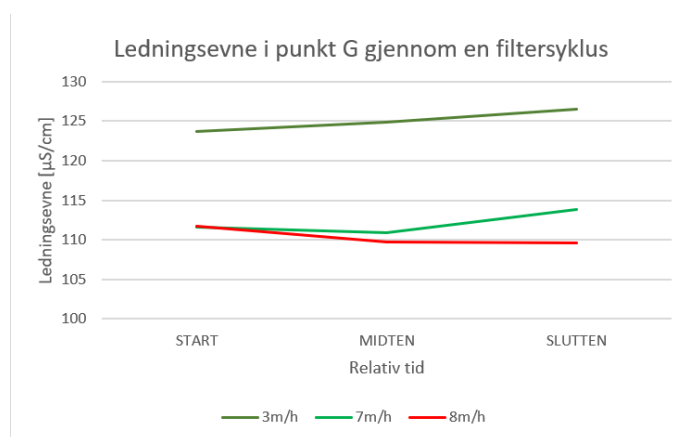
Vedlegg B. Utvikling av vannkvalitet i prøveuttakene underveis i en filtersyklus



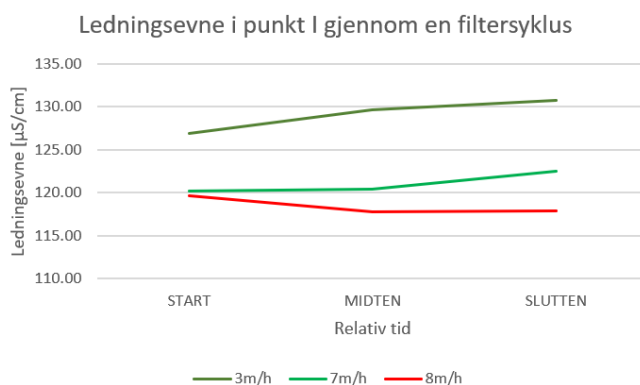
Figur B.1: Ledningsevne gjennom ulike filtersykluser ved prøveuttak C



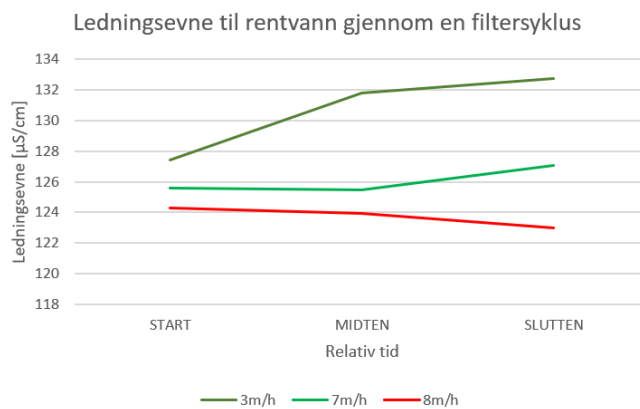
Figur B.2: Ledningsevne gjennom ulike filtersykluser ved prøveuttak D



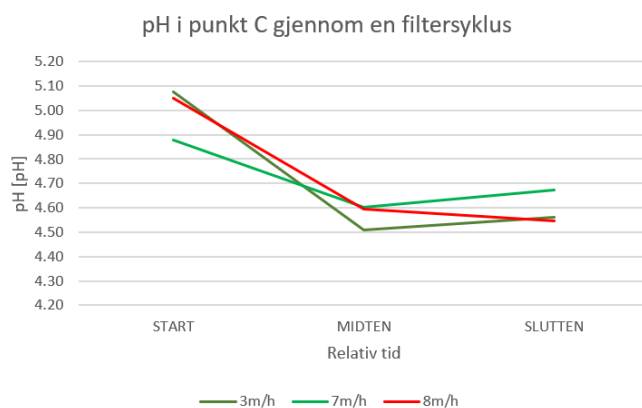
Figur B.3: Ledningsevne gjennom ulike filtersykluser ved prøveuttak G



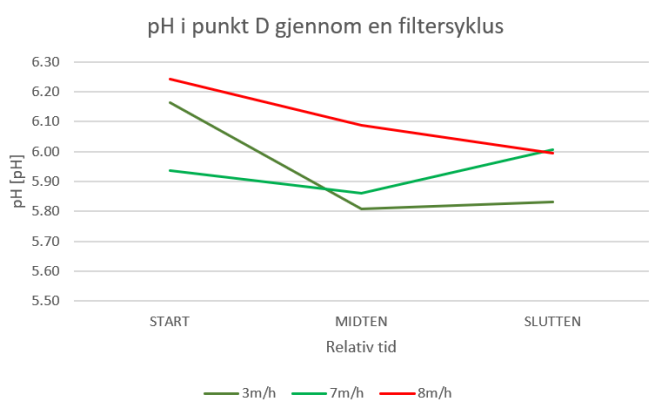
Figur B.4: Ledningsevne gjennom ulike filtersykluser ved prøveuttak I



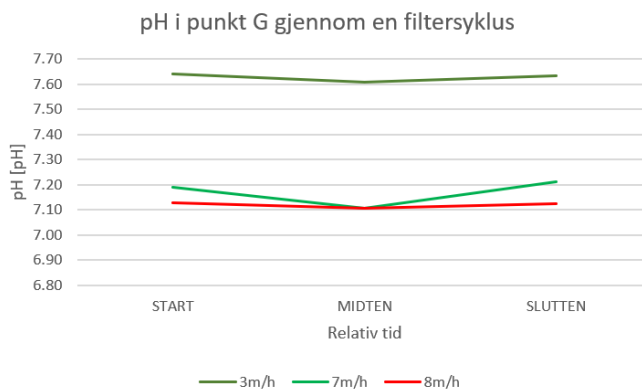
Figur B.5: Ledningsevne gjennom ulike filtersykluser for rent vann



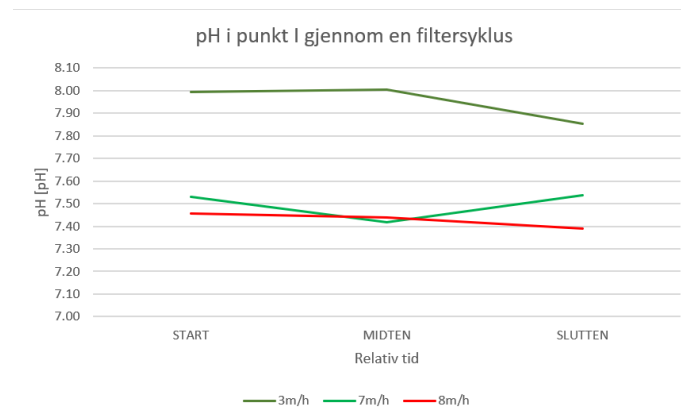
Figur B.6: pH gjennom ulike filtersykluser ved prøveuttak C



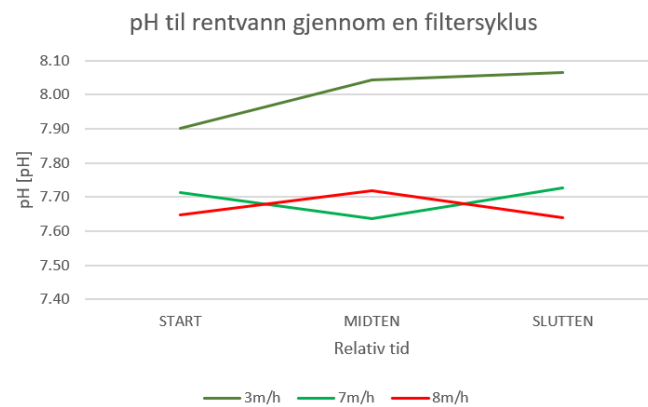
Figur B.7: pH gjennom ulike filtersykluser ved prøveuttak D



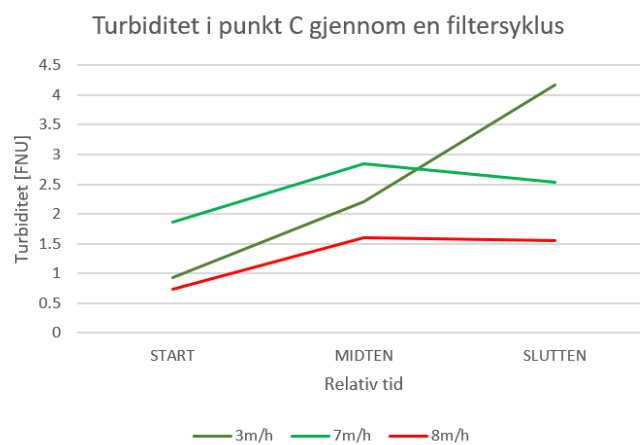
Figur B.8: pH gjennom ulike filtersykluser i punkt G



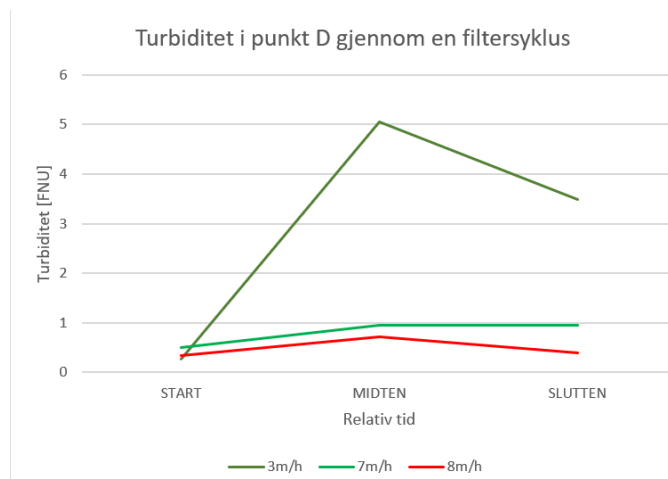
Figur B.9: pH gjennom ulike filtersykluser ved prøveuttak I



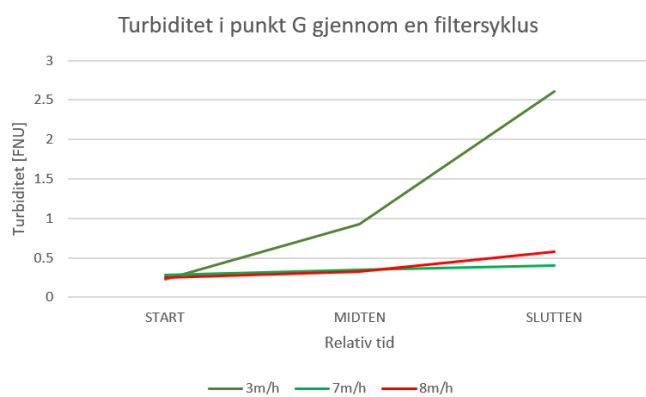
Figur B.10: pH gjennom ulike filtersykluser for rentvann



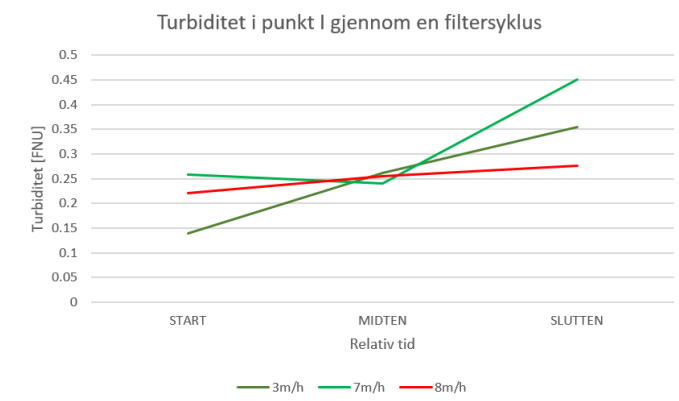
Figur B.11: Turbiditet gjennom ulike filtersykluser ved prøveuttak C



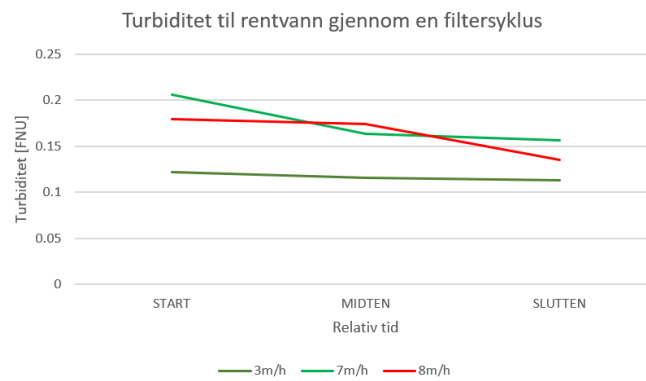
Figur B.12: Turbiditet gjennom ulike filtersykluser ved prøveuttak D



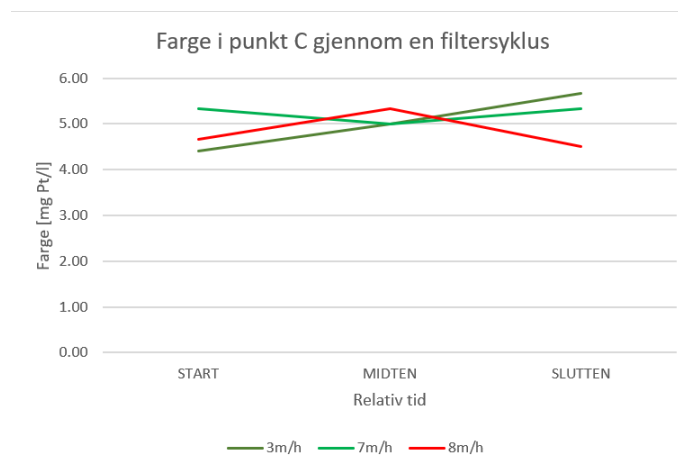
Figur B.13: Turbiditet gjennom ulike filtersykluser ved prøveuttak G



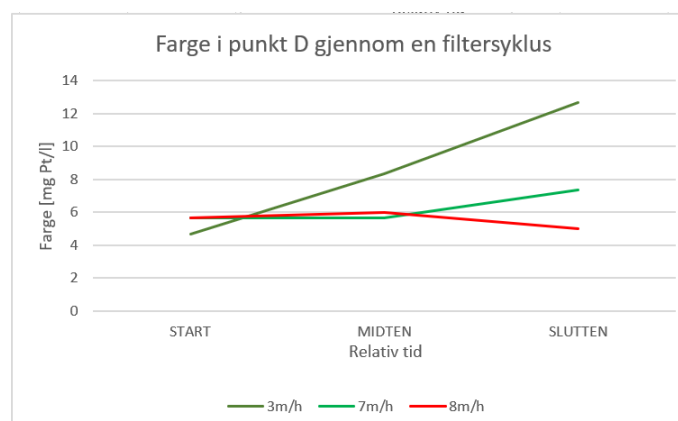
Figur B.14: Turbiditet gjennom ulike filtersykluser ved prøveuttak I



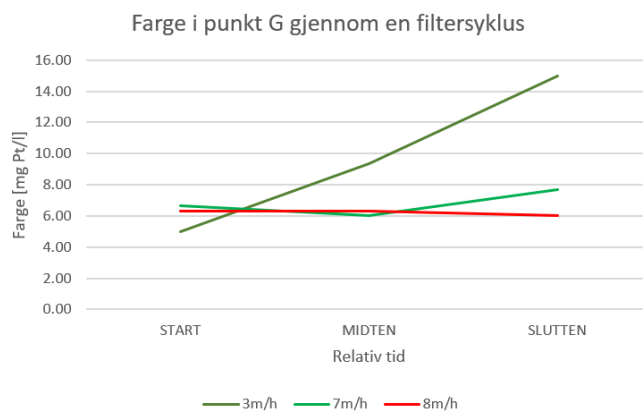
Figur B.15: Labverdier av turbiditet til rentvann gjennom ulike filtersykluser.



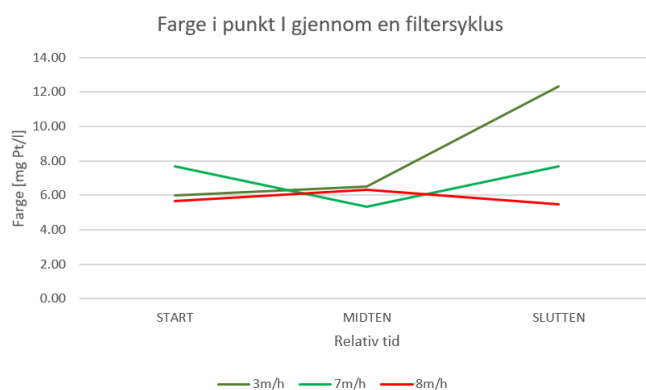
Figur B.16: Farge gjennom ulike filtersykluser ved prøveuttak C.



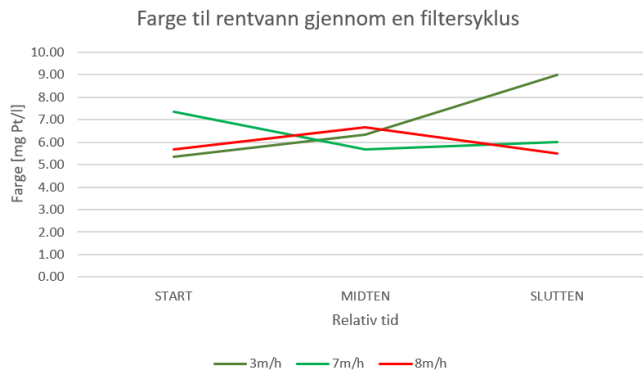
Figur B.17: Farge gjennom ulike filtersykluser ved prøveuttak D.



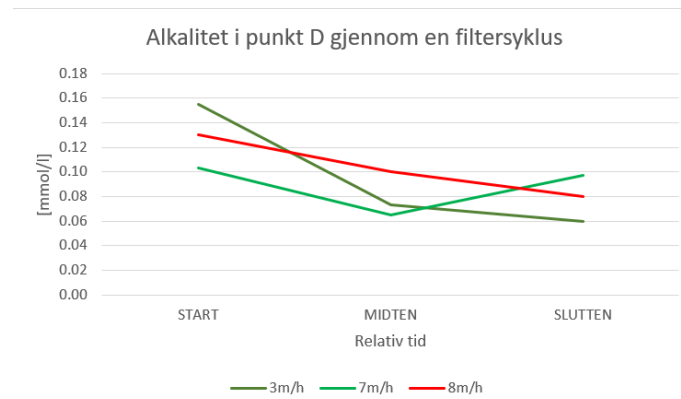
Figur B.18: Farge gjennom ulike filtersykluser ved prøveuttak G.



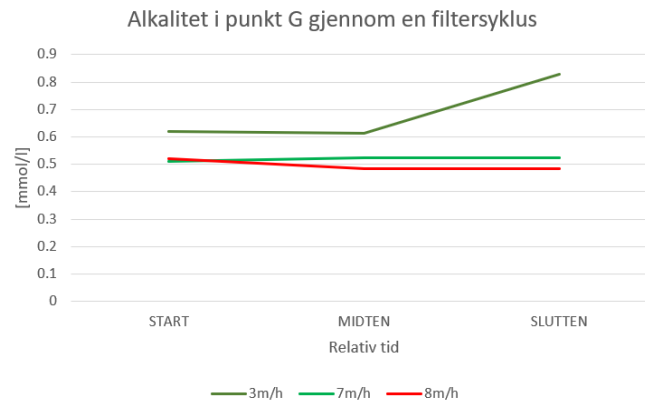
Figur B.19: Farge gjennom ulike filtersykluser ved prøveuttak I.



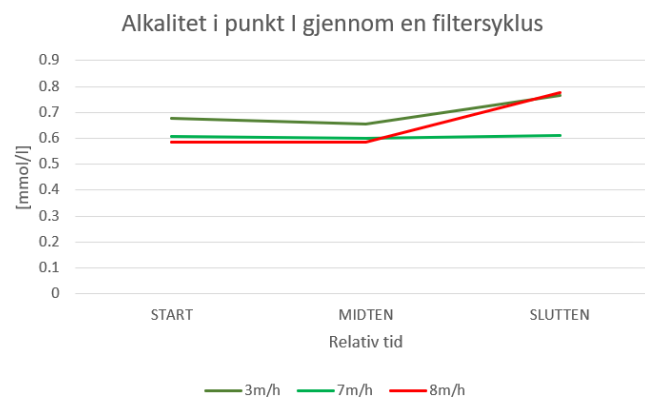
Figur B.20: Farge til rentvann gjennom ulike filtersykluser.



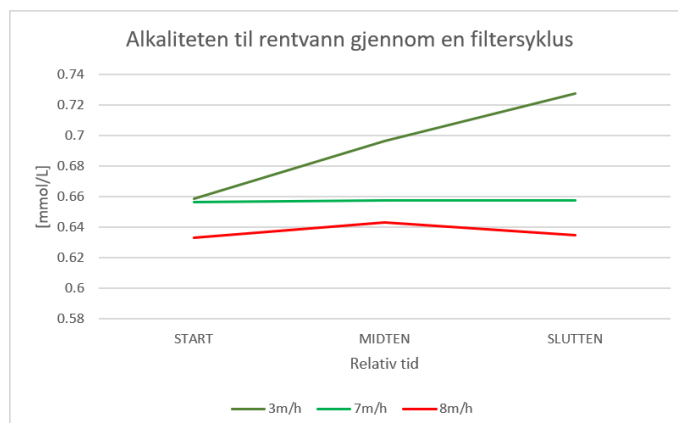
Figur B.21: Alkalitet ved prøveuttak D gjennom ulike filtersykluser.



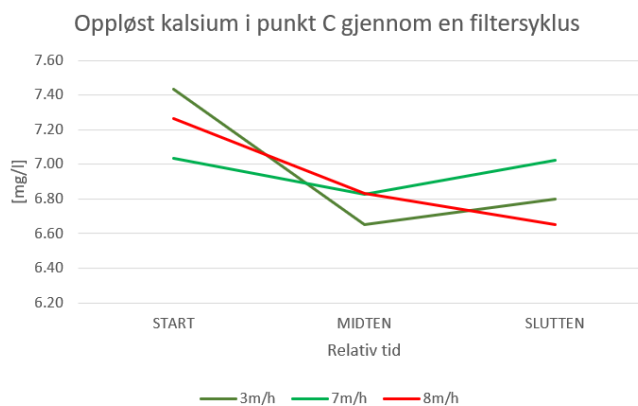
Figur B.22: Alkalitet ved prøveuttak G gjennom ulike filtersykluser.



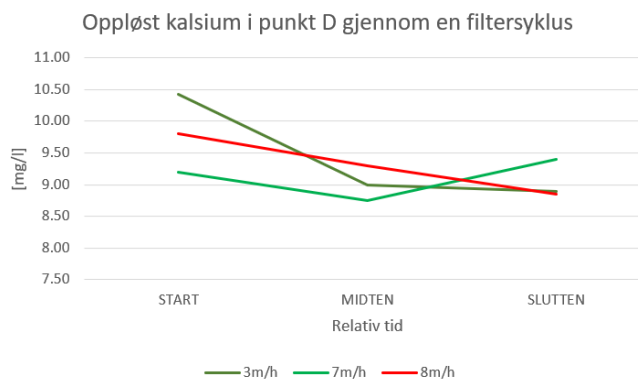
Figur B.23: Alkalitet ved prøveuttak I gjennom ulike filtersykluser.



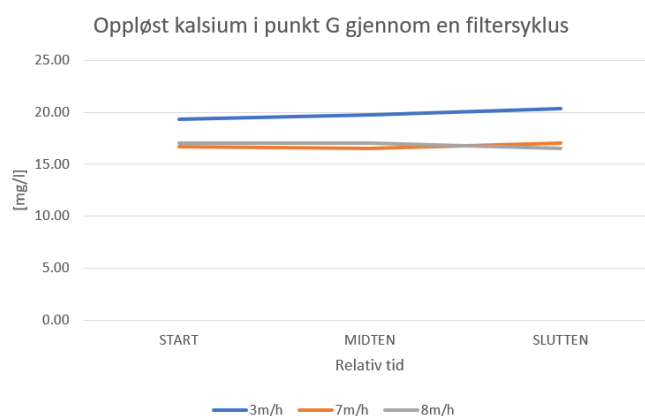
Figur B.24: Alkalitet til rentvann gjennom ulike filtersykluser.



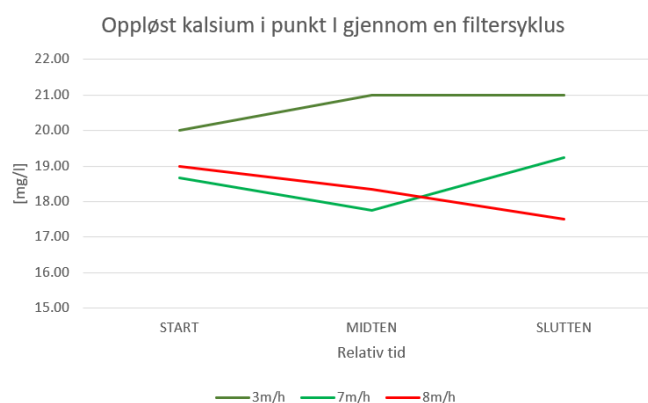
Figur B.25: Oppløst kalsium ved prøveuttak C gjennom ulike filtersykluser.



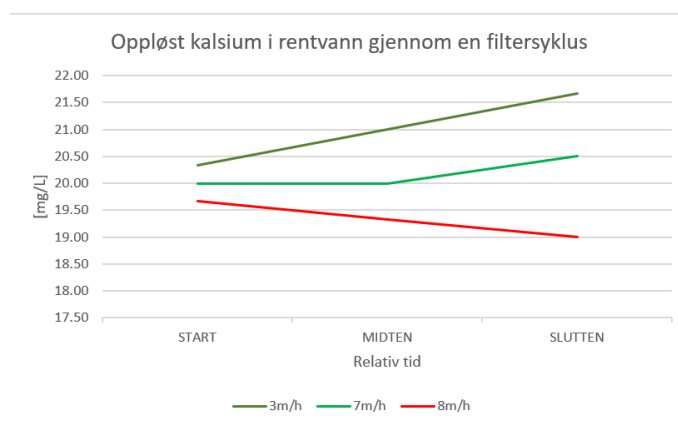
Figur B.26: Oppløst kalsium ved prøveuttak D gjennom ulike filtersykluser.



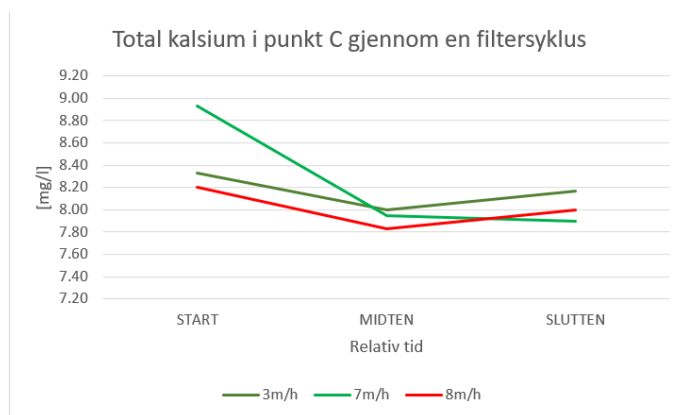
Figur B.27: Oppløst kalsium ved prøveuttak G gjennom ulike filtersykluser.



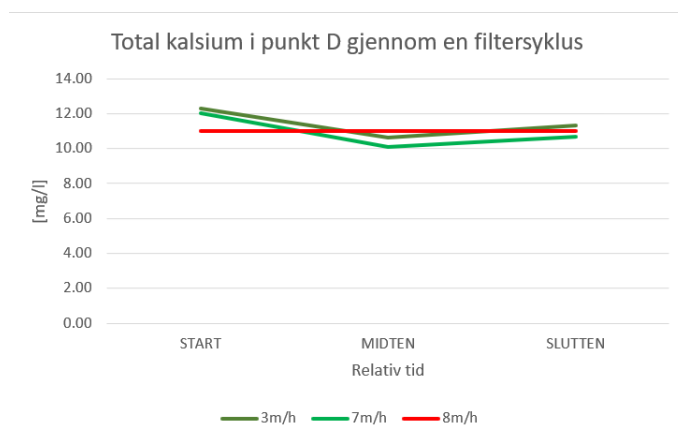
Figur B.28: Oppløst kalsium ved prøveuttak I gjennom ulike filtersykluser.



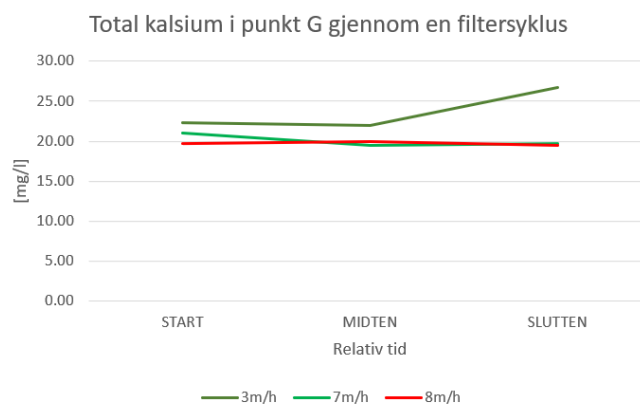
Figur B.29: Oppløst kalsium i rentvann gjennom ulike filtersykluser.



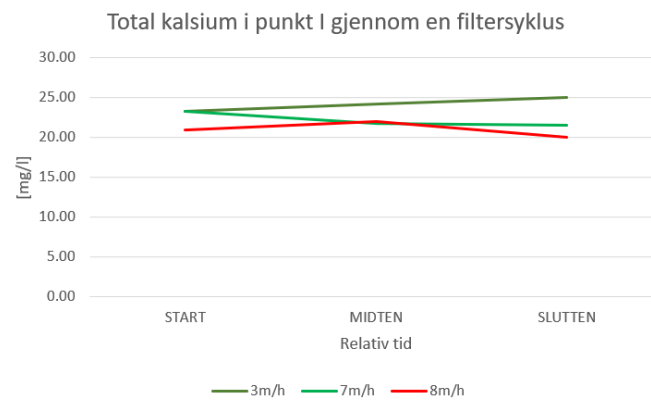
Figur B.30: Total kalsium ved prøveuttak C gjennom ulike filtersykluser.



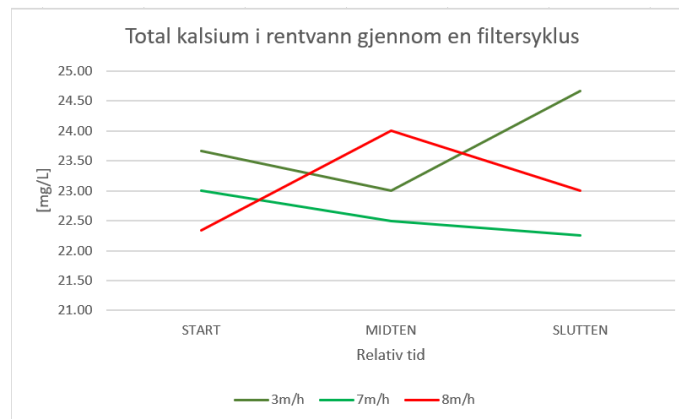
Figur B.31: Total kalsium ved prøveuttak D gjennom ulike filtersykluser.



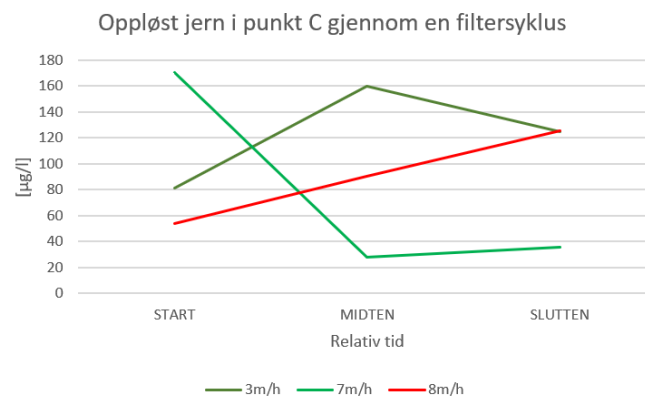
Figur B.32: Total kalsium ved prøveuttak G gjennom ulike filtersykluser.



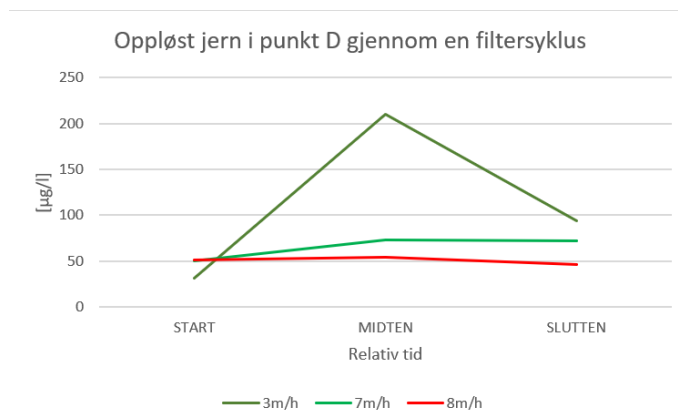
Figur B.33: Total kalsium ved prøveuttak I gjennom ulike filtersykluser.



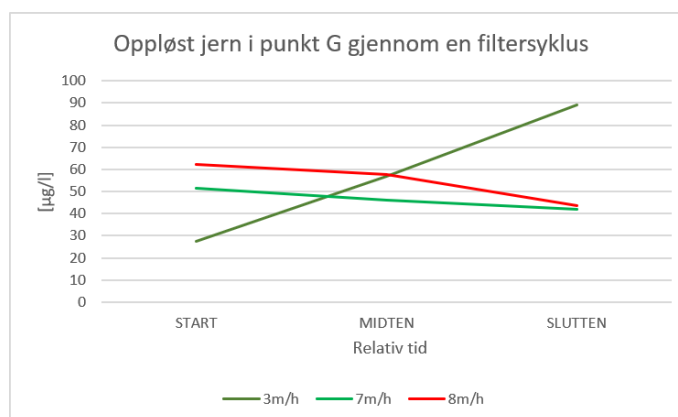
Figur B.34: Total kalsium i rentvann gjennom ulike filtersykluser.



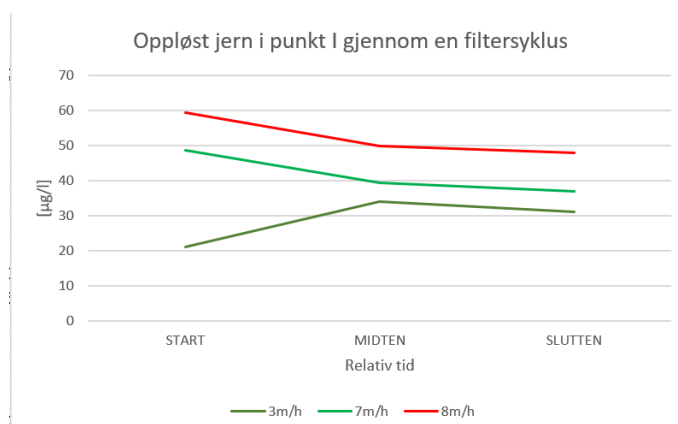
Figur B.35: Oppløst jern ved prøveuttak C gjennom ulike filtersykluser.



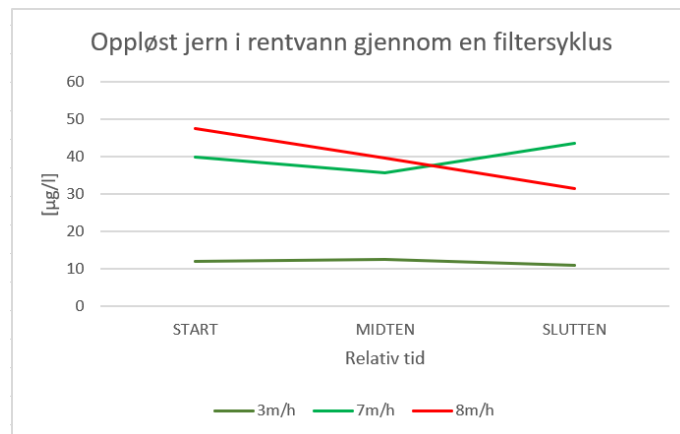
Figur B.36: Oppløst jern ved prøveuttak D gjennom ulike filtersykluser.



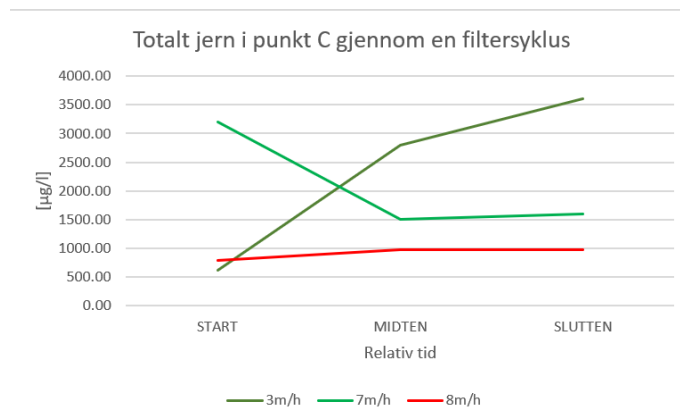
Figur B.37: Oppløst jern ved prøveuttak G gjennom ulike filtersykluser.



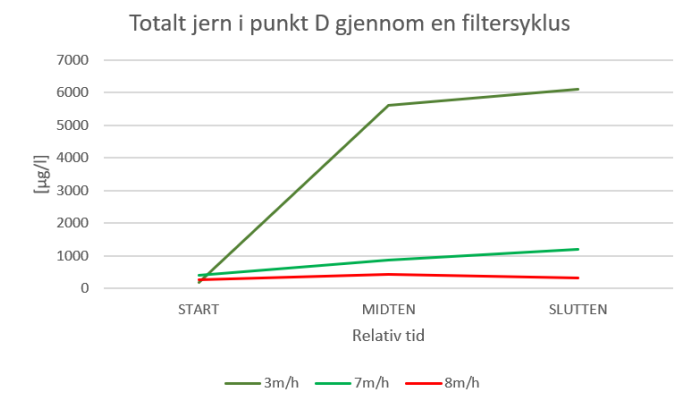
Figur B.38: Oppløst jern ved prøveuttak I gjennom ulike filtersykluser.



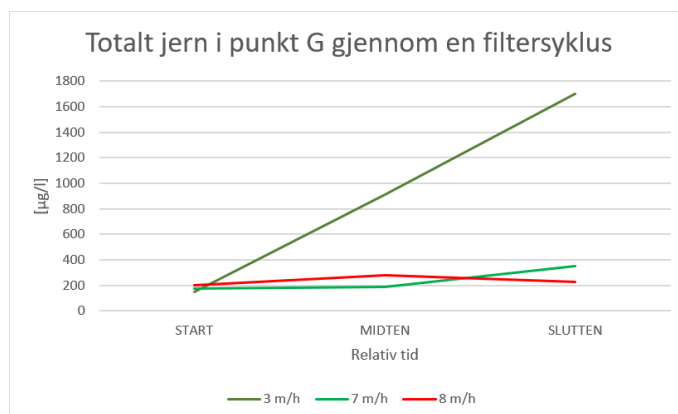
Figur B.39: Oppløst jern i rentvann gjennom ulike filtersykluser.



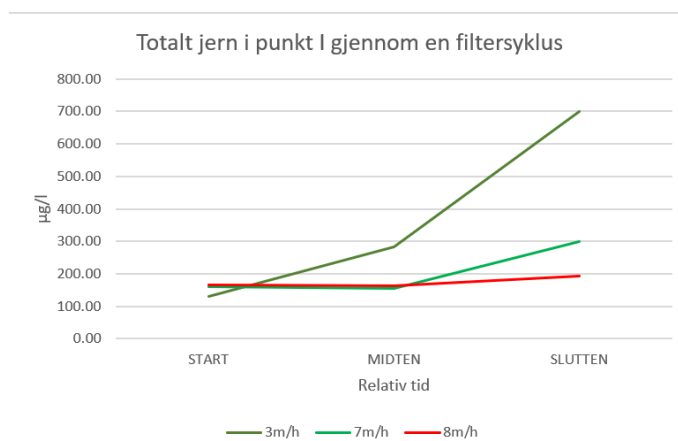
Figur B.40: Totalt jern ved prøveuttak C gjennom ulike filtersykluser.



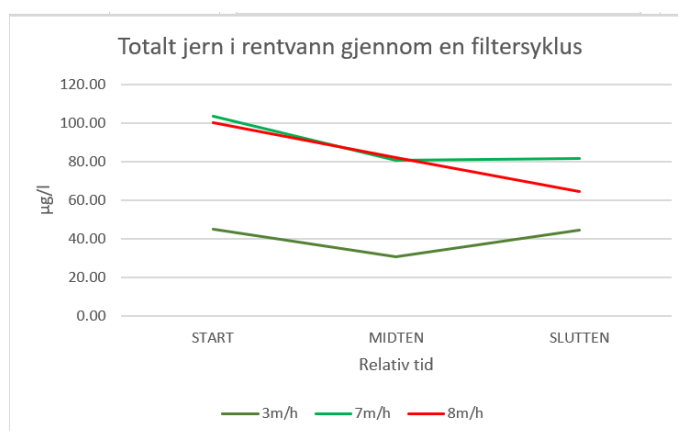
Figur B.41: Totalt jern ved prøveuttak D gjennom ulike filtersykluser.



Figur B.42: Totalt jern ved prøveuttak G gjennom ulike filtersykluser.



Figur B.43: Totalt jern ved prøveuttak I gjennom ulike filtersykluser.



Figur B.44: Totalt jern i rentvann gjennom ulike filtersykluser.



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway