

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet  
Fakultet for miljøvitenskap og teknologi  
Institutt for matematiske realfag og teknologi

Masteroppgave 2015  
30 stp

# Undersøkelse av virusfjerning i modning- og gjennombruddsperiodene i et pilotskala to-media sandfilter for drikkevann

Pilot-Scale Investigations of Virus Removal During  
the Ripening and Breakthrough Phases in a  
Dual-Media Sand Filter for Drinking Water

Anne Willumsen



# SAMMENDRAG

Det er omtrent 2 millioner av befolkningen i Norge, som forsynes med drikkevann som har blitt behandlet i et koagulerings- og filtreringsanlegg (Myrstad et al. 2015). Det er behov for bedre dokumentasjon av virusfjerning i denne type anlegg, spesielt i modnings- og gjennombruddsperiodene i filtersyklusen.

I drikkevannsforskriften (2001) er det krav om til sammen to hygieniske barrierer i vannforsyningssystemet. En hygienisk barriere er definert i veilederen til drikkevannsforskriften som en fysisk eller kjemisk hindring som gir 3 log-fjerning av bakterier og virus, og 2 log-fjerning av parasitter. Det vil si at to barrierer til sammen må utgjøre 6b + 6v + 4p log-fjerning (Mattilsynet 2011).

Virusfjerning ble undersøkt i et pilotskala to-media kontaktfiltreringssystem. Filteret bestod av FILTRALITE® NC (0,8 – 1,6 mm) og Rådasand® (0,4 – 0,8 mm). Råvann fra Glomma ble tilsatt 1,1 - 1,2 mg Al/l (PAX-18, Kemira Chemicals AS). I forsøkene ble bakteriofagen *Salmonella typhimurium* 28B (Lilleengen 1948) brukt som virusindikator. Denne bakteriofagen infiserer bakterien *Salmonella typhimurium* type 5 og formeres i bakteriecellen. S.t. 28B ble kvantifisert ved plakk-analyse.

Det ble kjørt to forsøksrunder. I den stabile perioden (turbiditet < 0,2 FNU) under 2. forsøk var virusreduksjonen ca. 3 log. I modningsperioden var den minste reduksjonen ca. 0,8 log (1. forsøk) og 1,6 log (2. forsøk). Under gjennombruddsperioden i 2. forsøk var reduksjonen på det dårligste 1,5 log.

Det foregikk en reduksjon i konsentrasjon av S.t. 28B i vannprøvene ved oppbevaring. Hovedårsaken til dette var trolig innholdet av rest-koagulant i vannprøvene. Hvis dette var tilfelle, kan det hende at beregnet renseeffekt var overestimert.

Utløpsturbiditet er den mest brukte parameteren ved vurdering av renseeffekt i koagulerings- og filtreringsanlegg. I dette forsøket samsvarte ikke utløpsturbiditet og utløpskonsentrasjon av S.t. 28B, selv om det var en viss sammenheng. Utløpsturbiditet (< 0,2 FNU) kan ikke gi noen garanti for at det rensede vannet er fritt for virus, spesielt ikke i overgangene mellom de ulike fasene i filtersyklusen.

## ABSTRACT

There are about 2 million people in Norway, who are supplied with drinking water that has been treated in a coagulation and filtration plant (Myrstad et al. 2015). Better documentation for virus removal for this kind of plant is needed, especially in the ripening and breakthrough phases of the filter cycle.

In the Norwegian drinking water regulation (Drikkevannsforskriften 2001) it is a requirement that there are, in total, two hygienic barriers in the water supply system. A hygienic barrier is a physical or chemical barrier that provides 3-log removal of bacteria and viruses, and 2-log removal of parasites, as described in the guidelines for the drinking water regulations. This means that two barriers constitute  $6b + 6v + 4p$  -log removal (Mattilsynet 2011).

Virus removal was investigated in a pilot-scale dual-media contact filtration system. The filter consisted of FILTRALITE® NC (0.8 – 1.6 mm) and Rådasand® (0.4 – 0.8 mm). PAX-18 was added (1.1 – 1.2 mg Al/l, Kemira Chemicals AS) to the raw water (Glomma). In the experiments, the bacteriophage *Salmonella typhimurium* phage 28B (Lilleengen 1948) was used as a virus indicator. This bacteriophage infects the bacteria *Salmonella typhimurium* type 5 and replicates in the bacterial cell. S.t. 28B was quantified by plaque assay.

Two experiments were performed. During the stable operation (turbidity < 0.2 FNU) in the second experiment, the virus reduction was approximately 3-log. In the ripening phase, the lowest reduction was 0.8-log (1<sup>st</sup> experiment) and 1.6-log (2<sup>nd</sup> experiment). In the breakthrough phase (2<sup>nd</sup> experiment), the reduction was at its worst 1.5 log.

There appeared to be a reduction in concentration of S.t. 28B in the water samples during storage. The main reason for this was probably the content of residual coagulant in the water samples. If this was true, the treatment efficiency may not have been as good as estimated.

Turbidity in the outlet is the most common parameter in the assessment of the treatment efficiency in coagulation and filtration plants. In this experiment, the outlet turbidity and the concentration of viruses in the outlet did not match, although there was a certain correlation between them. The outlet turbidity (< 0.2 FNU) cannot give any guarantee that the treated water is free of viruses, especially during the transition between the various phases of the filter cycle.

# FORORD

Dette er en masteroppgave som er skrevet ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet på Ås. Oppgaven utgjør det avsluttende arbeidet på det fem-årige sivilingeniørstudiet vann- og miljøteknikk ved Institutt for matematiske realfag og teknologi. Masteroppgaven har blitt utført og skrevet våren 2015, og har et omfang på 30 studiepoeng. Oppgaven tar for seg undersøkelse av virusfjerning i et kontaktfiltreringsanlegg, som er et aktuelt problem innen vannrensing.

Jeg har fått anledning til å utføre denne masteroppgaven som en liten del av et større prosjekt. Det er arbeidet til stipendiat Vegard Nilsen og stipendiat Ekaterina Yarovitsyna som jeg har fått være en del av. I løpet av høsten 2014 fikk jeg gradvis innsikt i prosjektet, som startet i 2013. En stor takk går derfor til Vegard Nilsen og Ekaterina Yarovitsyna. Denne oppgaven ville ikke latt seg gjøre uten å få være en del av deres arbeid. Jeg vil takke for godt samarbeid under forsøksperiodene, og for mye god hjelp.

En takk går til veilederen min, Arve Heistad, som har vært med på å definere oppgaven, rettet meg i oppgaveskrivingen, inspirert meg, vist stort engasjement og gitt meg svar på spørsmålene mine.

Takk til Else Marie Aasen og Rannei Tjøland på IKBM for å ha gitt plass til Vegard, Ekaterina og meg på mikrobiologi-laben, og for å ha gjort i stand næringsmedier, fortynningsvann og støpt petriskåler med næringsmedier til analysene.

Takk for alle faglige samtaler med Torbjørn Friborg. En takk går også til kollektiv-samboer Helene Gårdsvold, som har hjulpet meg med analyser på laben. Tusen takk til Pappa, for gjennomlesing og retting av oppgaven.

15.05.2015 Ås

---

Anne Willumsen

# FIGURLISTE

<b>Figur 1:</b> Andel kommunale, interkommunale og private vannverk i Norge (venstre), og andel av befolkningen som blir forsynt med drikkevann fra disse (høyre). Data er hentet fra Nasjonalt folkehelseinstitutt.....	2
<b>Figur 2:</b> Smitteveier, og eksempler på patogene mikroorganismer (WHO 2011). Den gastrointestinale smitteveien er markert i figuren. ....	12
<b>Figur 3:</b> Tegning av <i>Salmonella typhimurium</i> fag 28B. Figuren er hentet fra «Bacteriophages as tracers and hygiene indicator», en laboratoriemannual laget av Smittskyddsinstituttet (Allestam & Carlander 2000). ....	15
<b>Figur 4:</b> «Scanning electron micrograph» (SEM) av S.t. 28B (Foto: Hedlund, K.O., Smittskyddsinstituttet).....	15
<b>Figur 5:</b> Flytskjema av et kontaktfiltreringsanlegg med tilsetning av koagulant, flokkulant, pH-justering og korrosjonskontroll (Kalk/ CO <sub>2</sub> ), sandfilter og desinfeksjon. Figuren er hentet fra Norsk Vann Rapport 188 (2012), fig. 1-2.....	18
<b>Figur 6:</b> Tre ulike oppbygninger av koaguleringsanlegg. Konvensjonell, direkte- og kontaktfiltrering. Figuren er hentet fra Norsk Vann Rapport 188 (2012), figur 1–1. ....	18
<b>Figur 7:</b> Koagulantdose sett i forhold til pH og vannkvalitet (se parametere i <b>Tabell 1</b> ) i det filtrerte vannet. Figuren er hentet fra Norsk Vann Rapport 188, fig. 6-2 (Eikebrokk 2012). ..	21
<b>Figur 8:</b> Prinsippskisse av et to-media sandfilter med et overgangssjikt/ støttelag av grus i bunn. Figuren er hentet fra Norsk Vann Rapport 188, figur 1-3 (Eikebrokk 2012). ....	22
<b>Figur 9:</b> Grafen viser en filtersyklus med hensyn på turbiditet og trykktap. Figuren er hentet fra Norsk Vann Rapport 188, fig. 2-1 (Eikebrokk 2012). ....	24
<b>Figur 10:</b> Sammenheng mellom utløpsturbiditet og 10. prosentil log-fjerning av patogene mikroorganismer i konvensjonelt filtreringsanlegg (pilot-anlegg) (Xagorarakis et al. 2004)...	26
<b>Figur 11:</b> Prinsippskisse av filter-kolonnen (Nilsen et al. Unpublished). ....	35
<b>Figur 12:</b> Forsøksrigg. Foto: Anne Willumsen. ....	36
<b>Figur 13:</b> Til venstre: Utløpsturbiditetsmåler. Foto: Anne Willumsen. Til høyre er monterings-anbefalinger for VisoTurb 700 IQ illustrert (Weilheim 2005). ....	38
<b>Figur 14:</b> Displayet for turbiditetsmålingene, under forsøk. Foto: Anne Willumsen. ....	39
<b>Figur 15:</b> Måleprinsipp for turbiditetsmålingene (Weilheim). ....	39
<b>Figur 16:</b> Venstre: Forsøksriggen med et av målepunktene for trykkehøyde, H4, markert med pil. Høyre: et mer detaljert utsnitt av målepunkter for trykkehøyder, hvor en av målesensorene er markert med pil. Foto: Anne Willumsen.....	40

<b>Figur 17:</b> Pumpe for dosering av mikroorganismer og kjemikalier. Foto: Anne Willumsen.	42
<b>Figur 18:</b> Fra venstre til høyre på bordet: pumpen som doserte mikroorganismer, beholder med mikroorganismer plassert oppå en magnetomrører, pumpe for dosering av syre og helt til høyre på bordet er pumpen som doserte koagulant. 1: mikroorganismer, 2: Syre og 3: koagulant. Foto: Anne Willumsen.	44
<b>Figur 19:</b> Prøvetakingstidspunkter for utløpsvannprøvene i 1. forsøk.	46
<b>Figur 20:</b> Prøvetakingstidspunkter for utløpsvannprøvene i 2. forsøk.	47
<b>Figur 21:</b> Illustrasjon av fortynningsrekken.	49
<b>Figur 22:</b> Prøvetakingstidspunkt for innløpsvannprøver i punkt M1 (før koagulant-tilsetning) og M2 (etter koagulant-tilsetning) under 2. forsøk.	52
<b>Figur 23:</b> Konsentrasjon av S.t. 28B i utløpsvannprøvene (M3) i løpet av én hel filtersyklus. Dataene, fra 1. og 2. forsøk, er framstilt logaritmisk.	54
<b>Figur 24:</b> Konsentrasjon av S.t. 28B i utløpsvannprøvene (M3) i løpet av én hel filtersyklus. Dataene, fra 1. og 2. forsøk, er framstilt lineært.	55
<b>Figur 25:</b> Konsentrasjon av S.t. 28B utløpsvannprøver (M3), i de to første timene av filtersyklusen. Dataene, fra 1. og 2. forsøk, er framstilt logaritmisk.	56
<b>Figur 26:</b> Konsentrasjon av S.t.28B i utløpsvannprøver (M3), i de to første timene av filtersyklusen. Dataene, fra 1. og 2. forsøk, er framstilt lineært.	57
<b>Figur 27:</b> Konsentrasjon av S.t. 28B i to utløpsvannprøver (M3), som ble tatt 2 og 19 timer etter start av filtersyklus, over tid (2. forsøk). Resultatene er framstilt logaritmisk.	58
<b>Figur 28:</b> Konsentrasjon av S.t. 28B i to utløpsvannprøver (M3), som ble tatt 2 og 19 timer etter start av filtersyklus, over tid (2. forsøk). Resultatene er framstilt lineært.	58
<b>Figur 29:</b> Konsentrasjon av S.t. 28B i innløpsvannprøver (fra 2. forsøk) i to ulike uttakspunkt, 6 og 12 timer etter start av filtersyklus, over tid. M1 er før koagulant-tilsetning, og M2 er etter koagulant-tilsetning. Dataene er framstilt logaritmisk.	59
<b>Figur 30:</b> Trykkehøyde, turbiditet og konsentrasjon av S.t.28B i utløpsvannprøver (M3) over én filtersyklus. 1. forsøk.	61
<b>Figur 31:</b> Inn- og utløpsturbiditet og konsentrasjon av S.t.28B i utløpsvannprøver (M3) i de to første timene av filtersyklusen. 1. forsøk.	62
<b>Figur 32:</b> Trykkehøyde, turbiditet og konsentrasjon av S.t.28B i utløpsvannprøver (M3) over én filtersyklus. 2. forsøk. Fjerning av luftboble i utløpsrør er merket med pil.	63
<b>Figur 33:</b> Inn- og utløpsturbiditet og konsentrasjon av S.t.28B i utløpsvannprøver (M3) i de to første timene av filtersyklusen. 2. forsøk.	64

<b>Figur 34:</b> Utløpsturbiditet og log-reduksjon av S.t. 28B i 1. forsøk. Grenseverdien 0,2 FNU er markert. ....	66
<b>Figur 35:</b> Utløpsturbiditet og log-reduksjon av S.t. 28B i 2. forsøk. Grenseverdien 0,2 FNU er markert. ....	66
<b>Figur 36:</b> Konsentrasjon av S.t. 28B i utløpet (M3) i 1. forsøk, analysert tre ulike dager. ....	69
<b>Figur 37:</b> Nivå-kontroll-volum i utløpet av filteret. Foto: Anne Willumsen.....	73
<b>Figur 38:</b> Konsentrasjon av S.t. 28B i utløpet (M3) under 2. forsøk, 8 – 22 timer ut i filtersyklusen. Innløpskonsentrasjon var $1,50 \cdot 10^5$ S.t. 28B/ml. ....	76
<b>Figur 39:</b> Fjerning av bakteriofagen MS2 i ulike spektre av utløpsturbiditet i et pilotskala konvensjonelt koaguleringsanlegg (Xagorarakis et al. 2004).....	77



# TABELLISTE

<b>Tabell 1:</b> Indikatorparametere for hygieniske barrierer i koaguleringsanlegg. Tabellen er hentet fra veileder til drikkevannsforskriften, Tabell C. (Mattilsynet 2011). Tabellen fortsetter på neste side. ....	6
<b>Tabell 2:</b> Log-kreditt i vannbehandlingsanlegg med god partikkelseparasjon. Tabellen er et utdrag fra tabell 3.9 i Norsk Vann Rapport 170, Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis (2012). ....	7
<b>Tabell 3:</b> Komponenter som må fjernes fra vannet, og egnet vannbehandlingsprosess for å fjerne komponentene (Folkehelseinstituttet 2004c). ....	17
<b>Tabell 4:</b> Effektiviteten til desinfeksjonsmetodene klorering, ozonering og UV-bestråling på bakterier, virus og parasitter (Ødegaard et al. 2009b). ....	27
<b>Tabell 5:</b> Vannkvalitetsparametere i råvannet fra Glomma da vannet ble hentet, høst 2014..	33
<b>Tabell 6:</b> Spesifikasjoner for kolonne.....	34
<b>Tabell 7:</b> Spesifikasjoner for filtermateriale .....	37
<b>Tabell 8:</b> Dosering av mikroorganismene. ....	43
<b>Tabell 9:</b> Trykkøkning, i gjennomsnitt, i hvert målepunkt i 1. og 2. forsøk. ....	65
<b>Tabell 10:</b> Log-reduksjon av S.t. 28B i filteret, under hele filtersyklusen, for 1. og 2. forsøk. ....	68
<b>Tabell A 1:</b> Utløpsvannprøver (M3) som ble tatt under 1. forsøk er merket med "x" den dagen (etter prøvetaking) prøven ble analysert.....	i
<b>Tabell A 2:</b> Utløpsvannprøver (M3) som ble tatt under 2. forsøk er merket med "x" den dagen/ de dagene (etter prøvetaking) prøven ble analysert.....	ii

# **FORKORTELSER**

FNU – Formazin Nephelometric Unit

IKBM – Institutt for kjemi, bioteknologi og matvitenskap

IMT – Institutt for matematiske realfag og teknologi

KPG – Kjøtt Pepton Gjær

M1 – Manuelt prøvetakingspunkt 1

M2 – Manuelt prøvetakingspunkt 2

M3 – Manuelt prøvetakingspunkt 3

MatInf – Institutt for mattrygghet og infeksjonsbiologi

MIP – Seksjon for mikrobiologi, immunologi og parasittologi

NMBU – Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

NTU – Nephelometric Turbidity Units

pfu – plaque forming units (enheter av plakkdannelse)

QMRA – Quantitative Microbial Risk Assessment

S.t. 28B – *Salmonella typhimurium* fag 28B

VREG – Vannverksregisteret

WHO – World Health Organization

WSP – Water Safety Plans

# INNHOLDSFORTEGNELSE

SAMMENDRAG .....	I
ABSTRACT .....	II
FORORD.....	III
FIGURLISTE .....	IV
TABELLISTE .....	VII
FORKORTELSER .....	VIII
<b>1 INTRODUKSJON .....</b>	<b>1</b>
1.1 Oppbygging av oppgaven.....	1
1.2 Bakgrunn .....	1
1.3 Råvannskilder og råvannskvalitet.....	2
1.4 Rent vann.....	3
1.4.1 Helserisiko ved inntak av drikkevann .....	4
1.4.2 QMRA.....	5
1.4.3 Hygienisk barriere .....	5
1.5 Potensielle utfordringer i norsk vannbehandling.....	7
1.5.1 Klimaendringer.....	8
1.6 Patogene mikroorganismer .....	10
1.6.1 Virus .....	10
1.6.2 Bakterier .....	10
1.6.3 Parasitter.....	11
1.6.4 Smitteveier og forurensningskilder til patogene mikroorganismer .....	11
1.7 Indikatororganismer.....	12
1.7.1 Bruk av indikatororganismer ved vurdering av renseeffekt i vannbehandling ..	14
1.7.2 Bakteriofag .....	14
1.7.3 Salmonella typhimurium fag 28B .....	15
1.7.4 MS2.....	16

1.7.5	φX174.....	16
1.8	Vannbehandling.....	16
1.9	Koaguleringsanlegg.....	18
1.10	Koagulering.....	19
1.10.1	Koagulant.....	19
1.10.2	Koaguleringsmekanismer.....	20
1.10.3	Flokkulant.....	21
1.10.4	pH og alkalinitet.....	21
1.11	Sandfiltrering.....	22
1.11.1	Nedstrøms filtre.....	22
1.11.2	Filtersyklus.....	23
1.12	Fjerning av patogene mikroorganismer og desinfeksjon.....	26
1.13	Behov for bedre dokumentasjon.....	28
<b>2</b>	<b>PROBLEMSTILLING.....</b>	<b>31</b>
<b>3</b>	<b>MATERIALER OG METODE.....</b>	<b>33</b>
3.1	Deltakere og laboratorier.....	33
3.2	Råvann.....	33
3.3	Beskrivelse av forsøksrigg.....	34
3.3.1	Filtermaterialer.....	36
3.3.2	Turbiditetsmålere.....	38
3.3.3	Trykkmålere.....	40
3.4	Pumping av råvann til filteret.....	41
3.5	Forberedelse av forsøksrigg.....	41
3.5.1	Dosering av mikroorganismer.....	42
3.5.2	Koagulant-tilsetning og syretilsetning.....	43
3.6	Prøvetaking.....	45
3.6.1	Prøvetaking under 1. forsøk.....	45

3.6.2	Prøvetaking under 2. forsøk .....	46
3.7	Analysering av fag 28B .....	47
3.7.1	Næringsmedier .....	48
3.7.2	Forberedelse av softagar.....	48
3.7.3	Dyrking av bakteriekultur .....	48
3.7.4	Fortynning av vannprøvene.....	49
3.7.5	Dobbelagar-teknikk.....	50
3.7.6	Telling av plakk.....	51
3.8	Estimering av S.t. 28B-fag-konsentrasjon basert på platetelling.....	51
3.9	Analyse av utløpsvannprøver over tid .....	51
3.10	Innløpsprøver.....	52
3.10.1	Prøvetakingstidspunkt for innløpsprøver i punkt M1 og M2.....	52
3.10.2	Analysering av S.t. 28B i innløpsvannprøver .....	52
<b>4</b>	<b>RESULTATER .....</b>	<b>53</b>
4.1	Konsentrasjon av <i>Salmonella typhimurium</i> fag 28B i utløpsprøvene .....	53
4.2	Analysen av samme vannprøve over tid .....	57
4.2.1	Utløpsvannprøver (M3).....	57
4.2.2	Innløpsvannprøver (M1 og M2).....	59
4.3	Turbiditet og trykkehøyde .....	60
4.4	Log-reduksjon.....	65
<b>5</b>	<b>DISKUSJON.....</b>	<b>67</b>
5.1	Virusreduksjon i to-media sandfilter .....	67
5.2	Virusreduksjon ved oppbevaring av vannprøvene .....	69
5.2.1	Årsaker til virusreduksjon ved oppbevaring av vannprøvene .....	71
5.3	Vurdering av virusprøvene– og analysene .....	72
5.3.1	Oppfangning av virustopper.....	73
5.4	Utløpsturbiditet og viruskonsentrasjon.....	73

5.4.1	1. Forsøk.....	74
5.4.2	2. Forsøk.....	75
5.5	Trykk .....	77
5.5.1	Trykkehøyde som parameter for hygienisk barriere .....	77
5.6	S.t. 28B som virusmodell for renseeffekt.....	78
<b>6</b>	<b>KONKLUSJON.....</b>	<b>79</b>
6.1	Forslag til videre undersøkelser.....	80
	<b>REFERANSER.....</b>	<b>81</b>
	<b>VEDLEGG.....</b>	<b>i</b>

# 1 INTRODUKSJON

Virus kan utgjøre en hygienisk trussel for vannforsyningen. Renseeffekt, med hensyn på virus, har blitt undersøkt i et pilotskala to-media kontaktfiltreringsanlegg. Virusreduksjonen i filteret har blitt sammenliknet med utløpsturbiditet, som er en mye brukt som parameter for å vurdere barriereeffektene i filtreringsprosesser. Det har blitt sett nærmere på virusfjerning i de mest kritiske periodene i filtersyklusen, som er antatt å være før og etter tilbakespyling.

## 1.1 Oppbygging av oppgaven

Introduksjonen består av temaer som danner en bakgrunnsteori for undersøkelsene som har blitt gjort. Temaene er blant annet regelverk for vannforsyning, råvannskilder og råvannskvalitet, renseprosesser, hygieniske trusler og barrierer, patogene mikroorganismer og indikatororganismer.

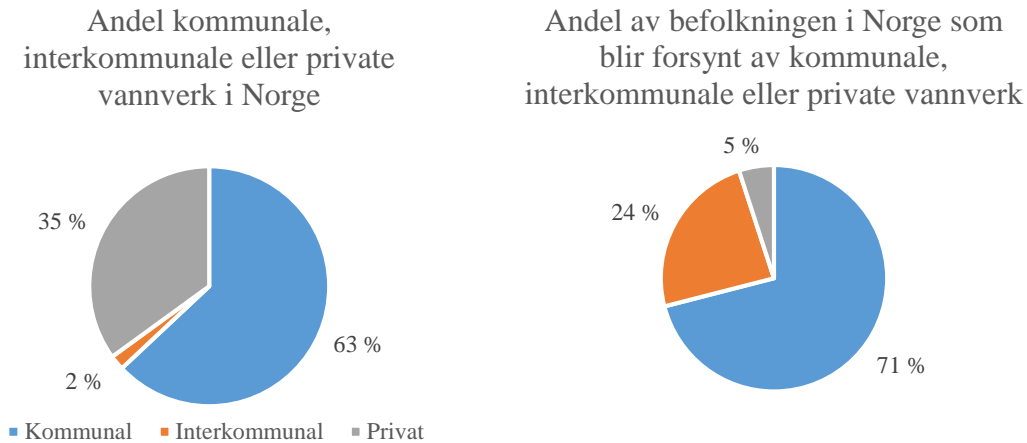
I kapittelet «metode og materialer» gis en nøyaktig beskrivelse av forsøksutførelse og forsøksstyr, som ble brukt i undersøkelsene.

Resultatene fra forsøkene blir presentert i kapittel 4, og i kapittel 5 blir disse diskutert og sammenliknet med informasjon fra annen litteratur.

Til slutt rundes oppgaven av med en konklusjon og forslag til videre undersøkelser av virusfjerning i kontaktfiltreringsanlegg.

## 1.2 Bakgrunn

Av vannverkene i Norge er 63 % kommunale, 2 % interkommunale og 35 % private. De forsyner henholdsvis 71 %, 24 % og 5 % av befolkningen. Dette er vist i **Figur 1**. Tallene er hentet fra Vannrapport 122 (Myrstad et al. 2015), utgitt av Nasjonalt folkehelseinstitutt. Dataene baserer seg på registreringer som ble sendt til Vannverksregistret, VREG, i 2011. De innsamlede dataene er ikke et fullstendig datasett for alle vannverkene i Norge, men representerer likevel vann som blir levert til 88 % av befolkningen. Av råvannskildene til disse vannverkene kommer 37 % fra innsjø eller tjern, 20 % fra elv eller bekk og 42 % kommer fra grunnvann. 82 % av befolkningen forsynes med vann fra innsjø eller tjern, 8 % fra elv eller bekk og 10 % fra grunnvann. Noen hundre personer forsynes med avsaltet sjøvann (Myrstad et al. 2015).



**Figur 1:** Andel kommunale, interkommunale og private vannverk i Norge (venstre), og andel av befolkningen som blir forsynt med drikkevann fra disse (høyre). Data er hentet fra Nasjonalt folkehelseinstitutt.

### 1.3 Råvannskilder og råvannskvalitet

Overflatevannkilder dominerer altså som råvannskilde i Norge. Minimumsrensekravet for råvannskilder er desinfeksjon eller annet som gjør vannet trygt for smittestoffer (§14 i Drikkevannsforskriften (2001)). Store og dype innsjøer har ofte god vannkvalitet. Kvaliteten er ofte stabil, og på grunn av stort volum blir eventuelle forurensinger betydelig fortynnet. Hvis oppholdstiden er lang kan dette gi selvrensing av råvannskilden. Det innebærer at mikroorganismer kan dø ut, at kjemiske stoffer brytes ned, og jo lengre oppholdstid det er i innsjøen dess bedre sedimentering av partikler blir det. Sprangsjiktet i innsjøer hindrer også at forurensinger kommer ned til dype vanninntak. Under vår- og høstsirkulasjonen vil det oppstå en omrøring, som innebærer at det er en risiko for dårligere vannkvalitet ved inntaket. Flere rensetrinn er nødvendig når turbiditeten/ fargetallet er for høyt. Når pH er for lav og/ eller når vannet er bløtt (lite salter) og har lav bufferevne er det nødvendig med korrosjonsbeskyttelse. Alt i alt har store, dype innsjøer vanligvis god kvalitet, og kan trygt brukes som råvannskilde. Likevel er det en risiko ved at nedbørfeltet til vannkilden kan være stort og uoversiktlig. Forurensende aktiviteter i nedbørfeltet kan skape dårlig kvalitet i vannkilden. Infiltrasjonkapasiteten i nedbørfeltet vil ha mye å si for transport av forurensende materialer til kilden. Lang oppholdstid i egnede løsmasser (løsmasser med god hydraulisk kapasitet og gode renssegenskaper) før vannet når kilden, fungerer som en naturlig hygienisk barriere og beskytter dermed kilden for forurensinger.

Grunne innsjøer eller tjern har ikke den samme fortynningseffekten som store innsjøer. Ofte har de heller ikke sprangsjiktet som en barriere mot forurensing. Selvrensingsprosessene kan også virke dårlig på grunn av kort oppholdstid. Eutrofiering (plantevekst på grunn av tilførsel



av næringssalter) vil kunne bli et problem. På grunn av volumet kan det raskt oppstå oksygenmangel ved forurensing av organisk materiale. Slike vannkilder må beskyttes mot forurensinger.

Vannføring i elver og bekker er ofte svært varierende. Dette gjør at vannkvaliteten ofte er ustabil. Snøsmelting og nedbør er årsaker til at kapasiteten og kvaliteten i elver og bekker er skiftende. Der elver og bekker ikke har tilknytning til magasiner, som innsjøer og dammer, vil forurensinger, snøsmelting og nedbør påvirke kvaliteten spesielt raskt. Forurensinger transporteres raskt til vanninntaket, men det transporteres også raskt bort fra vanninntaket. Fortynningseffekten i elver avhenger av avstanden fra utslippet til inntaket. Saprobiering, på grunn av overbelastning av organisk materiale til elva, gir oksygenmangel. Det fører til begroing av nedbrytersamfunn av bakterier, sopp og dyr som kan leve under oksygenfattige forhold. Dette kan oppstå på grunn av konsentrerte, forurensende utslipp. Det kan være punktutslipp fra gjødsellagre med lekkasje og utslipp av silopressaft ved ensilering i silo. Punktutslipp fra avløpsrensaneanlegg kan også være et forurensingsproblem. Avrenning fra landbruksarealer er en forurensningskilde av stor betydning. Selv om ellevannet visuelt kan virke rent nedstrøms utslippet er det likevel en stor sannsynlighet for at patogene mikroorganismer og kjemiske forurensinger befinner seg der.

10 % av befolkningen forsynes av grunnvann. Dette er en liten prosentandel i forhold til andre land, som for eksempel Danmark og også andre land i Europa. Vannkvaliteten i grunnvannskilder, spesielt i løsmasser, er god. Grunnvann i fjell har en mer varierende kvalitet på grunn av at kildene lettere påvirkes av forurensinger på overflaten. Dette er på grunn av dårlig naturlig beskyttelse, spesielt der det ikke er løsmasser over fjell. Vannkvalitet påvirkes av det geologiske materialet vannet er i, og noen steder kan det være problemer med for hardt vann (for mye kalsium og magnesium i vannet). Dette er ikke et stort problem i Norge. Oppholdstiden i mettet sone har innvirkning på innholdet av mikroorganismer, og en lang oppholdstid kan gi mindre risiko for innhold av patogene mikroorganismer i grunnvannet. En av ulempene med grunnvannskilder er at de kan være svært sårbare overfor forurensinger, siden det kan ta flere hundre år før vannet kan brukes som drikkevannskilde etter et forurensingsutslipp (Folkehelseinstituttet 2011).

#### **1.4 Rent vann**

Gjennom EØS-avtalen er Norge forpliktet til å følge EU sitt vanndirektiv. EU sitt vanndirektiv trådte i kraft desember 2000, og ble innlemmet i drikkevannsforskriften av

4.12.2001. I denne forskriften er det stilt krav til rentvannskvalitet. Norge kan ikke stille mindre strenge krav enn det som er bestemt i vanddirektivet til EU, men det kan stilles strengere krav. Faktisk har kravene i Norge vært strengere, ved at det kreves godkjenning av vannverkene (Mattilsynet 2011).

#### **1.4.1 Helserisiko ved inntak av drikkevann**

Godt og helsemessig betryggende drikkevann er fundamentalt for god folkehelse. I Norge tas det for gitt av vannet i springen er rent, og risikofritt å innta. Likevel har det oppstått vannbårne sykdomsutbrudd forårsaket av for dårlig rensed drikkevann. Dette skjedde i Bergen i 2004. Da ble nærmere 1400 personer diagnostisert syke på grunn av at det var *Giardia* i drikkevannet. Det antas at reelt antall smittede var 5000 – 6000 personer, men alle disse ble ikke diagnostisert syke. Dette utbruddet var spesielt stort både i norsk og europeisk sammenheng (Eikebrokk et al. 2006). Vinteren 2010-11 var det et sykdomsutbrudd i Östersund i Sverige, som følge av *Cryptosporidium* i vannet. Dette skjedde også i Wisconsin, Milwaukee, USA, 1993. Norovirus var årsaken til sykdomsutbrudd i Lilla Edet, Sverige, i 2008. Våren 2007 gjorde drikkevann som inneholdt *Campylobacter* i underkant av halvparten av befolkningen, som ble forsynt av Røros Vannverk, syke. I verdenssammenheng er dødsfall grunnet vannbårne sykdommer estimert til over 2 millioner hvert år. Barn under 5 år er hardest rammet (Tortora et al. 2012).

World Health Organization (WHO) har satt et akseptkriterium for mikrobiologisk risiko ved inntak av drikkevann på  $10^{-4}$  per år (WHO 2011). Hvis 1/10 000 eller færre blir infisert av å drikke vannet er det innenfor rensekrevet. Dette kravet er ikke innført i Norge. Det er heller ikke innført i vanddirektivet til EU enda, hvor det er mest fokus på sluttkontroll. Det vil si at vannkvaliteten som blir levert hos forbruker står sentralt. Water safety plans (WSP), et program under WHO, har fokus på risikokontroll av både kilden, vannbehandlingsanleggene og distribusjonsnettene (WHO 2015). Kravet om to hygieniske barrierer og fokus på beskyttelse av råvannskildene i Norge, har gjort at WSP har blitt praktisert i Norge i over 30 år, men med mindre vekt på ledningsnettene (Mattilsynet 2011). Selv om Norge ikke har innført WHO sitt krav om en helserisiko på  $10^{-4}$ , kan det være rimelig å anta at kravet oppnås ved god beskyttelse av råvannskildene. Dette kan begrunnes med at det har blitt gjort beregninger som viste at hvis råvannet har badevannskvalitet, er det tilstrekkelig med  $6b + 6v + 4p$  log-fjerning for å oppnå en sykdomsrisiko på  $10^{-4}$  (VISK 2013). Med badevannskvalitet menes det her et innhold av omtrent 100 *E. coli*/100 ml.

## 1.4.2 QMRA

QMRA er forkortelse for «Quantitative Microbial Risk Assessment» (Haas et al. 1999). Dette er en metode som kan brukes til å vurdere sykdomsrisiko i vannforsyningen (WHO 2011). Metoden skal kvantifisere den helsemessige risikoen som er knyttet til alle deler av vannforsyningssystemet.

QMRA består av fire steg (Haas et al. 1999):

- *Identifikasjon* av de aktuelle smittestoffene, og helseeffektene av en infeksjon.
- *Vurdering av eksponering*. Det innebærer bestemmelse av konsentrasjoner, smitteveier, eksponeringstid og beskrivelse av befolkningsgruppen som blir eksponert.
- *Dose-respons-vurdering* skal karakterisere forholdet mellom dose og den resulterende helseeffekten.
- *Risiko-karakterisering* anslår omfanget av helseproblemet, basert på punktene ovenfor, og evaluerer variasjoner og usikkerhet i risikoen.

Risikobasert tenking er på vei til å bli introdusert i Norge, og det har blitt gjort studier som viser at QMRA gir bedre indikasjon på om akseptkriteriet  $\leq 10^{-4}$  holder (Seidu et al. 2007). I Sverige har det blitt laget en rapport som beskriver «Mikrobiologisk Risk Analys» (MRA), som brukes til å gjennomføre risikoanalyser i drikkevannsforsyningen (Abrahamsson et al. 2009). Det har blitt utviklet et program/ hjelpeverktøy for MRA, som finnes tilgjengelig for nedlasting (via en link) på «Svenskt Vatten» sine hjemmesider. I Nederland og i Australia har WHO sitt krav om mindre enn 1/10 000 syke per år blitt implementert i lovverket, og dermed ble bruken av QMRA innført for å kunne dokumentere sykdomsrisiko som følge av vannforsyningen. Erfaringer med QMRA fra Nederland og Australia kan leses i artikkelen «Using QMRA-based regulation as a water quality management tool in the water security challenge» (Bichai & Smeets 2013).

## 1.4.3 Hygienisk barriere

I Drikkevannsforskriften (2001) står det at vannverkseier skal «... sørge for at det til sammen finnes minimum 2 hygieniske barrierer i vannforsyningssystemet», som forsyner mer enn 20 husstander/ 50 personer. Dette innebærer at det skal være minst to barrierer i vannforsyningssystemet, som skal sørge for at drikkevannet ikke medfører en helserisiko ved inntak. Barrierer kan innebære tiltak i nedbørfeltet til råvannskilden, tiltak i selve råvannskilden og vannbehandlingstrinn. Vannet må ikke inneholde patogene mikroorganismer og heller ikke skadelige kjemiske eller fysiske stoffer (Folkehelseinstituttet

2004c). Mer spesifikt er en hygienisk barriere definert i veilederen til Drikkevannsforskriften som en fysisk eller kjemisk hindring som gir 99,9% / 3-log fjerning av bakterier og virus, og 99% / 2-log fjerning av parasitter. Det vil si at to barrierer til sammen må utgjøre 6 + 6 + 4 log-fjerning av henholdsvis bakterier, virus og parasitter. Det er altså krav om en prosentvis fjerning av patogene mikroorganismer, og kravet er egentlig uavhengig av råvannskvaliteten.

Et velfungerende koaguleringsanlegg med sandfiltrering virker som en god barriere, som oppfyller kravene i drikkevannsforskriften (Eikebrokk et al. 2008). Den log-reduksjonen som oppnås i rensetrinnet avhenger av driften av anlegget, utformingen av anlegget og belastning fra både materialer i råvannet og selve vannmengden. Dessuten må koaguleringssteget være vellykket for at filterenheten i det hele tatt skal ha noen effekt. I **Tabell 1** er ulike indikatorparametere for om koaguleringsanlegg fungerer som en hygienisk barriere vist.

*Tabell 1: Indikatorparametere for hygieniske barrierer i koaguleringsanlegg. Tabellen er hentet fra veileder til drikkevannsforskriften, Tabell C. (Mattilsynet 2011). Tabellen fortsetter på neste side.*

Parameter	Enhet	Indikatorverdi	Merknader
Aluminium	mg Al/l	< 0,15	Gjelder når aluminium benyttes som koaguleringsmiddel.
Jern	mg Fe/l	< 0,15	Gjelder når jern benyttes som koaguleringsmiddel.
Farge	mg Pt/l	< 10	Ved Al eller Fe koagulering bør verdien normalt være <5.
TOC	mg C/l	< 3,0	Skal i flg. tabell 3 i forskriften måles når levert vannmengde er større enn 10.000 m <sup>3</sup> /døgn. Ved mindre vannmengder er det valgfritt om man vil måle TOC eller COD <sub>Mn</sub> . Indikatorverdien er den samme, men enheten blir forskjellig.
Turbiditet	FNU	< 0,2	Gjelder utløp fra hvert enkelt filter. Parameteren bør om nødvendig overvåkes kontinuerlig for hvert filter.

Partikkel- antall	(Antall partikler fra 2-400 µm) / ml	< 500	Gjelder utløp fra hvert enkelt filter. Parameteren bør om nødvendig overvåkes kontinuerlig for hvert filter.
----------------------	--	-------	--

I **Tabell 2** er forventet log-reduksjon for bakterier (b), virus (v) og parasitter (p) gitt for tre vannbehandlingsmetoder.

*Tabell 2: Log-kreditt i vannbehandlingsanlegg med god partikkelseparasjon. Tabellen er et utdrag fra tabell 3.9 i Norsk Vann Rapport 170, Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis (2012).*

Vannbehandlingsmetode	Log-kreditt
Hurtigsandfiltrering uten koagulering (filterhastighet < 7,5 m/h) <sup>1</sup>	0,5b + 0,25v + 0,5p
Koagulering/ direktefiltrering (mediafilter) <sup>2</sup>	3,0b + 2,0v + 2,0p
Koagulering/ direktefiltrering (mediafilter) <sup>3</sup>	3,0b + 3,0v + 2,0p

<sup>1</sup>Gjelder også biofiltre, ionebytterfiltre og marmorfiltre

<sup>2</sup>Forutsatt midlere turbiditet i produsert vann < 0,2 NTU

<sup>3</sup>Forutsatt tilstrekkelig koagulantdosering og god overvåkning slik at turbiditet i produsert vann < 0,1 NTU i minst 90 % av tiden. Dersom anlegget er bygget for humusfjerning forutsettes fargefjerningen > 70 % i minst 90 % av tiden.

«... slik at turbiditet i produsert vann < 0,1 NTU i minst 90 % av tiden», er en kommentar til renseseffekten for koagulering/ direktefiltrering i **Tabell 2** ovenfor. Det som skjer i 10 % av tiden, med tanke på fjerning av patogene mikroorganismer, kan være avgjørende for om befolkningen i forsyningsområdet til renseanlegget vil kunne komme til å bli rammet av vannbårne sykdomsutbrudd. Riktignok er renseanlegg svært ofte utstyrt med en desinfeksjonsenhet, men likevel kan det være en risiko for at vannet inneholder patogene mikroorganismer. For eksempel vil svikt i koaguleringsenheten gi dårlig effekt av UV-desinfeksjon (Templeton et al. 2005). Det er fordi de patogene mikroorganismene kan bli beskyttet av materiale som ikke ble fjernet i koagulering- og filtreringsprosessen. Slik blir ikke de patogene mikroorganismene utsatt for UV-bestrålingen. På denne måten kan patogene mikroorganismer passere vannbehandlingsanlegget, og forårsake sykdomsutbrudd.

## 1.5 Potensielle utfordringer i norsk vannbehandling

Samfunn og klima er stadig i endring. Situasjonen i en vannkilde, et vannbehandlingsanlegg og et distribusjonssystem er ikke konstant. Årstidene, med temperaturforskjeller, ulik

nedbørmengde og avrenning og vindvariasjon, påvirker råvannskvaliteten. Siden situasjonen ikke er konstant vil vannkvaliteten i råvannskildene variere. Dette påvirker renseprosessene, og det må tas hensyn til dette.

Oslo er et godt eksempel på et område med kraftig befolkningsvekst. 1. januar 2015 bodde det 647 676 i Oslo kommune. 1. januar 2000 var tallet 507 467 ifølge statistisk sentralbyrå (SSB 2015). Befolkningsvekst og globalisering gir nye utfordringer i drikkevannsbehandlingen- og distribueringen. Forbruket øker og det blir økt belastning på vannbehandlingsanleggene. Belastningen, forurensingsmessig, kan også øke med befolkningsveksten på grunn av økt aktivitet i nedbørsfeltet til vannkildene, og også på grunn av endring av arealbruk. Økt globalisering, med reising og matvarehandel, kan kanskje gi ny, importert smitte. Slik kan vi kanskje få nye patogene mikroorganismer til landet, som kanskje også kan havne i råvannskildene.

Det er kjent at ledningsnettene i Norge er i dårlig forfatning. Dette er et problem, og det kan påvirke vannkvaliteten. Ut-lekkasjer fra avløpsnettene kan forurense råvannskilder og også trenge inn i utette vannrør. Dessuten kan det oppstå begroing i ledningsnettene, som kan forringe vannkvaliteten. Det kan også være problemer med korrosivt vann. Vannkvaliteten sendt ut fra vannbehandlingsanlegg påvirker altså distribusjonsnettets tilstand.

Å bruke overflatevann som råvannskilde kan gi utfordringer på grunn av endringer både fysisk og kjemisk. Naturlige endringer og endringer på grunn av forurensinger, både akuttutslipp og mer langvarige utslipp, kan være grunner. Mikrobiologiske utfordringer, som innhold av patogene mikroorganismer, lukt og smak gir utfordringer som må løses med nye renseprosesser eller med oppgradering og justering av gamle renseprosesser.

### **1.5.1 Klimaendringer**

Klimaendringer kan påvirke vannbehandlingsprosessene (Sekse & Norconsult 2012). Klimaendringene gir økt avrenning, som følge av intens nedbør (Hanssen-Bauer et al. 2009). Dette kan gi økt tilførsel av forurensinger til drikkevannet. Kanskje kan det i tillegg til endring av fysiske og kjemiske parametere, også gi økt tilførsel av patogene mikroorganismer til råvannet. Også nye mikroorganismer, som ikke før var i råvannet, kan komme til. Det har blitt mer avrenning om vinteren, som en effekt av klimaendringer, og også redusert islegging. Høstsirkulasjonen kan også ha blitt forlenget. Et problem kan faktisk også være tørkeperioder. Presset på barrierene, for eksempel sprangsjiktet, kan øke. (SvensktVattenAB 2007).

Økt temperatur vil generelt gi økt mikrobiell aktivitet. Høyere temperatur, og økt mengde næringsstoffer i overflatevannkilder, kan gi hyppige og intense oppblomstringer av cyanobakterier. I et varmere klima kan cyanobakterier få overtaket over planteplankton. Dette kan kanskje påvirke smak og lukt og produsere toksiner (giftstoffer). (Svenskt Vatten AB 2007). Norske vannbehandlingsanlegg er stor sett ikke i stand til å fjerne cyanotoksiner, men det kan for eksempel løses med ozonering og/ eller GAC-filer (aktivkullfiler). Vansjø Vannverk er et unntak, og er i stand til å fjerne cyanotoksiner.

Mer naturlig organisk materiale (NOM, også kalt humus i Norge) i vannet påvirker farge, smak, lukt, mobiliteten til tungmetaller/ mikroforurensinger, UV-transmisjon, desinfeksjonsbehov, dannelse av desinfeksjonsbiprodukter (DBP) og kan gi økt begroing i distribusjonssystemet. Det er grunn til å tro at redusert sur nedbør har gitt økt fargetall/ NOM i overflatevannkilder (Eikebrokk et al. 2004; Gjessing et al. 1998). Det er en tydelig økende trend i fargetallet i råvannskildene i Oslo-området. Et eksempel er Maridalsvannet hvor fargetallet er 2-3 ganger høyere i dag enn på 70- og 80-tallet (Eikebrokk 2012).

En utfordring blir å ha et godt prosesskontrollsystem, i vannbehandlingen- og distribueringen, med tanke på variasjoner på grunn av årstidene og klimaendringer. Det er også behov for overvåkning av sykdommer blant mennesker og dyr. Bedre forståelse av patogene mikroorganismers smitteveier, og effekt av desinfeksjon og rensing, er essensielt for å hindre vannbårne sykdomsutbrudd.

Samfunnet bør forberede seg på infeksjons-sykdommer blant mennesker og dyr på grunn av globalisering, endringer i samfunnet og i klima. Temaer i dette delkapittelet kan være grunner til økt helserisiko ved inntak av drikkevann. Den generelle vannbehandlingseffekten og dermed barriere-effektene kan påvirkes av klimaendringene. Klimaendringene kan også forringe råvannskvaliteten. Dette krever oppgradering av vannbehandlingsanleggene, men med fortsatt fokus på å beskytte vannkildene. Nye vannbehandlingsanlegg og vannbehandlingstrinn blir laget for å vare i flere tiår. Det kan være vanskelig å vite hva det må tas høyde for. Det er ikke mulig å vite akkurat hvordan kvaliteten vil være i råvannskilder i framtiden, og hvilke forurensinger som må fjernes da, men gode prediksjoner for den framtidige råvannskvaliteten vil være viktig. Minst like viktig er det å designe robuste vannbehandlingsprosesser.

## 1.6 Patogene mikroorganismer

Patogen betyr sykdomsfremkallende. Patogene mikroorganismer skal ikke være tilstede i drikkevann. Det kan oppstå utbrudd av vannbårne sykdommer ved inntak av urent drikkevann. Virus, bakterier og parasitter er tre grupper av mikroorganismer, som kan forårsake sykdom ved inntak (Ødegaard 2012a). Disse tre gruppene representerer en hygienisk trussel, som det må tas høyde for i vannbehandlingen.

### 1.6.1 Virus

Virus består av DNA eller RNA, som er omsluttet av en protein-kappe (Tortora et al. 2012). Virus er små organismer, ca. 20 – 200 nm (Ødegaard 2012a). De krever andre levende celler for å formere seg. I vertscellen formerer viruset seg ved å utnytte vertscellens produksjonsapparat (det går ikke nærmere inn på det temaet her). Slik kan virus spre sitt arvemateriale til nye celler, og danne nye virus. Virus blir ofte ikke definert som en levende organisme (Tortora et al. 2012). Norovirus er viruset som gir flest sykdomsutbrudd, av de virusene som forekommer i forsyningsvann. Norovirusinfeksjon fører til mage- og tarmsykdom, og den verste sykdomsperioden varer fra 1-2 døgn. Andre virus er rotavirus, hantavirus, enterovirus og adenovirus (Folkehelseinstituttet 2004a).

Det er grunn til å vektlegge problematikken forbundet med virus fra fekal materiale som kan forurense drikkevannet. Virus kan overleve lenge i naturen, og det er kun små doser som skal til for å bli syk. Både syke og kun infiserte (men ikke syke) personer skiller dessuten ut svært store mengder virus. Sjansen for at virus kan kontaminere drikkevannet øker med disse nevnte faktorene. Over hele verden forårsakes sykdom av virusinfeksjoner. De industrialiserte delene av verden er også utsatt, og tarmvirus/ enteriske virus antas å være hovedårsaken til mage- og tarminfeksjoner/ gastrointestinale infeksjoner (Svensson 2000).

### 1.6.2 Bakterier

Bakterier er større enn virus. Bakterier er prokaryote (arvematerialet i cellen er ikke omgitt av en kjernemembran) encellede organismer (Tortora et al. 2012). Bakteriece llene er omtrent i størrelsesorden 1 µm (Ødegaard 2012b). I drikkevann er det *Campylobacter* som gir hyppigst sykdomsutbrudd (mage- og tarmsykdom) av de patogene bakteriene i drikkevann. Bakterier av *Escherichia coli* og *Salmonella* er eksempler på andre patogene bakterier. Det finnes sporedannende bakterier. *Bacillus* og *Clostridium* er eksempler på dette. Sporene kan overleve lenge og under ekstreme forhold (Ødegaard 2012a).



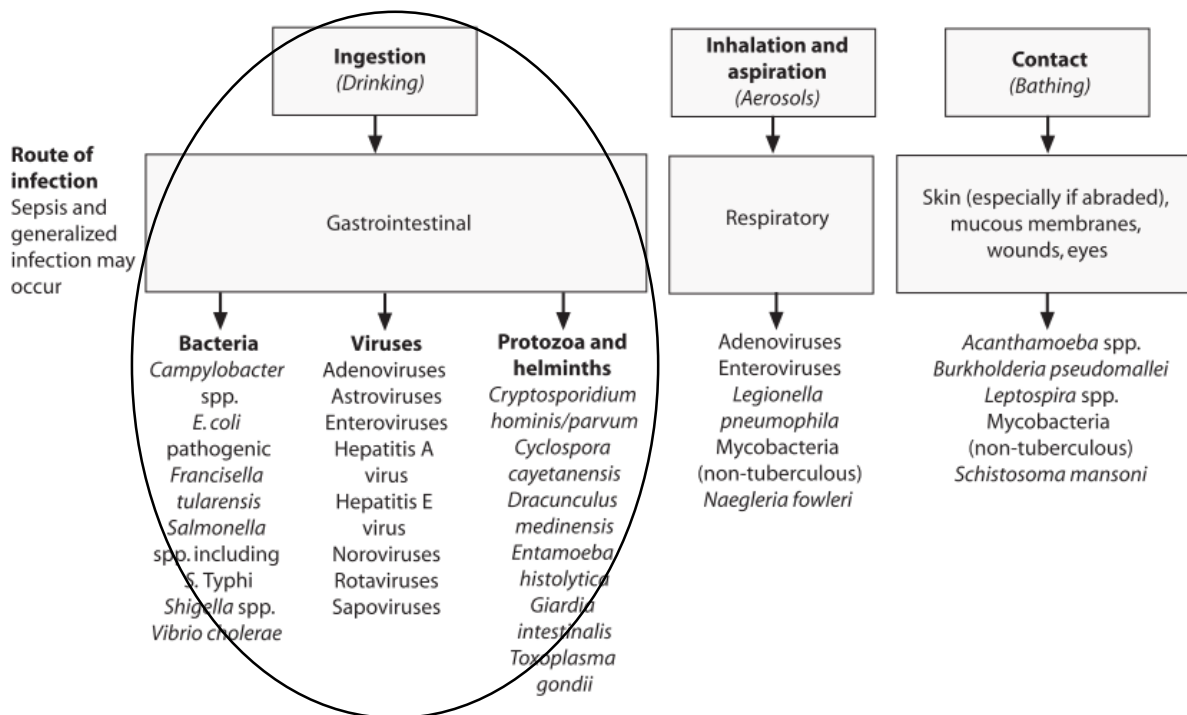
I dette avsnittet blir bakterievekst kort forklart. Det er fordi virus-analyse, som er beskrevet i kapittel 3.7, avhenger av hvilken vekstfase bakterien befinner seg i. Bakterievekst (reproduksjon av bakterieceller) gjennomgår flere faser. Hvis én bakteriecelle får tilgang på «mat» / energi, vil vekstprosessen starte. Den første perioden er en «lag-fase». I denne fasen er det ikke stor vekst, men det er likevel stor aktivitet i cellene. Denne aktiviteten er forberedelser til vekstfasen som følger. I log-fasen eller den eksponentielle fasen, øker antall bakterieceller voldsomt. Bakteriene reproduseres eksponentielt. Hvis én bakteriecelle bruker 0,5 time på å reproduseres (celledeling), vil én bakteriecelle bli til over 1 million bakterieceller på 10 timer. Etter perioden med eksponentiell vekst, stagnerer veksten og den stasjonære fasen slår inn. Celledød og celledeling er i likevekt. Deretter følger nedgangsfasen, og bakteriecellene dør ut (Tortora et al. 2012, s. 166).

### **1.6.3 Parasitter**

Parasittiske protozoer er mikroorganismer i størrelsesorden 3 – 10 µm. De er altså større enn både virus og bakterier. Det er parasittene *Giardia* og *Cryptosporidium* som det ofte er i fokus ved vannrensing, og som kan forårsake sykdom (Ødegaard 2012a). I u-land er det store problemer med parasittiske ormegg (helminths-egg), som tilføres drikkevannet fordi det har blitt kontaminert av avløpsvann (Ashbolt 2004).

### **1.6.4 Smitteveier og forurensningskilder til patogene mikroorganismer**

**Figur 2**, på neste side, viser vanlige smitteveier, og patogene mikroorganismer er listet opp. Den fekal-orale smitteveien kan skje via mat, vann, og inntak ved uhell. Denne smitteveien er markert i figuren.



**Figur 2:** Smitteveier, og eksempler på patogene mikroorganismer (WHO 2011). Den gastrointestinale smitteveien er markert i figuren.

Drikkevannskildene våre kan inneholde patogene mikroorganismer. Disse organismene stammer oftest fra fekalt materiale. Fekalt materiale, fra både mennesker og dyr, kan nå drikkevannskilden. Hyttefelt, utslipp fra hus uten avløpsrensing, fekalt materiale fra fugl, gangere og større dyr er eksempler på forurensningskilder. Brønner kan få forurenset vann hvis de ikke er tette, slik at for eksempel smågnagere kommer seg inn. Landbruk er også en forurensningskilde (se også nest siste avsnitt i delkapittel 1.3). Ikke bare råvannskildene kan kontamineres. Lekkasje fra avløpsrør og inn i utette vannrør kan gi smittefarlig forsyningsvann.

## 1.7 Indikatororganismer

Det overordnede formålet med drikkevannsovervåking av fekale indikatororganismer er å påvise eller dokumentere fravær av fekale mikroorganismer i råvann eller i distribusjonsnett. Vannet blir altså analysert med hensyn på indikatororganismer. Dette blir gjort istedenfor å analysere vannet direkte for innhold av patogene mikroorganismer (WHO 2011).

Det er en rekke kriterier for at en indikatororganisme skal kunne gi en god indikasjon på innhold av patogene mikroorganismer i vannet. Her følger noen kriterier:

- Av sikkerhetsmessige grunner bør ikke indikatororganismen være farlig for mennesker.

- Indikatororganismen må, i store mengder, være til stede i fekal materiale fra dyr og mennesker.
- Den bør ikke formere seg i råvann.
- Det er ideelt at den overlever i vannet på samme måte som den fekale patogene mikroorganismen, som den skal være indikator for.
- Det er også en fordel at det finnes flere av indikatororganismen enn av den fekale patogene mikroorganismen.
- I vannbehandlingsprosessen bør den reagere og oppføre seg likt som den fekale patogene mikroorganismen.
- En annen fordel den bør ha, er at den enkelt og billig lar seg analysere og oppdage. Da kan utrent personell utføre analysen, og analysen kan utføres i stor antall og ofte (WHO 2011, s.148).

Ideelt skulle en indikatororganisme hatt alle de ønskede egenskapene i forbindelse med analyse av all type fekal forurensing i vannet. Dette er ikke tilfelle, og derfor blir det analysert med hensyn på flere typer indikatororganismer. I Norge blir indikatorene kimtall (22 °C), koliforme bakterier, *E. coli*, indikatorgruppen intestinale enterokokker og *Clostridium perfringens*, inkludert sporer, brukt (Drikkevannsforskriften 2001), slik det også er krav om i EU sitt vanndirektiv.

*E. coli* eller andre termotolerante koliforme bakterier (bakterier som stammer fra tarmen, som spalter laktose og produserer gass og syre) blir brukt som indikator på fersk fekal forurensing. *Clostridium perfringens*-sporer er indikator for virus og protozoer (Drikkevannsforskriften 2001). I Norsk Vann Rapport 170, «Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis», står det at det ikke vites nok om at *Clostridium perfringens*-sporer er en egnet indikatororganisme for virus og protozoer. Tilstedeværelse av *Clostridium perfringens* i råvannet skal indikere gammel fekal forurensing (Ødegaard et al. 2009b).

Det er ikke krav om analysering av virus i råvann eller behandlet vann ifølge drikkevannsforskriften (2001). Bakteriofager er en mikroorganisme som kan bli brukt som indikator for humanvirus (Ødegaard et al. 2009b).

Det vil alltid være en viss helserisiko ved inntak av drikkevann, og indikatororganismene vil bare kunne gi en *indikasjon* på tilstedeværelse av patogene mikroorganismer.

### 1.7.1 Bruk av indikatororganismer ved vurdering av renseseffekt i vannbehandling

Indikatororganismer kan også brukes til å gi en indikasjon på renseseffekten i vannbehandlingstrinn. En forutsetning er da at indikatororganismen er tilstede i innløpsvannet til rensetrinnet. Dette er ofte ikke tilfelle, og renseseffekt blir heller vurdert ut ifra fysiske/kjemiske metoder (se for eksempel **Tabell 1** for indikatorparametere for koagulerings- og filtreringsanlegg).

*E. coli* har blitt bruk som indikator på hvor godt desinfeksjonssteg fungerer med hensyn på uønskede bakterier i vannet. For virus, *Cryptosporidium* og *Giardia*(oo)cyster er ikke *E. coli* en indikatororganisme for desinfeksjonseffektivitet, fordi det har oppstått sykdomsutbrudd hvor det ble antatt at drikkevann var infeksjonskilden, men hvor indikatororganismer (*E. coli* eller andre koliforme bakterier) ikke kunne detekteres i vannprøver tatt i distribusjonsnett og/ eller råvannskilden (Aho et al. 1989; Engberg et al. 1998; Melby et al. 2000; Thomas et al. 1999; Vogt et al. 1982). Statistisk sett kan årsaker til at indikatororganismer ikke blir detektert ha å gjøre med prøvetakingsvolum og/ eller prøvetakingsfrekvens.

Renseeffekt i ulike vannbehandlingstrinn kan undersøkes ved å tilsette indikatororganismer i innløpet til behandlingstrinnet. En vannprøve kan for eksempel tas før og etter et sandfiltreringstrinn, for å undersøke reduksjon av den tilsatte indikatororganismen.

### 1.7.2 Bakteriofag

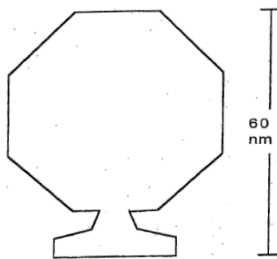
En bakteriofag er et virus som infiserer og formeres i bakterieceller. Bakteriofager kan brukes som indikatororganismer for virus ved analysing av vannkvalitet og for å finne renseseffekt i renseprosesser (Grabow 2001). Organismen oppfylder kriteriet om å ikke være smittefarlig for mennesker.

I Norsk Vanns Rapport 170 (2009), «Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis», står det at «Vi har i Norge og Sverige ingen tradisjon for rutinemessig bestemmelse av virus på tross av at det er allment akseptert at virus svært ofte er årsak til vannbårne sykdommer. Det er imidlertid mye som tilsier at man burde ta i bruk analyser på kolifager, som forekommer i større mengder enn parasitter men i lavere mengde enn *E. coli*. På mange måter vil en kolifag-bestemmelse fylle indikatorgapet mellom spesifikk parasitt bestemmelse og bestemmelse av *E. coli*» (Ødegaard et al. 2009b). Kolifager kan være tilstede i fekal materiale fra mennesker og dyr, og har blant annet *E. coli* som vertscelle (Ødegaard et al. 2009b).

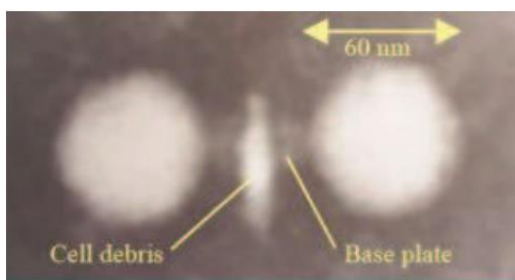
Det finnes flere bakteriofager som har blitt brukt som modell for virus. Bakteriofagene har ulike egenskaper og vil ikke oppføre seg helt likt ved undersøkelser av renseeffekt i vannbehandlingstrinn. Likevel kan nok log-reduksjon av ulike bakteriofager, ved undersøkelse av renseeffekt i vannbehandlingstrinn, sammenliknes til en viss grad. I forsøkene utført i forbindelse med denne masteroppgaven ble *Salmonella typhimurium* fag 28B brukt som virusindikator. Denne bakteriofagen er relativt enkel å propagere (Hoglund et al. 2002), og kvantifisere (Adams 1959). MS2 og  $\phi$ X174 er eksempler på andre bakteriofager som er mye brukt. Disse tre blir kort beskrevet.

### 1.7.3 *Salmonella typhimurium* fag 28B

*Salmonella typhimurium* fag 28B (Lilleengen 1948) tilhører familien *Podoviridae*, og infiserer bakterien *Salmonella typhimurium* type 5. Genomet er dobbeltkjedet DNA. Den er ca. 60 nm i diameter og har en ikosahedrisk (20-sidet) form, med en «smultringaktig» bunnplate (se **Figur 3**). Det er vist et bilde av S.t. 28B i **Figur 4**.



**Figur 3:** Tegning av *Salmonella typhimurium* fag 28B. Figuren er hentet fra «Bacteriophages as tracers and hygiene indicator», en laboratiemanual laget av Smittskyddsinstituttet (Allestam & Carlander 2000).



**Figur 4:** «Scanning electron micrograph» (SEM) av S.t. 28B (Foto: Hedlund, K.O., Smittskyddsinstituttet).

Bakteriofagens isoelektriske punkt er ennå ikke karakterisert.

Virusindikatoren S.t. 28B (Lilleengen 1948) har blitt brukt i flere forsøk. S.t. 28B har blitt brukt som modell for virus under forskjellige forhold i mikrokosmos av mose og lav, for å undersøke overlevelse over tid (Astrom et al. 2006). For å undersøke renseeffekten i en konstruert våtmark ble S.t. 28B brukt som modell for enteriske virus (Heistad et al. 2009). S.t.

28B har blitt bruk til å spore forurensing i grunnvann (Carlander et al. 2000) og til å vurdere reduksjonen til fekale indikatororganismer i kompost-toaletter (Tonner-Klank et al. 2007).

#### 1.7.4 MS2

MS2 består av en protein-kappe og et enkeltkjedet RNA (Toropova et al. 2008). MS2 tilhører familien *Leviviridae*, og har en størrelse på 22-28 nm (Valegard et al. 1994). MS2 er en F-spesifikk RNA-kolifag, med isoelektrisk punkt 3,5 - 3,9 (Langlet et al. 2009). Organismen infiserer *Escherichia coli*, som besitter et F-plasmid. Gener i F-plasmidet fører til en produksjon av en F-pili. Pili er hårliknede utvekster på overflaten til bakterieceller. MS2 fester seg, med proteinet, til pilien. Slik infiseres bakterien med RNA fra MS2 (ISO 1995). Det har blitt gjort studier som viser at MS2 kan være en egnet surrogat for undersøkelser av fjerning av virus i filtreringsprosesser (Schijven et al. 2003). MS2 har bland annet blitt brukt til å undersøke renseeffekten til en akvifer med grunnvannsgjennomstrømming (Kvitsand et al. 2010).

#### 1.7.5 $\phi$ X174

$\phi$ X174 er en somatisk kolifag, som har *E. coli* som vertsbakterie. Den tilhører familien *Microvirida*, og genomet er et enkeltkjedet DNA. Den har en størrelse på omkring 30 nm. Den har blitt brukt som virusmodell i flere studier av transport og inaktivering (Chu et al. 2001; Chu et al. 2003; Collins et al. 2006; Heistad et al. 2009; Leclerc et al. 2000). Dens isoelektriske punkt er 6,6 – 8,8 (Fujito & Lytle 1996).

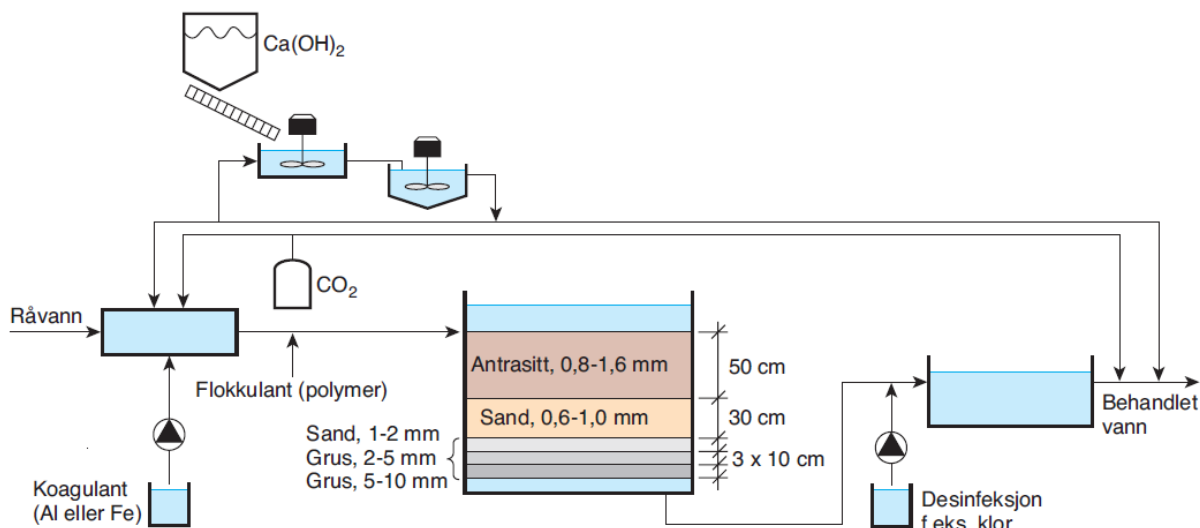
### 1.8 Vannbehandling

Vannbehandlingsprosesser endrer vannets fysiske, kjemiske og/ eller mikrobiologiske sammensetning, og har som formål «å sikre et hygienisk betryggende og bruksmessig tilfredsstillende drikkevann» (Folkehelseinstituttet 2004b). Hovedkomponentene som det er ønsket å fjerne og/ eller endre i vannbehandlingen er patogene mikroorganismer, humus, farge, naturlig organisk materiale (NOM), partikler, korrosivitet, lukt og smak, organiske mikroforurensinger, jern, mangan, radon, hydrogensulfid, hardhet og fluorid (Folkehelseinstituttet 2004c). I **Tabell 3** er ulike enhetsprosesser for å behandle komponentene listet opp. I Vannbehandlingen i Norge er det størst utfordring knyttet til fjerning/ inaktivering av patogene mikroorganismer og fjerning av partikler, NOM/ humus og oppløste metaller (jern og mangan).

**Tabell 3:** Komponenter som må fjernes fra vannet, og egnet vannbehandlingsprosess for å fjerne komponentene (Folkehelseinstituttet 2004c).

Kvalitetsproblem	Enhetsprosess
Patogene mikroorganismer	Desinfeksjon, membranfiltrering, koagulering + partikkelseparasjon
Humusstoffer, naturlig organiske materiale (NOM)	Koagulering, membranfiltrering, ionebytte
Partikler	Koagulering, membranfiltrering, filtrering, siling
Korrosivitet	Kjemikalietilsetning, CO <sub>2</sub> -avdrivning
Lukt/ smak	Adsorpsjon, lufting, oksidering
Organiske mikroforurensinger	Adsorpsjon
Jern/ mangan	Oksidasjon + filtrering, koagulering
Radon, hydrogensulfid, andre gasser	Lufting
Hardhet	Ionebytte, koagulering
Fluorid	Adsorpsjon på leire

Mange norske vannbehandlingsanlegg har koagulering med etterfølgende filtrering som rensemetode. Det er omtrent 2 millioner av befolkningen i Norge som forsynes med vann fra koaguleringsanlegg (Myrstad et al. 2015). Korrosjonskontroll og desinfeksjon kommer ofte i tillegg til disse rensetrinnene (Eikebrokk 2012). Et flytskjema av et kontaktfiltreringsanlegg er vist i **Figur 5**.

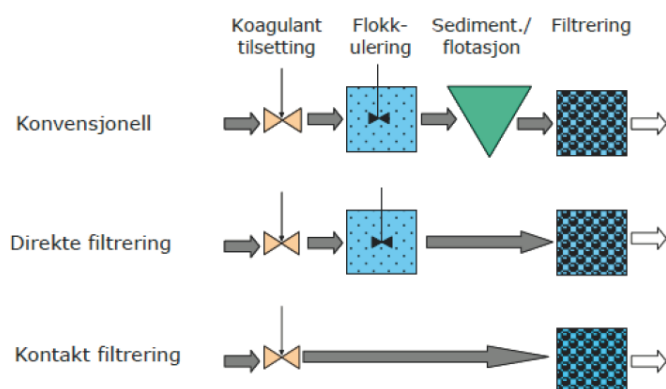


**Figur 5:** Flytskjema av et kontaktfiltreringsanlegg med tilsetning av koagulant, flokkulant, pH-justering og korrosjonskontroll (Kalk/ CO<sub>2</sub>), sandfilter og desinfeksjon. Figuren er hentet fra Norsk Vann Rapport 188 (2012), fig. 1-2.

I Norsk Vann Rapport 188 (2012), «Veiledning for drift av koaguleringsanlegg», står det at kontaktfiltrering bør vurderes grundigere med hensyn på barriereeffekt under norske forhold, siden denne metoden er såpass utbredt i Norge. Samtidig som rensekrav og barrierekrav skal oppfylles må det tas hensyn til bærekraft og ressurseffektivitet. Dette gjelder blant annet kjemikalie- og spylevannsforbruk (Eikebrokk 2012).

## 1.9 Koaguleringsanlegg

Koaguleringsanlegg kan utformes som kontaktfiltrering, direktefiltrering eller konvensjonell filtrering. Disse tre prosessutformingene er illustrert i **Figur 6**.



**Figur 6:** Tre ulike oppbygninger av koaguleringsanlegg. Konvensjonell, direkte- og kontaktfiltrering. Figuren er hentet fra Norsk Vann Rapport 188 (2012), figur 1-1.

I konvensjonell filtrering er koaguleringsanlegget utstyrt med to partikkelseparasjonstrinn. Etter koagulant-tilsetning og flokkulering følger partikkelseparasjon i form av sedimentering



eller flotasjon og tilslutt filtrering (Eikebrokk 2012). Dette er nødvendig når råvannskvaliteten ikke er god. Koaguleringsanlegg har god renseseffekt med hensyn på farge/ NOM og turbiditet (Matilainen et al. 2010). I sterkt forurensede elver (Rhinen, Themsen, Mississippi og Nilen osv.), som blir brukt til vannforsyning, kan konvensjonell filtrering kombinert med desinfeksjonstrinn, og eventuelt også andre rensetrinn, benyttes. I Norge er blant annet Glomma og Gudbrandsdalslågen råvannskilder som kan by på liknede utfordringer med tanke på vannbehandling (Ødegaard 2012b). Ellers har Norge gode råvannskilder. Derfor er det mest vanlig med direktefiltrering eller kontaktfiltrering i Norge. Direktefiltrering består av koagulering, flokkulering og filtrering, mens kontaktfiltrering utelater eget flokkuleringskammer. Etter koaguleringssteget er det vanligst å benytte to-media sandfiltre til filtreringen av finere partikler. Det er antrasittkull og sand som i størst grad blir benyttet som filtermateriale (Eikebrokk 2012).

## **1.10 Koagulering**

For at partikkelseparasjonstrinnet skal oppfylle funksjonen sin må koaguleringsstrinnet i forkant fungere effektivt og optimalt (Eikebrokk 2012).

I råvannet er det naturlige forekomster av små partikler/ kolloider. Disse partiklene er stabile. De er så små at gravitasjonskrefter ikke virker på de i stor grad, og de har en negativt ladet overflate. Overflatekrefter vil være dominerende. I et sandfilter vil ikke disse partiklene kunne fjernes i særlig stor grad (uten koagulant-tilsetning i forkant av filteret). Det er fordi filterkornene (for eksempel sand) ofte har negativ overflateladning. Filterkornene og partiklene i vannet frastøter hverandre. Synkehastigheten til kolloidene er så lav at det heller ikke vil være noen renseseffekt på den måten. For å kunne fjerne de stabile kolloidene fra råvannet må de destabiliseres. Det gjøres ved å tilsette koagulant. Reaksjonene som skjer ved tilsetning av koagulant, gjør at partiklene får en nøytral overflateladning, slik at de kan løpe sammen til større fnokker eller adsorberes til utfellingsprodukter for så å kunne separeres fra vannet ved partikkelseparasjon (Eikebrokk 2012)

### **1.10.1 Koagulant**

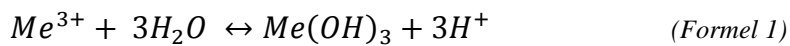
Koagulanten eller fellingsmiddelets oppgave er altså å få partikler til å løpe sammen i fnokker til en størrelse som gjør at de kan filtreres fra vannfasen. I drikkevannsrensing brukes ofte salter som jernklorid, aluminiumsulfat eller prepolymerisert aluminiumklorid/ PAX som koagulant. Effekten av koagulant-tilsetning er svært avhengig av pH, og de ulike koagulantene har ulikt pH-område hvor de fungerer best. Dose avhenger også av hvilke type koagulant som

brukes (Ødegaard 2012b). Fargetallet vil også være bestemmende for koagulantdose (Folkehelseinstituttet 2004c).

### 1.10.2 Koaguleringsmekanismer

Koaguleringsmekanismene kan deles inn i fire grupper. Det er komprimering av dobbeltlaget, adsorpsjon og ladningsnøytralisering, omsvøping og brobygging.

Det første som skjer når koagulanten reagerer i vannet er at det oppstår en utfelling av metallhydroksid. Det som skjer er at koagulanten reagerer med vannet.



Me = Metall (for eksempel aluminium (Al) eller jern (Fe))

Me(OH)<sub>3</sub> er utfellingsproduktet. Reaksjonen gjør at vannet blir surere. Selv om vannet blir mer grumsete etter tilsetning av koagulant, avtar innholdet av kolloidale partikler (partikkelstørrelse for kolloidalt materiale: 0,01-1 µm (Ødegaard 2012a)) etter filtreringen. Koaguleringsprosessen innebærer mer enn utfelling av metallhydroksid. Utfellingen skjer i flere steg, hvor ladede hydrolytiske mellomprodukter dannes. I denne reaksjonen har det ene ionet i saltet, altså Me<sup>3+</sup> reagert med vann og gjort vannet surt. Mellomproduktene reagerer med/ binder seg til de negativt ladede kolloidene i vannet. Ved normal pH har kolloidene i vannet negativ ladning. Rundt kolloiden har det blitt dannet en sky, et dobbeltlag, av positive ioner, slik at kolloiden har fått en nøytral ladning. Hvis ionestyrken på vannet er høy, altså at det er høyt innhold av ioner i vannet, blir tykkelsen på dobbeltlaget rundt kolloiden tynn. Hvis ionestyrken blir høy nok, vil kolloidene kunne komme så nær hverandre at de koagulerer på grunn av tiltrekkende krefter (van der Waal-krefter). Kolloidene blir altså destabilisert. Denne koaguleringsmekanismen skjer altså på grunn av komprimering av dobbeltlaget (Ødegaard 2012b).

Den mest dominerende mekanismen i vannbehandling er adsorpsjon (avsetning av partikler i vann på overflaten av et fast stoff) og ladningsnøytralisering (Edwards 1997; Kastl et al. 2004). Da er koagulantdosen lav i forhold til mengde materiale i vannet. Ved slike forhold får hydrolytiske mellomprodukter tid til å dannes. Negativt ladede partikler i vannet nøytraliseres av de positivt ladede mellomproduktene (Ødegaard 2012b).

I avløpsrensing er situasjonen slik at koagulantdosen er stor i forhold til mengden kolloidalt materiale i vannet. Da vil reaksjonen mellom metallionene og vannet skje så fort at kolloidene omsvøpes av hydroksidene (Ødegaard 2012b).

Ved bruk av organiske polymerer destabiliseres kolloidene på grunn av ladninger på de langkjedede polymerene. Polymerkjedene virker som broer mellom de nøytraliserte kolloidene (Ødegaard 2012b).

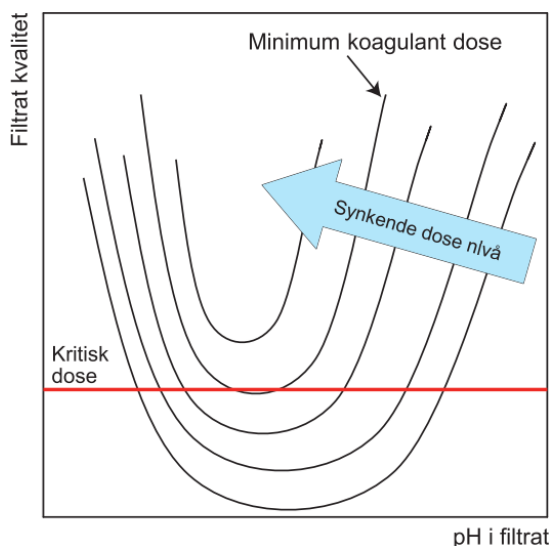
### 1.10.3 Flokkulant

I koaguleringsprosesser kan en flokkulant/ en polymer bli tilsatt (se **Figur 5**) vannet. Polymeren kan være med på å forlenge filtersyklusen ved å øke fnokkstyrken og gi sterke fastholdning av fnokker til filtermaterialet (Eikebrokk 2012).

### 1.10.4 pH og alkalinitet

pH har svært mye å si for bestemmelse av koagulantdose og hvordan koaguleringsprosessen utvikler seg. Dette påvirker igjen resultatet av filtreringen, altså renseseffekten. PAX-18 fungerer over et vidt pH-område, sammenliknet med andre koagulanter (Ødegaard 2012b). Det er ofte behov for å justere pH før koagulant-tilsetting, og dette kan gjøres ved tilsetting av syre eller base. pH blir målt med et pH-meter. Dette instrumentet måler  $H^+$ -konsentrasjonen i vannet, med en elektrode.

I **Figur 7** er koagulantdose sett i forhold til pH og vannkvalitetsparametere. Det er ideelt å dosere slik at pH-området har noe bredde, slik at vannkvaliteten ikke påvirkes drastisk av små endringer i pH. Det kan da lønne seg å dosere noe mer enn minimumsdosen (Eikebrokk 2012).



**Figur 7:** Koagulantdose sett i forhold til pH og vannkvalitet (se parametere i **Tabell 1**) i det filtrerte vannet. Figuren er hentet fra Norsk Vann Rapport 188, fig. 6-2 (Eikebrokk 2012).

Alkalinitet sier noe om bufferkapasiteten til vannet. Bufferkapasitet vil si evnen til å motstå pH-endring ved tilførsel av syre. Bufferkapasiteten bestemmes, for det meste, av innholdet av

bikarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ). Alkalinitet økes ofte ved å tilsette  $\text{CO}_2$  eller mikronisert marmor til råvannet (Ødegaard 2012a).

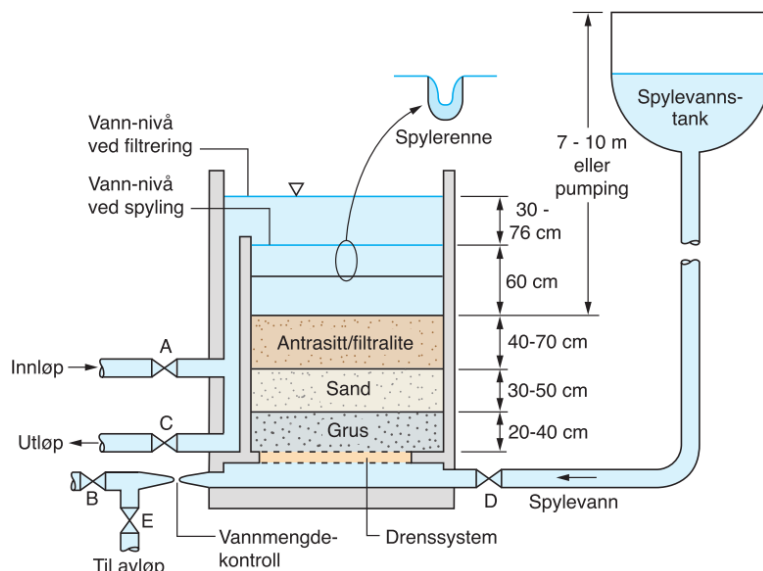
## 1.11 Sandfiltrering

Etter tilsetning av koagulant må partiklene skilles fra vannfasen.

Partikkelseparasjonsprosessen skjer ved hurtigfiltrering gjennom granulært medium. Vanlig filterhastighet er 8 – 12 m/h gjennom et nedstrøms to-media sandfilter. Både en-, to- og tre-media nedstrøms filtrering blir brukt, og en- og to-media oppstrøms filtrering (Ødegaard 2012b). For å undersøke virusfjerning i et pilotskala kontaktfiltreringsanlegg, ble nedstrøms filtrering benyttet i forsøkene. Derfor blir nedstrøms filtre omtalt her. Nærmere beskrivelse av andre typer filterdesign og filtermaterialer blir ikke omtalt.

### 1.11.1 Nedstrøms filtre

Oppbyggingen av et konvensjonelt nedstrøms sandfilter er vist nedenfor. Filtermaterialet er samlet i en sirkulær, kvadratisk eller rektangulær filtertank, som kan bestå av plast, stål, betong eller annet passende materiale. I bunnen av tanken er det et dreussystem, hvor det filtrerte vannet drenerer igjennom, samtidig som filtermateriale blir holdt på plass.



**Figur 8:** Prinsippskisse av et to-media sandfilter med et overgangssjikt/støttelag av grus i bunn. Figuren er hentet fra Norsk Vann Rapport 188, figur 1-3 (Eikebrokk 2012).

Over dreussystemet ligger et støttelag med grus, som gjerne er gradert etter kornstørrelse, med økende kornstørrelse mot bunn. Støttelaget hindrer at finkornet filtermateriale unnslipper filtertanken og det holder filtermediet på plass. Filterdyser blir beskyttet inne i støttelaget, og

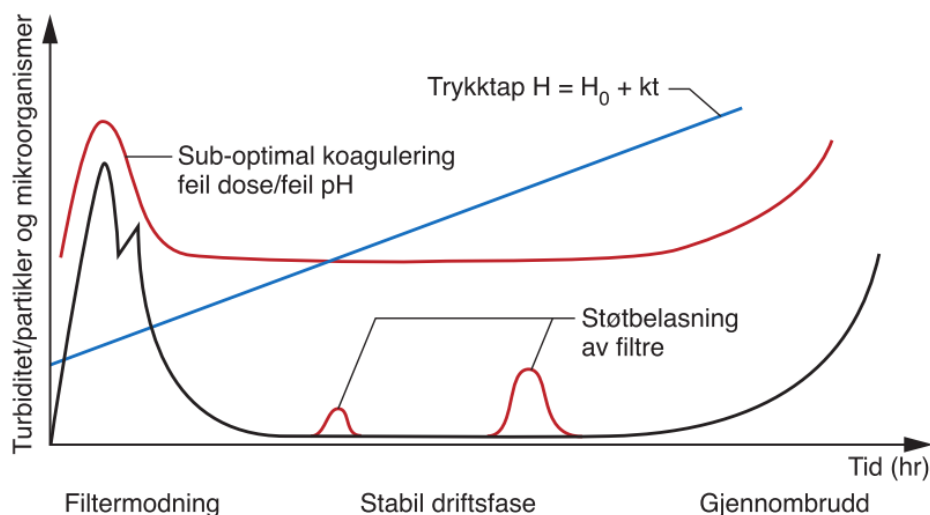
støttelaget gir en jevn fordeling av spylevann over hele tverrsnittarealet. Over støttelaget er selve filteret. Det øverste laget har større kornstørrelse enn laget under, men det har lavere spesifikk vekt. Egenskapene til materialene må være slik for å unngå gjentetting på toppen av filteret, og slik at hele filterdybden blir utnyttet. Disse egenskapene gjør også at filtermaterialet legger seg med samme korngradering etter tilbakespyling. I et en-media sandfilter vil det etter hvert, på grunn av tilbakespyling, oppstå en korngradering fra fin til grov nedover i filteret. Falltapet i det øvre sjiktet i filteret vil bli større og større for hver filtersyklus. Hele filterets dybde vil ikke kunne utnyttes og tilbakespyling må foretas hyppig.

Enheten er utstyrt med et spylesystem, som gjør at den nødvendige tilbakespylingen kan foretas. Tilbakespyling med vann er mest benyttet, men det er også mulig å tilbakespyle filtre med en kombinasjon av luft og vann. I forsøkene som ble utført, ble tilbakespyling med vann benyttet. Tilbakespylingsvannet samles i en spylerenne over filteret, slik at det kan føres til avløpet. Hensikten med tilbakespylingen er altså å fjerne materiale som har blitt avsatt i filteret, slik at filteret kan fungere godt. Tilbakespylingen skjer oppstrøms i filteret. For at ikke vannbehandlingen skal stoppe opp er flere filtre koblet parallelt i vannverkene. Slik kan de etter tur tilbakespyles for så å settes i drift igjen. Med flere filtre i parallell vil vannproduksjonen kunne være kontinuerlig.

For at strømmen av rensset vann, tilbakespylingsvann eller avløpsvann skal bli sendt rett sted åpnes og stenges ventiler under filtersyklusen (se ventiler A – E i **Figur 8**). Det hele blir også overvåket med on-line målere, slik at filtersyklusen kan kontrolleres. Her blir ofte trykktapet over filteret og utløpsturbiditeten målt, som to av de viktigste parameterne for vurdering av rensseffekten i filteret (Ødegaard 2012b).

### **1.11.2 Filtersyklus**

Tilbakespylingen vil normalt foregå en til tre ganger i døgnet, altså vil en normal filtersyklus ha en varighet på 8 – 24 timer. En filtersyklus består av flere faser, slik det er vist i **Figur 9**.



**Figur 9:** Grafen viser en filtersyklus med hensyn på turbiditet og trykktap. Figuren er hentet fra Norsk Vann Rapport 188, fig. 2-1 (Eikebrokk 2012).

Etter tilbakespyling følger modningsfasen idet filteret settes i gang igjen. Denne fasen varer vanligvis fra 10 – 60 min. Tida modningen tar avhenger av hvor mye materiale som kommer ut av filteret etter tilbakespyling. Koaguleringsforholdene vil påvirkes, i modningsperioden, av blandingen av spylevann og det koagulerte innløpsvannet. Dette kan gi dårlig koaguleringsdose og ikke-optimal pH. For lite utfelt metallhydroksid i filtermaterialet kan også forlenge perioden. En måte å unngå dette på er å tilsette koagulant sammen med siste del av spylevannet eller overdosere koagulant under modningsfasen. Det er ønskelig å redusere tiden modningen tar. Spylevannet og vannet som blir produsert under modningsfasen blir som regel sendt til avløpet. Jo lengre modningsfasen varer jo dårligere blir utnyttelsen av råvannet. En kortere modningsfase ville ført til mer effektiv vannproduksjon, mer bærekraft i produksjonen og det vil også være mer økonomisk lønnsomt. Modningsfasen går over i den stabile driftsfase når utløpsturbiditeten har nådd 0,2 FNU. Denne mye brukte grenseverdien (se **Tabell 1**), for om koagulerings- og filtreringsanlegget fungerer som en hygienisk barriere, er satt i veilederen til Drikkevannsforskriften (Mattilsynet 2011). Det filtrerte vannet sendes da videre i vannbehandlingen, og videre ut på distribusjonsnettet.

Den stabile fasen varer i noen timer. Varigheten avhenger av filtreringshastigheten, koaguleringsforholdene og råvannskvalitet. En lav filtreringshastighet vil gi en lang og stabil driftsperiode. Lite partikulært materiale i råvannet forlenger også den stabile fasen. Når et av de parallellkoblede filtrene settes ut av drift, vil de andre filtrene belastes med økt vann- og stoffmengde. Dette bidrar gjerne til kortere stabil driftsfase, og kan også gi dårligere utløpskvalitet på det filtrerte vannet. Dette er illustrert i **Figur 9**, som små topper i

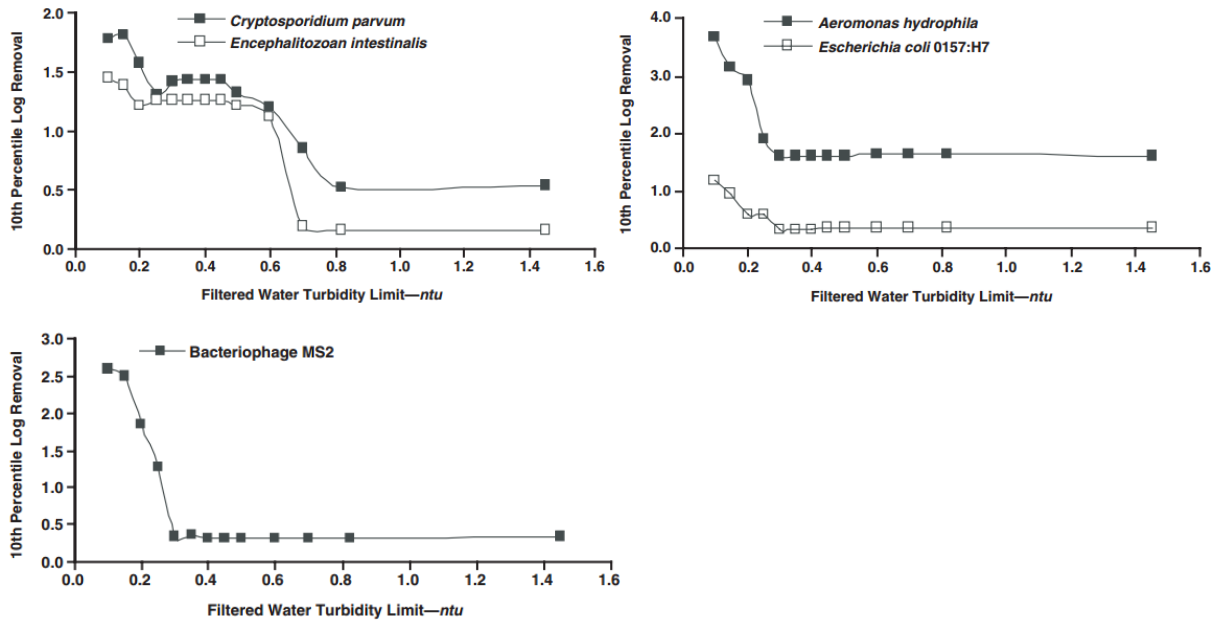
vannkvalitetsparametere, i den stabile driftsfasen. I **Figur 9** er også forholdene ved uheldige koaguleringsforhold illustrert (rød graf). Suboptimale koaguleringsforhold kan gi dårlig utløpskvalitet på vannet. Det kan være et problem med høyt innhold av patogene mikroorganismer under støtbelastninger og suboptimale koaguleringsforhold. Hvis dette vannet blir sendt videre i vannbehandlingen og ut på distribusjonsnettet vil det kunne utgjøre en unødvendig høy helserisiko.

Etter en tid i den stabile driftsfasen vil partikler som har blitt avsatt på filtermaterialet løsrives, og nye partikler vil heller ikke kunne avsettes i filteret. Filterets lagringsevne og adsorpsjonskapasitet er brukt opp. Da øker falltapet over filteret, og utløpsvannkvalitetsparameterne endres. Utløpsturbiditeten øker, og når den har nådd 0,2 FNU må filteret tilbakespyles igjen. Gjennombruddsfasen er nådd når utløpskvaliteten gradvis starter å endre seg, slik som det er vist i **Figur 9**, hvor grafen gradvis stiger med hensyn på vannkvalitetsparameterne (Eikebrokk 2012). Da kan utløpsvannet inneholde store mengder partikler og mikroorganismer. Større partikler bryter fortere igjennom filteret enn små. Derfor kan parasitter som *Giardia* og *Cryptosporidium* bryte i gjennom filteret før bakterier og virus som er mindre av størrelse, står det i Norsk Vann Rapport 188 (2012). Ved modning av filteret antas det at tilbakeholdelsen av mindre partikler tar lengre tid enn tilbakeholdelsen av større partikler (Eikebrokk 2012). Det er altså ikke slik at utløpskvaliteten forringes for alle type parametere på samme tidspunkt i filtersyklusen. Denne problematikken er gjenstand for undersøkelser gjort i forsøkene.

I **Tabell 1** er grenseverdier for indikatorparametere for hygieniske barrierer gitt. Det er utløpsturbiditet som er den mest brukte vannkvalitetsparameteren i forbindelse med kontroll av filtersyklusen. Også i USA er utløpsturbiditet den parameteren som blir mest brukt ved vurdering av filterets rense-evne (USEPA).

I **Figur 10** er det vist en tydelig sammenheng mellom utløpsturbiditet og log-fjerning av patogene mikroorganismer. Utløpsturbiditet en parameter som kan si mye om renseeffekten av patogene mikroorganismer i filtreringsanlegg. Likevel er det i grafene tydelig at det er stor forskjell på log-reduksjonen når utløpsturbiditeten er 0,1 NTU eller overskrider 0,2 NTU. I Norsk Vann rapport 188 (2012) er dette grunn til å «... lede til en vurdering av hvorvidt det kan være aktuelt å skjerpe kravet til turbiditet som barriereindikator for koaguleringsprosesser i drikkevannsforskriftens veileder». Xagorarakis et al. (2004) skriver at 10. prosentil ble valgt

for å vise patogen-fjerningen som ble oppnådd 90 % av tiden for en gitt utløpsturbiditet. Se siste avsnitt i delkapittel 1.4.3 for kommentarer om dette.



**Figur 10:** Sammenheng mellom utløpsturbiditet og 10. prosentil log-fjerning av patogene mikroorganismer i konvensjonelt filtreringsanlegg (pilot-anlegg) (Xagorarakis et al. 2004).

Trykktap i filteret er også en parameter som kan brukes til overvåking av filtersyklusen. I Norsk Vann Rapport 188 (2012) står det at «Data fra trykksensorer bør generelt anvendes i langt større grad enn tilfellet er i dag». Trykkehøyden ved start av syklus og i den perioden det forventes at den stabile driftsperioden skal være, bør forbli omtrent konstant. Det gir en indikasjon på at hele filterets dybde blir utnyttet, og at filterets lagringsevne og adsorpsjonskapasitet ikke er brukt opp. Trykkehøyden i filteret ved start av filtersyklus gir også en indikasjon på hvor godt filteret er tilbakespylt, og kan si noe om endrede forhold i filtermediet. Trykkehøyden ved start av filtersyklus, bør være den samme etter hver tilbakespyling (Eikebrokk 2012).

## 1.12 Fjerning av patogene mikroorganismer og desinfeksjon

Mikroorganismer kan fjernes fra vannet ved partikkelseparasjon eller med desinfeksjon/inaktivering ved hjelp av klorering, ozonering eller UV-stråling. I vannbehandlingen skjer ofte partikkelseparasjon ved sandfiltrering, med eller uten koagulering. Uten koagulering fungerer enheten dårlig med tanke på tilbakeholdelse av patogene mikroorganismer.



Membranfiltrering blir også brukt som partikkelseparasjon, hvor patogene mikroorganismer kan holdes tilbake (Ødegaard 2012b).

I **Tabell 4** er det gitt en indikasjon på hvor effektiv desinfeksjonsmetodene klorering, ozonering og UV-bestråling er overfor de patogene mikroorganismene bakterier, virus og parasitter. Log-reduksjonen avhenger av faktorer som blant annet kontakttid, dose og kvalitet (NOM/ farge) på vannet som desinifiseres.

**Tabell 4:** Effektiviteten til desinfeksjonsmetodene klorering, ozonering og UV-bestråling på bakterier, virus og parasitter (Ødegaard et al. 2009b).

	Bakterier	Virus	Parasitter
Klorering	Svært god	Ganske god	Dårlig
Ozonering	Svært god	Svært god	Delvis god <sup>1</sup>
UV-bestråling	Svært god	God <sup>2</sup>	Svært god

<sup>1</sup>God overfor *Giardia*, men mindre mod overfor *Cryptosporidium*

<sup>2</sup>Bedre overfor noen virus enn andre

Det finnes mye litteratur som omhandler fjerning av patogene mikroorganismer i drikkevann gjennom filtrering i granulært materiale. Flere studier har dreid seg om å undersøke fjerning av patogene mikroorganismer ved filtrering i granulært materiale, spesielt med hensyn på *Giardia* og/ eller *Cryptosporidium* (Gitis et al. 2005; Harrington et al. 2003; Huck et al. 2002; Nieminski & Ongerth 1995). Også for virus har det blitt gjort liknende undersøkelser. Der viste det seg at virus (hepatitt A-virus, poliovirus, kolifag MS2 og rotavirus) effektivt lot seg fjerne ved koagulering med etterfølgende filtrering gjennom granulært materiale (Nasser et al. 1995; Rao et al. 1988). For virusindikatorer, som bakteriofagen MS2, har flere slike forsøk blitt gjort (Gitis et al. 2002; Harrington et al. 2003; Templeton et al. 2007; Xagorarakis et al. 2004).

I råvannskilder er virus ofte knyttet til partikler på grunn av elektrostatiske tiltrekning og hydrofobe interaksjoner. Det at virus er tilknyttet andre partikler i naturen kan gjøre at de overlever lettere enn om virus ikke var beskyttet av partikler (Gerba 1984). Dette er et problem ved desinifisering i vannbehandlingsanlegg. Det er avgjørende for om barriereeffekten til vannbehandlingsanlegget at filtreringssteget, sammen med koaguleringen, fungerer godt.

### 1.13 Behov for bedre dokumentasjon

I Norge benyttes såkalt «enhanced» koagulering. Det betyr at formålet er å fjerne organisk stoff fra råvannet, og at koagulantdosen er stor. Det innebærer også god pH-kontroll (Eikebrokk 2012). I Norsk Vann Rapport 170, om bestemmelse av god desinfeksjonspraksis (Ødegaard et al. 2009b), er mye av informasjonen basert på koaguleringsforholdene i USA. Med hensyn på barriereeffekt og log-reduksjon av mikroorganismer, er hovedfokuset turbiditet i koagulering- og filtreringsprosessene i disse tilfellene. «Log-reduksjonen for virus er basert på amerikanske og canadiske retningslinjer, og er satt noe lavere (2 log) enn den for bakterier og parasitter» er en kommentar til tabell 3.9 i Norsk Vann rapport 170 (se **Tabell 2**), som gir en oversikt over bestemmelse av log-kreditt i vannbehandlingsanlegg med god partikkelseparasjon. Det er behov for å se på log-reduksjon av patogene mikroorganismer og indikatorer for disse mikroorganismene under typisk norske forhold, med «enhanced» koagulering. Det betyr at log-reduksjon med høyere koagulantdoser, enn i tilfellene hvor hovedformålet er turbiditetsreduksjon, bør undersøkes. Det nevnes spesielt, i Norsk Vann Rapport 188, at disse forholdene bør undersøkes i direkte- og kontaktfiltreringsanlegg (Eikebrokk 2012). For informasjon om dokumentasjonen, med grunnlag i amerikanske forhold, henvises det til USEPAs nettsider (USEPA).

Det finnes nok minst informasjon i litteraturen om hva som skjer med virus i filtreringsprosessen, sammenliknet med informasjonen som finnes om de andre patogene mikroorganismene. Dette gjelder inaktivering, tilbakeholdelse, sorpsjonsmekanismer og eventuelt andre fysiske, biologiske eller kjemiske påvirkninger i renseprosessen. I filtersyklusen vil virusfjerning variere på grunn av at forholdene i filteret forandrer seg i løpet av syklusen. Den mest kritiske perioden i en filtersyklus antas å være perioden før tilbakespyling, altså i gjennombruddsperioden, og i modningsfasen etter tilbakespyling. Derfor er det interessant å se på hva som skjer før og etter tilbakespyling når det gjelder virusfjerning i filtreringsprosessen. For virustransport i filteret, er det spesielt disse periodene det finnes lite informasjon om. I Norsk Vann Rapport 188 (2012) punkt om «forhold vi bør vite mer om» står det at «Vi vet for lite om log-reduksjoner av mikroorganismer – og spesielt virus – ved typisk norske koaguleringsprosesser» (Eikebrokk 2012).

Xagorarakis et al. (2004) så på sammenhengen mellom ulike utløpsturbiditeter og renseeffekt av *Cryptosporidium parvum*, *Encephalitozoan intestinalis*-sporer, *Aeromonas hydrophila*, *E. coli* og MS2. Det var ikke fokus på modning- og gjennombruddsperioden i disse undersøkelsene, men det ble konkludert med at med utløpsturbiditet < 0,2 NTU vil forbedre

tilbakeholdelsen av mikroorganismene betydelig. Templeton et al. (2007) brukte bakteriofagene MS2 og T5 for å undersøke renseseffekten i et to-media antrasittsandfilter. Det ble tatt vannprøver under alle deler av filtersyklusen. Det var bedre log-reduksjon av bakteriofagene under den stabile driftsperioden (utløpsturbiditet  $< 0,3$  NTU) enn i modning- og gjennombruddsperiodene (utløpsturbiditet  $> 0,3$  NTU). Detaljert informasjon om log-reduksjon i overgangene mellom fasene i filtersyklusen ble ikke beskrevet. Det er behov for å se mer detaljert på renseseffekt av virus i disse overgangene (som ofte blir bestemt ut i fra utløpsturbiditet) i filtersyklusen.



## 2 PROBLEMSTILLING

Et to-media sandfilter har blitt kjørt én hel filtersyklus av gangen, og det har blitt gjort virusanalyser av utløpsvannprøver som har blitt tatt underveis i syklusen. Under filtersyklusene ble det også tatt turbiditets- og tykkhøydemålinger. I forsøket ble bakteriofagen *Salmonella typhimurium* fag 28B brukt som indikatororganisme for virus. I analysene ble dobbeltagar-teknikk med plakk-telling benyttet. Ved hjelp av dette datagrunnlaget skal denne oppgaven forsøke å si noe om hvordan virusfjerningen i et to-media sandfilter arter seg i de kritiske periodene i filtersyklusen, altså før og etter tilbakespyling.

Under følger fire problemstillinger:

1. Hvor god renseseffekt har sandfilteret med tanke på tilbakeholdelse av virus?
2. Hvor lang er modningsperioden i sandfilteret for virus?
3. På hvilket tidspunkt i filtersyklusen inntreer gjennombruddet for virus?
4. Er det en korrelasjon mellom utløpsturbiditet og viruskonsentrasjon i utløpet/virusreduksjon i filtreringsprosessen?



## 3 MATERIALER OG METODE

### 3.1 Deltakere og laboratorier

Forsøkene ble gjort i samarbeid med stipendiat Vegard Nilsen ved Institutt for matematiske realfag og teknologi (IMT) og stipendiat Ekaterina Yarovitsyna ved Institutt for mattrygghet og infeksjonsbiologi (MatInf), Seksjon for mikrobiologi, immunologi og parasittologi (MIP) på NMBU.

Forsøkene ble utført på NMBU, Ås. Kjøringen av sandfilteret ble foretatt på IMT. Analysene ble utført på IKBM. Noen av vannprøvene som ble tatt under forsøkene ga data til alle deltakerne, og andre prøver ga data til én eller to av deltakerne i forsøket. Denne oppgaven tar for seg analyseresultatene av S.t. 28B i utløpsvannprøvene (M3) fra 1. og 2. forsøk og i noen av innløpsvannprøvene (M1 og M2) fra 2. forsøk, som ble tatt manuelt.

Forsøkene ble utført i to omganger, kalt 1. og 2. forsøk videre. I utgangspunktet var kun ett forsøk planlagt. På grunn av uforutsette tekniske problemer og uforventet utvikling i filtersyklusen i 1. forsøk, ble 2. forsøk foretatt. Det står litt mer om dette i delkapittel 5.1.

### 3.2 Råvann

Råvannet som ble brukt i forsøkene var hentet fra Glomma. Det ble oppbevart i en glassfibertank (30 m<sup>3</sup>) under bakken ved IMT. I **Tabell 5** er vannkvalitetsparametere for råvannet gitt. Dette var kvaliteten på vannet da det ble hentet (høst 2014). Da 1. og 2. forsøk ble utført hadde turbiditeten avtatt til omkring 1,7 FNU, på grunn av sedimentering ved lagring i glassfibertanken. pH var omtrent den samme under forsøksutførelsene som da vannet ble hentet fra Glomma. Temperaturen var en annen under forsøksutførelsene (se **Tabell 6**).

*Tabell 5: Vannkvalitetsparametere i råvannet fra Glomma da vannet ble hentet, høst 2014.*

Vannkvalitetsparameter	Verdi
pH	7,0
Turbiditet (FNU)	2,9
Ledningsevne (mS/m)	4,4
Temperatur (°C)	14,5
Fargetall (mg Pt/l)	15

### 3.3 Beskrivelse av forsøksrigg

I **Figur 11** er en prinsippsskisse av forsøksriggen gitt. Det var dette utstyret som ble benyttet for å undersøke problemstillingene gitt i kapittel 2. Filterkolonnen bestod av en gjennomsiktig sylinder (PVC) med filtermateriale i. I filterkolonnen var det åtte målepunkter (H1-H8, se **Figur 11**) for trykkehøyde. T1 og T2 i **Figur 11** var målepunkter for inn- og utløpsturbiditet. Over filtermaterialet var det omtrent 1,0 m tilgjengelig trykkehøyde.

Det var nedstrøms filtrering i kolonnen. Innløpet var nedsenket i vann, over filtermaterialet. Vannføringen var konstant og nivået i utløpet var konstant.

I **Tabell 6** er spesifikasjoner for kolonnen gitt.

*Tabell 6: Spesifikasjoner for kolonne*

Designparameter	Spesifikasjoner
Indre diameter i kolonnen (mm)	100
Tverrsnittareal, filteret (cm <sup>2</sup> )	78,5
Vanntemperatur (°C)	Ca. 10 – 12
Filtreringshastighet (m/time)	6
Volumstrøm (l/s eller l/min)	0,013 eller 0,79

Det var installert et automatisk prøvetakingssystem for vannprøver som ble tatt i selve filteret. Disse vannprøvene ble tatt i samme høyde som trykkehøyde-målingene, på motsatt side av filteret. I **Figur 11** er dette prøvetakingssystemet kalt «Auto-sampler, 12\*8 tubes, refrigerated». Vannprøver tatt i disse punktene ble ikke brukt i denne oppgaven, og prøvetakingssystemet blir ikke forklart nærmere.

Det ble installert en pH-måler i nivå-kontroll-volumet, som kunne måle pH i utløpsvannet, slik det er vist i **Figur 11**. Denne ble installert etter at 1. og 2. forsøk var utført. Derfor ble det ikke tatt automatiske pH-målinger under 1. og 2. forsøk.

Det var tre manuelle prøvetakingspunkter:

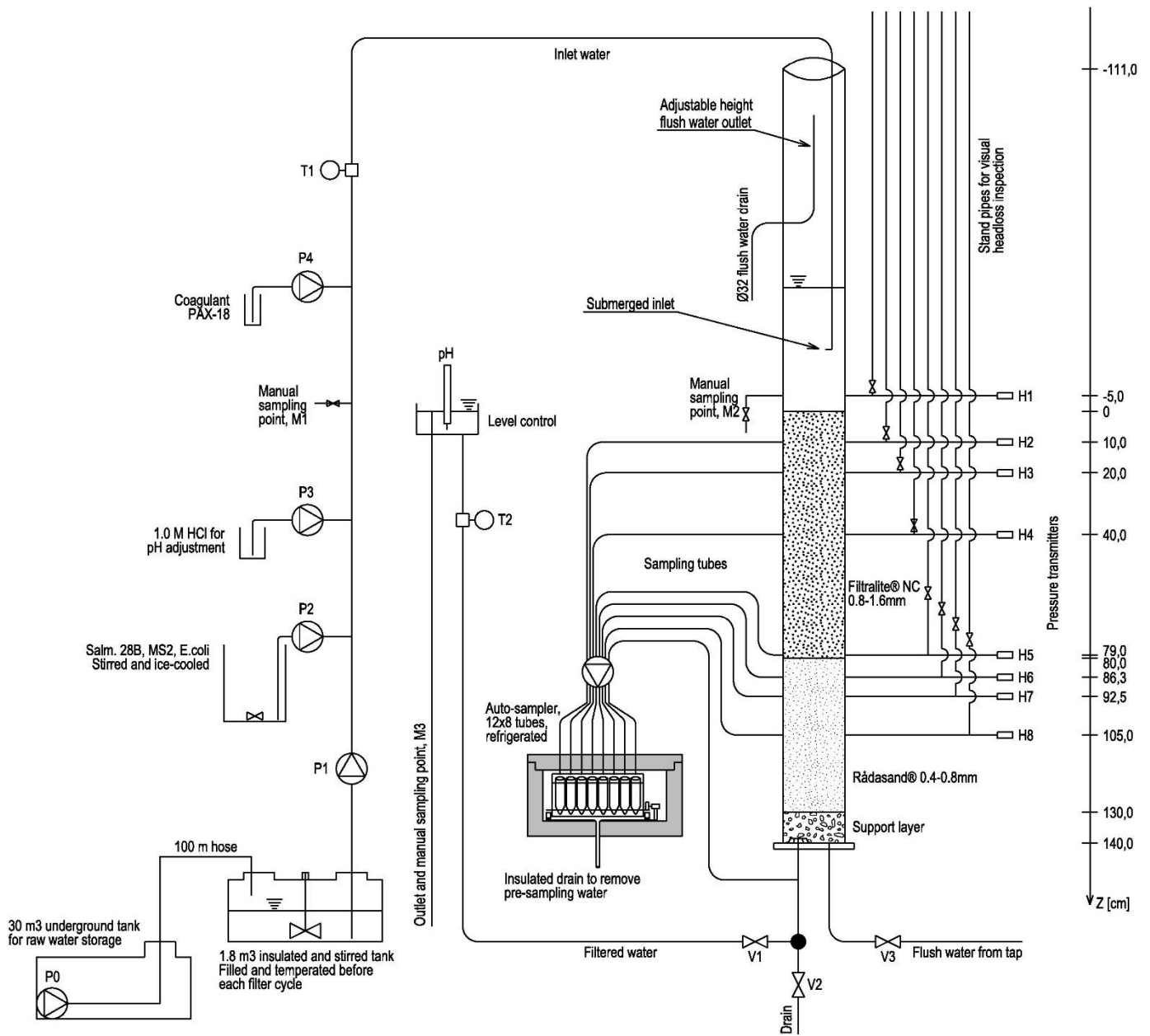
M1: innløp, før koagulant-tilsetning

M2: innløp, etter koagulant-tilsetning

M3: utløp

Disse punktene er vist i **Figur 11**.





Figur 11: Prinsippskisse av filter-kolonnen (Nilsen et al. Unpublished).



*Figur 12: Forsøksrigg. Foto: Anne Willumsen.*

**Figur 12** viser et bilde av forsøksriggen. I midten er filterkolonnen, og i forgrunnen er den automatiske prøvetakeren. Til høyre i bildet er PC-en, hvor ventiler og pumper ble styrt, og hvor trykkhøyde og turbiditet ble vist grafisk.

### **3.3.1 Filtermaterialer**

I kolonnen ble to typer filtermaterialer benyttet. Det øverste laget var FILTRALITE®, og laget under var Rådasand®. Det var et støttelag i bunnen av kolonnen. Støttelaget var 100 mm tykt, og bestod av grovkornet grus. I **Figur 11** og i **Tabell 7** er informasjon om de to filtermaterialene gitt.

**Tabell 7:** Spesifikasjoner for filtermateriale

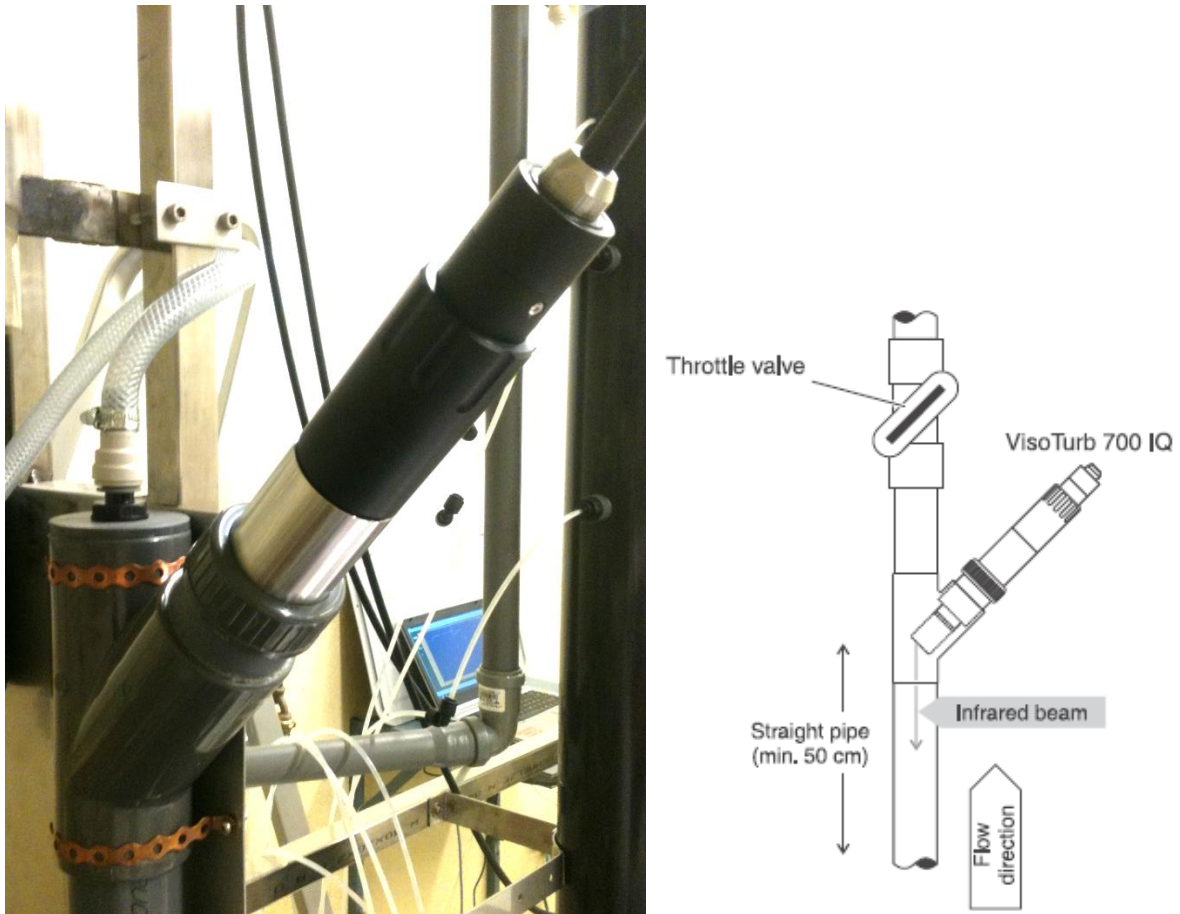
Designparameter	Filtralite	Rådasand
Filtermateriale, leverandør	FILTRALITE® NC, Weber Leca Rælingen, Norge	Rådasand®, Rådasand AB Lidköping, Sverige
Filterdybde (mm)	800	500
Kornstørrelse (mm)	0,8-1,6	0,4 – 0,8
Effektiv kornstørrelse, $d_{10}$ (mm)	$0,4 \pm 0,05$	0,95
Koeffisient for ensartethet, $d_{10}/d_{60}$ (-)	< 1,5	< 1,8
Porøsitet (-)	0,65	0,45
Partikkeltetthet ( $\text{kg}/\text{m}^3$ )	1260	2600
Bulktetthet ( $\text{kg}/\text{m}^3$ )	500	1440

For mer informasjon om filtermaterialene henvises det til datablad med produktspesifikasjoner for Rådasand (Rådasand® 2013) og Filtralite (Saint-Gobain 2014).

### 3.3.2 Turbiditetsmålere

Turbiditeten ble målt med automatiske turbiditetsmålere (VisoTurb 700 IQ, WTW).

Turbiditeten ble målt i inn- og utløpet.



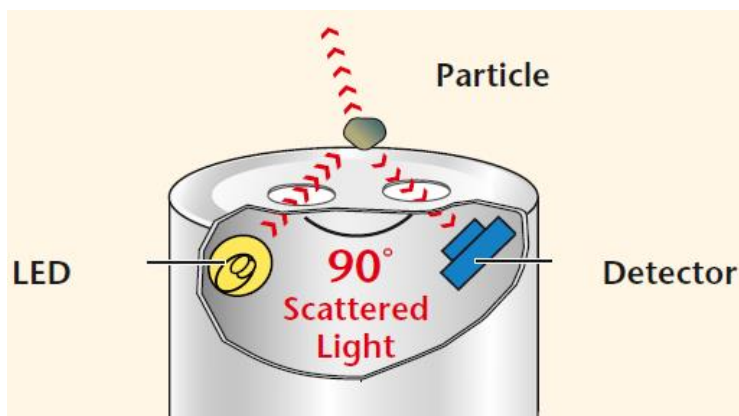
*Figur 13: Til venstre: Utløpsturbiditetsmåler. Foto: Anne Willumsen. Til høyre er monterings-anbefalinger for VisoTurb 700 IQ illustrert (Weilheim 2005).*

Bildet ovenfor viser hvordan måleinstrumentet var montert. Retningen på vannstrømmen var oppover (i bildet), slik at målingen ble gjort mot strømretningen med en vinkel på  $45^{\circ}$ , i henhold til produsentens (WTW) anvisning. Målinger ble lagret hvert 10. sekund under forsøksperiodene, og oppgitt i enheten FNU. Dataene som ble lagret var gjennomsnittet av alle målingene i de tre foregående minuttene. Dataene kunne leses av på en skjerm (i tillegg til på PC-en), som vist i **Figur 14**, under forsøksperiodene.



**Figur 14:** Displayet for turbiditetsmålingene, under forsøk. Foto: Anne Willumsen.

Turbiditeten ble bestemt ved hjelp av spredt infrarødt lys, med en bølgelengde på 860 nm, som ble målt med en vinkel på  $90^{\circ}$ . Dette er illustrert i **Figur 15**. Her vises enden av instrumentet, som står inne i vannstrømmen.

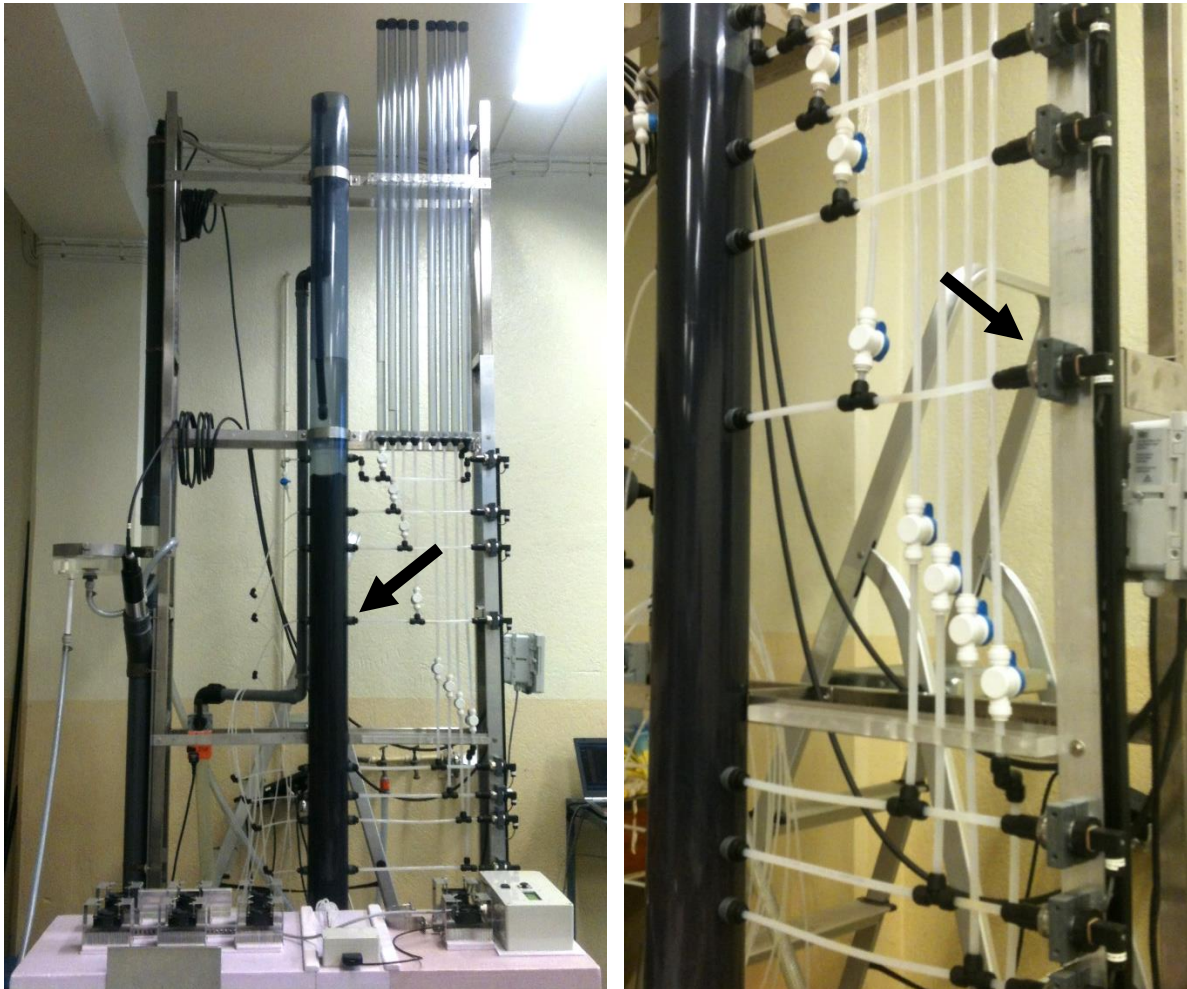


**Figur 15:** Måleprinsipp for turbiditetsmålingene (Weilheim).

Instrumentet ble holdt rent med ultralyd. Dette var integrert i instrumentet, og ga konstante svingninger som holdt de optiske vinduene rene. På grunn av rengjøringsystemet med ultralyd kunne ikke beleggdannelse på de optiske vinduene forstyrre målingene.

### 3.3.3 Trykkmålere

Trykkehøyden i filteret ble målt i åtte punkter med trykktransmittere (IMP-LR 250 mbar, Impress Sensors & Systems). Trykktransmitterne konverterte væsketrykk til elektriske signal. Data for trykkehøyde ble lagret i en fil hvert 10. sekund, under forsøkene.



*Figur 16: Venstre: Forsøksriggen med et av målepunktene for trykkehøyde, H4, markert med pil. Høyre: et mer detaljert utsnitt av målepunkter for trykkehøyder, hvor en av målesensorene er markert med pil. Foto: Anne Willumsen.*

I bildet av forsøksriggen ovenfor er målepunkt H4 markert med pil. Over og under dette punktet er de andre målepunktene tilsvarende, også på høyre side av filteret. Forsøksriggen var også utstyrt med åtte rør, hvor trykket kunne observeres visuelt. Ved tilbakespyling, ble disse rørene stengt med ventiler. I **Figur 16** (venstre) er disse rørene øverst til høyre i bildet.

### 3.4 Pumping av råvann til filteret

Råvannet ble oppbevart i en 30 m<sup>3</sup>-tank under bakken, som var utstyrt med en sirkulasjonspumpe.

#### Materialer:

1,8 m<sup>3</sup> isolert ståltank (gammel melketank)

Glassfibertank under bakken (30 m<sup>3</sup>) til oppbevaring av råvann

Omrører (Premium Stephan Hameln)

Peristaltisk pumpe (620 U, Watson Marlow Pumps Group) med pumpehode (620RE3).

Plastslange (indre diameter 12 mm)

Slange (Neptune, Biltema)

#### Prosedyre:

1. Før hvert forsøk ble råvannet pumpet fra tanken under bakken til en ståltank, via en slange (100 m). I denne ståltanken var det en omrører.

Tanken var plassert i samme rom som forsøksriggen, på IMT.

2. Da temperaturen på vannet i ståltanken var omtrent 10 – 12 °C ble forsøkene startet.
3. Fra ståltanken ble råvannet pumpet i plastslange til filterkolonnen med en peristaltisk pumpe. Pumpehastighet var 29 rpm, og ga ca. 785 ml/min.

### 3.5 Forberedelse av forsøksrigg

Før filtersyklusen kunne settes i gang måtte filteret klargjøres.

#### Materialer:

Råvann (Glomma)

Springvann (Oppegård vannverk, Gjersjøen)

#### Prosedyre:

1. Før filtersyklusen og dosering av kjemikalier og mikroorganismer ble startet, ble filteret tilbakespylt med springvann i 15 min. Tilbakespylingshastigheten var omtrent 50 – 60 m/time. Tilbakespylingen ble gjort manuelt, ved å regulere en kran. Det var omtrent 50 % filterutvidelse ved tilbakespyling.
2. Det brukte tilbakespylingsvannet gikk gjennom et utløp i toppen av kolonnen.
3. Deretter ble vannstanden i filteret senket, og filterkolonnen ble kjørt med råvann i 15 minutter. Dette var for å bytte ut alt springvannet med råvann, før oppstart av forsøk.

### 3.5.1 Dosering av mikroorganismer



Figur 17: Pumpe for dosering av mikroorganismer og kjemikalier. Foto: Anne Willumsen.

#### Materialer:

Bakteriofag MS2 (IKBM, NMBU)

Beholder (plastkanne)

*Cryptosporidium parvum* oocyster (Moredun Scientific Limited, Skottland)

*E. coli* (MatInf, NMBU)

Gummislange (Marprene, Watson-Marlow Tubing) med veggtykkelse 1,6 mm og indre diameter 1,6 mm.

Is

Isopor-eske

Magnet

Magnetomrører (SB162, Stuart)

Peristaltiske pumper (120U, Watson-Marlow Pumps Group) med pumpehode (114 DV)

*Salmonella typhimurium* fag 28B (IKBM, NMBU. Propagert i hht. Hoglund et al. (2002))

#### Prosedyre:

1. En beholder som inneholdt en blanding av MS2, S.t. 28B, *E. coli* og *C. parvum* ble plassert i en isopor-eske fylt med is. I beholderen var det en magnet. Esken stod oppå en magnetomrører, som sørget for omrøring i blandingen.

Det var stipendiat Ekaterina Yarovitsyna, som utførte oppgaven med å dosere og blande mikroorganismene i deionisert vann.



2. Blandingen av mikroorganismer ble pumpet ut i vannstrømmen ved hjelp av peristaltiske (støtvise) pumper med pumpehode, som er vist i **Figur 17**. I pumpehodet ble en gummislange plassert og fire ruller/ valser gikk i sirkler slik at mikroorganismene ble pumpet videre. Pumpen hadde en hastighet på 57 rpm, som ga 7,1 - 7,4 ml/min.
3. På grunn av en statisk mikser i doseringspunktet, ble mikroorganismene straks blandet ut i vannet.

I **Tabell 8** er dose (etter fortytning i vannstrømmen) av de ulike mikroorganismene oppgitt. Dosen ble ikke målt. Dosen ble beregnet ut i fra den konsentrasjonen som var lagret av mikroorganismen.

*Tabell 8: Dosering av mikroorganismene.*

Mikroorganisme	Dose, 1. forsøk	Dose, 2. forsøk
MS2 (pfu/ml)	$9,04 \cdot 10^4$	$1,07 \cdot 10^5$
S.t. 28B (pfu/ml)	$1,04 \cdot 10^5$	$1,50 \cdot 10^5$
<i>E. coli</i> (mpn/ml)	$1,61 \cdot 10^6$	$1,22 \cdot 10^6$
<i>C. parvum</i> (oocyst/ml)	$3,48 \cdot 10$	0

Disse mikroorganismene ble tilsatt fordi deltakerne skulle få sine ønskede data fra vannprøvene tatt under forsøkene. I denne oppgaven ble det ikke sett på resultater for MS2, *E. coli* og *Cryptosporidium parvum* oocysts. Det var forventet 3 log-reduksjon av virus (etter pilot-forsøk og analysering utført av Vegard Nilsen og Ekaterina Yarovitsyna høsten 2014) under den stabile perioden i filtersyklusen. Derfor ble det tilsatt virus i størrelsesorden  $10^5$  (etter fortytning i vannstrømmen). Ved 3 log-reduksjon, ville det da være  $10^2$  pfu/ml i utløpsvannprøvene. Ved 1 log-reduksjon ville det være  $10^4$  pfu/ml. Innløpskonsentrasjonen var beregnet slik at det ikke skulle være behov for lange fortytningsrekker før analysering, samtidig som det fortsatt var mulig å beregne konsentrasjonen ved 3 log-reduksjon.

### 3.5.2 Koagulant-tilsetning og syretilsetning

Både koagulant og syre ble pumpet inn i vannstrømmen på samme måte som mikroorganismene.

#### Materialer:

PAX-18 (Kemira Chemicals AS). Det henvises til datablad for detaljert beskrivelse (Kemira Water Solutions 2001) av PAX-18.

Saltsyre, HCl, med konsentrasjon 1,0 M (1,0 mol/l)

Indre diameter i gummislangene var 0,5 mm.

Se også «Materialer» i delkapittel 3.5.1.

Prosedyre:

1. For å oppnå ønsket pH i vannet ble det tilsatt saltsyre. Pumpehastighet var 8,4 rpm som ga 276  $\mu$ l 1,0 M HCl/l.
2. PAX-18 dosert med pumpehastighet 0,3 rpm, og 1,1 - 1,2 mg Al/l.

PAX-18 er en gulaktig væske, og består av  $9,0 \pm 0,2$  % aluminium.

For å bestemme koagulantdose ble det utført tester i filterkolonnen av stipendiat Ekaterina Yarovitsyna. Ulike doseringer av saltsyre og koagulant ble testet, hvor formålet var å oppnå utløpsturbiditet  $< 0,2$  FNU og fargetall  $< 5$  mg Pt/l. Samtidig skulle også gjennombruddet for utløpsturbiditeten oppnås før maks. trykkehøyde ble nådd. PAX-18 ble brukt i forsøkene fordi det er en mye brukt koagulant i norske koaguleringsanlegg.



**Figur 18:** Fra venstre til høyre på bordet: pumpen som doserte mikroorganismer, beholder med mikroorganismer plassert oppå en magnetomrører, pumpe for dosering av syre og helt til høyre på bordet er pumpen som doserte koagulant. 1: mikroorganismer, 2: Syre og 3: koagulant. Foto: Anne Willumsen.

3. Syre (2) ble pumpet ut i vannstrømmen (etter at mikroorganismene (1) var tilsatt), og deretter koagulant (3), slik det er vist i bildet **Figur 18**. Det samme er skissert i **Figur 11**.
4. En statisk mikser i doseringspunktene førte til rask innblanding av kjemikaliene i vannet.

Innblanding av mikroorganismer og kjemikalier i vannstrømmen ble undersøkt av Vegard Nilsen og Ekaterina Yarovitsyna. Det ble gjort ved å dosere farget vann til vannstrømmen. Slik kunne turbulensen og den raske utblandingen observeres.

### **3.6 Prøvetaking**

Under filtersyklusen ble det tatt manuelle utløpsprøver. Prøvetakingspunktet er kalt M3 i **Figur 11**. Prøvetakingstidspunkt og antatte modning- og gjennombruddsperioder i filtersyklusen baserer seg på pilotforsøk utført av Vegard Nilsen og Ekaterina Yarovitsyna, høsten 2014. Utløpsturbiditet fra deres pilotforsøk og grenseverdien 0,2 FNU (Mattilsynet 2011) ga grunnlag for å kunne anta varighet og omtrentlig start av disse periodene i syklusen.

#### Materialer:

50 ml sentrifugerør i polyetylen, PE (VWR International)

Kjølerom (ca. 8 °C)

Klor

#### Prosedyre:

1. Rett før prøven ble tatt, ble korken på sentrifugerøret skrudd av og hold ned, slik at ikke noe kunne falle opp i korken og kontaminere vannprøven.
2. Sentrifugerøret ble satt under utløpsstrålen. Det tok omtrent 5 sekunder å fylle røret. Deretter ble korken skrudd på.
3. For å hindre spredning av patogene mikroorganismer ble røret tørket over med en klordynket klut.
4. Utløpsvannprøven ble straks satt i kjølerom.

#### **3.6.1 Prøvetaking under 1. forsøk**

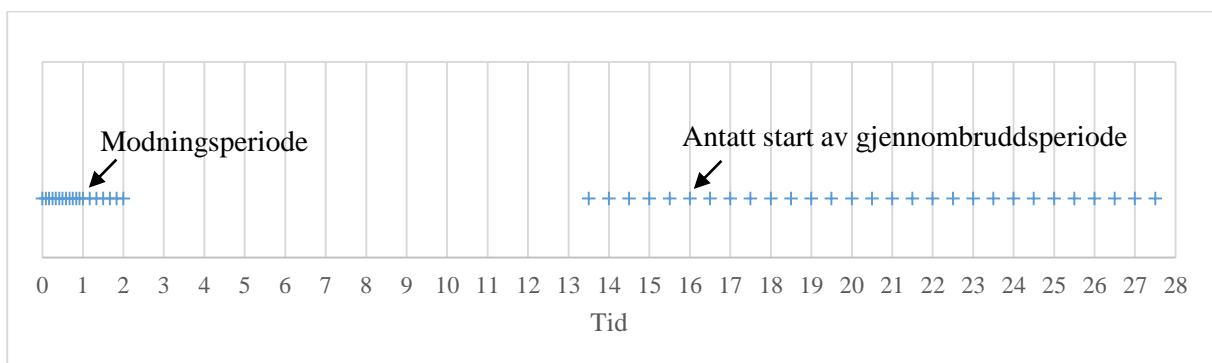
1. forsøk startet 30.01.15 kl. 20:00 og ble avsluttet 01.02.15 kl. 00:00. Kolonnen ble altså kjørt i 28 timer. Grunnen til at den ble avsluttet etter 28 timer var at ståltanken var tom for vann. Det ble observert at ståltanken inneholdt for lite vann til at filtersyklusen kunne kjøres så lenge som ønsket. Omtrent 21 og 25 timer etter start ble ståltanken fylt opp med råvann via plastdunker, som hadde stått i vask fylt med varmt vann for å oppnå omtrent den samme temperaturen som vannet i ståltanken hadde. Grunnen til at dette ble gjort var at pumpen som forsynte ståltanken med vann, fra tanken under bakken, ble ødelagt.

### Prosedyre:

1. Det ble det tatt prøver hyppig i de to første timene av filtersyklusen. Den første timen ble det tatt prøver hvert 5. minutt og den andre timen ble det tatt prøver hvert 10. minutt. Den første prøven ble tatt akkurat idet filtersyklusen ble satt i gang. Til sammen ble dette 19 vannprøver.
2. Noen timer før og under antatt gjennombruddsperiode ble det tatt 29 vannprøver i utløpet. Disse ble tatt hvert 30. minutt. Prøvetakingen, for denne perioden i filtersyklusen, startet 2,5 time før antatt start av gjennombrudd. Deretter fortsatt prøvetakingen 11,5 time etter antatt start av gjennombrudd.

I løpet av filtersyklusen ble det tatt 48 vannprøver manuelt i utløpet.

Prøvetakingstidspunktene er vist i **Figur 19**.



*Figur 19: Prøvetakingstidspunkter for utløpsvannprøvene i 1. forsøk.*

### **3.6.2 Prøvetaking under 2. forsøk**

2. forsøk startet 20.02.15 kl. 15:00 og ble avsluttet 21.02.15 kl. 19:00. Kolonnen ble kjørt i 28 timer.

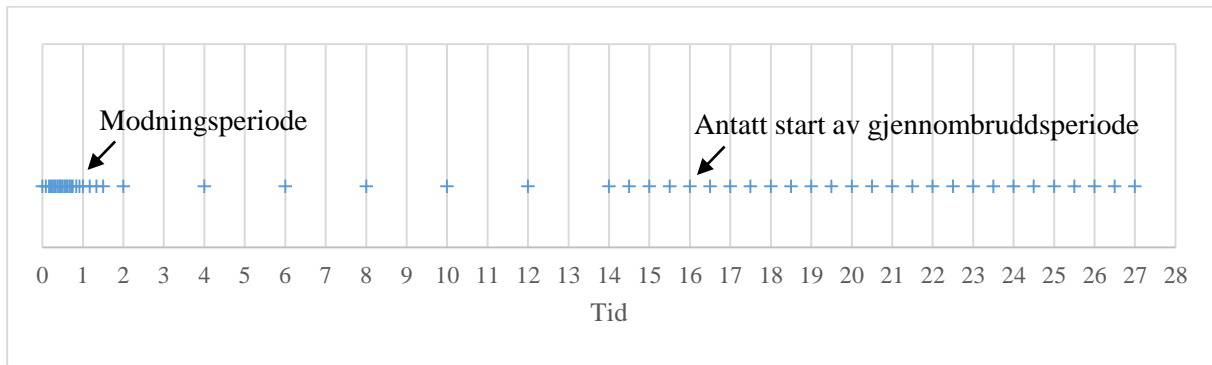
### Prosedyre:

1. Under antatt modningsperiode ble det tatt hyppige prøver i 1,5 timer. Den første prøven ble tatt akkurat i det filtersyklusen ble satt i gang. De første ti minuttene ble det tatt prøver hvert 5. minutt og deretter hvert 2,5. minutt i 35 minutter. Så ble det tatt prøver hvert 5. minutt i 10 minutter, for så hvert 10. minutt i den siste delen av antatt modningsperiode. Til sammen ble dette 23 vannprøver.
2. Det ble tatt seks prøver, hver 2. time, under den antatt stabile perioden i filtersyklusen.
3. Under den antatte gjennombruddsperioden ble det tatt 27 vannprøver i utløpet. Disse ble tatt hvert 30. minutt. Prøvetakingen, for denne perioden i filtersyklusen, startet 2 timer før

antatt start av gjennombrudd. Det er vist med pil i **Figur 20**. Prøvetakingen fortsatte i 11 timer etter antatt start av gjennombrudd.

I løpet av filtersyklusen ble det tatt 56 vannprøver manuelt i utløpet.

Prøvetakingstidspunktene er vist i **Figur 20**.



**Figur 20:** Prøvetakingstidspunkter for utløpsvannprøvene i 2. forsøk.

Prøvene (fra både 1. og 2. forsøk) ble transportert fra kjølerom til lab. Dette lå i to ulike bygg med omtrent 400 m. avstand. Prøvene ble transportert i uforseglede poser og til fots.

På laben ble prøvene satt i kjøleskap (ca. 4 °C).

### 3.7 Analysering av fag 28B

Analyseringen fulgte i noen grad en laboratoriemannual utarbeidet av det svenske Smittskyddsinstituttet (Allestam & Carlander 2000). For å kunne finne viruskonsentrasjonen i vannprøvene, ble de fortynnet, blandet med bakteriekultur og softagar, støp ut på skåler med næringsagar og inkubert i varmeskap ved 37 °C i 18 ± 2 timer. Dette blir beskrevet nærmere i delkapitlene 3.7.1 til 3.7.6. Forberedelser av softagar, bakteriekultur og fortynninger før analysering og selve analyseringen ble utført på sterilbenk (Telstar).

Analysering av vannprøvene ble gjort over flere dager. Selve analyseringen av utløpsvannprøvene (M3) fra 1. forsøk ble fortatt 01.02.15 og 02.02.15, altså 1 og 2 dager etter endt filtersyklus. I 2. forsøk ble prøvene analysert 22.02.15, 24.02.15, 25.02.15, 27.02.15, 01.03.15 og 02.03.15, altså 1, 3, 4, 6, 8 og 9 dager etter endt filtersyklus. De fleste prøvene ble analysert kun én gang, men noen prøver ble analysert flere dager. Hvilke utløpsvannprøver og hvor mange dager etter prøvetaking de ble analysert er vist i **Tabell A 1** og **Tabell A 2** som vedlegg.

### 3.7.1 Næringsmedier

Til analysene måtte bakteriekulturen ha et næringsmedie å vokse i. Næringsbuljong/ KPG, næringsagar/ KPG-agar og softagar ble levert av IKBM. KPG er forkortelse for kjøtt pepton gjær. Agar er et geléliknende stoff. Agar tilsettes næringsbuljong for å gjøre den stiv. Agar er i væske-form når den kokes. Når temperaturen avtar vil den stivne. Softagar inneholder mindre agar enn næringsagar. Det gjorde at den kunne være flytende nok til å kunne blandes med vannprøve og bakteriekultur. Likevel inneholder softagaren nok agar til å stivne ved romtemperatur etter utstøping på petriskål.

Næringsagar var støpt i petriskåler (9 cm i diameter, Heger AS), og ble oppbevart i plastposer i romtemperatur før de ble brukt i analyseringen.

### 3.7.2 Forberedelse av softagar

#### Materialer:

15 ml sterile sentrifugerør med skrukork, i polypropylen, (greiner bio-one)

Kjele

Kokeplate

Softagar (80 ml softagar ble oppbevart i 100 ml glassflasker (Duran®) med skrukork i PP)

Varmeskap (Termaks) ved ca. 47-55 °C

#### Prosedyre:

1. Glassflasker, men skrukork, som inneholdt softagar ble satt i en kjele med vann. Kjelen ble satt på en kokeplate, og softagaren ble kokt i 30 min.
2. Etter kokingen ble den flytende softagaren oppbevart i varmeskap, slik at den ikke kunne stivne.
3. I 15 ml sterile sentrifugerør med skrukork, ble ca. 4 ml softagar helt oppi fra glassflaskene som inneholdt softagar. Korken ble holdt ned.
4. Sentrifugerørene ble satt inn i varmeskap etter hvert som de ble fylt opp.

### 3.7.3 Dyrking av bakteriekultur

Viruset, S.t. 28B, må kunne infisere en vertsbakterie for å kunne formere seg. Vertsbakterien er *Salmonella typhimurium* type 5.

#### Materialer:

Automatpipette (finnpipette, Thermo Scientific™)

Erlenmeyer-kolbe (Duran) med lokk av aluminiumsfolie

Næringsbuljong

*Salmonella typhimurium* type 5 fryst ned (ca.  $-80^{\circ}\text{C}$ ) i en ampulle sammen med 50% glyserinbuljong.

Sterile pipettespisser i polypropylen (Thermo Scientific™)

Varmebad på  $37^{\circ}\text{C}$  (GFL)

#### Prosedyre:

1. Bakterien ble hentet fra fryser, og tinte raskt (ca. 10 - 15 min) i romtemperatur.
2. Da innholdet i ampullen var tint, ble det pipetert sterilt over i en Erlenmeyer-kolbe som inneholdt romtemperert næringsbuljong. Volumet av bakterie som ble pipetert over i næringsbuljongen var 1/100 av næringsbuljong-volumet. For eksempel ble 750  $\mu\text{l}$  bakterier fra ampullen blandet med 75 ml næringsbuljong.
3. Bakteriekulturen ble straks satt i varmebad på  $37^{\circ}\text{C}$  med risting.
4. Etter 4 timer var bakterieveksten i den eksponentielle fasen, og den var klar til å brukes i analyseringen av S.t. 28B.

### 3.7.4 Fortynning av vannprøvene

For å oppnå tellbare resultater ble vannprøvene fortynnet.

#### Materialer:

Automatpipette (finnpipette, Thermo Scientific™)

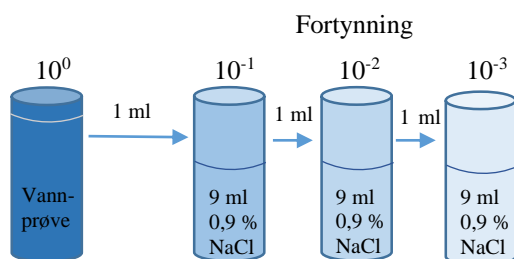
Fortynningsflasker i glass (Glassflaskene inneholdt 9 ml med saltløsning).

Steril 0,9% NaCl løsning (IKBM, NMBU).

Sterile pipettespisser i polypropylen (Thermo Scientific™)

#### Prosedyre:

1. Fortynning ble gjort ved å overføre 1 ml av vannprøven med pipettespisser og automatpipette til steril 0,9% NaCl løsning i fortynningsflasker. Dette er illustrert i **Figur 21**.



**Figur 21:** Illustrasjon av fortynningsrekken.

2. Ved hver fortynning mellom vannprøven og  $10^{-1}$ ,  $10^{-2}$  og  $10^{-3}$ -fortynningene ble det brukt ny pipettespiss. Pipettespissen ble skylt to ganger i fortynningen, for at alt innholdet fra forrige prøve eller fortynning ble overført til den neste fortynningen.
3. Vannprøvene og fortynningene ble oppbevart i kjøleskap (ca. 4 °C) helt til alt utstyret og materialet var klar til analysering.
4. Etter at fortynningene var brukt til utplating ble de satt tilbake i kjøleskap for eventuelle kontroller.

Fortynningene og vannprøvene kunne bli stående i romtemperatur opp til 2 timer, under utplatingen.

### **3.7.5 Dobbelagar-teknikk**

To parallelle analyser ble gjort for alle prøvene.

#### Materialer:

15 ml sterile sentrifugerør med skrukork, i polypropylen, (greiner bio-one)

Automatpipette (finnpipette, Thermo Scientific™)

Petrisåler (9 cm i diameter, Heger AS) støpt med næringsagar.

*Salmonella typhimurium* type 5

Softagar

Sterilbenk (Telstar)

Sterile pipettespisser i polypropylen (Thermo Scientific™)

Vannprøver

Varmeskap (Termaks) ved 37 °C

#### Prosedyre:

1. Støping av skålene ble utført på sterilbenk.
2. Vannprøvene ble hentet fra kjøleskap, og bakteriekulturen ble hentet fra varmebad.
3. Et 15 ml sentrifugerør med 4 ml softagar ble hentet fra varmeskapet. Korken ble skrudd av, og holdt ned.
4. Vannprøven ble vendt opp og ned et par ganger, og 0,5 ml vannprøve ble pipettert over i sentrifugerøret som inneholdt softagar. Pipettespissen ble satt mot indre rørvegg og trykket sakte ut, slik at ikke den kalde vannprøven skulle få softagaren til å stivne.
5. Straks ble 0,5 ml bakteriekultur pipettert på samme måte i det samme røret.
6. Suspensjonen av softagar, vannprøve og bakteriekultur ble vendt forsiktig opp og ned i røret, slik at det blandet seg.



7. Miksen ble straks helt forsiktig ut på en merket petriskål støpt med næringsagar. Det ble sørget for at suspensjonen ble jevnt fordelt over hele flaten i petriskålen, ved å bevege petriskålen i sirkler uten å få suspensjonen oppover sidene i skålen.
8. Petriskålen ble så stående med lokket noe av, slik at vanndamp kunne unnslippe.
9. Når topplaget av agar hadde stivnet ble skålene inkubert opp ned i varmeskap ved 37 °C.
10. Etter inkubasjon i  $18 \pm 2$  timer ble antall pfu telt.

Alt utstyret hadde blitt autoklavert. Under hele prosessen ble det jobbet sterilt, slik at prøvene ikke kunne kontamineres, og føre til gale resultater.

### 3.7.6 Telling av plakk

På petriskålen ble antall plakk telt (Adams 1959), og notert. Plakkene, som ofte hadde en sirkulær form med en diameter på 0,5 – 2 mm, viste seg som lyse/ gjennomsluktige prikker i en ellers svak gul, begrodd agar. På platen hadde bakterien *S. typhimurium* type 5 fått gro, og der en bakterie var infisert av en 28B-fag, viste dette seg som plakkdanneleser.

### 3.8 Estimering av S.t. 28B-fag-konsentrasjon basert på platetelling

Under følger formelen for hvordan konsentrasjonen av S.t. 28B-fag ble estimert ut i fra platetellingene ved de ulike fortynningene.

$$\hat{c} = \frac{\sum_{i=1}^k x_i}{V_p \sum_{i=1}^k r_i} \quad (\text{Formel 2})$$

(Haas et al. 1999)

$\hat{c}$  = estimert viruskonsentrasjon

$x_i$  = antall plakk-tellinger på plate  $i$

$r_i$  = fortynningsfaktoren på plate  $i$

$i = 1, 2, 3, \dots, k$

$V_p$  = Volum vannprøve støpt på plate

$k$  = antall uavhengige platetellinger

### 3.9 Analyse av utløpsvannprøver over tid

Etter analysering av utløpsvannprøvene, tatt i 2. forsøk, ble to av prøvene analysert igjen.

Disse analysene ble foretatt 6, 8 og 9 dager etter prøvetaking (27.02.15, 01.03.15 og 02.03.15). De to prøvene som ble valgt ut til analyse, var utløpsprøver tatt 2 og 19 timer etter oppstart av filtersyklusen.

### Materialer:

Se delkapittel 3.7 med underkapitler.

### Prosedyre:

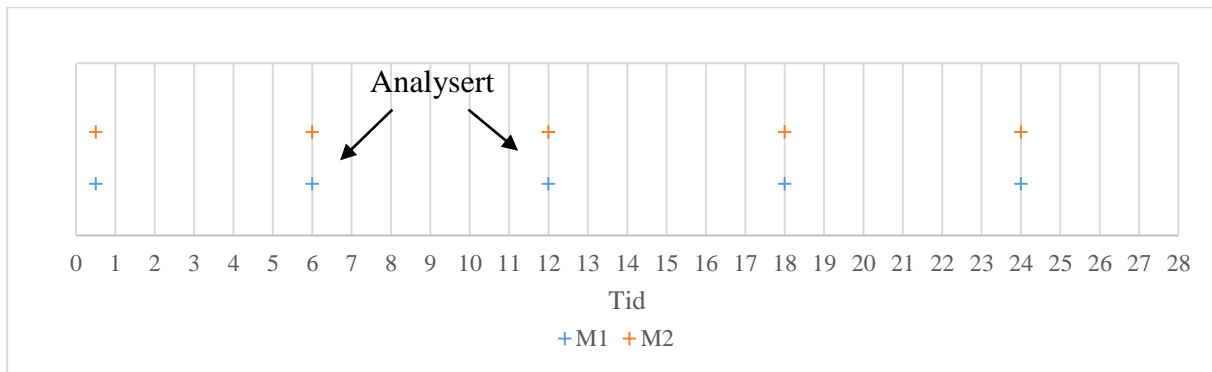
Se delkapittel 3.7 med underkapitler for beskrivelse av framgangsmåte.

## **3.10 Innløpsprøver**

Det ble tatt manuelle vannprøver i innløpet til filteret. Prøvetakingspunkter var M1 og M2, som er vist i prinsippsskissen på side 35. Prøvetakingspunkt M1 var plassert rett før koagulant-tilsetning. Vannprøver tatt i dette punktet (M1) innehold ikke koagulant. Prøvetakingspunkt M2 var plassert etter koagulant-dosering, rett over filtermaterialet i kolonnen.

### **3.10.1 Prøvetakingstidspunkt for innløpsprøver i punkt M1 og M2**

Under 2. forsøk ble det tatt prøver i punkt M1 og M2, som vist i **Figur 22**.



**Figur 22:** Prøvetakingstidspunkt for innløpsvannprøver i punkt M1 (før koagulant-tilsetning) og M2 (etter koagulant-tilsetning) under 2. forsøk.

For å ikke forstyrre vannstrømmen og trykkoppbyggingen i filteret, ble disse prøvene tatt svært sakte. Det tok ca. 2-3 minutter å fylle sentrifugerøret (50 ml). Det ble brukt samme materialer og prosedyre ved innløpsprøvetaking som for utløpsprøvene, som ble beskrevet i kapittel 3.6.

### **3.10.2 Analysering av S.t. 28B i innløpsvannprøver**

Innløpsprøve tatt 6 og 12 timer etter oppstart i 2. forsøk ble analysert for konsentrasjon av S.t. 28B (**Figur 22**). Analysering av disse to vannprøvene ble foretatt 10 og 17 dager (03.03.15 og 10.03.15) etter prøvetaking. Det henvises til delkapittel 3.7 og 3.8 for materialer og prosedyre.

## 4 RESULTATER

I dette kapittelet er dataene fra forsøksrundene framstilt grafisk. I figurteksten er det oppgitt om dataene tilhører 1. forsøk og/ eller 2. forsøk. Det har blitt benyttet logaritmisk skala i flere av grafene for å presentere dataene på en leselig måte.

### 4.1 Konsentrasjon av *Salmonella typhimurium* fag 28B i utløpsprøvene

I de to neste figurene (**Figur 23** og **Figur 24**) er resultatene fra analyseringen av *Salmonella typhimurium* fag 28B i utløpsprøvene vist for hele filtersyklusen (28 timer). Data fra 1. og 2. forsøk er presentert i de samme to figurene. I den første figuren er resultatene framstilt logaritmisk, og i den andre figuren er de framstilt lineært.

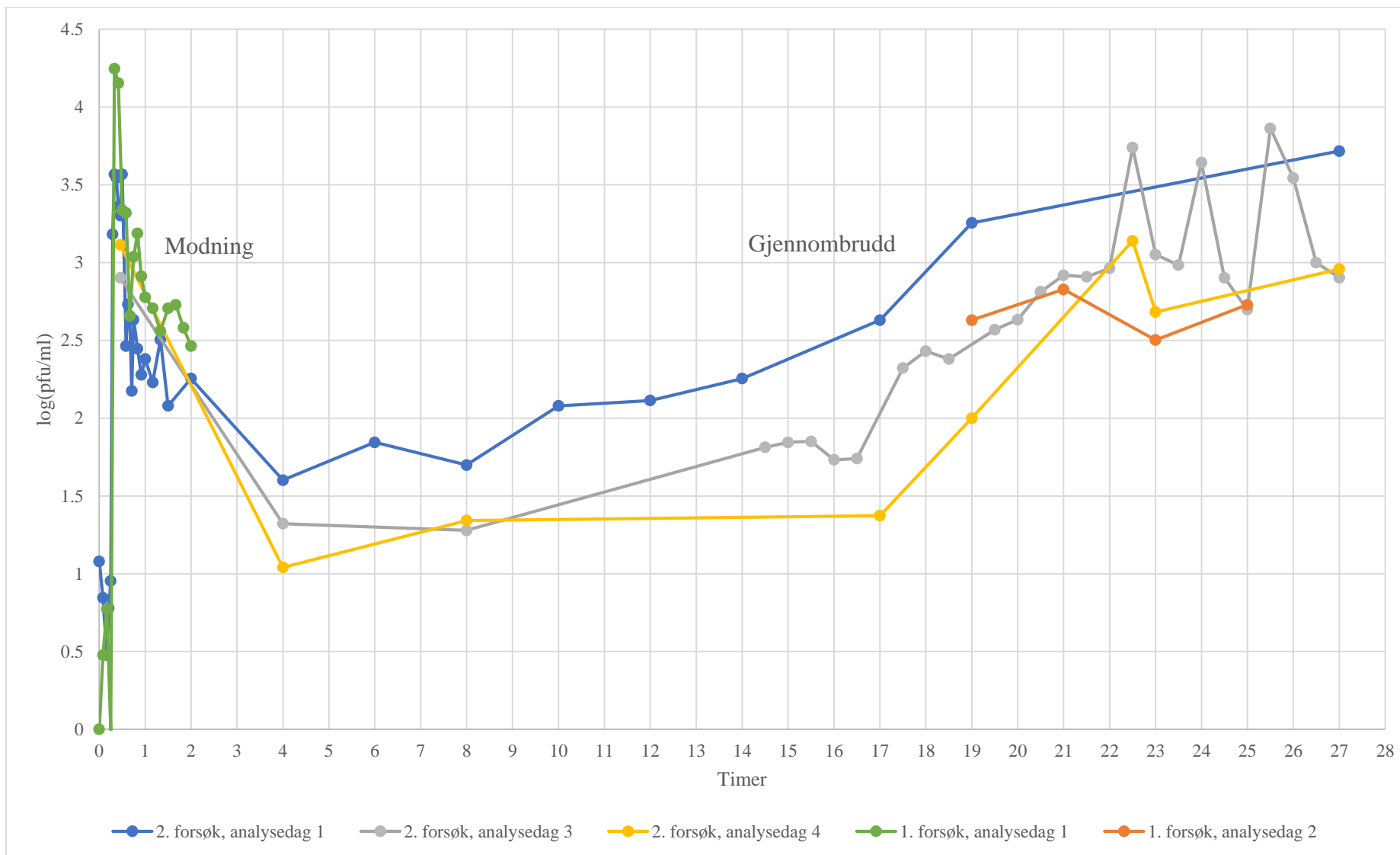
Innløpskonsentrasjonen av S.t. 28B, etter fortytning i vannstrømmen, var:

$1,04 \cdot 10^5$  pfu/ml i 1. forsøk og

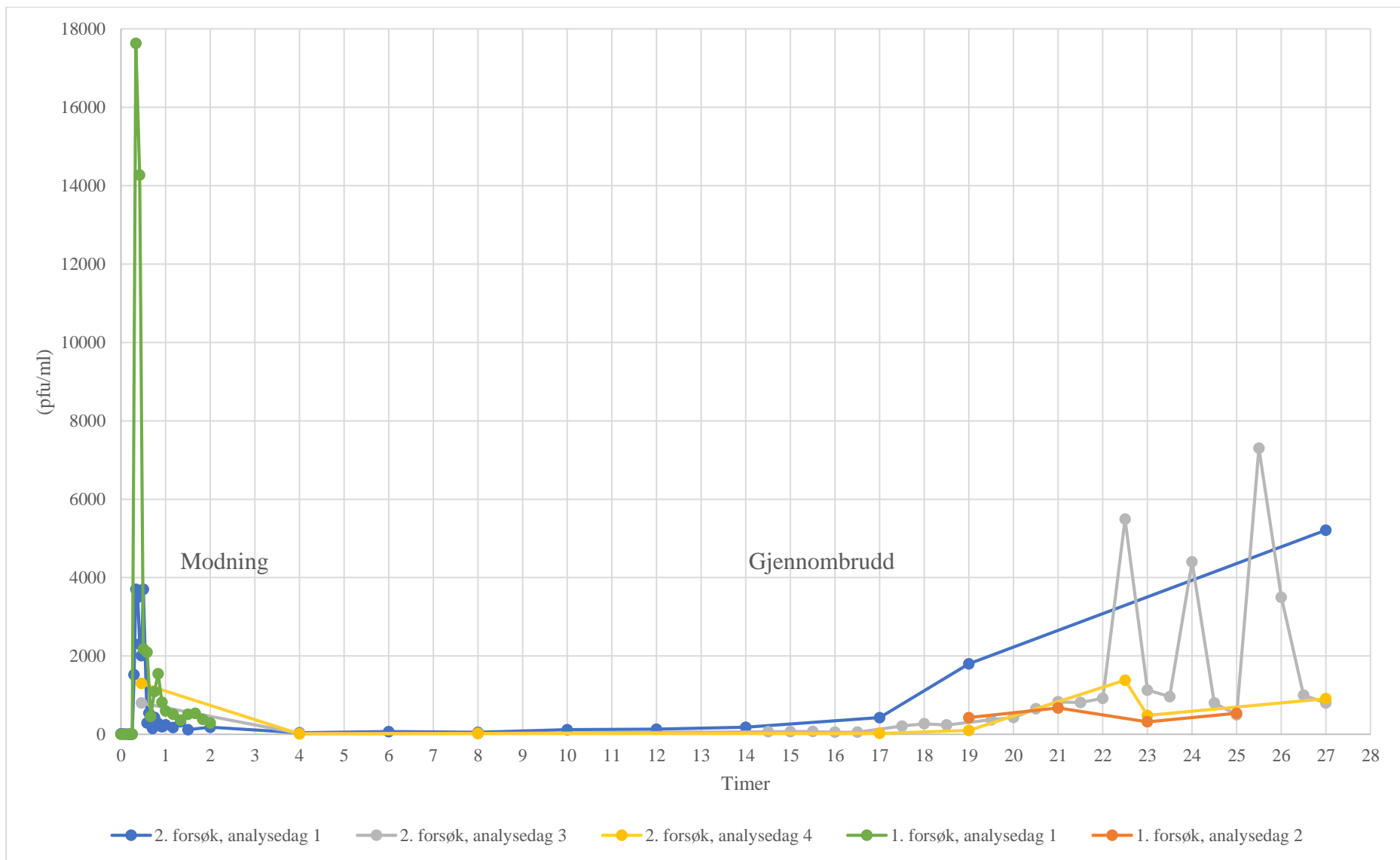
$1,50 \cdot 10^5$  pfu/ml i 2. forsøk.

Begge figurene viser en tydelig modningsperiode og en stabil periode spesielt i **Figur 24**, med lineær skala. For 2. forsøk er det også tydelig at det oppstår et gjennombrudd av S.t. 28B utover i filtersyklusen.

«Analysedag 1» betyr at analysen ble fortatt en dag etter prøvetaking og «analysedag 2» betyr at analysen ble foretatt to dager etter prøvetaking. osv., slik det står i forklaringsteksten til grafene.

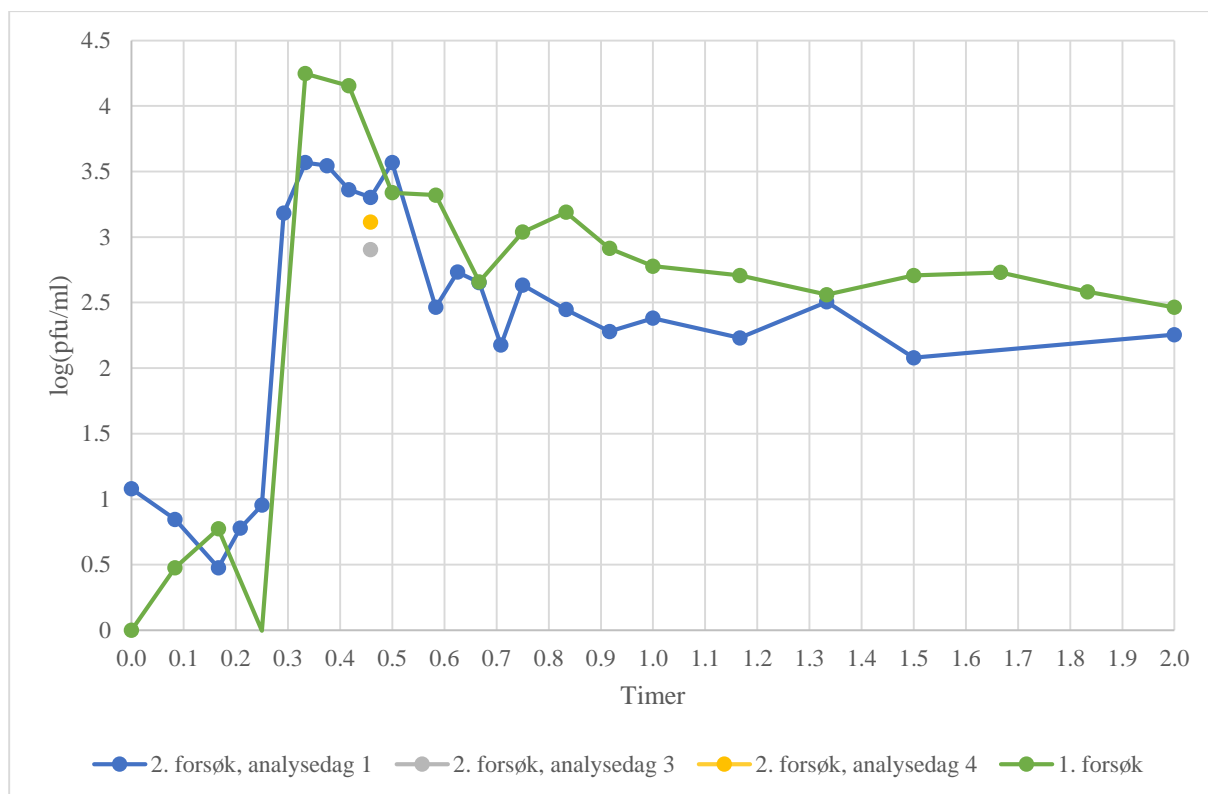


**Figur 23:** Konsentrasjon av S.t. 28B i utløpsvannprøvene (M3) i løpet av én hel filtersyklus. Dataene, fra 1. og 2. forsøk, er framstilt logaritmisk.

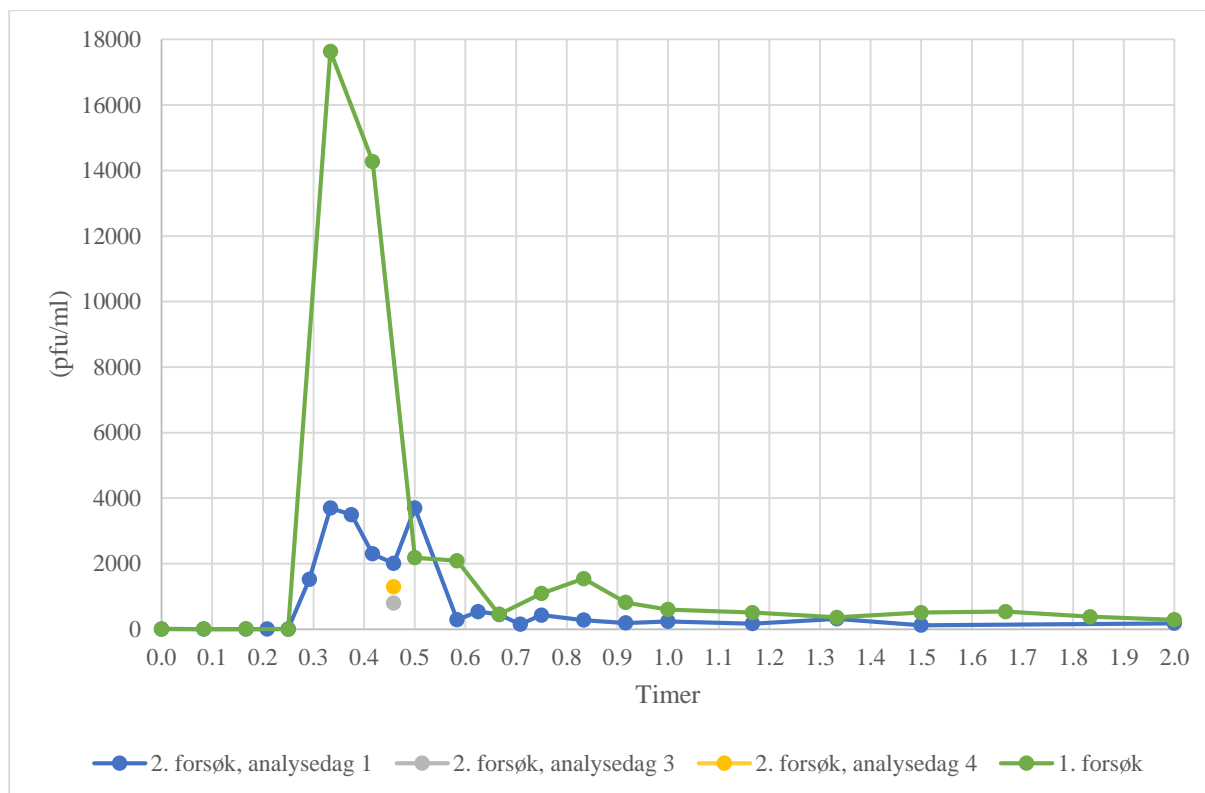


**Figur 24:** Konsentrasjon av S.t. 28B i utløpsvannprøvene (M3) i løpet av én hel filtersyklus. Dataene, fra 1. og 2. forsøk, er framstilt lineært.

De neste to figurene (**Figur 25** og **Figur 26**) viser de samme resultatene som ble vist i de to forrige figurene (**Figur 23** og **Figur 24**), men det er kun resultatene fra de to første timene av filtersyklusen som er vist. Dette er vist både på en log-skala og en lineær skala.



**Figur 25:** Konsentrasjon av S.t. 28B utløpsvannprøver (M3), i de to første timene av filtersyklusen. Dataene, fra 1. og 2. forsøk, er framstilt logaritmisk.



**Figur 26:** Konsentrasjon av S.t.28B i utløpsvannprøver (M3), i de to første timene av filtersyklusen. Dataene, fra 1. og 2. forsøk, er framstilt lineært.

Det tok omtrent 15 minutter fra doseringen av mikroorganismer startet til det kunne registreres betydelig konsentrasjon av S.t. 28B i utløpet. Viruskonsentrasjon i utløpsprøvene som ble tatt de første 15 minuttene av forsøkene er lav. Årsaken til at det ble registrert virus i disse prøvene var antakelig at det var noen virus igjen i filteranlegget etter tidligere kjøring.

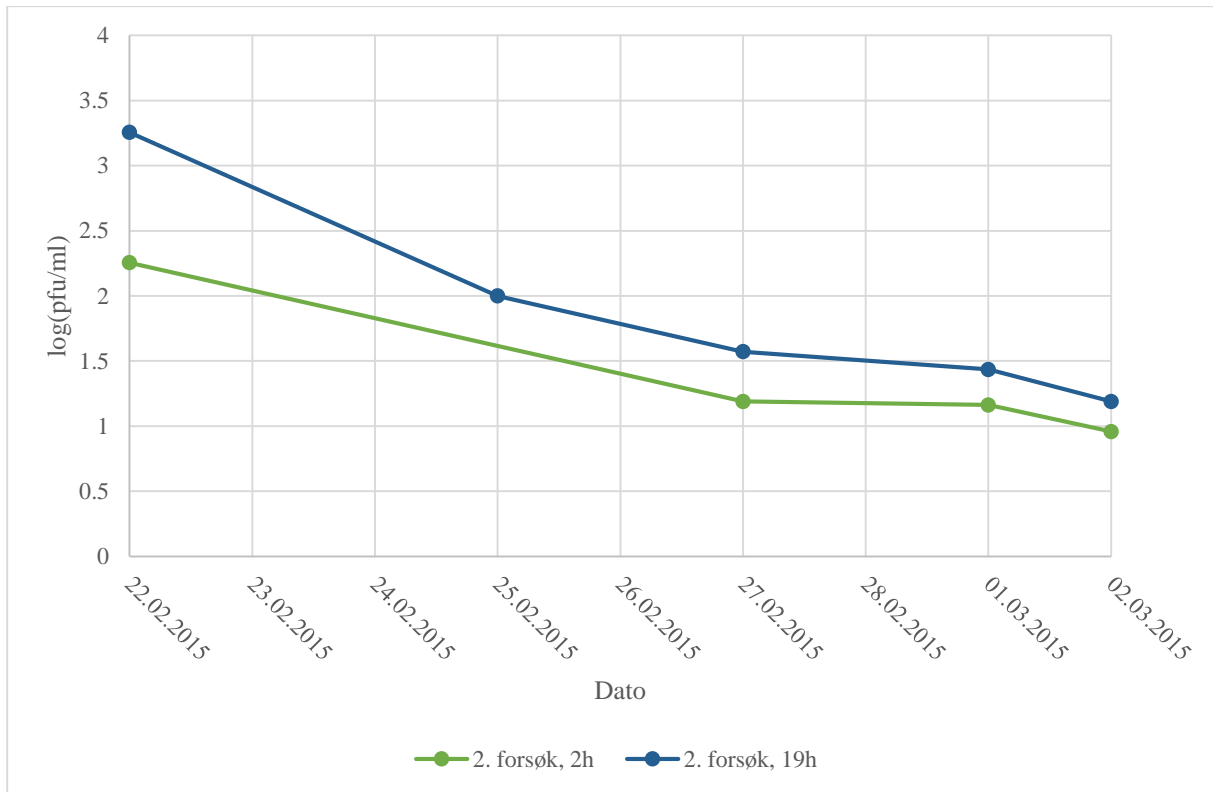
Etter 15 minutter observeres det en høy konsentrasjon av S.t. 28B i utløpsprøvene. Etter omtrent en halv time avtar det.

## 4.2 Analyser av samme vannprøve over tid

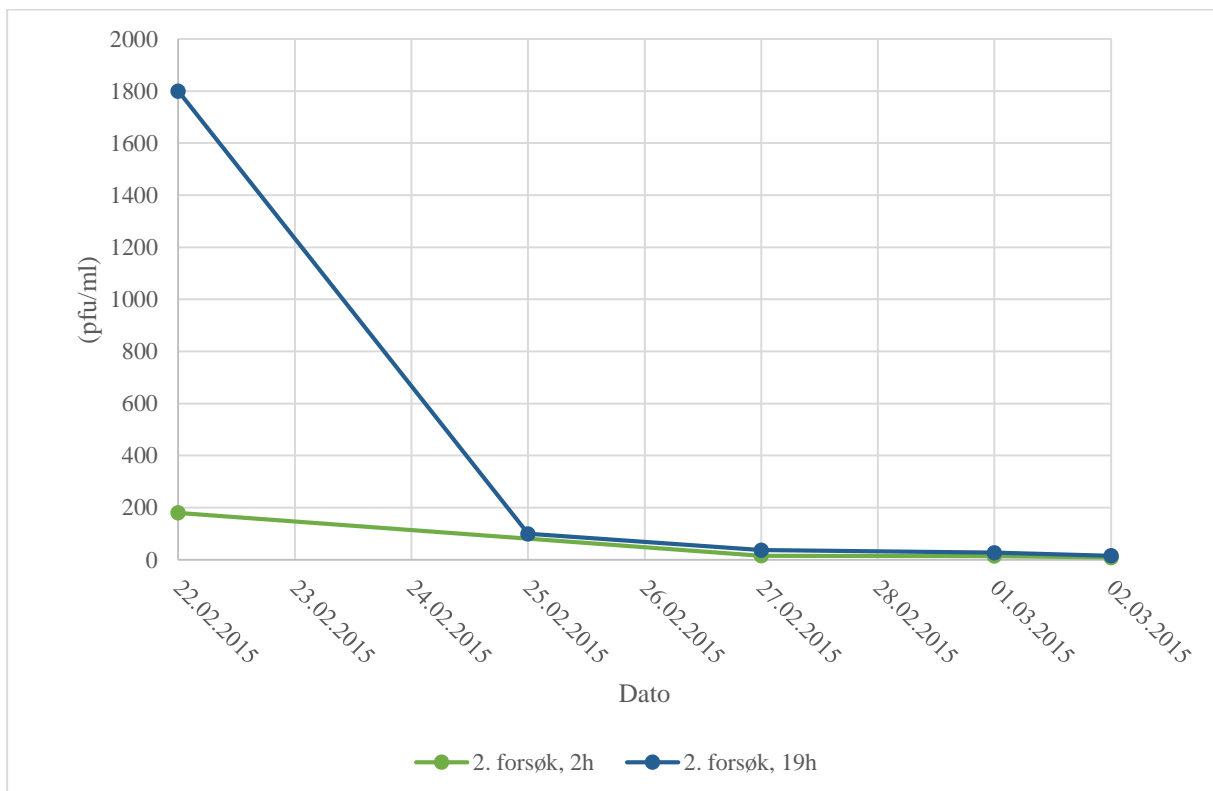
På grunn av at analyser av de samme vannprøvene fra 2. forsøk ikke ga de samme resultatene ved hver analysedag, ble det gjort tester hvor samme vannprøve ble analysert flere ulike dager.

### 4.2.1 Utløpsvannprøver (M3)

I de to neste figurene er analyser av S.t. 28B i to utløpsvannprøver vist, både logaritmisk og lineært. Utløpsvannprøven som ble tatt 2 timer etter oppstart, ble analysert 5 ulike dager. Den prøven som ble tatt etter 19 timer, ble analysert 4 ulike dager. Vannprøvene ble tatt 21.02.15. Det observeres en nedadgående trend i kurvene i **Figur 27** og **Figur 28**.



**Figur 27:** Konsentrasjon av S.t. 28B i to utløpsvannprøver (M3), som ble tatt 2 og 19 timer etter start av filtersyklus, over tid (2. forsøk). Resultatene er framstilt logaritmisk.



**Figur 28:** Konsentrasjon av S.t. 28B i to utløpsvannprøver (M3), som ble tatt 2 og 19 timer etter start av filtersyklus, over tid (2. forsøk). Resultatene er framstilt lineært.



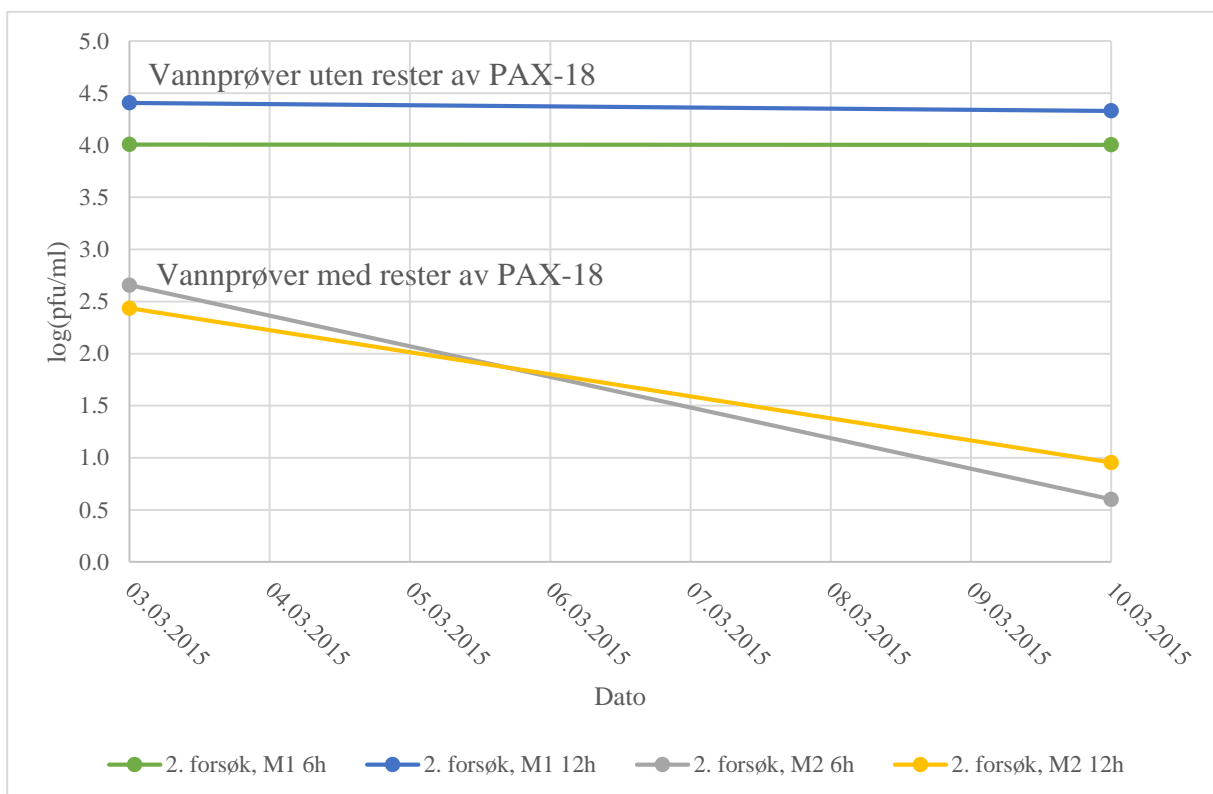
#### 4.2.2 Innløpsvannprøver (M1 og M2)

I tillegg til kontroll av utløpsvannprøvene over tid, ble det samme gjort for innløpsprøver (fra 2. forsøk), før (M1) og etter (M2) tilsetning av koagulant, slik det er vist i **Figur 29**.

Innløpsprøvene som ble analysert var tatt 6 og 12 timer ut i filtersyklusen. Ved analyse av disse prøvene kunne det kontrolleres om innhold av rest-koagulant i vannprøvene kunne ha noe å si for reduksjonen av virus over tid.

Innløpsprøvene ble analysert 10 og 17 dager etter prøvetaking. Prøvetakingsdato var 21.02.15.

Det var en forskjell på vannprøver som inneholdt rest-koagulant eller ikke. Prøvene som ble tatt etter koagulant-tilsetning viser en betydelig mindre viruskonsentrasjon enn de som ble tatt i M1 (før koagulant-tilsetning).



**Figur 29:** Konsentrasjon av S.t. 28B i innløpsvannprøver (fra 2. forsøk) i to ulike uttakspunkt, 6 og 12 timer etter start av filtersyklus, over tid. M1 er før koagulant-tilsetning, og M2 er etter koagulant-tilsetning. Dataene er framstilt logaritmisk.

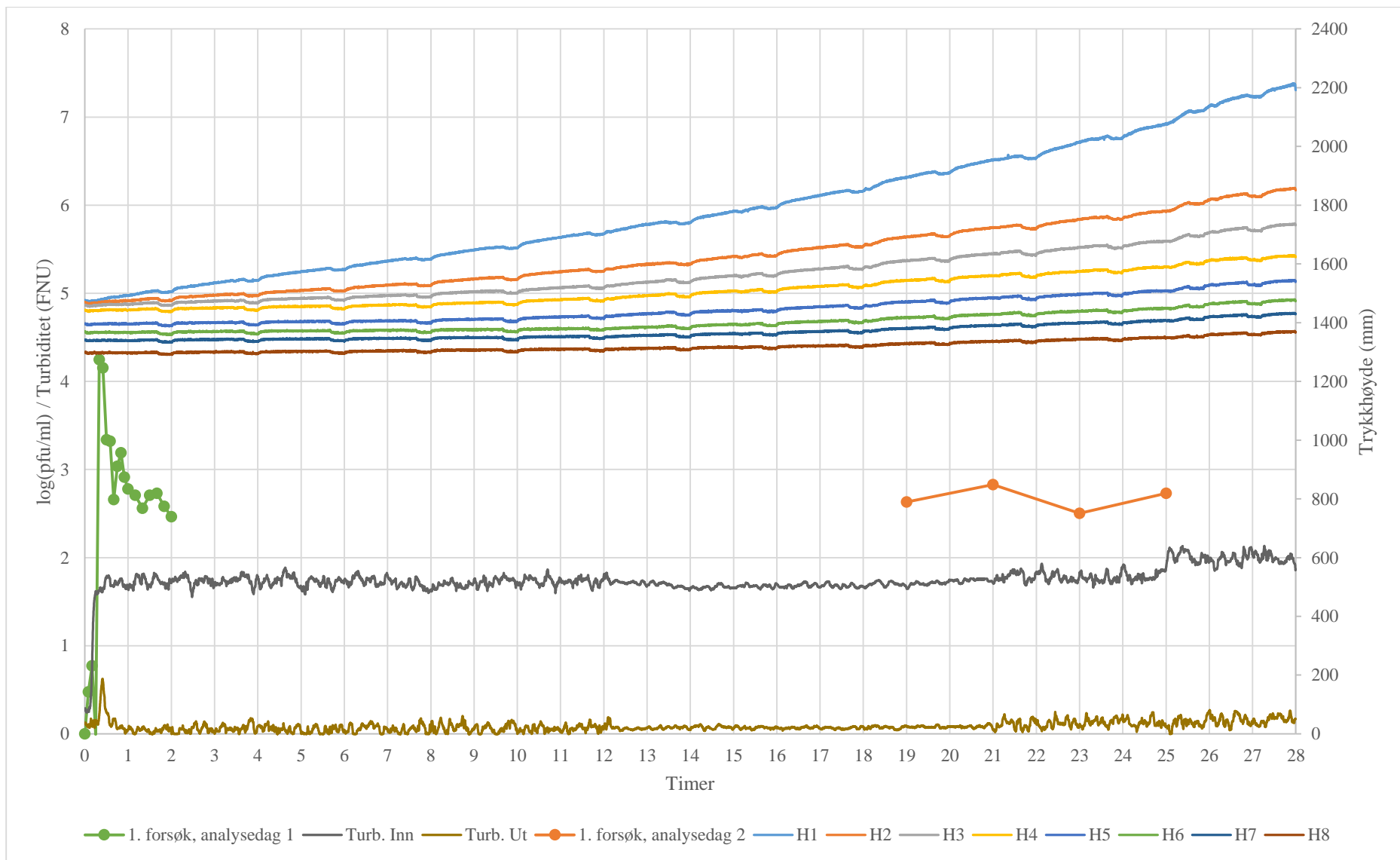
### 4.3 Turbiditet og trykkehøyde

I de neste figurene (**Figur 30**, **Figur 31**, **Figur 32** og **Figur 33**) er dataene for S.t. 28B i utløpsprøvene framstilt sammen med inn- og utløpsturbiditetsmålinger og/ eller trykkehøydemålinger i filteret. H1 til H8 er trykkehøyden (mm vannsøyle) over bunn av filterkolonnen, slik det er vist i **Figur 11** på side 35.

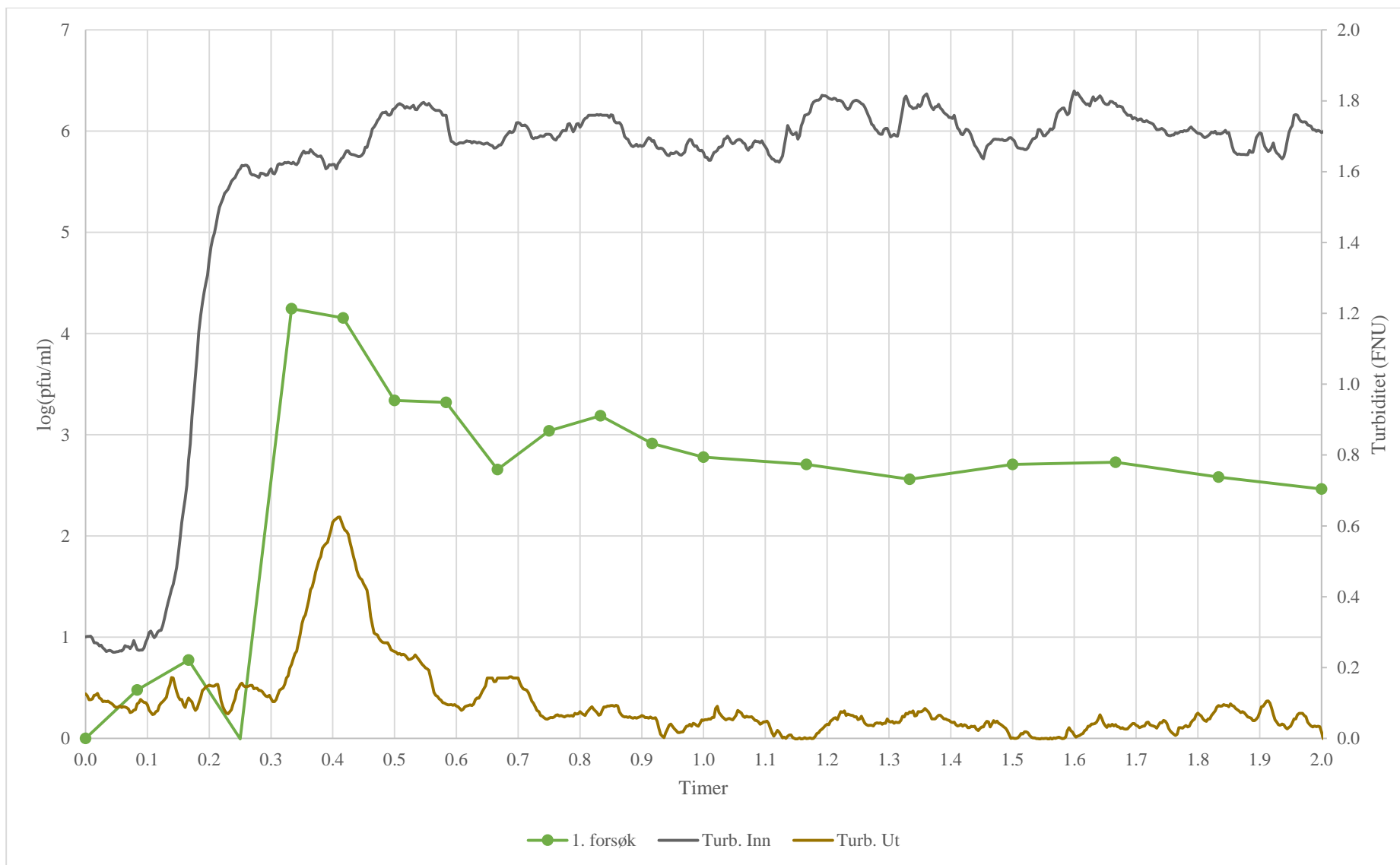
I 1. forsøk var det (**Figur 30** og **Figur 31**) mindre variasjon i turbiditetsmålingene 12 – 21 timer etter start (kl. 08 til 17) enn i de andre periodene i filtersyklusen. Det skyldtes elektroniske forstyrrelser i det tidsrommet. Denne forstyrrelsen ble rettet opp, og forekom ikke under 2. forsøk.

Innløpsturbiditeten i 1. forsøk fikk et sprang 25 timer etter start, kanskje fordi det ble fylt på råvann i ståltanken, som nesten var tom for vann. Det kan hende at noe materiale hadde sedimentert selv om det var omrøring i tanken, og at dette ble virvlet opp og ga en høyere innløpsturbiditet.

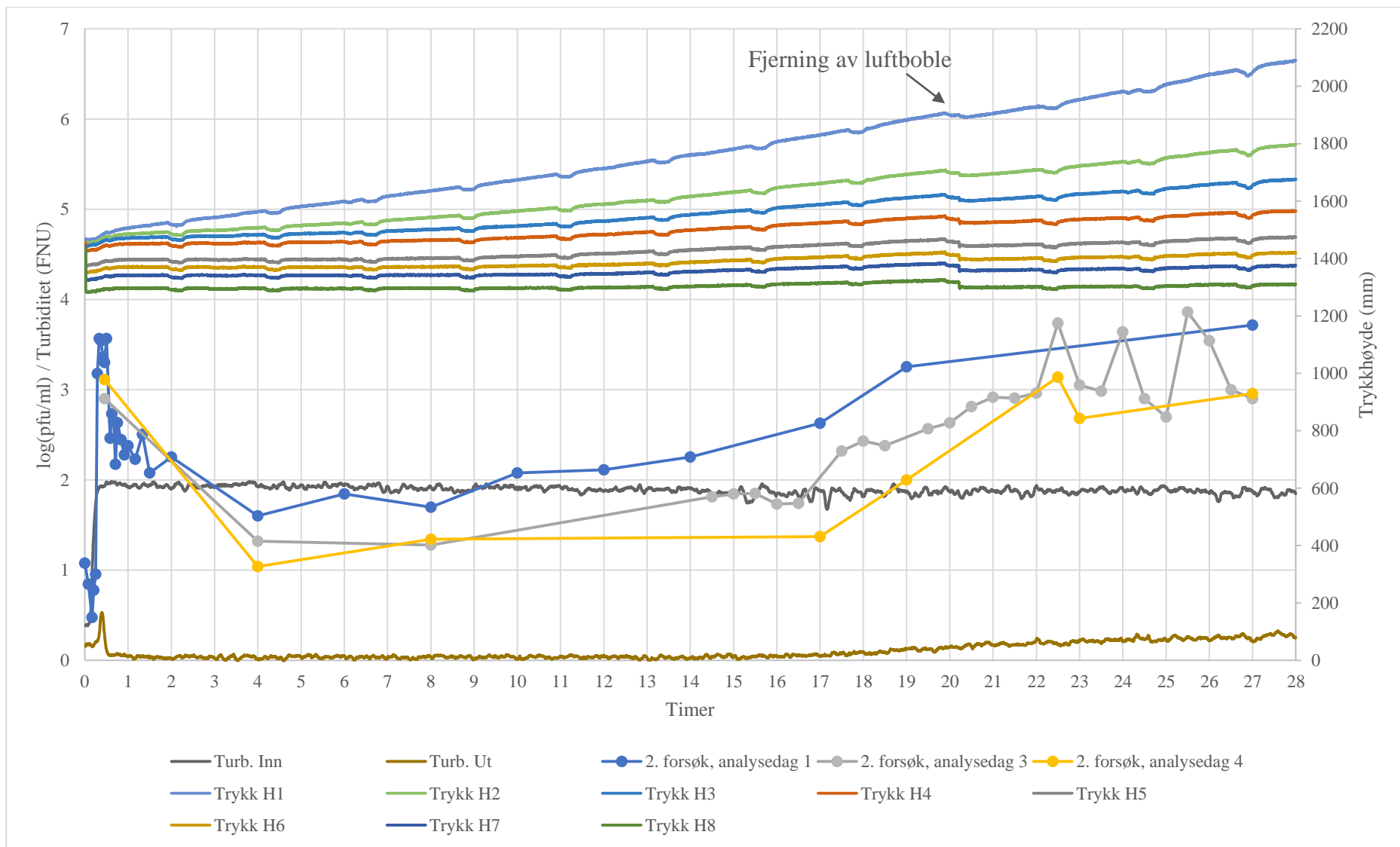
De første to figurene viser data fra 1. forsøk, og de neste to er fra 2. forsøk.



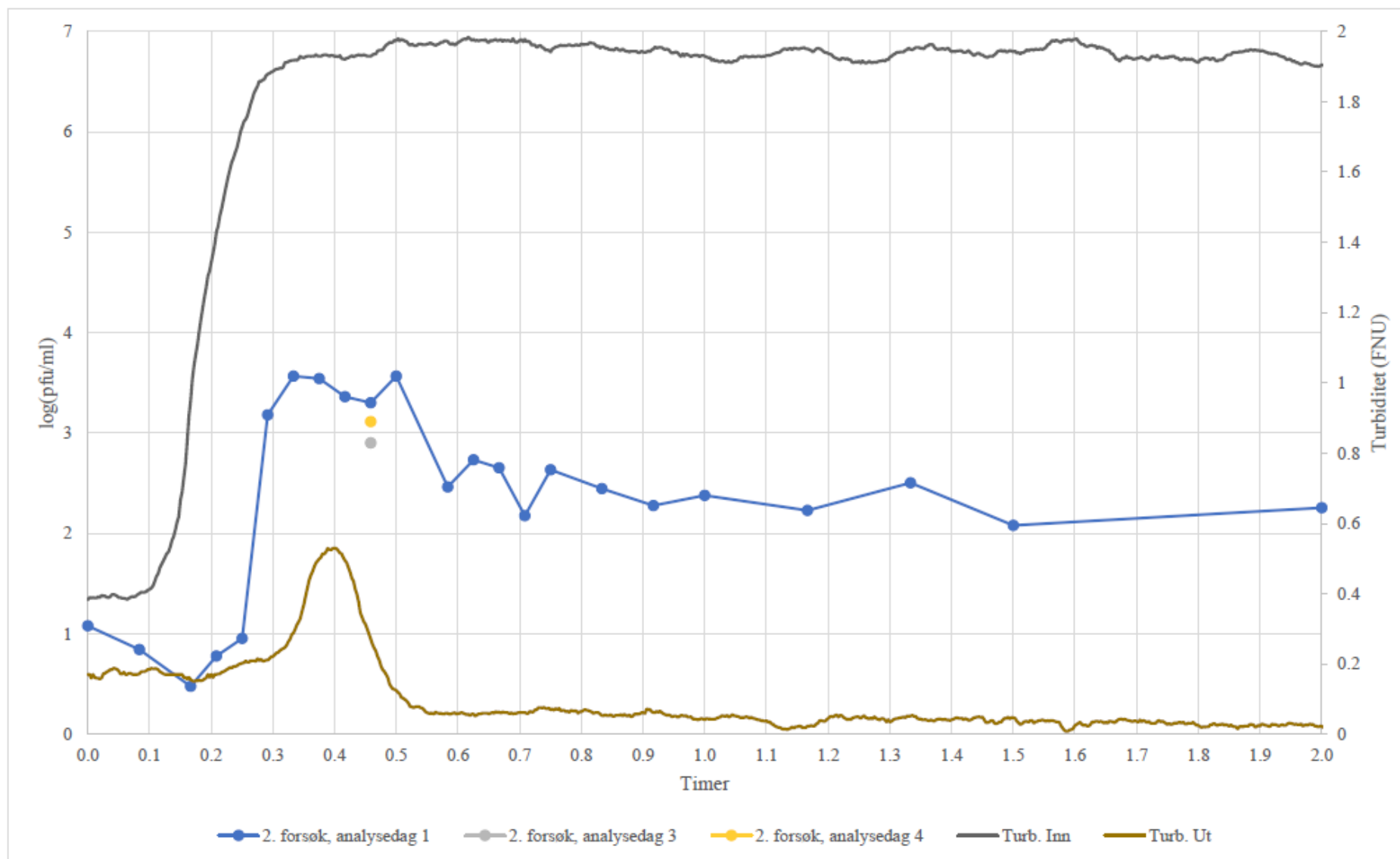
**Figur 30:** Trykkehøyde, turbiditet og konsentrasjon av *S.t.28B* i utløpsvannprøver (M3) over én filtersyklus. 1. forsøk.



**Figur 31:** Inn- og utløpsturbiditet og konsentrasjon av *S.t.28B* i utløpsvannprøver (M3) i de to første timene av filtersyklusen. 1. forsøk.



**Figur 32:** Trykkehøyde, turbiditet og konsentrasjon av *S.t.28B* i utløpsvannprøver (M3) over én filtersyklus. 2. forsøk. Fjerning av luftboble i utløpsrør er merket med pil.



Figur 33: Inn- og utløpsturbiditet og konsentrasjon av S.t.28B i utløpsvannprøver (M3) i de to første timene av filtersyklusen. 2. forsøk.

Tabellen nedenfor viser hvor mye trykket økte i løpet av filtersyklusen. Den viser det samme som grafene for trykk i **Figur 30** og **Figur 32**. Det er differansen mellom trykkmålinger tatt 0,25 og 28 timer etter oppstart, som er vist i tabellen. Trykket økte ikke helt lineært, så trykkøkningen per time, i **Tabell 9**, er et gjennomsnitt av trykkøkningen i løpet av filtersyklusen.

*Tabell 9: Trykkøkning, i gjennomsnitt, i hvert målepunkt i 1. og 2. forsøk.*

Målepunkt	1. forsøk		2. forsøk	
	Trykkøkning [mm/syklus]	Trykkøkning [mm/time]	Trykkøkning [mm/syklus]	Trykkøkning [mm/time]
H1	716.1	25.8	622.2	22.4
H2	384.9	13.9	341.1	12.3
H3	271.8	9.8	229.9	8.3
H4	183.4	6.6	135.3	4.9
H5	145.7	5.3	95.4	3.4
H6	104.9	3.8	65.1	2.3
H7	90.1	3.2	47.4	1.7
H8	71.5	2.6	25.1	0.9

En årsak til at trykkøkningen (**Tabell 9**) var mindre i 2. forsøk var at det under forsøket ble fjernet en luftboble fra utløpsrøret (ca. 20 timer ut i filtersyklusen, se anmerkning i **Figur 32**). Idet luftboblen ble fjernet avtok trykket i H8 ca. 20 mm.

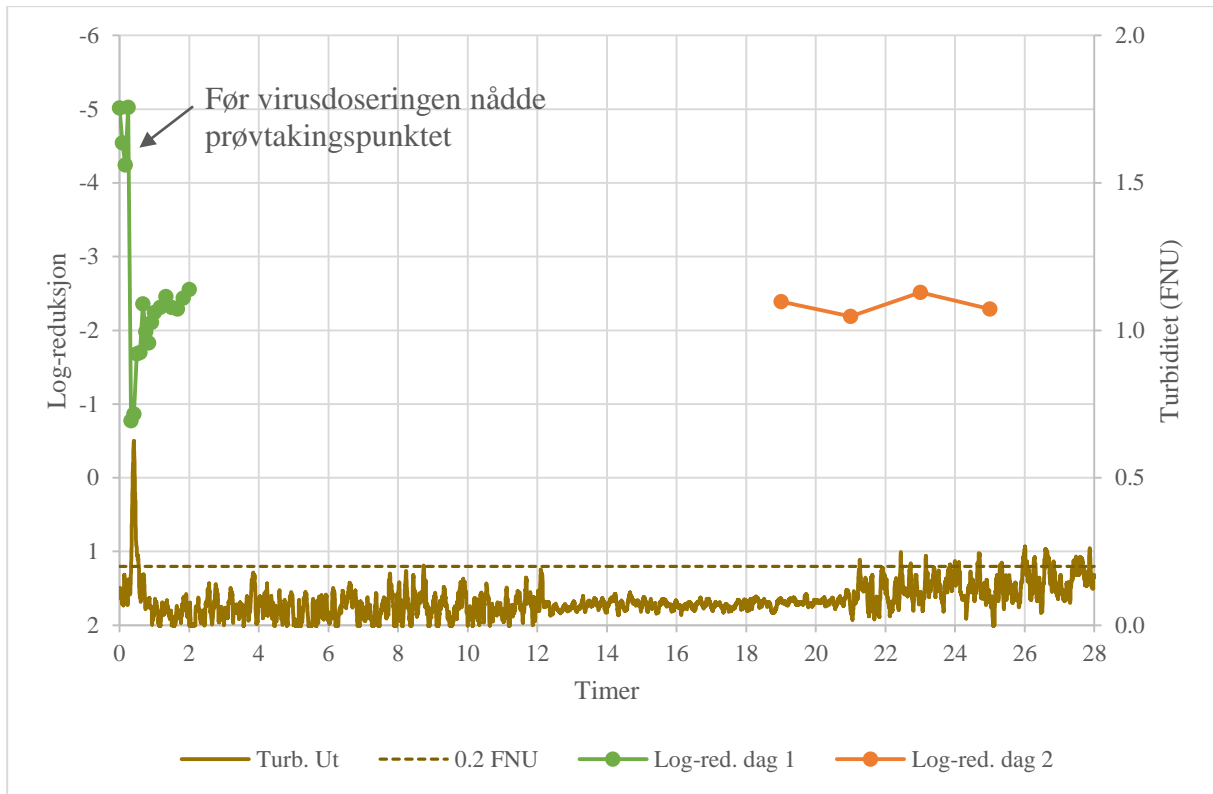
#### 4.4 Log-reduksjon

Grafene i dette delkapittelet viser log-reduksjon av S.t. 28B i filteret, sammen med utløpsturbiditet (**Figur 34** og **Figur 35**). Det var en viss sammenheng mellom utløpsturbiditet og log-reduksjon av S.t. 28B i filteret i 1. og 2. forsøk. Endringene i utløpsturbiditet og i log-reduksjon i overgangene mellom modningsperioden, den stabile perioden og gjennombruddet skjer likevel ikke synkront. Dette blir det gått nærmere inn på i diskusjonsdelen.

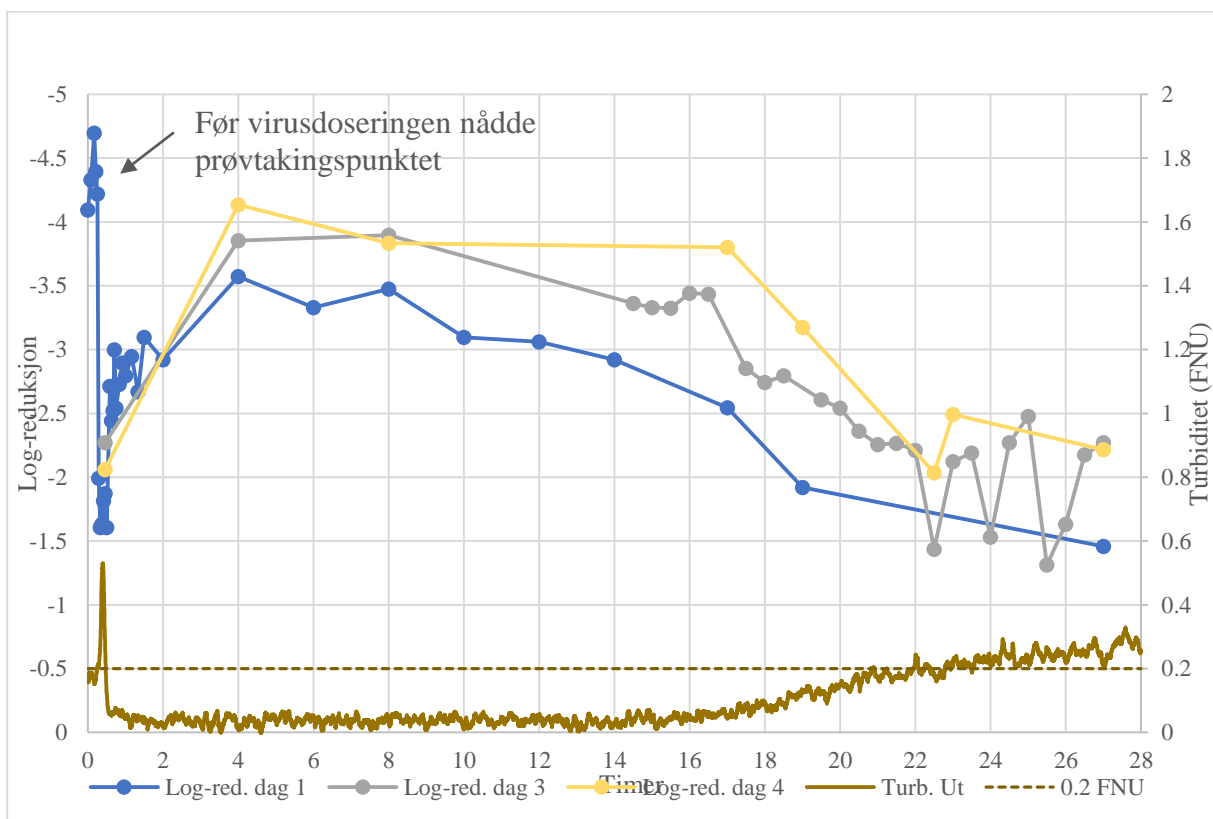
Innløpskonsentrasjonen av S.t. 28B, etter fortykning i vannstrømmen, var:

1,04\*10<sup>5</sup> pfu/ml i 1. forsøk og

1,50\*10<sup>5</sup> pfu/ml i 2. forsøk.



Figur 34: Utløpsturbiditet og log-reduksjon av S.t. 28B i 1. forsøk. Grenseverdien 0,2 FNU er markert.



Figur 35: Utløpsturbiditet og log-reduksjon av S.t. 28B i 2. forsøk. Grenseverdien 0,2 FNU er markert.



## 5 DISKUSJON

### 5.1 Virusreduksjon i to-media sandfilter

**Figur 34** og **Figur 35** viser virusreduksjonen i sandfilteret, sammen med utløpsturbiditeten. Under 1. forsøk ble det ikke tatt utløpsvannprøver fra den antatt stabile perioden (ca. 2 – 16 timer ut i filtersyklusen). Årsaken til at det ikke ble tatt utløpsvannprøver under 1. forsøk var at det skulle være fokus på virusfjerning i antatte modning- og gjennombruddsperioder. Da det 2. forsøket skulle gjennomføres ble det sett på som en fordel å ha noe kontroll på konsentrasjoner av S.t. 28B i utløpsvannet i den antatt stabile perioden også. I 2. forsøk var det omkring 3 log-reduksjon den stabile perioden (utløpsturbiditet  $< 0,2$  FNU). Den beste reduksjonen var 3,6 log under 2. forsøk. Dette er resultater fra analysedag 1 (2. forsøk). Det antas at analysene, for 2. forsøk, som ble foretatt under analysedag 1 var mest pålitelige. Det var fordi oppbevaringstiden fra prøvetaking til analysering var kortest. Dessuten ga dataene fra analysedag 1 de mest konservative log-reduksjonene.

Det var bedre rensing i 2. forsøk enn i 1. forsøk. Årsaken til dette er ikke kjent, da disse to forsøkene var ment å bli utført på samme måte. En mulig grunn til at renseseffekten var ulik i de to forsøkene, var at tilbakespylingen kan ha blitt utført noe forskjellig. Tilbakespylingen ble styrt manuelt, og dermed ikke utført identisk før 1. og 2. forsøk. En annen faktor var at filteret hadde stått ubrukt i tre uker før 2. forsøk ble igangsatt. Det kan ha dannet seg biofilm i filteret, og dette kan ha påvirket renseseffekten. Likevel er det usannsynlig at dette var grunnen, siden filteret også hadde stått veldig lenge (siden oktober 2014) før 1. forsøk ble gjennomført. Plasseringen til pumpen i glassfibertanken under bakken kan ha endret seg mellom forsøkene, slik kan råvannet som ble pumpet til ståltanken kan ha hatt litt ulik kvalitet. Dette er heller ikke en god grunn til ulikheten i renseseffekt i 1. og 2. forsøk.

Fra 1. forsøk ble alle prøvene under antatt modningsperiode analysert, men kun fire prøver under antatt gjennombruddsperiode ble det. Grunnen til at ikke alle ble analysert, var at det ble bestemt at det skulle kjøres en ny forsøksrunde (2. forsøk). 2. forsøk ble gjennomført på grunn av at det ble tomt for råvann i ståltanken under 1. forsøk. Ståltanken kunne ikke etterfylles med pumpa som var plassert i glassfibertanken under bakken, fordi den var ødelagt. Det ble gjort påfylling med plastkanner, og under påfylling endret innløpsturbiditeten seg, som også motiverte for å kjøre en ny filtersyklus. Gjennombruddet kom senere enn antatt i 1. forsøk. På grunn av at det ble tomt for råvann i ståltanken, kunne ikke filteret kjøres til utløpsturbiditeten overskred  $0,2$  FNU over en lengre periode, slik som i 2. forsøk. I 1. forsøk

kan det derfor ikke sies mye om virusreduksjonen i gjennombruddsperioden, siden utløpsturbiditeten aldri ble  $> 0,2$  FNU over flere timer. For de fire utløpsprøvene som ble analysert, fra antatt gjennombruddsperiode, var det omtrent 2,5 log-reduksjon.

I 2. forsøk var det på det dårligste 1,6 log-reduksjon under modningsperioden. Under modningsperioden i både 1. og 2. forsøk var log-reduksjonen sterkt varierende.

Fra den beste situasjonen med omtrent 3,6 log-reduksjon (analysedag 1) under den stabile perioden i 2. forsøk, avtok log-reduksjonen til omkring 1,5 i gjennombruddsperioden (utløpsturbiditet  $> 0,2$  FNU). Forskjellen i virusreduksjon var på det meste litt mer enn 2 log fra den stabile perioden til gjennombruddsfasen i 2. forsøk.

Log-reduksjon av S.t. 28B i 1. og 2. forsøk er oppsummert i **Tabell 10**.

*Tabell 10: Log-reduksjon av S.t. 28B i filteret, under hele filtersyklusen, for 1. og 2. forsøk.*

	Log-reduksjon		
	«Modning» (0-2 timer)	«Stabil periode» (2-17 timer)	«Gjennombrudd» (17-28 timer)
1. forsøk	0,8 – 2,6	-	2,2 – 2,5
2. forsøk	1,6 – 3,1 <sup>1</sup>	2,5 – 3,6 <sup>1</sup>	1,5 – 1,9 <sup>1</sup>

<sup>1</sup>Resultater fra 2. forsøk, analysedag 1.

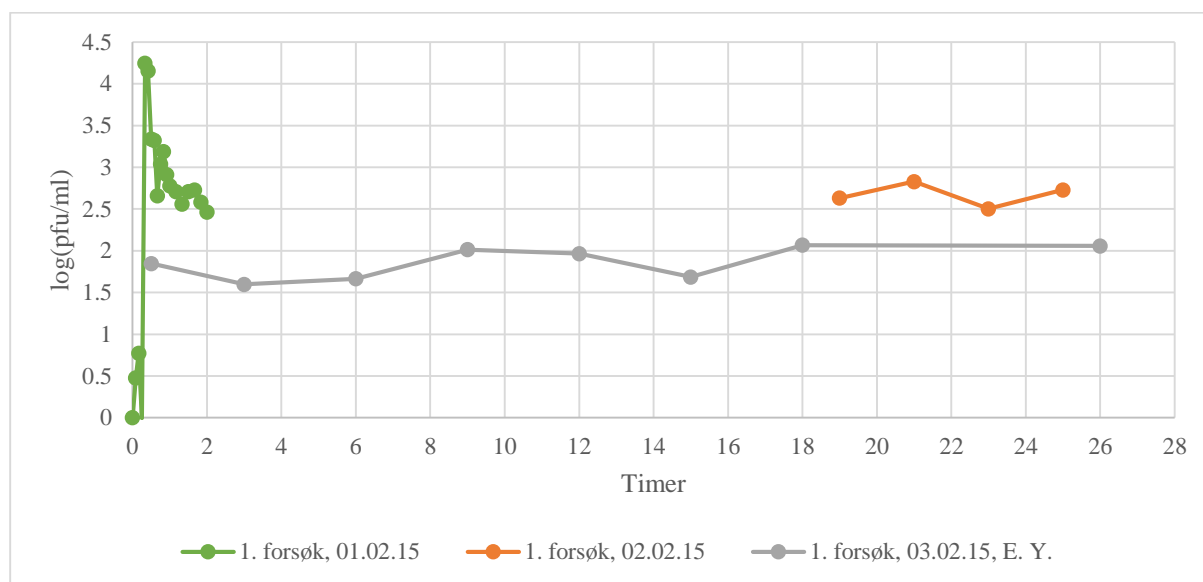
I et pilotskala direktefiltreringsanlegg ble det oppnådd mer enn 2,5-logfjerning (99,68%) av bakteriofager (MS2 og T5) under den stabile driftsperioden (utløpsturbiditet  $< 0,3$  NTU) i filteret, og noe mindre under modningsperioden (Templeton et al. 2007). Under gjennombruddsperioden var log-reduksjonen av MS2 helt ned mot 1,0. Det ble konkludert med at to-media filtrering av drikkevann effektivt kan fjerne virus tilknyttet partikler (av leire og humus), under stabil driftsperiode (utløpsturbiditet  $< 0,3$  NTU).

I tabell 3.9 i Norsk Vann Rapport 169 (2009) er virusfjerningen i koagulering/direktefiltrering satt til 2 log-reduksjon når utløpsturbiditeten er  $< 0,2$  NTU. 2 log-reduksjon er det som kan regnes med i denne type vannbehandlingsprosess. «Begrunnelsene for de verdiene som er satt, er sammensatte og bygger til dels på skjønn og logikk, andre lands veiledninger, rapporterte resultater i litteraturen og anbefalinger nedfelt i den eksisterende veiledning til drikkevannsforskriften» (Ødegaard et al. 2009a). I forsøkene ble kontaktfiltrering benyttet. Allerede etter ca. 40 min. var log-reduksjonen  $> 2$  (2. forsøk). Det vedvarte 18 timer ut i filtersyklusen. Dette var bedre enn det som kunne forventes ut i fra

vurderingen i Norsk Vann Rapport 169 (2009) for direktefiltreringsanlegg. Siden kontaktfiltrering ikke har blitt vurdert spesifikt i arbeidet med å vurdere hvilken hygienisk barriere som kan oppnås i koaguleringsanlegg, «burde særlig kontaktfiltrering vært gjenstand for grundigere vurdering av barriereeffekt grunnet den stor utbredelsen denne metoden har» (Eikebrokk 2012). En liten del av dette arbeidet har blitt gjort i disse forsøkene. Eikebrokk (2012) skriver også at det ikke kan ses bort i fra at kontaktfiltrering har hygieniske fordeler fremfor konvensjonell filtrering på grunn av den log-reduksjonen som kan oppnås i filteret med høyt innhold av «adsorberende metallhydroksider». (Se delkapittel 1.10.2 om koaguleringsmekanismer).

## 5.2 Virusreduksjon ved oppbevaring av vannprøvene

Under 1. forsøk ble de første analysene av S.t. 28B i utløpsprøvene gjort omtrent et døgn etter at prøvene ble tatt. Nøyaktig tidsrom mellom vannprøvetaking og analyse er ikke oppgitt presist. Det var ikke mistanke om at oppbevaringstid hadde noe å si for konsentrasjonen av S.t. 28B i vannprøvene, og i alle fall ikke da det var snakk om en oppbevaringstid på mindre enn en uke. Stipendiat Ekaterina Yarovitsyna gjorde også analyser av S.t. 28B i utløpsprøvene (kalt «1. forsøk, 03.02.15, E. Y.» i **Figur 36**). Hennes analyser ble gjort omtrent tre døgn etter prøvetakingen i 1. forsøk.



**Figur 36:** Konsentrasjon av S.t. 28B i utløpet (M3) i 1. forsøk, analysert tre ulike dager.

I grafen (**Figur 36**) er dataene fra de tre analysedagene vist. Det observeres over 0,5 log forskjell på analysene utført 01./02.02 og 03.02. Det ble foreslått at en av årsakene til dette kunne være at analyseringene ble utført noe forskjellig. Forskjellene kunne skyldes at det ble

brukt ulikt fortynningsvann (steril 0,9 % NaCl-løsning (Anne) og deionisert vann (Ekaterina)). Det kan også hende at bakteriekulturen, *Salmonella typhimurium* type 5, var i forskjellige vekstfaser ved utplating. Det varierte også om bakteriekulturene som ble brukt i utplatingen var tatt direkte fra fryser samme dag eller om den hadde stått over natten i varmebad. Forholdet mellom bakteriekultur og substrat (næringsbuljong) som ble benyttet var også en faktor. Disse forholdene ble avklart, slik at den samme rutinen ble utført av alle deltakerne i 2. forsøk.

I 2. forsøk ville deltakerne sørge for tilstrekkelige mengder med råvann, slik at ikke filtersyklusen kunne bli forstyrret eller avbrutt i en ny forsøksrunde. Det var også et mål å kjøre filteret helt til utløpsturbiditeten var  $> 0,2$  FNU i 1 - 3 timer før forsøket ble avsluttet.

I 2. forsøk ble analysene av S.t. 28B gjort 1, 3 og 4 dager etter endt filtersyklus, henholdsvis analysedag 1, 3 og 4 som i **Figur 23** på side 54. Grunnen til at ikke alle analysene ble gjort på samme dag var blant annet for å fordele arbeidsmengden utover flere dager. Dessuten ble det kun foretatt analyser av noen av prøvene, slik at det kunne undersøkes hvilke fortyninger som lot seg analysere. Det var ment at dette skulle spare materialer og arbeidstid. Det var ennå ikke antatt at det skjedde noe med virusene i vannprøvene ved oppbevaring over tid. Fjerde analysedag ble det foretatt noen få analyser fordi det var mistanke om at det hadde blitt gjort feil under analyseringene dag 1 og/eller 3. Dette var det grunn til å tro da viruskonsentrasjonene var ulike fra analysedag 1 til 3. Da alle dataene fra analyseringen av S.t. 28B i 2. forsøk ble sammenstilt, så det ut til at det kunne være en inaktiveringseffekt i vannprøvene over tid (se **Figur 23**).

Filtersyklusen tok 28 timer, altså mer enn ett døgn. Utløpsvannprøven som ble tatt idet filtersyklusen ble satt i gang, ble oppbevart 27 timer lengre enn den siste prøven som ble tatt, før de ble analysert (som i 2. forsøk, analysedag 1, som vist i **Figur 32**). Forskjellen i utløpskonsentrasjon av S.t. 28B i prøvene som ble tatt etter 4 timer (1,6 log) og 27 timer (3,7 log) var kanskje ikke så stor som det den ble estimert til å være. Konsekvensen var at viruskonsentrasjonen i prøvene som ble tatt tidlig i filtersyklusen ble underestimert (log-reduksjonen ble dermed overestimert) sammenliknet med vannprøvene tatt senere i filtersyklusen. Log-reduksjon av S.t. 28B, som ble diskutert i kapittel 5.1, må ses i lys av dette.

### 5.2.1 Årsaker til virusreduksjon ved oppbevaring av vannprøvene

I **Figur 27** og **Figur 28** på side 58 er konsentrasjon av S.t. 28B, analysert ulike dager, vist. Grafene viser at det var stadig lavere viruskonsentrasjon i vannprøvene etter hvert som dagene gikk. I løpet av ett døgn avtok viruskonsentrasjonen omtrent 0,2 log, ifølge disse analysene.

Vannprøvene ble oppbevart i kjøleskap (ca. 4 °C). Da prøvene ble fortynnet og støpt ut på skåler ble de oppbevart i romtemperatur omtrent 0,5 til maks. 2 timer. Oppbevaring i romtemperatur kan kanskje ha påvirket resultatene av analysene. Dessuten kunne materialet (PE) i oppbevaringsflaskene hatt en virkning på viruset. Det kan hende at virus festet seg til rørveggen. Det finnes artikler om temaet for plastflakser i Polyetylentereftalat (PET) (Butot et al. 2007) og beholdere i polypropylen (PP) (Olson et al. 2004; Thompson & Yates 1999).

Det finnes agenter som kan «oppheve» adsorpsjon. Det er blant annet tween eller biffekstrakt. Dette ble ikke testet ut for vannprøvene. Det er ikke kjent om en eventuell agent kunne ha virket hemmende på viruset. Grunnen til at dette ikke ble prøvd ut, var at deltakerne kom fram til å ville kjøre en ny forsøksrunde (3. forsøk), hvor virusanalysene av vannprøvene skulle bli utført umiddelbart etter prøvetaking. Da skulle ikke reduksjon i konsentrasjon av S.t. 28B ved oppbevaring over lengde tid bli et problem. Et 3. forsøk ble ikke gjennomført innenfor tidsperioden som arbeidet med denne masteroppgaven skulle foregå. Det var på grunn av forberedelser, som tok lengre tid enn ventet.

Aggregering av partikler og virus kan ha påvirket virusanalysene. Et virusaggregat vil kun vise seg som én plakk på petriskålen etter inkubering. Slik kunne konsentrasjon av virus i vannprøvene bli kraftig underestimert.

Under analyseringene ble det sørget for at vannprøven var godt blandet før utplating. Likevel kan det hende at viruset ikke var jevnt fordelt i vannprøven. Siden det kun var 0,5 ml av vannprøven som ble analysert kan det hende at viruskonsentrasjonen i dette volumet ikke var representativt for hele vannprøven.

Ut i fra dataene framstilt i **Figur 29** på side 59 så kan det se ut som restkoagulant i vannprøvene hadde mye å si for viruskonsentrasjon i prøvene, ved oppbevaring i lengre tid. Det var få plakk (0 til 5) på petriskålene som tilhørte prøver tatt i uttakspunkt M2 (etter koagulant-tilsetting). Derfor kan kanskje ikke analysene av disse prøvene antas å gi et troverdig resultat. Likevel viser det at det var en forskjell på vannprøver som inneholdt restkoagulant eller ikke. Det spørsmålet som reiser seg, er om det var en uforventet desinfeksjonseffekt på grunn av restkoagulant. Siden kontrasten i viruskonsentrasjon i

vannprøve med og uten restkoagulant var såpass stor, ga analysene en tydelig indikasjon på at restkoagulant var hovedårsaken til virusreduksjon i vannprøvene ved lengre tids oppbevaring.

Det vites ikke om effekten av PAX-18 var permanent eller reversibel. Det var usikkert om mesteparten av reduksjonen skjedde raskt, for eksempel den første timen etter prøvetaking, eller om det tok lengre tid. I **Figur 27** er reduksjonen av S.t. 28B i to av vannprøvene omtrent lineær på en log-skala. Det kan da se ut som det var tilnærmet lik eksponentiell avtagende konsentrasjon av S.t. 28B i vannprøvene som inneholdt PAX-18. Det kunne kanskje være en idé å regne seg tilbake til hva viruskonsentrasjonen i utløpsprøvene var akkurat idet prøven ble tatt. Dataene for vannprøver som ble analysert over flere dager kunne bli brukt til å finne en faktor for å regne seg tilbake. Dataene fra analysene var nok ikke gode eller mange nok til å kunne foreta en slik beregning, og ville nok ikke hatt god nok nøyaktighet til at det ville gitt pålitelige resultater.

På grunn av reduksjon i konsentrasjon av S.t. 28B ved lagring velges det å vektlegge forskjellene i viruskonsentrasjon i utløpet fremfor log-reduksjon i filteret, når varigheten til de ulike periodene i filtersyklusen skal bestemmes. Det er fordi log-reduksjonen kanskje ble estimert til å være bedre enn den egentlig var.

### **5.3 Vurdering av virusprøvene– og analysene**

Det er ønsket at antall plakk på petriskålene er et sted i mellom 20 – 300. Både 20-200 og 30-300 pfu er oppfattet som det som er tellbart og gir troverdige analyseresultater. Under analysene av S.t. 28B ble skåler med færre enn 20 pfu brukt i resultatene. Noe av grunnen til dette var at det ikke kunne forutsees nøyaktig hvilken fortytning som egnet seg for analysering. Dette hadde med forventet log-reduksjon under ulike deler av filtersyklusen å gjøre. Da noen av skålene viste seg å ha svært få pfu (omtrent 1 – 10 pfu), ble noen av disse prøvene analysert på nytt, ved en lavere fortytning. Da ble problemet med virusreduksjon i oppbevart prøve oppdaget, og det ble likevel få pfu på skålene. Det at vannprøver med få pfu ble inkludert i resultatene kan rettferdiggjøres ved at antall pfu ikke varierte i stor grad i prøvene hvor det kunne forventes at viruskonsentrasjonen var den samme. Dette gjaldt for eksempel under deler av den stabile perioden i filtersyklusen (utløpsturbiditet < 0,2 FNU). Det ble alltid gjort to parallelle analyser av prøvene, og de ga omtrent det samme antallet pfu.

At skåler med få pfu ble inkludert i resultatene kan rettferdiggjøres fordi formelen (på side 51, som estimerer viruskonsentrasjonen) legger mest vekt på de minst fortynnede prøvene, altså de skålene med flest pfu. Slik ble skåler med få tellinger mindre vektlagt, og da på virket ikke

dette estimeringen så mye. Dette er bra fordi plater med få pfu bærer med seg større usikkerhet.

### 5.3.1 Oppfangning av virustopper

Utløpet gikk via nivå-kontroll-volumet, kalt «Level control» i **Figur 11** (side 35) og avbildet i **Figur 37**. Kanskje kan dette ha gjort at virustoppene ikke ble fanget opp på grunn av en utblandingseffekt/ fortynningseffekt i nivå-kontroll-volumet. Likevel var dette volumet så lite at alt vannet ble skiftet ut innen neste prøve ble tatt, altså en teoretisk oppholdstid < 5 min. Derfor ble nok virustoppene likevel registrert. I tillegg til dette ble det i 2. forsøk tatt prøver så hyppig som hvert 2,5 minutt under deler av antatt modningsperiode.



*Figur 37: Nivå-kontroll-volum i utløpet av filteret. Foto: Anne Willumsen.*

## 5.4 Utløpsturbiditet og viruskonsentrasjon

Utløpsturbiditet er den mest brukte parameteren ved vurdering av renseeffekt, varigheten til stabil periode i filtre og tilbakespylingstidspunkt. Måleinstrumentet for turbiditet er forholdsvis billig å kjøpe, det er driftssikkert, vedlikeholdsbehovet er ikke så stort og det er lite behov for kontroll og recalibrering av instrumentet. Parameteren er vanligvis også følsom overfor forandringer av driftsforhold, som for eksempel koagulering og pH.

Utløpsturbiditeten egner seg derfor (blant annet) som en barriereindikator (Eikebrokk 2012).

Det finnes studier har vist at det ikke alltid er korrelasjon mellom utløpsturbiditet og fjerning av *Cryptosporidium* (Emelko 2001; Nieminski & Ongerth 1995). Emelko (2001) fant at fjerningen av *Cryptosporidium* var dårligere under modningsperioden enn under stabil drift, og allerede før utløpsturbiditet overskred 0,1 NTU forverret fjerningen av *Cryptosporidium* seg. Dette er et eksempel på svakhetene ved utløpsturbiditet som parameter for å bestemme renseeffekt av patogene mikroorganismer.

### 5.4.1 1. Forsøk

I den første perioden av filtersyklusen så det ut som det var en sammenheng mellom viruskonsentrasjon og utløpsturbiditet. Omtrent 25 minutter ut i filtersyklusen hadde både utløpskonsentrasjon av S.t. 28B og utløpsturbiditeten en topp. Viruskonsentrasjon og utløpsturbiditet i de to første timene av filtersyklusen er sammenstilt i **Figur 31** på side 62. I Norsk Vann Rapport 188 står det at små partikler (virus) normalt vil ha lang filtermodning og større partikler «raskt oppnår høy grad av tilbakeholdelse», som gir en kortere modningsperiode (Eikebrokk 2012). I den stabile perioden i 1. forsøk lå utløpsturbiditeten på omtrent 0.07 FNU, og omtrent 45 min etter start av filteret var denne utløpsturbiditeten oppnådd. Siden det ikke ble tatt prøver under den stabile perioden i 1. forsøk, kan det være vanskelig å si når den stabile perioden for tilbakeholdelse av virus ble oppnådd. Ut i fra dataene som finnes for dette forsøket, kan det likevel se ut som modningsperioden for S.t. 28B varte omtrent 1 time og 10 min. Det vil si at modningsperioden for S.t. 28B var omtrent 25 min. lengre enn den for utløpsturbiditet.

Når viruskonsentrasjonen i utløpet fra 1. og 2. forsøk sammenliknes (**Figur 23**), er det tydelig at det hadde vært interessant å ha estimert viruskonsentrasjonen i utløpet videre i filtersyklusen i 1. forsøk. Det observeres en stor endring i viruskonsentrasjon i utløpet etter 2 timer i 2. forsøk. Hvis mønsteret var likedan for utløpsprøver i 1. forsøk er det vanskeligere å anslå hvor lang tid det tok før tilbakeholdelsen av virus stabiliserte seg. Reduksjonen er  $> 2$  log allerede etter 55 minutter i 1. forsøk, men endringen i viruskonsentrasjon i utløpet gir bedre data for å anslå når en tilbakeholdelse av virus evt. stabiliserte seg (pga. reduksjonen i konsentrasjon av S.t. 28B ved lagring). Det kan hende at det tok lengre tid enn 1 time og 10 min. før tilbakeholdelsen av S.t. 28B stabiliserte seg i 1. forsøk.

Gjennombruddet for utløpsturbiditet startet omtrent 21 timer etter at filteret ble satt i gang. Da ble utløpsturbiditeten mer ustabil og etter hvert  $> 0,2$  FNU. Det var ønsket at filtersyklusen skulle blitt kjørt lengre enn 28 timer, slik at utløpsturbiditeten kunne steget mer, men det var problemer med vannforsyningen. Det ble gjort analyser av S.t. 28B i vannprøver tatt 19, 21, 23 og 25 timer etter start av filtersyklusen. Disse verdiene var nokså like (**Figur 30**), og forteller at det under 1. forsøk ikke ble registrert noe gjennombrudd for virus. De fire prøvene ble analysert to dager etter prøvetaking, og derfor kan virusreduksjonen ha vært dårligere enn det som ble estimert. Hvis filtersyklusen hadde blitt kjørt lengre, flere vannprøver hadde blitt tatt og analysert kunne det nok blitt sagt mer om gjennombruddet for virus.

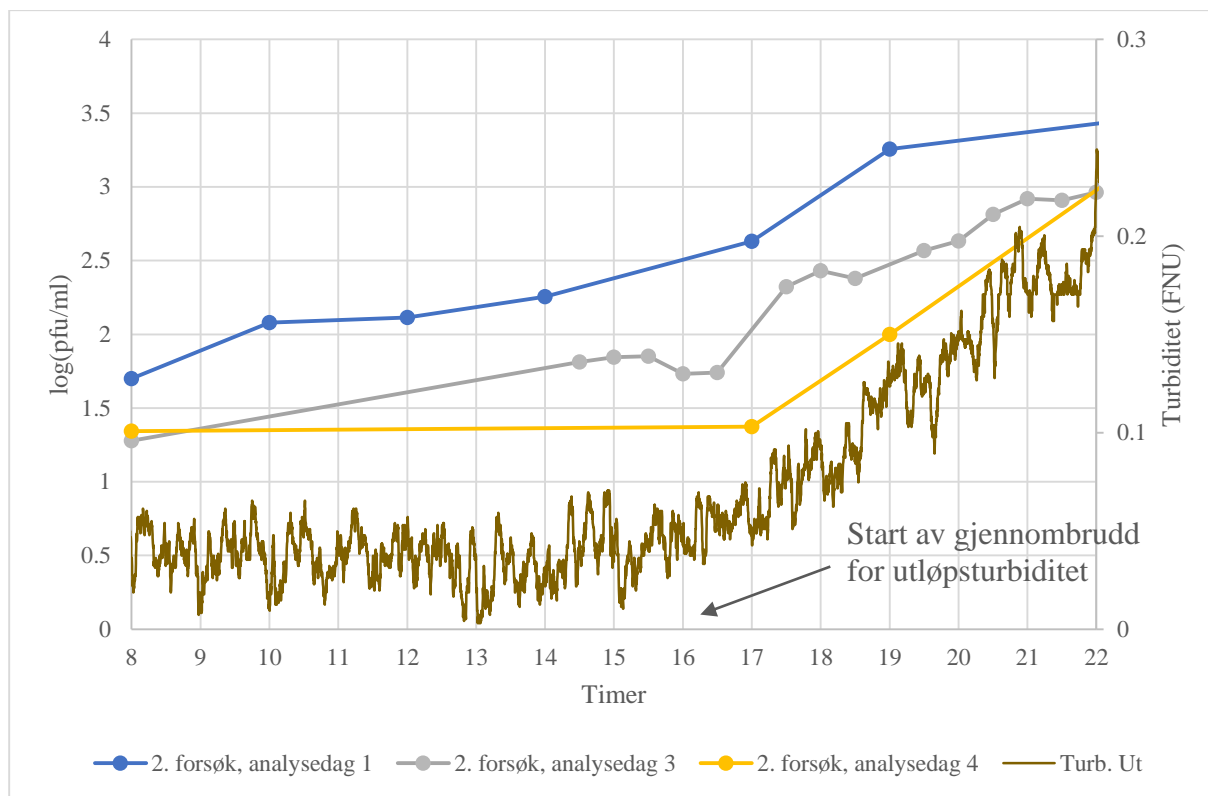


### 5.4.2 2. Forsøk

Også i 2. forsøk så det ut til at det var en viss sammenheng mellom utløpsturbiditet og konsentrasjon av S.t. 28B i utløpsprøvene under den første perioden i filtersyklusen. Også i dette forsøket hadde utløpskonsentrasjonen av S.t. 28B og utløpsturbiditeten en topp etter ca. 25 min. I **Figur 33** på side 64 er dataene, fra de første to timene, vist i en graf. Under den stabile perioden var utløpsturbiditeten rundt 0,04 FNU. Det tok omtrent 35 min. før utløpsturbiditeten stabiliserte seg. For viruskonsentrasjonen i utløpet kan det se ut som at en stabilitet i utløpet ble oppnådd et sted mellom 2 – 4 timer etter oppstart (se **Figur 32**). Selv om det tok 2 – 4 timer før utløpskonsentrasjonen stabiliserte seg noe, må det nevnes at det kun tok 35 min. før det var oppnådd en log-reduksjon på ca. 2,7 log. Likevel vektlegges heller forskjell i viruskonsentrasjon i utløpet framfor log-reduksjon i filteret, som nevnt tidligere. Dataene fra analysene kan ikke fortelle mer detaljert om modningsperioden for S.t. 28B enn at den varte et sted mellom ca. 2 og 4 timer. For å kunne vurdere når det ble oppnådd en stabil tilbakeholdelse av virus, burde det ha blitt tatt vannprøver hyppig også etter 2 timer.

Det må kanskje skilles mellom modningsperiode for virus og når en stabilitet i tilbakeholdelse av virus oppnås. Hvis kun de første to timene av filtersyklusen tas i betraktning (**Figur 33**), ser det ut som modningsperioden for virus varte i omtrent 55 min. Hvis derimot hele filtersyklusen tas i betraktning (**Figur 32**), ser det ut som tilbakeholdelsen av virus stabiliserer seg først etter 4 timer. Dermed kan det kanskje oppnås god log-reduksjon tidlig i filtersyklusen, men at det tar lengre tid før tilbakeholdelsen av virus stabiliserer seg.

Gjennombruddet i 2. forsøk, vurdert ut ifra utløpsturbiditet, startet etter omkring 16 timer. Etter dette hadde utløpsturbiditeten en stigning fram til forsøket ble avsluttet etter 28 timer. De fire siste timene av forsøket var gjennomsnittet av utløpsturbiditetsmålingene  $> 0,2$  FNU. Start av gjennombruddsperioden er vist i **Figur 38**.

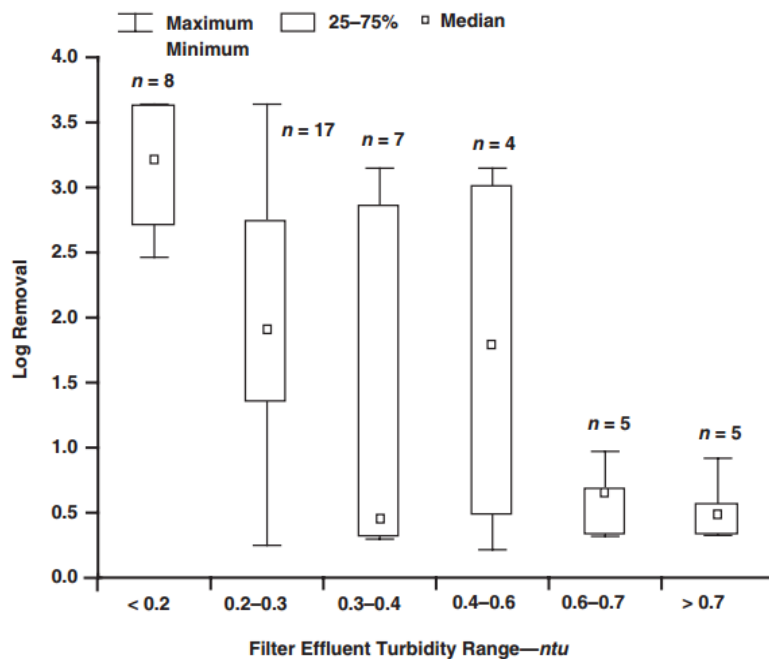


**Figur 38:** Konsentrasjon av S.t. 28B i utløpet (M3) under 2. forsøk, 8 – 22 timer ut i filtersyklusen. Innløpskonsentrasjon var  $1,50 \cdot 10^5$  S.t. 28B/ml.

Viruskonsentrasjonen i utløpet økte allerede etter 10 timer, og gjennombruddet startet for alvor 16,5 timer etter oppstart, når det tas utgangspunkt i resultatene fra analysedag 1 og 3. Etter 16,5 timer observeres altså et sprang i utløpskonsentrasjon av S.t. 28B. Dette er vist i **Figur 32** på side 63, og i **Figur 38** ovenfor. Etter 16,5 timer viste analysene av vannprøvene også at viruskonsentrasjonen i utløpet ble ustabil. Denne ustabiliteten kan forklares ved at utløpsvannet under gjennombruddet kanskje inneholdt ujevn fordeling av materiale. Det var en viss korrelasjon mellom utløpsturbiditet og viruskonsentrasjon i utløpet, men hvis den stabile perioden vurderes kun med hensyn på forskjellene i utløpskonsentrasjon, startet gjennombruddet for virus før gjennombruddet for utløpsturbiditet.

Hvis situasjonen blir vurdert ut ifra log-reduksjonen av S.t. 28B i filteret, vedvarer en log-reduksjon  $> 2$  log i omtrent 18 timer etter oppstart. Det vil si at gjennombruddet for utløpsturbiditeten startet omtrent 2 timer før log-reduksjonen av virus var  $< 2$  log. Siden det var et problem med virusreduksjon i prøvene ved oppbevaring, vektlegges heller forskjellene i utløpsturbiditet fremfor log-reduksjon i filteret. Dermed startet gjennombruddet for virus omtrent 10 timer etter oppstart, men den virkelige endringen i viruskonsentrasjon i utløpet skjedde etter 16,5 timer.

For bakteriofagen MS2 har det blitt vist at log-reduksjon var betraktelig mindre når utløpsturbiditeten overskred 0,2 NTU i et pilotskala konvensjonelt koaguleringsanlegg (med filtrering i granulært materiale). Dette er vist i **Figur 39**, hvor det ble oppnådd en reduksjon på omtrent 3,2 log ved turbiditet < 0,2 NTU og omtrent 2,0 log ved 0,2 – 0,3 NTU (Xagorarakis et al. 2004).



**Figur 39:** Fjerning av bakteriofagen MS2 i ulike spektre av utløpsturbiditet i et pilotskala konvensjonelt koaguleringsanlegg (Xagorarakis et al. 2004).

## 5.5 Trykk

Som forventet økte trykket i filteret gradvis i løpet av filtersyklusen. Dette er vist i **Figur 30** og **Figur 32**. Trykket øverst i filteret steg mer enn nedover i filteret.

### 5.5.1 Trykkehøyde som parameter for hygienisk barriere

Trykket i sandfiltre bør være det samme etter hver tilbakespyling. Overvåking av trykket etter tilbakespyling kan gi informasjon om effekten av tilbakespyling og tilstanden i filteret. Dette var ikke så aktuelt i disse forsøkene. Likevel viste trykkoppbyggingen, spesielt i H1, (**Figur 30** og **Figur 32**) at tilstanden i filteret endret seg. Et godt stykke ut i filtersyklusen økte ikke trykket lenger lineært. Trykket økte kraftigere mot slutten av filtersyklusen. Trykkehøyden kan ikke fortelle hvilken log-reduksjon av virus det var i de ulike fasene i filtreringssyklusen. Parameteren kan gi en indikasjon på filtrets tilstand, spesielt ved normal drift av filtre.

## **5.6 S.t. 28B som virusmodell for renseeffekt**

S.t. 28B har vist seg å være en robust og konservativ indikatororganisme i flere sammenhenger (Astrom et al. 2006; Carlander et al. 2000; Heistad et al. 2009). S.t. 28B har (som er kjent for deltakerne i forsøkene) tidligere ikke blitt brukt som modell for virus i drikkevannsrensing i to-media sandfiltre. I denne oppgaven viste S.t. 28B seg å ikke være en egnet indikatororganisme i kombinasjon med PAX-18. Det var fordi rester av PAX-18 i vannprøvene forårsaket en virusreduksjon. Dermed må kanskje vannprøver analyseres med hensyn på S.t. 28B straks de er tatt. Dette er svært upraktisk med tanke på filtersyklusens lengde og det praktiske arbeidet som må gjøres under forsøksutførelsen samtidig som analysene må utføres. Det lar seg gjennomføre, men krever mye personell.

## 6 KONKLUSJON

I denne oppgaven oppstod det et uventet problem med virusindikatoren *Salmonella typhimurium* fag 28B. Det var en reduksjon i konsentrasjon av S.t. 28B ved lagring av vannprøvene. Dette skyldtes i hovedsak innholdet av rest-koagulant (PAX-18) i vannprøvene. Derfor ble viruskonsentrasjonen i utløpet underestimert, og log-reduksjonen dermed overestimert. Dette kan kanskje også være et problem for andre bakteriofager som er modell for virus, i kombinasjon med ulike typer koagulanter. Disse utfordringene er i liten grad diskutert i den eksisterende litteraturen, men konsekvensen kan være at dagens forventede barriereeffekt, med tanke på virus, i koagulerings- og filtreringsanlegg kanskje ikke er så god som det tas utgangspunkt i.

Filteret fungerte godt med tanke på tilbakeholdelse av virus i den stabile perioden (dvs. før viruskonsentrasjon i utløpet økte vesentlig) i filtersyklusen. Det var omtrent 3 log-reduksjon under denne perioden i 2. forsøk.

Filtersyklusene hadde varighet på 28 timer. Omtrent 25 minutter ut i filtersyklusen hadde både utløpsturbiditet og utløpskonsentrasjonen av virus en topp. I 2. forsøk stabiliserte utløpskonsentrasjonen av virus seg etter omtrent 2 – 4 timer. Utløpsturbiditeten stabiliserte seg etter ca. 45 min. (1. forsøk) og 35 min. (2. forsøk).

Under 2. forsøk startet gjennombruddet for virus 10 timer ut i filtersyklusen. Log-reduksjonen endret seg gradvis, men fikk først en mer tydelig endring etter 16,5 timer. Virusreduksjonen var god ( $> 2$  log) til og med 18 timer ut i filtersyklusen, men det legges her vekt på endringene i utløpskonsentrasjon fremfor oppnådd log-reduksjon i filteret pga. usikkerheten forbundet med reduksjonseffekten i vannprøvene ved lagring. Gjennombruddet for utløpsturbiditet startet etter omtrent 16 timer.

Det var en viss korrelasjon mellom utløpsturbiditet og viruskonsentrasjon i utløpet, men dataene samsvarte altså ikke på alle områder. I 1. og 2. forsøk var modningsperioden for S.t. 28B lengre enn modningsperioden for utløpsturbiditet. I 2. forsøk startet gjennombruddet av virus tidligere enn gjennombruddet for utløpsturbiditet. Det kan settes spørsmålstegn ved å bruke kun utløpsturbiditet som en parameter for å vurdere renseeffekten i to-media kontaktfiltreringsanlegg, med hensyn på virus.

## 6.1 Forslag til videre undersøkelser

Det bør undersøkes hvordan *Salmonella typhimurium* fag 28B reagerer på rest-koagulant, altså PAX-18, i vannprøver. Situasjonen bør undersøkes de første timene etter prøvetaking, og også i dagene etter prøvetaking. Dette er avgjørende for bruken av S.t. 28B som indikator for virusfjerning i koagulerings- og filtreringsprosesser.

Mistanken om en eventuell desinfeksjonseffekt på grunn av rest-koagulant bør også undersøkes nærmere med hensyn på flere typer virusindikatorer, og kanskje også i kombinasjon med flere ulike koagulanttyper.

Forsøket beskrevet i denne oppgaven kan utføres med en annen virusindikator enn S.t. 28B. På denne måten kan renseeffekten i sandfilteret, under alle periodene i filtersyklusen, testes og kanskje gi bedre og mer troverdig dokumentasjon for hvordan virusfjerning i to-media kontaktfiltrering arter seg.

## REFERANSER

- Abrahamsson, J. L., Ansker, J. & Heinicke, G. (2009). MRA - Ett modellverktyg för svenska vattenverk. Rapport nr. 2009-05. Svenskt Vatten Utveckling.
- Adams, M. H. (1959). *Bacteriophages*. Enumeration of bacteriophage particles. New York: Interscience Publishers, Inc.
- Aho, M., Kurki, M., Rautelin, H. & Kosunen, T. U. (1989). WATERBORNE OUTBREAK OF CAMPYLOBACTER ENTERITIS AFTER OUTDOORS INFANTRY DRILL IN UTTI, FINLAND. *Epidemiology and Infection*, 103 (1): 133-141.
- Allestam, G. & Carlander, A. (2000). *Bacteriophages as Tracers and Hygiene Indicator. Laboratory Manual*. SESE-171 82. Solna, Sverige: Swedish Institute for Infection Disease Control.
- Ashbolt, N. J. (2004). Microbial contamination of drinking water and disease outcomes in developing regions. *Toxicology*, 198 (1-3): 229-238.
- Astrom, J., Carlander, A., Sahlen, K. & Stenstrom, T. A. (2006). Fecal indicator and pathogen reduction in vegetation microcosms. *Water Air and Soil Pollution*, 176 (1-4): 375-387.
- Bichai, F. & Smeets, P. (2013). Using QMRA-based regulation as a water quality management tool in the water security challenge: Experience from the Netherlands and Australia. *Water Research*, 47 (20): 7315-7326.
- Bjørnar Eikebrokk, S. (2013). Seminar i Norsk Vannforening. Miljødirektoratet, Oslo. "Råvannskvalitetens innvirkning på renseprosessene i vannverkene. Hvilke effekter av klimaendringene må vi være spesielt oppmerksomme på?" 30.10.13.
- Butot, S., Putallaz, T., Croquet, C., Lamothe, G., Meyer, R., Joosten, H. & Sanchez, G. (2007). Attachment of enteric viruses to bottles. *Applied and Environmental Microbiology*, 73 (16): 5104-5110.
- Carlander, A., Aronsson, P., Allestam, G., Stenstrom, T. A. & Perttu, K. (2000). Transport and retention of bacteriophages in two types of willow-cropped lysimeters. *Journal of Environmental Science and Health Part a-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 35 (8): 1477-1492.
- Chu, Y., Jin, Y., Flury, M. & Yates, M. V. (2001). Mechanisms of virus removal during transport in unsaturated porous media. *Water Resources Research*, 37 (2): 253-263.
- Chu, Y. J., Jin, Y., Baumann, T. & Yates, M. V. (2003). Effect of soil properties on saturated and unsaturated virus transport through columns. *Journal of Environmental Quality*, 32 (6): 2017-2025.
- Collins, K. E., Cronin, A. A., Rueedi, J., Pedley, S., Joyce, E., Humble, P. J. & Tellam, J. H. (2006). Fate and transport of bacteriophage in UK aquifers as surrogates for pathogenic viruses. *Engineering Geology*, 85 (1-2): 33-38.
- Drikkevannsforskriften. (2001). *Forskrift om vannforsyning og drikkevann*: Lovdata. URL: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2001-12-04-1372> (14.01.15).
- Edwards, M. (1997). Predicting DOC removal during enhanced coagulation. *Journal American Water Works Association*, 89 (5): 78-89.

- Eikebrokk, B., Vogt, R. D. & Liltved, H. (2004). NOM increase in Northern European source waters: discussion of possible causes and impacts on coagulation/contact filtration processes. I: Newcombe, G. & Ho, L. (red.) *Water Supply : The Review Journal of the International Water Supply Association*, b. 4 *Natural Organic Material Research: Innovations and Applications for Drinking Water*, s. 47-54. London: I W a Publishing.
- Eikebrokk, B., Gjerstad, K. O., Hindal, S., Johanson, G., Røstum, J. & Rytter, E. (2006). Giardia-utbruddet i Bergen høsten 2004 . Rapport fra det eksterne evalueringsutvalget.
- Eikebrokk, B., Ræstad, C., Hem, L. J. & Gjerstad, K. O. (2008). Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann, Norsk Vann Rapport 164.
- Eikebrokk, B. (2012). Veiledning for drift av koaguleringsanlegg, Norsk Vann Rapport 188.
- Emelko, M. B. (2001). *Removal of Cryptosporidium parvum by granular media filtration*. Waterloo, Ontario, Canada: University of Waterloo.
- Engberg, J., Gerner-Smidt, P., Scheutz, F., Moller Nielsen, E., On, S. L. & Molbak, K. (1998). Water-borne Campylobacter jejuni infection in a Danish town---a 6-week continuous source outbreak. *Clin Microbiol Infect*, 4 (11): 648-656.
- Folkehelseinstituttet. (2004a). Vannforsyningens ABC. *Kapittel B. Vannkvalitet*. URL: <http://www.fhi.no/artikler/?id=46542>. (26.01.15). Oslo: Folkehelseinstituttet.
- Folkehelseinstituttet. (2004b). Vannforsyningens ABC. *Kapittel A. Innledning*. URL: <http://www.fhi.no/dokumenter/60e5dff36d.pdf> (03.03.15). Oslo.
- Folkehelseinstituttet. (2004c). Vannforsyningens ABC. *Kapittel D. Vannbehandling*. URL: <http://www.fhi.no/artikler/?id=46542> (14.01.15). Oslo: Folehelseinstituttet.
- Folkehelseinstituttet. (2011). Vannforsyningens ABC. *Kapittel C. Vannkilder og nerbørfelt*. URL: <http://www.fhi.no/artikler/?id=46542>. (27.01.15). Oslo: Folkehelseinstituttet.
- Fujito, B. T. & Lytle, C. D. (1996). Elution of viruses by ionic and nonionic surfactants. *Applied and Environmental Microbiology*, 62 (9): 3470-3473.
- Gerba, C. P. (1984). APPLIED AND THEORETICAL ASPECTS OF VIRUS ADSORPTION TO SURFACES. *Advances in Applied Microbiology*, 30: 133-168.
- Gitis, V., Adin, A., Nasser, A., Gun, J. & Lev, O. (2002). Fluorescent dye labeled bacteriophages - a new tracer for the investigation of viral transport in porous media: 1. Introduction and characterization. *Water Research*, 36 (17): 4227-4234.
- Gitis, V., Freger, V., Haugth, R. C. & Clark, R. M. (2005). Removal of Cryptosporidium parvum oocysts by rapid sand filtration with ballasted flocculation-filtration and intermediate downwashes. *Acta Hydrochimica Et Hydrobiologica*, 33 (4): 355-364.
- Gjessing, E. T., Riise, G. & Lydersen, E. (1998). Acid rain and natural organic matter (NOM). *Acta Hydrochimica Et Hydrobiologica*, 26 (3): 131-136.
- Grabow, W. O. K. (2001). Bacteriophages: Update on application as models for viruses in water. *Water Sa*, 27 (2): 251-268.
- Haas, C. N., Rose, J. B. & Gerba, C. P. (1999). *Quantitative Microbial Risk Assessment*. New York: John Wiley & Sons.



- Hanssen-Bauer, I., Drange, H., Førland, E. J., Roald, L. A., Børsheim, K. Y., Hisdal, H., Lawrence, D., Nesje, A., Sandven, S., Sorteberg, A., et al. (2009). Klima i Norge 2100. Bakgrunnsmateriale til NOU Klimatilpassing, Norsk klimasenter. Oslo.
- Harrington, G. W., Xagorarakis, I., Assavasilavasukul, P. & Standridge, J. H. (2003). Effect of filtration conditions on removal of emerging waterborne pathogens. *Journal American Water Works Association*, 95 (12): 95-104.
- Heistad, A., Seidu, R., Flo, A., Paruch, A. M., Hanssen, J. F. & Stenstrom, T. (2009). Long-term Hygienic Barrier Efficiency of a Compact On-site Wastewater Treatment System. *Journal of Environmental Quality*, 38 (6): 2182-2188.
- Hoglund, C., Ashbolt, N., Stenstrom, T. A. & Svensson, L. (2002). Viral persistence in source-separated human urine. *Advances in Environmental Research*, 6 (3): 265-275.
- Huck, P. M., Coffey, B. M., Emelko, M. B., Maurizio, D. D., Slawson, R. M., Anderson, W. B., Van den Oever, J., Douglas, I. P. & O'Melia, C. R. (2002). Effects of filter operation on Cryptosporidium removal. *Journal American Water Works Association*, 94 (6): 97-111.
- ISO. (1995). *ISO 10705-1:1995*. Water quality -- Detection and enumeration of bacteriophages -- Part 1: Enumeration of F-specific RNA bacteriophages. Sveits: International Organization of Standardization.
- Kastl, G., Sathasivan, A., Fisher, I. & Van Leeuwen, J. (2004). Modeling DOC removal by enhanced coagulation. *Journal American Water Works Association*, 96 (2): 79-89.
- Kemira Water Solutions, I. (2001). PAX-18. URL: [http://colonialchemicals.com/uploads/Products/Polyaluminum%20Chloride/Polyaluminum%20Chloride\\_Tech.pdf](http://colonialchemicals.com/uploads/Products/Polyaluminum%20Chloride/Polyaluminum%20Chloride_Tech.pdf). (13.03.15).
- Kvitsand, H. M. L., Fiksdal, L., Brattli, B., Hilmo, B. O. & Sterk, A. (2010). Virus removal by subsurface transport in a river bank aquifer. *Conference: Nordic drinking water conference, Denmark 2010*.
- Langlet, J., Ogorzaly, L., Schrotter, J. C., Machinal, C., Gaboriaud, F., Duval, J. F. L. & Gantzer, C. (2009). Efficiency of MS2 phage and Q beta phage removal by membrane filtration in water treatment: Applicability of real-time RT-PCR method. *Journal of Membrane Science*, 326 (1): 111-116.
- Leclerc, H., Edberg, S., Pierzo, V. & Delattre, J. M. (2000). Bacteriophages as indicators of enteric viruses and public health risk in groundwaters. *Journal of Applied Microbiology*, 88 (1): 5-21.
- Lilleengen, K. (1948). *Typing of Salmonella typhi murium by means of bacteriophage: an experimental bacteriologic study for the purpose of devising a phage-typing method to be used as an aid in epidemiologic and epizootologic investigations in outbreaks of typhimurium infection*. Stockholm: Royal Veterinary College, Bacteriological Hygienical Department.
- Matilainen, A., Vepsäläinen, M. & Sillanpää, M. (2010). Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: A review. *Advances in Colloid and Interface Science*, 159 (2): 189-197.
- Mattilsynet. (2011). Veiledning til Drikkevannsforskriften, versjon 3. Brumunddal: Mattilsynet.

- Melby, K. K., Svendby, J. G., Eggebo, T., Holmen, L. A., Andersen, B. M., Lind, L., Sjogren, E. & Kaijser, B. (2000). Outbreak of Campylobacter infection in a subarctic community. *Eur J Clin Microbiol Infect Dis*, 19 (7): 542-4.
- Myrstad, L., Nordheim, C. F. & Janak, K. (2015). Rapport fra Vannverksregisteret, vannrapport 122. ISSN 1503-2167. Oslo: Nasjonalt folkehelseinstitutt. Divisjon for miljømedisin. Avdeling for miljøgifter – kilder og risiko.
- Nasser, A., Weinberg, D., Dinooor, N., Fattal, B. & Adin, A. (1995). REMOVAL OF HEPATITIS-A VIRUS (HAV), POLIOVIRUS AND MS2 COLIPHAGE BY COAGULATION AND HIGH-RATE FILTRATION. *Water Science and Technology*, 31 (5-6): 63-68.
- Nieminski, E. C. & Ongerth, J. E. (1995). REMOVING GIARDIA AND CRYPTOSPORIDIUM BY CONVENTIONAL TREATMENT AND DIRECT-FILTRATION. *Journal American Water Works Association*, 87 (9): 96-106.
- Nilsen, V., Yarovitsyna, E., Willumsen, A., Wyller, J., Myrmel, M. & Heistad, A. (Unpublished). Dynamics of virus removal in deep bed filtration for drinking water: Experimental results and inverse modeling (Unpublished manuscript). *Norwegian University of Life Sciences. Dept. of Mathematical Sciences and Technology. Aas, Norway.*
- Olson, M. R., Axler, R. P. & Hicks, R. E. (2004). Effects of freezing and storage temperature on MS2 viability. *Journal of Virological Methods*, 122 (2): 147-152.
- Rao, V. C., Symons, J. M., Ling, A., Wang, P., Metcalf, T. G., Hoff, J. C. & Melnick, J. L. (1988). REMOVAL OF HEPATITIS-A VIRUS AND ROTAVIRUS BY DRINKING-WATER TREATMENT. *Journal American Water Works Association*, 80 (2): 59-67.
- Rådasand®. (2013). Rådasand. Product specification sheet: 0.4-0.8 mm, rev 4.0.
- Saint-Gobain, W. (2014). Filtralite NC 0,8-1,6. Data sheet. Product description and specification.
- Schijven, J. F., de Bruin, H. A. M., Hassanizadeh, S. M. & Husman, A. M. D. (2003). Bacteriophages and clostridium spores as indicator organisms for removal of pathogens by passage through saturated dune sand. *Water Research*, 37 (9): 2186-2194.
- Seidu, R., Heistad, A., Oddvar, L., Vråle, L., Jenssen, P. D. & Stenström, T.-A. (2007). Integrating Quantitative Microbial Risk Assessment in the management of Water Supply Systems in Norway. *Vann*, 4: 329 – 336.
- Sekse, T. & Norconsult. (2012). Klimatilpasningstiltak innen vann og avløp i kommunale planer, Norsk Vann Rapport 190.
- SSB. (2015). URL: <https://www.ssb.no/befolkning>. 17.03.15.
- SvensktVattenAB. (2007). Dricksvattenförsörjning i förändrat klimat. Underlagsrapport till Klimat- och sårbarhetsutredningen. Meddeland M135.
- Svensson, L. (2000). Diagnosis of foodborne viral infections in patients. *International Journal of Food Microbiology* 59 (2000) 117–126.

- Templeton, M. R., Andrews, R. C. & Hofmann, R. (2005). Inactivation of particle-associated viral surrogates by ultraviolet light. *Water Research*, 39 (15): 3487-3500.
- Templeton, M. R., Andrews, R. C. & Hofmann, R. (2007). Removal of particle-associated bacteriophages by dual-media filtration at different filter cycle stages and impacts on subsequent UV disinfection. *Water Research*, 41 (11): 2393-2406.
- Thomas, C., Gibson, H., Hill, D. J. & Mabey, M. (1999). Campylobacter epidemiology: an aquatic perspective. *Journal of Applied Microbiology*, 85: 168S-177S.
- Thompson, S. S. & Yates, M. V. (1999). Bacteriophage inactivation at the air-water-solid interface in dynamic batch systems. *Applied and Environmental Microbiology*, 65 (3): 1186-1190.
- Tonner-Klank, L., Moller, J., Forslund, A. & Dalsgaard, A. (2007). Microbiological assessments of compost toilets: In situ measurements and laboratory studies on the survival of fecal microbial indicators using sentinel chambers. *Waste Management*, 27 (9): 1144-1154.
- Toropova, K., Basnak, G., Twarock, R., Stockley, P. G. & Ranson, N. A. (2008). The three-dimensional structure of genomic RNA in bacteriophage MS2: Implications for assembly. *Journal of Molecular Biology*, 375 (3): 824-836.
- Tortora, G. J., Funke, B. R. & Case, C. L. (2012). *Microbiology: An Introduction*, b. 11th edition. Essex: Pearson.
- USEPA. *Compliance Guidance Under The Safe Drinking Water Act*. URL: <http://water.epa.gov/lawsregs/guidance/sdwa/index.cfm>. 17.03.15.
- Valegard, K., Murray, J. B., Stockley, P. G., Stonehouse, N. J. & Liljas, L. (1994). CRYSTAL-STRUCTURE OF AN BACTERIOPHAGE-RNA COAT PROTEIN-OPERATOR COMPLEX. *Nature*, 371 (6498): 623-626.
- VISK. (2013). *Handbok – hur man arbetar för att minska samhällets sårbarhet för vattenburen virusmitta trots förändrat klimat*. ISBN 978-82-414. Göteborg: VISK - Virus i vatten Skandinavisk Kunskapsbank.
- Vogt, R. L., Sours, H. E., Barrett, T., Feldman, R. A., Dickinson, R. J. & Witherell, L. (1982). Campylobacter enteritis associated with contaminated water. *Ann Intern Med*, 96 (3): 292-6.
- Weilheim, W. G. Datablad: Turbidity and suspended solids, Turbidity Sensor VisoTurb.
- WHO. (2011). *Guidelines for Drinking-water Quality*. 4. utg. Sveits: World Health Organization.
- WHO, W. (2015). *Water Safety Plans*. URL: <http://www.who.int/wspportal/wsp/en/> 16.04.15.
- Xagorarakis, I., Harrington, G. W., Assavasilavasukul, P. & Standridge, J. H. (2004). Removal of emerging waterborne pathogens and pathogen indicators by pilot-scale conventional treatment. *Journal American Water Works Association*, 96 (5): 102-113.
- Ødegaard, H., Østerhus, S. & Melin, E. (2009a). Optimal desinfeksjonspraksis fase 2, Norsk Vann Rapport 169.
- Ødegaard, H., Østerhus, S. & Melin, E. (2009b). Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis, Norsk Vann Rapport 170.

Ødegaard, H. (2012a). *Vann- og avløpsteknikk, kap. 5. 2. Utg.* Hamar: Norsk Vann.

Ødegaard, H. (2012b). *Vann- og avløpsteknikk, kap. 9. 2. Utg.* Hamar: Norsk Vann.

# VEDLEGG

**Tabell A 1:** Utløpsvannprøver (M3) som ble tatt under 1. forsøk er merket med "x" den dagen (etter prøvetaking) prøven ble analysert.

1. forsøk	Antall dager etter prøvetaking		1. forsøk	Antall dager etter prøvetaking	
	Prøvetakings- tidspunkt (timer)	1 dag		2 dager	Prøvetakings- tidspunkt (timer)
0.00	x		16.00		
0.08	x		16.50		
0.17	x		17.00		
0.25	x		17.50		
0.33	x		18.00		
0.42	x		18.50		
0.50	x		19.00		x
0.58	x		19.50		
0.67	x		20.00		
0.75	x		20.50		
0.83	x		21.00		x
0.92	x		21.50		
1.00	x		22.00		
1.17	x		22.50		
1.33	x		23.00		x
1.50	x		23.50		
1.67	x		24.00		
1.83	x		24.50		
2.00	x		25.00		x
13.50			25.50		
14.00			26.00		
14.50			26.50		
15.00			27.00		
15.50			27.50		

**Tabell A 2:** Utløpsvannprøver (M3) som ble tatt under 2. forsøk er merket med "x" den dagen/ de dagene (etter prøvetaking) prøven ble analysert.

2. forsøk	Antall dager etter prøvetaking					
	1 dag	3 dager	4 dager	6 dager	8 dager	9 dager
0.00	x					
0.08	x					
0.17	x					
0.21	x					
0.25	x					
0.29	x	x	x			
0.33	x					
0.38	x					
0.42	x					
0.46	x					
0.50	x					
0.54						
0.58	x					
0.63	x					
0.67	x					
0.71	x					
0.75	x					
0.83	x					
0.92	x					
1.00	x					
1.17	x					
1.33	x					
1.50	x					
2.00	x			x	x	x
4.00	x	x	x			
6.00	x					
8.00	x	x	x			
10.00	x					

2. forsøk	Antall dager etter prøvetaking					
	1 dag	3 dager	4 dager	6 dager	8 dager	9 dager
12.00	x					
14.00	x					
14.50		x				
15.00		x				
15.50		x				
16.00		x				
16.50		x				
17.00	x		x			
17.50		x				
18.00		x				
18.50		x				
19.00	x		x	x	x	x
19.50		x				
20.00		x				
20.50		x				
21.00		x				
21.50		x				
22.00		x				
22.50		x	x			
23.00		x	x			
23.50		x				
24.00		x				
24.50		x				
25.00		x				
25.50		x				
26.00		x				
26.50		x				
27.00	x	x	x			





Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

Postboks 5003  
NO-1432 Ås  
67 23 00 00  
[www.nmbu.no](http://www.nmbu.no)