Bacheloroppgave

NTNU
Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Fakultet for ingeniørvitenskap
Institutt for havromsoperasjoner og byggteknikk

Lars Marius Mikalsen og Lisa Andreassen

Drikkevannskvalitet i endeledninger

Bacheloroppgave i Vann- og miljøteknikk
Veileder: Razak Seidu
Medveileder: Lisbeth Sloth
Mai 2021

NTNU
Norwegian University of
Science and Technology

BÆRUM KOMMUNE

Lars Marius Mikalsen og Lisa Andreassen

Drikkevannskvalitet i endeledninger

Bacheloroppgave i Vann- og miljøteknikk
Veileder: Razak Seidu
Medveileder: Lisbeth Sloth
Mai 2021

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Fakultet for ingeniørvitenskap
Institutt for havromsoperasjoner og byggteknikk

NTNU
Kunnskap for en bedre verden

NTNU
Kunnskap for en bedre verden

TITTEL:
Drikkevannskvalitet i endeledninger

KANDIDATNUMMER:			
10008, 10027			
DATO: 19.05.2021	EMNEKODE: IB303312	EMNE: Bacheloroppgave	DOKUMENT TILGANG:
STUDIUM: Bachelor i ingeniørfag - Vann- og miljøteknikk		ANT SIDER/VEDLEGG: 98/11	BIBL. NR:

VEILEDERE:
Razak Seidu – NTNU i Ålesund
Lisbeth Sloth – Bærum kommune

SAMMENDRAG:

Vannforsyningsanleggene i Norge står overfor utfordringer knyttet til et økende vedlikeholdsetterslep, klimaendringer og risiko for vannbårne sykdomsutbrudd. I denne rapporten har vi forsøkt å bidra til en positiv utvikling ved øke kunnskapsnivået rundt utfordringer knyttet til drikkevannskvalitet i endeledninger. Vi har undersøkt sammenhengen mellom vannkvalitet og ledningskarakteristikk som rørmateriale, samt utforming og drift av endeledninger med søkelys på drikkevannskvalitet.

Vi har gjennomført to vannprøverunder i felt fordelt på 25 utvalgte endeledninger i Bærum kommune. Vannprøvene er analysert hos akkreditert laboratorium Eurofins. Videre har vi samlet inn data om ledningskarakteristikken til vannforsyningssystemet. Vi har også fått data med hydrauliske simuleringer fra Bærum kommune. Innsamlet datamateriale har blitt analysert ved bruk av forskjellige statistiske metoder i Stata.

Vi har funnet høye verdier av turbiditet og høyere innhold av metaller i vannprøvene tatt i gamle støpejernsrør. Vi ser at bruken av gravefrie løsninger som å belegge eldre støpejernsrør med polyuretan har en positiv innvirkning på vannkvaliteten. Videre har vi funnet litt høyere pH-verdier i nyere støpejernsrør med sementmørtel i forhold til andre rørmaterialer i studien.

Å ha et større fokus på vannkvalitet også ute på ledningsnettet vil lønne seg, dette kan gjøres ved å iverksette flere metoder for overvåkning av vannkvaliteten. Ny teknologi og digitalisering av ledningsnettet vil være essensielt framover i tiden. Under utforming av vannforsyningssystemer bør vannkvalitet vurderes på lik linje med vannkvantitet, spesielt med tanke på dimensjonering og valg av ledningstraseer.

Denne oppgaven er en eksamensbesvarelse utført av studenter ved NTNU i Ålesund.

Postadresse	**Besøksadresse**	**Telefon**	**Bankkonto**
NTNU i Ålesund	Larsgårdsvegen 2	73 59 50 00	7694 05 00636
Postboks 1517	**Internett**	**Epostadresse**	**Foretaksregisteret**
N-6025 Ålesund	www.ntnu.no	postmottak@ntnu.no	NO 974 767 880

Obligatorisk egenerklæring/gruppeerklæring

Dere fyller ut erklæringen ved å klikke i ruten til høyre for den enkelte del 1-6:		
1.	**Vi erklærer herved at vår besvarelse er vårt eget arbeid, og at vi ikke har brukt andre kilder eller har mottatt annen hjelp enn det som er nevnt i besvarelsen.**	☒
2.	**Vi erklærer videre at denne besvarelsen:** • ikke har vært brukt til annen eksamen ved annen avdeling/universitet/høgskole innenlands eller utenlands. • ikke refererer til andres arbeid uten at det er oppgitt. • ikke refererer til eget tidligere arbeid uten at det er oppgitt. • har alle referansene oppgitt i litteraturlisten. • ikke er en kopi, duplikat eller avskrift av andres arbeid eller besvarelse.	☒
3.	**Vi er kjent med at brudd på ovennevnte er å betrakte som fusk og kan medføre annullering av eksamen og utestengelse fra universiteter og høgskoler i Norge, jf. Universitets- og høgskoleloven §§4-7 og 4-8 og Forskrift om eksamen §§14 og 15.**	☒
4.	**Vi er kjent med at alle innleverte oppgaver kan bli plagiatkontrollert i Ephorus, se Retningslinjer for elektronisk innlevering og publisering av studiepoenggivende studentoppgaver**	☒
5.	**Vi er kjent med at høgskolen vil behandle alle saker hvor det foreligger mistanke om fusk etter høgskolens studieforskrift §31**	☒
6.	**Vi har satt oss inn i regler og retningslinjer i bruk av kilder og referanser på biblioteket sine nettsider**	☒

Publiseringsavtale

Studiepoeng: 20

Veileder: Razak Seidu

Fullmakt til elektronisk publisering av oppgaven

Forfatterne har opphavsrett til oppgaven. Det betyr blant annet enerett til å gjøre verket tilgjengelig for allmennheten (Åndsverkloven §2).

Alle oppgaver som fyller kriteriene, vil bli registrert og publisert i Brage HiM med forfatternes godkjennelse.

Oppgaver som er unntatt offentlighet eller båndlagt vil ikke bli publisert.

Jeg/vi gir herved NTNU i Ålesund en vederlagsfri rett til å gjøre oppgaven tilgjengelig for elektronisk publisering: ☒ja ☐nei

Er oppgaven båndlagt (konfidensiell)? ☐ja ☒nei

(Båndleggingsavtale må fylles ut)

- Hvis ja:

Kan oppgaven publiseres når båndleggingsperioden er over? ☐ja ☐nei

Er oppgaven unntatt offentlighet? ☐ja ☒nei

(inneholder taushetsbelagt informasjon. Jfr. Offl. §13/Fvl. §13)

Dato: 19.05.2021

FORORD

Denne bacheloroppgaven er skrevet som et avsluttende arbeid på en treårig studie innenfor studieretningen ingeniørfaglig Vann- og miljøteknikk ved Norges teknisk- og naturvitenskaplige universitet (NTNU) i Ålesund, våren 2021. Oppgaven er gjennomført som et oppdrag fra Bærum kommune, og handler om drikkevannskvalitet i endeledninger. Motivasjonen bak denne oppgaven var å bidra til utvikling innenfor VA-bransjen, samt et ønske om å øke eget kunnskapsnivå rundt prosjektarbeid, drikkevannsforsyning og vannkvalitetsparametere.

Det rettes først og fremst en stor takk til vår veileder Professor Razak Seidu ved NTNU i Ålesund, som har vist stort engasjement for vår oppgave, samt støttet oss med veiledning av høy faglig kompetanse under hele gjennomføringen av oppgaven.

Vi retter også en stor takk til Bærum kommune, spesielt til oppdragsgiver Hans Holtbakk Thoresen og veileder Lisbeth Sloth, som gjort det mulig for oss å reise til Bærum å gjennomføre prøvetaking i felt. Bærum kommune har stått for finansieringen av prosjektet, og de har også bidratt med bred faglig støtte. En stor takk rettes også til Jan Åge Johannessen og Marius Aase Øvrebø i Bærum kommune som har bistått oss i felt under prøvetakingene.

Vi vil også takke Anne Ellekjær Stavang og Galip Øzkara i Bærum kommune for har stilt opp for oss med tilgang til data og informasjon som var relevant for prosjektet. En takk til Andreas Longva ved NTNU som har bistått oss med lån av utstyr til prøvetakingen og en spesiell takk til doktorgradskandidat Hoese Michel Tornyeviadzi ved NTNU som har gitt oss støtte i dataanalyse av resultater.

Ålesund, 19.05.2021

Lars Marius Mikalsen

Lisa Andreassen

INNHOLD

Figuroversikt **vii**

Tabelloversikt **viii**

SAMMENDRAG **ix**

ABSTRACT **x**

TERMINOLOGI **xi**

Begreper *xi*

Notasjon *xii*

Forkortelser *xii*

1 INNLEDNING **1**

1.1 Bakgrunn *1*

1.2 Formål og problemstilling *2*

1.2.1 Mål og delmål 2

1.2.2 Forskningsspørsmål 2

1.3 Avgrensinger *3*

1.4 Rapportens oppbygging *3*

2 TEORETISK GRUNNLAG **4**

2.1 Ledningsteknologi *4*

2.2 Vannkvalitetsparametere i drikkevann *5*

2.2.1 Fysiske parametere 5

2.2.2 Kjemiske parametere 7

2.2.3 Mikrobiologiske parametere 9

2.3 Vannkvalitet i ledningsnett *10*

2.3.1 Biostabilitet i ledningsnett 11

2.3.2 Overvåking av vannkvalitet i ledningsnettet 12

2.3.3 Klor i ledningsnettet 13

2.3.4 Ledningskarakteristikk 14

2.3.5 Oppholdstid 16

2.3.6 Klimaendringer og drikkevannskvalitet 16

2.4 Vannkvalitet i endeledninger *17*

2.4.1 Rengjøring av endeledninger 17

2.4.2 Modellering av endeledninger 18

3 MATERIALER OG METODE **19**

3.1 Bærum kommune *19*

3.1.1 Om kommunen 19

3.1.2 Vannbehandling 20

3.1.3 Kommunalt vannledningsnett 21

3.2 Data *23*

3.2.1 Gemini Portal 23
3.2.2 MIKE URBAN 23

3.3 Materiale 24

3.4 Metode 26
3.4.1 Litteraturstudie 26
3.4.2 Valg av prøvetakingspunkter 27
3.4.3 Valg av analyseparametere 28
3.4.4 Analyse av vannprøver 29
3.4.5 Forarbeid 30
3.4.6 Prøvetaking 31
3.4.7 Simulering av vannalder 34
3.4.8 Statistisk dataanalyse 35
3.4.9 RPM-målinger 36

4 RESULTATER 37

4.1 Resultater og data fra prøvepunkter 37
4.1.1 Lommedalen 38
4.1.2 Rykkinn 42
4.1.3 Sandvika 46
4.1.4 Høvik 50
4.1.5 Østerås 54

4.2 Resultater fra dataanalyse 58
4.2.1 Multippel regresjonsanalyse 58
4.2.2 Tukeys prosedyre 61
4.2.3 Paret t-test 64

5 DRØFTING 66

5.1 Resultater og data fra prøvepunkter 66

5.2 Resultater fra dataanalyse 68

5.3 Feilkilder 70
5.3.1 Gemini Portal 70
5.3.2 Hydraulisk modell 73
5.3.3 Prøvetakning 74
5.3.4 Analyse av vannprøver 76

5.4 Mulige tiltak og anbefalinger 78
5.4.1 Helhetlig tankegang rundt vannkvalitet 78
5.4.2 Utforming av ledningsnett 78
5.4.3 Overvåking av vannkvalitet på ledningsnettet 79
5.4.4 Digitalisering av ledningsnettet 80

5.5 Gjennomføringen av prosjektet 81

6 KONKLUSJON 82

7 REFERANSER 83

VEDLEGG 86

FIGUROVERSIKT

Figur 2.1 *Reparasjon av eldre SJG-rør med nytt SJK-rør.* *4*
Figur 2.2 *PE-rør på kveil.* *4*
Figur 2.3 *Renovering av SJ-rør med PU-liner.* *4*
Figur 2.4 *Tiltak mot partikler og misfarging av drikkevann i ledningsnettet, (Bergen vann/SINTEF).* *10*
Figur 2.5 *Partiklenes bevegevelser i ledningsnettet (Vreeburg, 2007).* *11*
Figur 2.6 *Faktorer som påvirker biofilm og mikrobiologisk vekst i ledningsnettet (Stian Bruaset & Lars J. Hem, 2014).* *11*
Figur 2.7 *Begroingspotensiale til biofilm på ulike materialer (van der Kooij et al., 1999).* *14*
Figur 3.1 *Kartutsnitt Bærum kommune (Wikipedia).* *19*
Figur 3.2 *Forsyningsområde vannbehandlingsanlegg i Bærum kommune (Bærum kommune, Hovedplan 2017).* *19*
Figur 3.3 *Hovedelementene i vannforsyning i kommunen (Bærum kommune, Hovedplan 2017).* *21*
Figur 3.4 *Desinfeksjonsspray, gassbrenner og brannstender.* *24*
Figur 3.5 *Hånddesinfeksjons-servietter.* *24*
Figur 3.6 *Isolasjonskasse med prøvebeholdere og fryseelement.* *24*
Figur 3.7 *Plastbeholdere fra Eurofins.* *24*
Figur 3.8 *Utstyr til måling av pH og temperatur in situ* *25*
Figur 3.9 *pH-meter* *25*
Figur 3.10 *Oversikt prøvetakingspunkter (Bærum kommune).* *27*
Figur 3.11 *Arbeidsklær og vernesko* *30*
Figur 3.12 *Desinfeksjon av brannstender* *30*
Figur 3.13 *Merking av prøvebeholder med SID-nummer.* *31*
Figur 3.14 *Isolasjonskasse med fryseelement og prøvebeholdere.* *31*
Figur 3.15 *Analyse av pH og temperatur in situ.* *32*
Figur 3.16 *Oversiktbilde, analyse av pH og temperatur in situ.* *32*
Figur 3.17 *Åpning av kumventil.* *33*
Figur 3.18 *Prøvetaking i felt, en rørlegger holder vakt.* *33*
Figur 4.1 *Prøvetakingspunkt Lommedalen (Bærum kommune).* *38*
Figur 4.2 *Prøvetakingspunkt Rykkinn (Bærum kommune).* *42*
Figur 4.3 *Prøvetakingspunkt Sandvika (Bærum kommune).* *46*
Figur 4.4 *Prøvetakingspunkt Høvik (Bærum kommune).* *50*
Figur 4.5 *Prøvetakingspunkt Østerås (Bærum kommune).* *54*
Figur 5.1 *Anleggstegning kum 92033 (Bærum kommune).* *70*
Figur 5.2 *Kumbilde 7413.* *71*
Figur 5.3 *Anleggstegning kum 7413 (Bærum kommune).* *71*
Figur 5.4 *Miljølokk.* *74*
Figur 5.5 *Prøve 1125-0, prøvepunkt 5.* *76*
Figur 5.6 *Prøve 137265-0, prøvepunkt 9.* *76*
Figur 5.7 *Måleusikkerhet pH-meter (VWR Store, 2021).* *77*

TABELLOVERSIKT

Tabell 2.1 *Antall liter vann per kilometer rør ved ulike dimensjoner.* 15
Tabell 3.1 *Resultater fra Aurevann råvann og rentvann i perioden 02.2016 – 02.2021 (Bærum kommune).* 20
Tabell 3.2 *Resultater fra Holsfjord råvann og rentvann i perioden 02.2016 – 02.2021 (Bærum kommune).* 20
Tabell 3.3 *Rørmaterialer, lengde og andel i prosent (Bærum kommune, 2018)* 22
Tabell 3.4 *Måleusikkerhet og målemetode labanalyser.* 29
Tabell 3.5 *Teoretisk spylt rørlengde, ut ifra målinger i felt.* 33
Tabell 4.1 *Ledningsdata Lommedalen (Bærum kommune).* 38
Tabell 4.2 *Fysiske parametere Lommedalen.* 39
Tabell 4.3 *Kjemiske parametere, Lommedalen.* 40
Tabell 4.4 *Mikrobiologiske parametere Lommedalen.* 41
Tabell 4.5 *Ledningsdata Rykkinn (Bærum kommune).* 42
Tabell 4.6 *Fysiske parametere Rykkinn.* 43
Tabell 4.7 *Kjemiske parametere Rykkinn.* 44
Tabell 4.8 *Mikrobiologiske parametere Rykkinn.* 45
Tabell 4.9 *Ledningsdata Sandvika (Bærum kommune).* 46
Tabell 4.10 *Fysiske parametere Sandvika.* 47
Tabell 4.11 *Kjemiske parametere Sandvika.* 48
Tabell 4.12 *Mikrobiologiske parametere Sandvika.* 49
Tabell 4.13 *Ledningsdata Høvik (Bærum kommune).* 50
Tabell 4.14 *Fysiske parametere Høvik.* 51
Tabell 4.15 *Kjemiske parametere Høvik.* 52
Tabell 4.16 *Mikrobiologiske parametere Høvik.* 53
Tabell 4.17 *Ledningsdata Østerås (Bærum kommune).* 54
Tabell 4.18 *Fysiske parametere Østerås.* 55
Tabell 4.19 *Kjemiske parametere Østerås.* 56
Tabell 4.20 *Mikrobiologiske parametere.* 57
Tabell 4.21 *Parvis korrelasjon av vannkvalitetsparametere, 0-minuttsprøver uke 5.* 58
Tabell 4.22 *Multippel regresjonsanalyse med kimtall som avhengig variabel, 0-minuttsprøver uke 5.* 59
Tabell 4.23 *Parvis korrelasjon av vannkvalitetsparametere, 5-minuttsprøver uke 5 og 10.* 60
Tabell 4.24 *Multippel regresjonsanalyse med kimtall som avhangig variabel, 5-minuttsprøver fra uke 5 og uke 10.* 60
Tabell 4.25 *Parvis sammenligning av kimtall i forskjellige områder av forsyningsnettet i Bærum.* 61
Tabell 4.26 *Parvis sammenligning av kimtall i forskjellige rørmaterialer i ledningsnettet til Bærum.* 61
Tabell 4.27 *Parvis sammenligning av turbiditet i forskjellige områder av forsyningsnettet i Bærum.* 62
Tabell 4.28 *Parvis sammenligning av turbiditet i forskjellige rørmaterialer i ledningsnettet til Bærum.* 62
Tabell 4.29 *Parvis sammenligning av jerninnhold i forsyningsnettet ved forskjellige rørmaterialer i Bærum.* 63
Tabell 4.30 *Parvis sammenligning av pH-verdier i forsyningsnettet ved forskjellige rørmaterialer i Bærum.* 63
Tabell 4.31 *Statistisk hypotesetest på forskjellen i turbiditet før og etter spyling på ledningsnettet til Bærum.* 64
Tabell 4.32 *Statistisk hypotesetest på forskjellen i jernnivåer før og etter spyling på ledningsnettet til Bærum.* 64
Tabell 4.33 *Statistisk hypotesetest på forskjellen i kimtall før og etter spyling på ledningsnettet til Bærum.* 65
Tabell 4.34 *Statistisk hypotesetest på forskjellen i fargetall fra uke 5 til uke 10 på ledningsnettet til Bærum.* 65
Tabell 5.1 *Måleusikkerhet laboratorieanalyser (Eurofins).* 77

SAMMENDRAG

Vannforsyningsanleggene i Norge står overfor utfordringer knyttet til et økende vedlikeholdsetterslep, klimaendringer og risiko for vannbårne sykdomsutbrudd. I denne rapporten har vi forsøkt å bidra til en positiv utvikling ved øke kunnskapsnivået rundt utfordringer knyttet til drikkevannskvalitet i endeledninger. Vi har undersøkt sammenhengen mellom vannkvalitet og ledningskarakteristikk som rørmateriale, samt utforming og drift av endeledninger med søkelys på drikkevannskvalitet.

Vi har gjennomført to vannprøverunder i felt fordelt på 25 utvalgte endeledninger i Bærum kommune. Vannprøvene er analysert hos akkreditert laboratorium Eurofins. Videre har vi samlet inn data om ledningskarakteristikken til vannforsyningssystemet. Vi har også fått data med hydrauliske simuleringer fra Bærum kommune. Innsamlet datamateriale har blitt analysert ved bruk av forskjellige statistiske metoder i Stata.

Vi har funnet høye verdier av turbiditet og høyere innhold av metaller i vannprøvene tatt i gamle støpejernsrør. Vi ser at bruken av gravefrie løsninger som å belegge eldre støpejernsrør med polyuretan har en positiv innvirkning på vannkvaliteten. Videre har vi funnet litt høyere pH-verdier i nyere støpejernsrør med sementmørtel i forhold til andre rørmaterialer i studien.

Å ha et større fokus på vannkvalitet også ute på ledningsnettet vil lønne seg, dette kan gjøres ved å iverksette flere metoder for overvåkning av vannkvaliteten. Ny teknologi og digitalisering av ledningsnettet vil være essensielt framover i tiden. Under utforming av vannforsyningssystemer bør vannkvalitet vurderes på lik linje med vannkvantitet, spesielt med tanke på dimensjonering og valg av ledningstraseer.

ABSTRACT

The water supply systems in Norway face challenges related to an increasing maintenance backlog, climate change, and the risk of waterborne disease outbreaks. In this study, we sought to develop a better understanding, and gain new knowledge about specific challenges related to drinking water quality in dead-end mains. In this regard, we investigated the relation between water quality and pipe characteristics such as pipe material, as well as the design and operation of dead-end mains, with emphasis on drinking water quality.

We have carried out two journeys, making field observations and collecting water samples for analysis from 25 selected dead-end mains in Bærum municipality. The water samples were analyzed at an accredited laboratory, Eurofins. Furthermore, we collected data on the pipe characteristics of the water supply system. We also received hydraulic simulations data on the water supply system from Bærum municipality. The data collected were analyzed using different statistical methods in Stata.

We have found higher values of turbidity and higher contents of metals in water samples from old cast iron pipes. We can observe that the use of no dig technology such as coating older cast iron pipes with polyurethane has a positive impact on water quality. Furthermore, we found slightly higher pH values in newer cast iron pipes with cement coating, compared to other pipe materials in this study.

Drawing more attention to water quality within the pipeline network will pay off for the water quality in general. This can be done by implementing several methods for monitoring water quality. New technology and digitalization of the pipeline network is a key factor. When designing water supply systems, water quality should be considered on an equal footing with water quantity, especially regarding dimensioning and choice of pipeline routes.

TERMINOLOGI

Begreper

E-modul	Elastisitetsmodulen i et materiale er forholdet mellom fasthet og forlengelse. Dette sier noe om hvor stivt materialet er, eller materialets motstandsevne mot elastisk deformasjon (Ødegaard et al., 2014, s. 377).
Endeledning	En vannledning som er ensidig koblet til resten av ledningsnettet. Ofte begrenset uttak av vann, men dimensjonert til brannvann, noe som kan føre til lange oppholdstider.
Ringledning	En del av et vannforsyningssystem med forsyning fra to sider. Dette er måten Bærum kommunes ledningsnett hovedsakelig er bygd opp.
Stikkledning	En privat rørledning som går fra en hovedledning og ut til en abonnent. Denne betegnelsen brukes både om spillvann, overvann og vannledninger.
Trykksone	En sone i distribusjonsområde med samme trykkhøyde. Soneventiler brukes til å stenge av området, røret mot soneventilen blir ofte en endeledning. Ellers brukes trykkreduksjonsventiler og pumper til å regulere trykket inn og ut av trykksonene.

Notasjon

mekv/l	Milliekvivalenter per liter
mg/l	Milligram per liter
mg Pt/l	Milligram platina per liter
mmol/l	Millimol per liter
mS/m	Millisiemens per meter

Forkortelser

AOC	Assimilerbart organisk karbon
CFU	Colony-forming unit (kolonidannende enhet)
Cl. Perfringens	Clostridium Perfringens
E. coli	Escherichia coli
FHI	Folkehelseinstituttet
FNU/NTU	Formazin Nephelometric Unit / Nephelometric Turbidity Unit
GIS	Geografisk informasjonssystem
GPS	Global positioning system
H_2S	Hydrogensulfid
Koliforme	Koliforme bakterier
MSE	Mean square error
PE	Polyetylen
PU	Polyuretan
PVC	Polyvinylklorid
RPM	Resuspension potential method
SID-nummer	Sikkerhetsidentifikator-nummer
SJ	Støpejern
SJG	Støpejern, grått
SJK	Støpejern, duktilt (seigjern)
SSB	Statistisk Sentralbyrå
TOC	Total organic carbon (Totalt organisk karbon)
UV	Ultrafiolette stråler
VA	Vann og avløp

1 INNLEDNING

1.1 Bakgrunn

FNs bærekraftsmål nr. 6 forplikter verdens land til å sikre at alle har tilgang til rent drikkevann innen 2030, FN har også bestemt at trygt og rent drikkevann er en menneskerettighet (World Health Organization, 2016).

Ferskvann er en kretsløpsressurs, og tilgangen på ferskvann er definert som en forutsetning for et stabilt samfunn. Utviklingen i verden går mot et større forbruk av vann, spesielt innen landbruk og industri. I tillegg til et større forbruk av vann, ser vi også mer tørke og vannforurensning, som igjen fører til vannmangel i utsatte områder i verden. Vannforekomstene i verden er svært ulikt fordelt, i Norge har vi 140 ganger mer tilgengelig ferskvann per innbygger enn i Nederland (Thaulow, 2018).

Vi har altså god tilgang på ferskvann, men tilfredsstillende vannbehandling og sikker distribusjon av ferdig behandlet vann er også kritisk for å sikre at alle har tilgang til rent drikkevann. I formålet til (Drikkevannsforskriften, 2016) står det: «*Formålet med forskriften er å beskytte menneskers helse ved å stille krav om sikker levering av tilstrekkelige mengder helsemessig trygt drikkevann som er klart og uten fremtredende lukt, smak og farge*».

I *State of the Nation - vannforsynings- og avløpsanlegg* utarbeidet av Rådgivende ingeniørers forening (2019) blir det avdekt at utskiftingstakten for vannforsynings-anleggene i Norge er så lav at det gir risiko for knapphet på vann og økt risiko for forurenset drikkevann. Videre kan vi se at vannforsyningsanleggene har et vedlikeholds-etterslep på 220 milliarder norske kroner. Så selv om drikkevannet i utgangspunktet er hygienisk betryggende, er vannforsyningen sårbar mot klimaendringer, vannbårne sykdomsutbrudd og andre trusler som økt risikobilde.

Vannkvalitetsproblemer oppstår i forsyningsnettet, i form av blant annet korrosjon i metallrør, vekst av biofilm og misfargning av drikkevannet. Dette fører til klager fra abonnentene, selv om vannet ut fra vannbehandlingsanleggene har en god kvalitet. Klager fra abonnentene er i seg selv negativt for vannverket, men risikoen for bakterier og patogener er også til stede, noe som kan føre til at drikkevannet blir helseskadelig å drikke (Bruaset, 2008). Vi har i senere tid hatt omfattende vannbårne smitteutbrudd i mange industriland, blant annet i Norge. I Bergen ble flere tusen syke med giardiasis etter drikkevannet ble forurenset med kloakk (Giardia lambila) i 2004 (Fonahn, 2014). Vi har også hatt flere vannbårne utbrudd av campylobakter, blant annet i Røros i 2007 og på Askøy i 2019. Et aldrende distribusjonssystem, en større grad av urbanisering og klimaendringer pekes på som faktorer som kan ha vært med på å forårsake disse utbruddene (Folkehelseinstituttet, 2020b).

Utformingen og oppbygging av distribusjonssystem for vannforsyning er krevende i Norge, blant annet grunnet spredt bebyggelse og utfordrende topografi. Et eksempel på utfordrende topografi er store lokale høydeforskjeller i et forsyningsområde, noe som igjen gir mange forskjellige trykksoner. En ulempe med trykksoner er at de kan skape områder i ledningsnettet med ensidig vannforsyning og stillestående vann, såkalte endeledninger (Angers, 2002). Et eksempel er ved en stengt soneventil, her vil det være en endeledning med stillestående vann på hver side av denne stengte soneventilen. Stillestående vann i ledningsnettet, i dette tilfellet i endeledninger kan føre til forringelse av vannkvaliteten.

1.2 Formål og problemstilling

Bærum kommune har i hovedplan for vann, avløp og vannmiljø 2017-2020 satt fokus på vannkvaliteten i endeledninger. I disse endeledningene har dimensjonerende vannforbruk på mindre forsyningsledninger normalt vært innenfor kravet om slukkevann til brann. I endeledninger kan det være meget begrenset uttak av drikkevann som kan medføre lange oppholdstider i rørene, noe som igjen kan føre til begroing og økt pH i vannet. Vannkvalitet påvirkes særlig av oppholdstiden, men også av materialet til ledningene (Bærum kommune, 2017).

Vi har fått oppdrag av Bærum kommune å gjennomføre en studie av utvalgte endeledninger og vannkvalitetsparametere der vi skal undersøke sammenhengen mellom drikkevannskvalitet, ledningskarakteristikk og driftssituasjon i disse ledningene. Hensikten er å komme med anbefalinger for drift, bygging og vedlikehold av endeledninger generelt, samt danne et grunnlag for videre studier.

I 2014 ble det gjennomført en bacheloroppgave i Bærum kommune som bestod av etablering av et måleverktøy, RPM-målinger samt en rekke analyser av partikler på endeledninger. Denne bacheloroppgaven fra 2014, sammen med annen relevant faglitteratur fra en innledende litteraturstudie vil være et grunnlag for videre arbeid i vår bacheloroppgave.

1.2.1 Mål og delmål

Det overordnede målet med dette prosjektet er øke kunnskapsnivået knyttet til utfordringene ved endeledninger, med fokus på sammenhengen mellom drikkevannskvalitet, ledningskarakteristikk og driftssituasjon i endeledninger.

Vi har med utgangspunkt i dette målet utformet noen delmål:

- Å finne ut om hva ledningskarakteristikken, da spesielt rørmateriale og dimensjon har å si for vannkvaliteten i endeledninger.
- Å komme med anbefalinger for bygging, drift og vedlikehold av endeledninger.
- Å framheve en helhetlig tankegang rundt drikkevannskvalitet, da spesielt vannkvalitet ute på ledningsnett, og ikke bare etter vannbehandlingstrinnet.

1.2.2 Forskningsspørsmål

Vi har i samarbeid med Bærum kommune utarbeidet noen forskningsspørsmål vi skal prøve å besvare igjennom denne oppgaven:

- I hvilken grad påvirker endeledningens alder og rørmateriale drikkevannskvaliteten?
- I hvilken grad påvirker diameter og oppholdstid drikkevannskvaliteten i endeledningene?
- Hvordan påvirker utformingen av distribusjonsnettet vannkvaliteten i endeledninger?
- Hvilken effekt har spyling på vannkvaliteten i endeledningene?
- Hvilke muligheter har vi til å overvåke vannkvaliteten i endeledninger?

1.3 Avgrensinger

Drikkevannskvalitet i endeledninger er et stort studieområde som kan utforskes med forskjellige metoder, og arbeidet kan ha mange forskjellige innfallsvinkler og retninger. Styringsgruppe med veiledere samt oppdragsgiver er med på å styre oppgaven og setter avgrensninger. Bærum kommune som oppdragsgiver og finansierende part er den interessenten som har størst innvirkning på vinklingen av oppgaven. NTNU med veileder som vurderer arbeidet og oppgaven vår, har også stor innflytelse. Dette samt eventuelle utfordringer underveis i oppgaven, og faktorer nevnt under er med på å styre omfanget, og vinklingen i arbeidet, samt sette avgrensninger til problemstillingen i oppgaven.

Geografisk

Selv om denne oppgaven skal gi generelle kunnskaper om vannkvalitetsproblemer i endeledninger er forskningsområdet forsyningsnettet for drikkevann i Bærum kommune, med sin unike drikkevannskarakteristikk og sin unike utforming. Også innad i Bærum kommune er det større søkelys på enkelte områder og distriktsoner enn andre. Dette fører til forskjellige geografiske avgrensinger for prøvepunktene.

Ressursmessig

I dette prosjektet er det som i andre prosjekter begrensede ressurser tilgengelig i form av økonomiske ressurser, fagpersonell, utstyr og tid. Med begrensede ressurser må man vurdere kostnad i forhold til nytte når for eksempel analyseparameter og vannprøve-punkter skal velges ut. Det er hverken nok tid eller ressurser til å bruke flere vannprøvemetoder. Vi har valgt analyse av vannkvalitetsparameter til fordel for RPM-målinger, selv om begge er relevante. Det er heller ikke mulig å få tilgang til alt av data for å kjøre simuleringer, ettersom noe av datamateriale er gradert informasjon.

COVID-19

Koronaviruspandemien har pågått under hele arbeidet med denne bacheloroppgaven, noe som har gjort for eksempel prøvetakningen ekstra utfordrende med tanke på reising og nærkontakter. Når man møter på slike utfordringer, må man tilpasse seg selv og arbeidet til situasjonen. Grunnet situasjonen under arbeidet med oppgaven ble det tatt færre vannprøver enn planlagt, men vi har fortsatt mye data til å jobbe med, og har kunnet lagt til enda mer arbeid i litteraturstudie.

1.4 Rapportens oppbygging

Denne rapporten er bygget på en litteraturstudie som har fulgt oppgaven fra start til slutt, feltarbeid i form av vannprøver gjennomført på forsyningsnettet til Bærum kommune, og analyse av disse vannprøvene med et utvalg av analyseparameter. Metoden er beskrevet detaljert i eget metodekapittel.

Det første kapitlet i rapporten forteller om bakgrunnen for oppgaven, litt om oppdragsgiver og problemstillingen med avgrensninger. I andre kapittel kommer teoretisk grunnlag for oppgaven fra vår litteraturstudie, her refererer vi blant annet til forskning gjort på området tidligere, dette kapitlet skal gi tilstrekkelig informasjon om temaet til å forstå innholdet og vurderinger vi har gjort i rapporten. I kapittel tre blir metoden og materiell som vi har benyttet oss av beskrevet i detalj. I fjerde kapittel blir resultatene fra prøvetaking i felt presentert. I kapittel fem blir disse resultatene samt feilkilder og gjennomføringen av oppgaven drøftet. I kapittel 6 kommer konklusjonen som svarer på spørsmålene fra innledningen, og oppsummerer hva vi har kommet fram til i rapporten. I kapittel sju finner vi til slutt bibliografien og deretter vedlegg.

2 TEORETISK GRUNNLAG

Hensikten med dette kapittelet er å gi leseren tilstrekkelige kunnskaper for å forstå våre prøvedata, resultater, analyser og anbefalinger, som er utarbeidet fra prøvetakningen og litteraturstudiet. Første delkapittel er en generell introduksjon til ledningsteknologi, deretter kommer det informasjon om parameter i drikkevann som er relevant i vår oppgave, og så går vi nærmere inn på generell kunnskap om vannkvalitet i vannledningsnett og til slutt mer spesifikt om vannkvalitet i endeledninger.

2.1 Ledningsteknologi

Vannledninger av grått støpejern ble lagt i Norge fra 1850-årene. Grått støpejern er et sprøtt materiale som lett kan gå til brudd, i motsetning til seige støpejernsrør. Seige støpejernsrør kom først på markedet på 1960-tallet. Fordeler med støpejernsrør er høy E-modul og lav temperatur-koeffisient. Seige støpejernsrør har tynnere vegger enn grått støpejern og var utsatt for gjennomtæring på 1960-tallet etter de kom på markedet. Fra rundt 1970 er det utviklet korrosjonsbeskyttelse på disse rørene i form av sement-mørtel innvendig som hever pH verdien for å forhindre korrosjon, samt et belegg utvendig (Ødegaard et al., 2014, s. 379). Figur 2.1 til høyre viser et gammelt grått støpejernsrør som er reparert med et stykke nytt seigt støpejernsrør med korrosjonsbeskyttelse. Korrosjonsbeskyttelsen er stadig utviklet og duktile støpejernsrør har blitt vanlig å benytte til vannledninger i mellomstore og store dimensjoner.

Figur 2.1 *Reparasjon av eldre SJG-rør med nytt SJK-rør.*

Figur 2.2 *PE-rør på kveil.*

Asbestsementrør ble benyttet i en periode fra 1960 til 1985. Etter 1985 ble materialet forbudt grunnet sykdomsrisiko ved produksjon og legging. Fra rundt 1970 kom termoplastrør i materialer PE, PVC og PP, disse brukes hovedsakelig brukes i små og mellomstore dimensjoner. De tidligste anleggene med plastrør er ofte av dårlig kvalitet, både på grunn av dårlig arbeid under utførelse, men også grunnet dårlig materialkvalitet (Ødegaard et al., 2014, s. 375). Rutiner for legging og selve plastmaterialene er blitt bedre, og minst 100 års levetid er målet for nye anlegg i dag (Mosevoll, 2018), dette gjelder alle VA-ledninger. Fordeler med bruk av rør i termoplastmateriale er at de ikke er utsatt for korrosjon og er enkle å arbeide med grunnet vekt og elastiske egenskaper.

Figur 2.3 *Renovering av SJ-rør med PU-liner.*

I dag bruker vi også PE- og PP-rør i gravefrie løsninger som styrt boring, rørinnføring og utblokking, på figur 2.2 over til høyre ser vi et PE-rør. En annen gravefri metode for å renovere vannledninger er sprøyting av polyuretan direkte på innvendig rørvegg. I dag benyttes kun PU-belegg i Norge, men tidligere er det også benyttet andre belegg av epoksy og sement (Ødegaard et al., 2014, s. 407). Renovasjon av vannledninger med PU-liner benyttes ofte på gamle støpejernsrør, slik som vi ser på figur 2.3 til høyre. Dette kan vanligvis gjøres helt gravefritt, i motsetning til styrt boring, rørinnføring og utblokking, der trenger man en innførings- og eventuelt mottaksgrop.

2.2 Vannkvalitetsparametere i drikkevann

2.2.1 Fysiske parametere

I disse delkapitlene under er alle grenseverdier og tiltaksgrenser for parametere i drikkevann hentet fra Drikkevannsforskriftens kapittel 1 og 2 (Drikkevannsforskriften, 2016).

Farge (fargetall)

I norske overflatekilder skyldes normalt sett et høyt fargetall innhold av humus. Et innhold av humus kan redusere effekten av UV-transpirasjon i vannbehandlingsanlegg. Humus kan i tillegg inaktivere klor og det kan dannes forbindelser som klorerte organiske forbindelser som kan gi lukt- og smaksproblemer på vannet, samt andre forbindelser som kan ha en kreftfremkallende effekt. Dersom humus blir oksidert og nedbrutt kan det gi problemer med begroing og slam i ledningsnettet (Hyllestad et al., 2018). Forfatterne av boken Vann- og avløpsteknikk (Ødegaard et al., 2014, s. 107) skriver at fargen kan forsterkes dersom jern og mangan er assosiert med humus.

Folkehelseinstituttet (FHI) (Hyllestad et al., 2018) skriver: «*Humusinnhold med fargetall høyere enn 15 mg Pt/l gir en synlig gulbrun farge, for eksempel i badekar. Når fargetallet er høyere enn 25 mg Pt/l vil fargen være fremtredende, og humusinnholdet vil kunne forårsake misfarging av klesvask og forårsake avleiringer i ledningsnett som kan forårsake at slam kommer i kranene, og dette vil også kunne bidra til økt korrosjon. Humus kan gi dårlig smak (myrsmak) på vannet, og ved klorering av humusvann kan smak og lukt bli særlig ubehagelig.*»

Drikkevannsforskriften har ingen øvre grense for fargetall, men Mattilsynet anbefaler et maksimalt fargetall på 20 mg Pt/l.

Konduktivitet (ledningsevne)

Konduktivitet er et mål på det totale saltinnholdet i vannet. Drikkevannsforskriften har en grenseverdi for ledningsevne på 250 mS/m ved 20 °C med kommentaren at vannet ikke skal være korrosivt.

Ved høy ledningsevne kan det være utløsning av kalsium fra rørene. Vannkilder i Norge som er saltfattige som også har lav ledningsevne kan også være korrosive (Hyllestad et al., 2018).

Lukt/smak

Fra boken Vann- og avløpsteknikk (Ødegaard et al., 2014) (Ødegaard et al., 2014)er det forfattet at det er flere ting som kan virke inn på vannets lukt og smak. Alger, bakterier, høye klorkonsentrasjoner og kjemikalier er noen av dem. Organisk stoff som uten nok oksygen ved nedbryting, kan gi illeluktende forbindelser som f.eks. hydrogensulfid. Også metaller som jern og mangan kan gi ubehagelig smak på vannet, som følge av utløsning av disse stoffene fra selve ledningsnettet.

I Drikkevannsforskriften (2016) står det følgende: «*Formålet med forskriften er å beskytte menneskers helse ved å stille krav om sikker levering av tilstrekkelige mengder helsemessig trygt vann som er klart og yten fremtredende lukt, smak og farge*».

Naturlig organisk materiale (Humus)

Naturlig organisk materiale (NOM) er organisk stoff i råvann. I boken Vann- og avløpsteknikk (Ødegaard et al., 2014, s. 118) står det at høyt innhold av organisk stoff i Norge er i hovedsak på grunn av NOM. Organisk stoff gir en gulbrun farge på vannet og er sammensatt av store organiske molekyler som er negativt ladet. Det står videre at humus kan også binde organiske forurensinger og tungmetaller. NOM kan også gi avsetninger i rør og gi myrsmak på vannet. Et høyt innhold av NON kan medføre økt korrosjon på vannrør. Ved klorering i vannbehandlingen kan et høyt NOM-innhold gi en ubehagelig lukt og smak på drikkevannet. Se også avsnittet *Farge (fargetall)* for mer om humus.

Temperatur

I boken Vann- og avløpsteknikk (Ødegaard et al., 2014, s. 106) er det forfattet at temperatur er en viktig vannkvalitetsparameter fordi den påvirket oksygeninnhold, tetthet, viskositet, overflatespenning og damptrykk i vannet. De skriver også at en temperaturøkning på 10 °C dobler hastigheten på biologiske- og kjemiske prosesser/reaksjoner.

I en studie på forsyningsnettet i Ålesund (Mohammed et al., 2021) viste at temperatur er en viktig faktor som påvirker kjemiske parametere i drikkevannet som pH, alkalitet og ledningsevne. Ved lave temperaturer var sannsynligheten for bakterier i ledningsnettet mindre enn ved høyere temperaturer. Forfatterne av studien skriver også at ved 11,14 °C var sannsynligheten 95 % for tilstedeværelse av bakterier i drikkevannet. Norsk Vann skriver i rapport 206 (Bruaset & Hem, 2014, s. 13) at økt temperatur i ledningsnettet fører til bedre vekstforhold for biofilm og mikroorganismer.

Turbiditet

Turbiditet er et mål på uklarheten i drikkevannet. Det kan være på grunn av finpartikulært materiale som breslam, utfelte- jern og manganhydrosider, algevekst og erosjonsprodukter. Gjennom ledningsnettet kan turbiditeten øke på grunn av slam og korrosjon i ledningene. Dersom turbiditeten i råvannet er høyt og det ikke blir betydelig redusert i vannbehandlingen kan dette bidra til høy turbiditet på ledningsnettet. Rester fra kjemikalier i vannbehandlingen der det er brukt koagulanter med jern eller aluminium kan gi etterfelling på rørnettet som også kan øke turbiditeten. Mattilsynets sin anbefaling er at turbiditet ikke overstiger 1 NTU/FNU ut fra vannbehandlingsanlegget (Hyllestad et al., 2018).

2.2.2 Kjemiske parametere

Alkalitet

Alkalitet er et mål for bufferkapasiteten til vann. Bufferevnen er vannets evne til å motstå endringer i pH (Ødegaard et al., 2014, s. 105). FHI (Hyllestad et al., 2018) skriver at alkaliteten per definisjon er lik 0 når pH < 4,5. Videre står det at overflatevann her i Norge er alkaliteten oftest en funksjon av vanninnholdet av karbonsyre salter, karbonat etc. Høyt innhold av karbonater (alkalitet større enn 0,6 mekv/l) i vann har vist å ha positiv innvirkning ved korrosjon av jernrør. Jern sammen med karbonat danner jernkarbonat som virker som et beskyttende belegg på rørene, som igjen forhindrer videre korrosjon. Det samme gjelder for kobberrør, der irr legger seg på innsiden av rørene ved dannelsen av kobberkarbonatet malakitt. I sementrør kan utløsingen av kalsium reduseres ved høy alkalitet, fordi det er tilnærmet likevekt mellom kalsiumkarbonat i vannet og i rørmaterialet (Hyllestad et al., 2018).

Aluminium (Al)

Aluminium er et metall som forekommer i jordskorpen. Det finnes naturlig i vannforekomster. Aluminium-salter benyttes også som fellingskjemikalie i vannbehandlingsanlegg (Hyllestad et al., 2018).

FHI (Hyllestad et al., 2018) skriver: «*Ved et høyt restinnhold av aluminium i vann ut fra kjemisk fellingsanlegg, kan aluminium felles ut og avleires som aluminiumhydroksid* $Al(OH)_3$ *i ledningsnettet. Ved sterk tapping kan slammet komme ut til abonnentenes kraner og gi betydelige plager. Utfellingene kan gjøre vannet uklart og misfarget og gi dårlig smak på vannet. Slammet kan samles i deler av ledningsnettet, og gi grobunn for mikroorganismer.*»

Drikkevannsforskriften har satt en grenseverdi/tiltaksgrense på 0,2 mg/l Al.

Assimilerbart organisk karbon (AOC)

I Norsk Vann rapport 206 (Bruaset & Hem, 2014, s. 28) skriver forfatterne: «*AOC er den biodegraderbare fraksjonen av NOM som kan benyttes som næring av mikroorganismer for vekst av biofilm og biomasse på ledningsnettet.*»

I NIVA-rapport *Begroing i drikkevannsledninger* (Hem et al., 1997, s. 17) forfattes det at AOC utgjør opptil 10 % av det totale TOC-innholdet og at AOC kan gi en bedre indikasjon på biofilm i ledningsnettet.

I Drikkevannsforskriften er det ikke oppgitt grenseverdi eller tiltaksgrense for AOC.

Hydrogensulfid (H_2S)

Hydrogensulfid gir en illeluktende gass som blir til under oksygenfattige forhold ved nedbrytningen av organisk stoff som er svovelholdig eller inneholder sulfater. Hydrogensulfid er ofte til stede i innsjøer som er næringsrike eller humusholdige. Gassen kan også dannes i ledningsnettet, ved nedbrytning av organisk materiale som er sedimentert i nettet. Vann med innhold av hydrogensulfid finner man ofte oppløst mangan og/eller jern (Hyllestad et al., 2018). Drikkevannsforskriften har ingen tiltaksgrense/grenseverdi for hydrogensulfid. Gassen, selv i små mengder danner så mye lukt at vannet er udrikkelig.

Jern (Fe)

FHI (Hyllestad et al., 2018) skriver at jernet i vannkilder kommer vanligvis fra jordsmonnet, sediment eller fra berggrunnen. I humuspåvirkede overflatevann er jerninnholdet normalt under 0,04 mg/l Fe, men dersom det er høye konsentrasjoner i overflatekilder kan det skyldes en binding av jern til NOM-molekyler. Det kan også utfelles jern i ledningsnettet på grunn av tæring på jernrør. Jern i redusert form kan gi muligheter for vekst av jernbakterier. Disse bakteriene kan medføre dannelse av rustslam i rørene.

Drikkevannsforskriften har en tiltaksgrense på 0,2 mg/l Fe.

Klorid (Cl)

I boken Vann- og avløpsteknikk (Ødegaard et al., 2014, s. 125) skriver forfatterne at klorid finnes naturlig i relativt lave konsentrasjoner i norske vann. Ved vannuttak nært havet kan det finnes høyere klorkonsentrasjoner siden saltvann har mye høyere konsentrasjon av klorid. FHI (Hyllestad et al., 2018) skriver at innholdet av klor i drikkevannet har en stor betydning av vannets korrosivitet. Klorinnholdet påvirker også konduktiviteten i drikkevannet.

Drikkevannsforskriften har en grenseverdi på 250 mg/l Cl for klorid.

Mangan (Mn)

Mangan er et grunnstoff som normalt forekommer i berggrunnen. I humus- og næringsrike vannkilder samt i dype lag i innsjøer kan innholdet av mangan være høyt. Ved utfelling av mangan i vannet kan UV-transpirasjonen i vannbehandlingsanlegget reduseres. Ved manganinnhold på mer enn 0,05 mg Mn/l i drikkevannet kan det forekomme avsetninger i rørene. Manganbakterier kan gi begroing og medføre store slammengder i ledningsnettet (Hyllestad et al., 2018).

Drikkevannsforskriften har en tiltaksgrense for mangan på 0,05 mg Mn/l.

pH (surhetsgrad)

pH-verdi er et mål på surhetsgraden til vannet. Det blir målt den negative logaritmen til H_3O^+-ioner i vannet. Der pH på 7 er nøytralt, under 7 er surt og over 7 er alkalisk. Ved nedbrytning av organisk stoff i ledningsnettet kan gi pH-reduksjon. Om sementbaserte rør utløser kalk kan dette gi en øking i pH-verdien. Høy pH-verdi kan medbringe utløsning av stoffer som kan være helseskadelige fra ledningsmaterialer og armaturer (Hyllestad et al., 2018).

Drikkevannsforskriften har en tiltaksgrense for pH på under 6.5 og over 9.5 pH-enheter, med kommentar at vannet ikke skal være korrosivt.

Totalt organisk karbon (TOC)

TOC er et mål på organisk stoff i drikkevann. Dette inkluderer humus, alger og andre stoffer fra jordbruk og industriavløp. Dersom det forekommer organiske stoffer i drikkevannet kan det medvirke til biologisk vekst i rørene (Hyllestad et al., 2018).

I Drikkevannsforskriften er det ikke oppgitt en tiltaksgrense/grenseverdi for TOC annet enn *ingen unormal endring.*

2.2.3 Mikrobiologiske parametere

Clostridium Perfringens (Cl. Perfringens)

FHI skriver (Lund, 2012): «*Clostridium perfringens er en tarmbakterie som forekommer i lave konsentrasjoner i menneskelig avføring. Bakterien dør raskt i kontakt med oksygen. Den har evne til å danne sporer som er et overlevelsesstadium, og som gjør at den kan overleve lenger i vann enn de fleste andre bakterier*.»

Bakterien finnes også i naturen og den kan bryte ned organisk materiale (Lund, 2012).

Tiltaksgrensen i Drikkevannsforskriften er 0 Cl. Perfringens inkludert sporer per 100 ml.

Escherichia coli (E. coli)

E. coli er en bakterie som finnes naturlig i avføringen til mennesker og dyr. Det er en termotolerant koliform bakterie. Den kan komme inn i drikkevannet ved kloakklekkasje. E. coli er en indikatororganisme som kan indikere parasitter, bakterier og virus i ledningsnettet (Lund, 2012).

Drikkevannsforskriften har en grenseverdi på 0 E. coli/100 ml.

Intestinale enterokokker

Intestinale enterokokker finnes ofte i avføring hos husdyr, og det kan finnes i store mengder. Forekomsten i mennesker er ofte mindre enn hos husdyr. Intestinale enterokokker er en indikatorbakterie som kan være en god indikator på virus i vannet. Bakterien indikerer at det er forurensing av kloakk på ledningsnettet (Lund, 2012).

Drikkevannsforskriften har en grenseverdi på 0 Intestinale enterokokker/100 ml.

Kimtall

Beskriver antall dyrkbare heterotrofe bakterier. Kimtall viser forekomst av bakterier, men ikke enkeltarter. En kim er en eller flere levende mikroorganismer i en partikkel. Kimtall benyttes for overvåkning av begroing og slamdannelse i ledningsnettet, samt til å kontrollere desinfeksjonseffekten i vannbehandlingen. Et høyt kimtall gir grunnlag for å spyle rørnettet (Lund, 2012).

Kimtall har en tiltaksgrense på 100 kim/ml i Drikkevannsforskriften.

Koliforme bakterier

Koliforme bakterier er en gruppe bakterier som vanligvis kommer fra tarmen. De finnes også i jord, døde planterester og vann. Om man finner koliforme i en vannprøve kan det stamme fra tarmkoliforme bakterier eller miljøkoliforme bakterier (Lund, 2012).

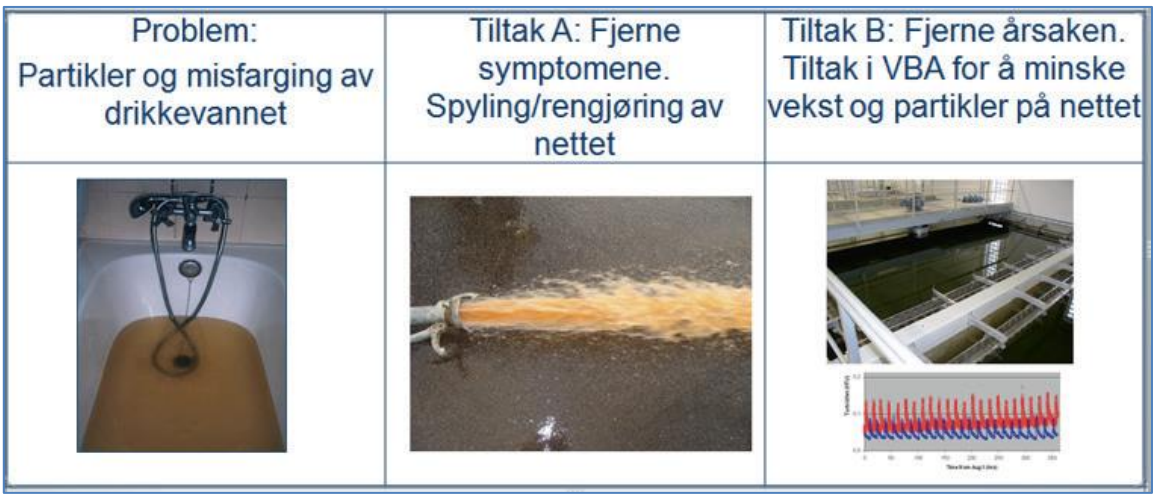
Verdens helseorganisasjon (WHO) (World Health Organization, 2016) mener at bakteriefunn av koliforme er mer egnet til å påvise biofilm og slam i ledningsnettet samt innlekking, enn til å påvise forekomst av sykdomsfremkallende bakterier.

Drikkevannsforskriften har en tiltaksgrense på 0 koliforme bakterier per 100 ml.

2.3 Vannkvalitet i ledningsnett

Det er stort fokus på kvaliteten på drikkevannet som skal ut til husholdninger, industri, sykehus, skoler og eventuelt benyttes som slukkevann. Ifølge rapport om drift av vannforsyning (Bruaset et al., 2010) har i senere tid også vannkvalitet under distribusjon i større grad blitt belyst, og ikke bare vannkvalitet etter vannbehandling. Dette underbygges også av forskning fra American Water Works Association (Hanson et al., 2007). Dette kan ha en sammenheng med sykdomsutbrudd og andre hendelser med forurensing av ferdig renset vann, dette er ofte omtalt som den største risikoen vi har i vannsystemene våre (Bruaset et al., 2010).
Vreeburg (2007) sier at vannrensingen har stor innvirkning på vannkvaliteten og rengjøringsbehov i ledningsnettet, dette er støttet av flere andre rapporter (Bruaset et al., 2010; Klidies & Ybanez, 2019; D. van der Kooij et al., 2003). Bruk av mer ressurser og søkelys på forbedret vannrensing vil altså gjøre at vi kan bruke mindre ressurser på rengjøring og vedlikehold av ledningsnettet samt få et renere ledningsnett. Det er gjort flere studier om vannkvalitet i drikkevannsnett. Problemene er i hovedsak misfarget vann i form av partikler i drikkevannet, vekst av biofilm, samt korrosjon av støpejerns- og metallrør (Bruaset et al., 2010).
Stian Bruaset (2008) forklarer at partiklene i hovedsak kommer fra renseanlegget og råvannet, noe som støttes av Norsk Vann rapport 206 (2014). Noen av vannkvalitets-endringene kommer også fra selve vannledningene, og uansett hvor rent vann vi har ut ifra renseanleggene kan det oppstå problemer på ledningsnettet. En NIVA-rapport (Hem et al., 1997) forteller at dette kan være i form av innsug av forurenset vann, drikkevannet kan misfarges av korrosjon, pH-endringer som følge av kjemiske reaksjoner med rørmateriale, blanding av vann fra forskjellige vannverk kan gi uønskede reaksjoner med flere.

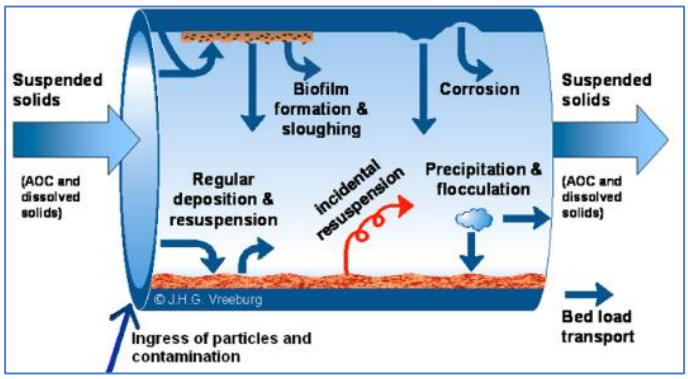
Vi kan fjerne symptomene eller fjerne årsaken til partikler i drikkevannet. I Bærum kommune var det tidligere problemer med mye slam og høyt kimtall i ledningsnettet. Dette var knyttet til tidligere vannbehandlingsmetode, her viste det seg også at potensialet for begroing var mindre i endeledninger og høyere i rentvannet rett ut ifra renseanlegget (Bruaset & Hem, 2014). Som vi kan se under i figur 2.4 er det vannverkets renseanlegg sitt ansvar å fjerne årsaken til partikler og misfargning av drikkevannet. Redusering av symptomene utføres som drift og vedlikehold på ledningsnettet i form av tiltak som spyling og pluggkjøring (McCarley, 2009).



Figur 2.4 *Tiltak mot partikler og misfarging av drikkevann i ledningsnettet, (Bergen vann/SINTEF).*

2.3.1 Biostabilitet i ledningsnett

Drikkevannets evne til å hindre mikrobiologisk vekst i ledningsnettet betegnes som biostabilitet. Biofilm er en form for mikrobiologisk vekst og etableres i drikkevannsnettet til tross for vannbehandling (Hem et al., 1997), et problem med biofilm er at den kan fungere som en kilde for humanpatogene bakterier og andre mikroorganismer (Bruaset & Hem, 2014). Biofilm på rørveggene kan også skape hydrauliske forstyrrelser og føre til misfarget drikkevann. Figur 2.5 under illustrerer hvordan partikler beveger seg rundt i ledningsnettet og skaper både biofilm og suspendert materiale, som igjen fører til misfarget vann.

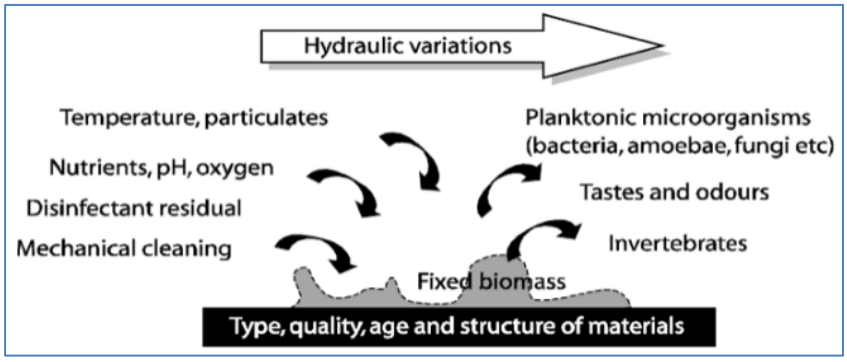


Figur 2.5 *Partiklenes bevegevelser i ledningsnettet (Vreeburg, 2007).*

Assimilerbart organisk karbon blir ofte brukt som mål på begroingspotensiale i drikkevannsledninger (Efraimsen & Mohn, 2001; Hem et al., 1997; Johansen, 2018). Assimilerbart organisk karbon er den delen av organisk karbon i drikkevannet som lett kan utnyttes av bakterier til vekst, andelen er ofte under 10% av total organisk karbon (Hem et al., 1997).

«*Å skape biologisk stabilitet er nøkkelen til å begrense ettervekst i ledningsnett*» er konklusjonen i en rapport fra Norsk vannteknologisk senter (Charnock, 2000). Videre påpekes det at råvannet og vannrensingen er avgjørende for å oppnå et biostabilt drikkevann, og når vi har oppnådd dette må vi distribuere drikkevannet i et ledningsnett konstruert av biostabile materialer.

Som vi ser på figur 2.6 under er det mange faktorer som påvirker biofilmvekst og mikrobiologisk vekst i ledningsnettet, blant annet temperatur, pH, vannbehandling, restklor, begroingspotensiale, korrosjon, sedimenter, sammensetning av mikrobiologi i vannet og ledningsnettets karakteristikker som materialer, hydraulikk, oppholdstider og driftsituasjon (Bruaset & Hem, 2014; Charnock, 2000; Hem et al., 1997; Vreeburg, 2007).



Figur 2.6 *Faktorer som påvirker biofilm og mikrobiologisk vekst i ledningsnettet (Bruaset & Hem, 2014).*

2.3.2 Overvåking av vannkvalitet i ledningsnettet

Det finnes flere verktøy man kan benytte seg av for å overvåke vannkvaliteten i ledningsnettet. Vannverkene har ofte et prøveprogram hvor de rutinemessig tar vannprøver på ledningsnettet (Bruaset & Hem, 2014). Når man rutinemessig tar vannprøver på ledningsnettet vil man etter hvert opparbeide seg store mengder prøvedata, som videre kan brukes til analyser og eventuelle endringer i vann-behandlingen eller driften av vannforsyningen. En annen fordel med rutinemessige vannprøver er at man raskt kan igangsette tiltak dersom noen parameter skiller seg ut eller overstiger tiltaksgrenser i Drikkevannsforskriften.

En annen tilnærming er å bruke databaserte verktøy. En digital modell av drikkevanns-systemet kan være svært nyttig for å kunne optimalisere vannbehandling, drift og vedlikehold av ledningsnettet (Bruaset, 2008). Et problem med digitale modeller er at de krever gode data og kalibreringer for å få til nøyaktige simuleringer, noe som mangler mange steder (Abokifa et al., 2016). Dersom man har en god digital modell av det fysiske fordelingsnettet kan dette være et svært nøyaktig og nyttig verktøy til å forutse endringen i vannkvalitet i framtiden, for eksempel ved utvidelser av ledningsnettet. Mer om modellering av endeledninger i kapittel 2.4.2.

Om vi ikke kan fjerne årsaken til partikler i drikkevannet og problemene dette forårsaker kan vi prøve å fjerne symptomene. Dette kan gjøres ved å rengjøre ledningsnettet med spyling og/eller pluggkjøring. I de fleste kommuner har de en oversikt over hvilke ledninger som skal rengjøres til hvilken tid, en spyleplan. Ifølge Bergen kommune (McCarley, 2009) har gamle spyleplaner liten effekt for større rørledninger, da spylehastigheten ikke blir stor nok. Ifølge forskning fra Nederland kan spyling uten en detaljert spyleplan gjøre problemet større, selv om man får fjernet noen partikler (Vreeburg, 2007). Om spyleplanen skal gi effekt må den altså være veldig detaljert, ventiler må stenges og vannhastigheten på spylingen må opp til 1,5 m/s. Dette støttes også av Norconsult (Odlo, 2016) som skiller mellom styrt spyling og konvensjonell spyling. Konvensjonell spyling er noe vi ofte finner i eldre spyleplaner, hvor det kun tappes vann uten ventilmanøvreringer. Dette blir tilnærmet likt en brannsituasjon.

Videre må vi prioritere hvilke rørledninger som skal spyles og hvor ofte dette skal skje. Her har SINTEF Byggforsk (Bruaset, 2010) kommet fram til at RPM-målinger er en god målemetode for å bestemme risikoen for begroing og partikler i ledningsnettet. RPM-målingene utføres for utvalgte steder i ledningsnettet, data fra disse målingene brukes som grunnlag til å rangere behovet for rengjøring av både rørledninger og trykksoner. Dette er gjennomført i Bergen kommune på rundt 100 punkter i ledningsnettet (McCarley, 2009).

I 2013 ble det gjennomført en bacheloroppgave om behovsprøvd rengjøring av vannledningsnettet i Drammen kommune (Larsen et al., 2013), hvor RPM-målinger ble brukt til å avgjøre rengjøringsbehovet for kommunale vannledninger i kommunen. I denne rapporten står det også at RPM-målinger kan brukes til å måle effekten av nåværende rengjøringsmetoder. En mulighet er å bruke RPM-målinger før og etter spyling samt pluggkjøring og deretter sammenlikne metodene. Også i Bærum kommune er det gjennomført en bacheloroppgave i 2014 (Øzkara et al., 2014) der RPM-målinger er gjort på endeledninger for å kartlegge turbiditet og vannkvalitet over tid.

En annen tilnærming vi har for å prioritere rengjøringsbehov i ledningsnettet er ifølge Norconsult (Odlo, 2016) å få tilbakemeldinger fra abonnentene. Dette kan gjøres ved å se på abonnentklager. I Bærum kommune finnes abonnentklager i et GIS-verktøy. Dette kan også brukes til å gi en indiksjon på rengjøringsbehov.

2.3.3 Klor i ledningsnettet

Ifølge Verdens helseorganisasjon er kloring den behandlingsmetoden som er mest brukt til desinfeksjon av drikkevann over hele verden (World Health Organization, 2016). En fordel med klor er at den gir en restvirkning på ledningsnettet i form av klorrest. Det påpekes også at klorrest i forskjellige deler av drikkevannsnettet er lett å kontrollere, og dette kan være et nyttig verktøy for å observere og overvåke kvaliteten på drikkevannet i ledningsnettet. Vi får også vite at sammen med turbiditet og pH er klorrest en av de vanligste parameter å analysere for i drikkevannssystemer rundt omkring i verden. En måte som ofte er brukt er å sette en nedre grense for klorrest på forskjellige punkter i ledningsnettet, for å så kontrollere dette med regelmessige vannprøver (Bruaset et al., 2010). Tilstedeværelse av fritt klor i drikkevannet kan hindre etablering av biofilm, men klor kan også reagere med NOM i vannet og danne mer lett biologisk nedbrytbart materiale (Bruaset & Hem, 2014).

I Norge har vi god tilgang på vann, der 90% av drikkevannet kommer fra overflatekilder som innsjøer og elver (Ødegaard et al., 2014). En karakteristikk med dette vannet kan være høyt innhold av humus. Klorering av vann med humus kan gi dannelse av desinfeksjonsbiprodukter som er skadelige (American Water Works Association, 2002). Dannelse av desinfeksjonsbiprodukter på grunn av høy konsentrasjon av humus i råvannet er en av grunnene til at vi bruker mindre klor i Norge og i Nederland enn for eksempel i USA, Canada og i Storbritannia (Bruaset et al., 2010).

Ifølge Folkehelseinstituttet (2020a) brukes det 5-10 ganger høyere desinfeksjonsmiddel-konsentrasjoner i drikkevannet i USA enn i Norge. I Norge og Nederland brukes ikke restklor som en hygienisk barriere, for da trengs det større doser (Bruaset et al., 2010). Vår tilnærming er å ha et biostabilt vann og et godt fordelingsnett for å oppnå god vannkvalitet uten problemene restklor medfører som lukt smak og dannelse av desinfeksjonsbiprodukter (Dick van der Kooij et al., 1999).

Klorrest er en parameter som ofte er brukt i simulering av vannkvalitet på ledningsnettet, fordi nedgangen i klorrest som funksjon av tid og andre parameter i rørnettet er mulig å estimere (Abokifa et al., 2016). Spesielt i land der det brukes mye klor er modellering av klorrest i ledningsnettet et verktøy som ofte blir brukt til å overvåke vannkvaliteten, gjerne i sammen med å ta prøver av klorrest ute på ledningsnettet.

2.3.4 Ledningskarakteristikk

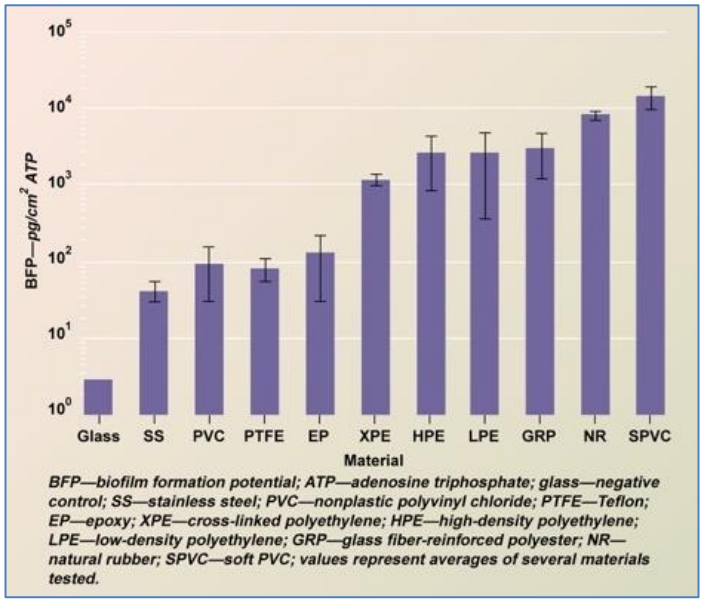
Vi har mange innvendige og utvendige faktorer på ledningsnettet som kan gi utslag på vannkvaliteten som selve utformingen, rørmateriale, ruhet, alder, begroingssituasjon og dimensjon.

Rørmateriale

En studie fra Nederland (Vreeburg, 2007, s. 143) viser det at tidligere var jernrør uten liner som førte til misfarging av vannet grunnet korrosjon. Det viste seg også at nye materialer som asbestsement-rør og PVC-rør ikke utgjorde noen forskjell på fargen på vannet. I Bærum kommune fokuseres det på å renovere gamle støpejernsrør, enten ved å bytte de ut eller belegge rørene innvendig med PU. Dersom man belegger gamle jernrør med PU kan det tenkes at man vil oppnå en forbedret vannkvalitet og blir kvitt problemene med korrosjon inne i rørene, da vannet ikke lengre vil komme i kontakt med metall. Både korrosjon og biofilmdannelse på rørveggene fører til mindre snittareal på røret, og spesielt korrosjon kan også gi en større ruhet, noe som igjen fører til større veggareal for biofilm å etablere seg på (Bruaset & Hem, 2014). Biofilm vil også lettere etablere seg på en overfalte med en høyere ruhet.

En hypotese vi hadde før vi startet med bacheloroppgaven var at vannkvaliteten i vannledninger av plastmateriale ville være mer stabil enn i vannledninger av støpejern. Dette støttes av en studie om biofilmdannelse i drikkevannssystemer (Makris et al., 2014), hvor det også henvises til flere andre studier der begroingspotensialet har vist seg å være større i jernrør enn i rør av plastmateriale. Sammenhengen mellom rørmateriale og bakterievekst er også sett nærmere på i Ålesund kommune, og konklusjonen er at sjansen for bakteriefunn er større i metallrør enn i rør laget av plastmateriale (Mohammed et al., 2021). I NIVAs rapport (Hem et al., 1997) sies det derimot at plastrør, blant annet PE og PVC ofte stimulerer bakteriell vekst og dette er støttet av rapport 206 (Bruaset & Hem, 2014). Rapporten viser også til undersøkelser som sier at det er større potensial for dannelse av biofilm på syntetiske materialer enn på for eksempel glass og rustfritt stål, som vi kan se på figur 2.7 under.

Fra denne studien kan vi se at begroingspotensialet er større på PE-materialer enn på PVC-materialer:



Figur 2.7 *Begroingspotensiale til biofilm på ulike materialer (Dick van der Kooij et al., 1999).*

Dimensjon

I endeledningene som er fokus på i denne studien, er det brannvann som er dimensjonerende. I de preaksepterte ytelsene i byggeteknisk forskrift (Direktoratet for byggkvalitet, 2019) er kravet 20 liter per sekund for småhusbebyggelse og 50 liter per sekund i annen bebyggelse. Ifølge VA-normen er kravet til minste innvendige dimensjon på kommunal vannledning normalt sett 100 mm og 150 mm ved krav til brannvann. I VA-normen til Bærum kommune (2021b) står det i kapittel 5.4 om minstedimensjon til vannledninger. I de lokale bestemmelsene i Bærum kommune skal minstedimensjon til kommunale vannledninger på nye anlegg være 150 mm innvendig.

Tabell 2.1 under viser hvor mange liter vann det ligger per kilometer med vannledning i forskjellige dimensjoner, avrundet til nærmeste liter. Ut ifra tabellen kan vi se at en 150 mm vannledning rommer over dobbelt så mye vann som en 100 mm vannledning ved samme rørlengde. Oppholdstiden er en funksjon av vannhastigheten i rørene, og vannhastigheten varierer med blant annet dimensjonen. Oppholdstid og dens effekter er beskrevet nærmere i neste delkapittel.

Tabell 2.1 *Antall liter vann per kilometer rør ved ulike dimensjoner.*

	Rørdiameter, innvendig (mm)				
	50	100	150	200	300
Liter vann per kilometer vannrør	1 963	7 854	17 671	31 416	70 686

Dimensjonen på vannledningen har mye å si for hydraulikken, både på grunn av vannhastighet og friksjon. Ifølge Norsk Vann rapport 206 (Bruaset & Hem, 2014) kan hydraulikken i stor grad påvirke oppsamling og fordeling av partikler, samt avriving av biofilm. For å sikre selvrensing av vannledninger burde man oppnå en vannhastighet på 0,4 meter per sekund minst én gang i døgnet. På generelt grunnlag er også høyere vannhastigheter i distribusjonsnett anbefalt i rapport fra TECHNEAU om vannkvalitetsorientert drift (Bruaset et al., 2010). Dette er for å resuspendere partikler som har sedimentert under perioder med liten vannføring. En rørledning med mindre dimensjon vil gi høyere hastighet og dermed mer avriving av biofilm, samt motvirke oppsamling av sedimenter.

2.3.5 Oppholdstid

I artikkelen *Impact of temperature* (Mohammed et al., 2021) fastslås det at stabiliteten til drikkevannet i fordelingsnettet hovedsakelig blir påvirket av temperatur og oppholdstid. Videre ser man også at oppholdstiden er en veldig viktig parameter med stor betydning for blant annet pH, turbiditet, bakterier, fargetall, alkalitet og konduktivitet. Når vi ser på pH-verdi, øker denne sannsynligvis med vannalderen. Dette blir støttet av *American Water Works Association* (2002), hvor det fastslås at vannalder er en veldig viktig faktor for forringelse av vannkvalitet, med tanke på både kjemiske, fysiske og biologiske faktorer. Et annet viktig aspekt fra denne studien er at det er en klar sammenheng mellom vannalder og temperatur. Når det kommer til drikkevannets innhold av næringsstoffer til å danne biofilm vil den ifølge Bruaset og Hem (2014) derimot reduseres ved økt vannalder da næringsstoffene brukes til å danne biofilm.

2.3.6 Klimaendringer og drikkevannskvalitet

Klimaendringer fører til mer ekstremvær (Blaser-Erke, 2018). I rapporten fra *TECHNEAU* (Bruaset et al., 2010) forfattes det at hendelser med misfarget vann fra renseanleggene ofte kan knyttes sammen med ekstremvær. *Rapport 206* (Bruaset & Hem, 2014) støtter denne påstanden, og ser også en sammenheng mellom ekstremvær og råvannskvalitet i form av blant annet mer NOM og høyere vann-temperatur. Dette kan igjen føre til økt begroing i ledningsnettet, og i verste fall flere vannbårne sykdomsutbrudd (Fonahn, 2014).

Vanntemperatur er en viktig variabel når det gjelder bakterievekst (Hem et al., 1997). Klimaendringene kan føre til en økt råvannstemperatur, noe som igjen fører til en høyere temperatur på drikkevannet i ledningsnettet. Høyere vanntemperatur på ledningsnettet fører til økt mikrobiologisk aktivitet i vannet og kan også føre til problemer med lukt, smak, fargetall, turbiditet og korrosjon (Mohammed et al., 2021; World Health Organization, 2016). Det er lite vi kan gjøre med temperaturen og vannrensingen har ingen innvirkning på forholdet mellom oppholdstid og temperatur (American Water Works Association, 2002).

Om vi ser bort ifra økt temperatur og dens påvirkning av vekst av parasitter og patogener, vil klimaendringene også føre til mer ekstremvær i form av regn. Dette går ut over kapasiteten i overvann- og fellesledningene (SINTEF, 2012). Fellesledninger er eldre rørsystem hvor spillvann og overvann går i samme rørledninger. I nyere anlegg er spillvann og overvann separert. Blokkeringer og tilstoppinger i ledningsnettene kan føre til oppstuving i kummer, som igjen kan føre til hyppigere innsug av spillvann i drikkevannet (Svanemyr, 2018).

2.4 Vannkvalitet i endeledninger

Endeledninger er ofte overdimensjonert for å tilfredsstille kravet til brannvann eller minstedimensjon på kommunal vannledning. Dette fører til lange oppholdstider, som igjen kan føre til forringelse av vannkvalitet i endeledningene (Angers, 2002; Klidies & Ybanez, 2019).

Som nevnt i delkapittel 2.3.3 over, er det stort fokus på klorrest og desinfeksjons-biprodukter i andre land der de bruker mere klor. I USA ser de på endeledninger som problemområder på grunn av liten klorrest og økt tilstedeværelse av desinfeksjons-biprodukter (Abokifa et al., 2016; Galvin, 2011), dette kan knyttes sammen med økt oppholdstid og utforming av ledningsnettene.

I VA-normen til Bærum kommune står det (2021b, s. 22) «*Det er ønskelig at vannledninger skal utføres som ringledninger*», dette er støttet av flere andre rapporter og studier fra USA (Angers, 2002; Galvin, 2011; Hanson et al., 2007; Klidies & Ybanez, 2019). I en studie fra Nederland (Vreeburg, 2007) anbefaler de heller å benytte seg av endeledninger, men gå ned på rørdimensjoner for å få økt hastighet i rørene ut mot ytterpunktene. Dette strider mot VA-normen til Bærum kommune, da minstedimensjon på vannledninger er satt til 150mm (Bærum kommune, 2021b).

I en av studiene, fra Texas (Klidies & Ybanez, 2019) med fokus på endeledninger og vannkvalitet kan vi se på resultater fra å fjerne endeledninger fra distribusjonssystemer. Resultatene var generelt bedre vannkvalitet, mer klorrest i systemet samt mindre klager fra abonnenter. En følge av dette var mindre arbeidsmengde for fagarbeidere som jobbet med vannkvalitet. En fordel med ringledninger er tosidig vannforsyning som fører til større forsyningssikkerhet ved driftsforstyrrelser som brudd på vannledningen eller vedlikehold.

2.4.1 Rengjøring av endeledninger

Rengjøring av endeledninger kan gjøres på flere måter, blant annet konvensjonell spyling, styrt spyling, automatisk spyling, RPM-målinger og pluggkjøring.

Effekten av rutinemessig spyling av endeledninger er omstridt. Rutinemessige spyleprogrammer brukes av mange kommuner i Norge, blant annet Bærum for å redusere symptomer på misfarging av drikkevannet. I følge Barbeau (2005) ser man kun en kortsiktig forbedring etter spyling av endeledninger. Dette støttes av Klidies & Ybanez (2019) og Hanson (2007) hvor det påpekes at spyling, også med automatisk spyleventil kun er en midlertidig løsning til problemet. Et annet problem med spyling er at det krever mye ressurser i form av fagarbeidere, ofte nattarbeid, mye planlegging samt et stort forbruk av ferdig behandlet vann (Angers, 2002).

Vreeburg (Vreeburg, 2007, s. 145) forfatter også at i en studie på 90-tallet i Nederland for Dutch Water Companies viste at utformingen av ledningsnettet hadde mye å si for vannkvaliteten. Det hevdes at spyleprogrammer bare kontrollerer symptomene i endeledningene, men dersom man skal redusere årsaken må man ha et ledningsnett med høy vannhastighet for å forebygge misfarging av drikkevann.

2.4.2 Modellering av endeledninger

Modellering av ledningsnett overordnet ved bruk av MIKE URBAN gir ofte et realistisk bilde av virkeligheten med en liten feilmargin, ved modellering av endeledninger ved bruk av samme modelleringsverktøy er derimot feilmarginen betydelig større (Abokifa et al., 2016; Bruaset, 2012; Klidies & Ybanez, 2019). Modellering av hydrauliske forhold i endeledninger krever veldig nøyaktige data og en god modell som er laget til formålet. MIKE URBAN gjør forenklinger av modellen, gjør tilnærminger og tilpasninger og bruker de data som er tilgjengelige. Spesifikke tilnærminger er forklart nærmere under drøfting av feilkilder i kapittel 5.3.2.

Det er svært mange faktorer som spiller inn på vannkvaliteten i endeledningene, og to tilsynelatende identiske endeledninger kan ha svært ulik vannkvalitet (Barbeau et al., 2005; Galvin, 2011). Begroingssituasjonen i endeledningen, temperatur i vannet og turbiditet er eksempel på parameter som vi ikke legger inn i modellen vår, men har mye å si for hvordan vannkvaliteten, i form av eksempelvis klorrest utvikler seg i simuleringsperioden.

3 MATERIALER OG METODE

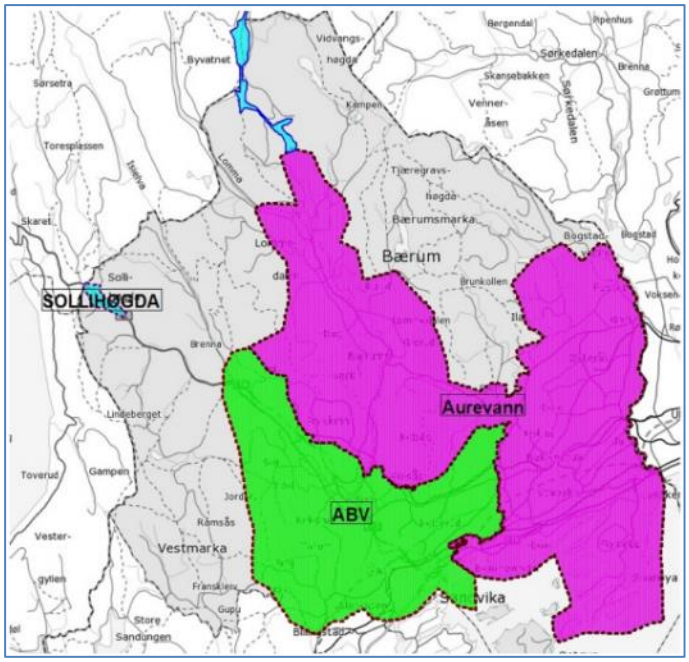
3.1 Bærum kommune

3.1.1 Om kommunen

Bærum kommune ligger vest for Oslo i Viken fylke. Bærum har per 3. kvartal 2020 en befolkning på 128 112 personer. Det er forventet at innen 2050 vil innbyggertallet stige til 150 000. Bærum har per nå en befolkningstetthet på 676 innbyggere per km^2. Ca. 5 % av de kommunale driftsutgiftene i 2019 var vann, avløp, renovasjon og avfall (*SSB*, 2020). Figur 3.1 til høyre viser kartutsnitt av Bærum kommune.

Figur 3.1 *Kartutsnitt Bærum kommune (Wikipedia).*

Bærum kommune har tre vannverk. Aurevann vannverk, Sollihøgda vannverk og Holsfjorden vannverk. Hovedtyngden av vannforsyningen kommer fra Aurevann vannverk og Holsfjorden vannverk (ABV). Figur 3.2 under viser forsyningsområdene fra de 3 behandlingsanleggene. Den kommunale vannforsyningen dekker nesten 99 % av kommunens befolkning. Sollihøgda vannverk har to grunnvanns-brønner som kilde. Vannforsyningen på Sollihøgda er ikke knyttet sammen med Bærum sine øvrige vanndistribusjoner (Bærum kommune, 2017). Det ble ikke tatt vannprøver med vann ifra Sollihøgda vannverk, det er derfor ingen utfyllende informasjon om dette vannverket.



Figur 3.2 *Forsyningsområde vannbehandlingsanlegg i Bærum kommune (Bærum kommune, Hovedplan 2017).*

3.1.2 Vannbehandling

Aurevann vannbehandlingsanlegg

Aurevann vannverk har vassdrag som kilde, Trehjørningen-/Heggelivassdraget. Råvannskvaliteten har endret seg i takt med klimaendringene. Fargetallet i råvannet har økt fra 25 mg Pt/L i 1972 til en middelverdi per i dag på 60 mg Pt/L. I 2015 var høyeste registrerte fargetall 75 mg Pt/L. Råvannet har en relativ høy temperatur tidlig høst, som kan framheve lukt- og smaksopplevelsen på vannet. Det er etablert 10 mindre og større dammer for å sikre nok magasineringskapasitet. Renseanlegget har per i dag et moderne fullrenseanlegg med filtrering, kjemisk felling samt UV- og klorbehandling. Det økte fargetallet på råvannet fører til en større belastning på renseanlegget.
Aurevann vannverk har en maks produksjon på 2 200 m^3/time eller 50 000 m^3/døgn. I 2015 hadde vannverket en årlig produksjon på 7,15 millioner m^3 vann. Etter vannbehandlingsanlegget føres vannet i overføringsledninger og fordeles mellom vestre og østre Bærum (Bærum kommune, 2017).

Gjennomsnittlig fargetall på ferdig behandlet vann i perioden februar 2016 til februar 2021 er på 5,266 mg Pt/L, turbiditet på 0,102 FNU og pH på 7,737. Se tabell 3.1 for øvrige prøveresultater i perioden februar 2016 til februar 2021.

Tabell 3.1 *Resultater fra Aurevann råvann og rentvann i perioden 02.2016 – 02.2021 (Bærum kommune).*

Prøvetakingspunkt	Farge mg/l Pt	Konduktivitet mS/m	Alkalitet til pH 4,5 mmol/l	pH	TOC mg/l C	Turbiditet FNU	Aluminium mg/l Al	Jern mg/l Fe	Mangan mg/l Mn	Klorid mg/l Cl	Kimtall 22 °C /ml	E. coli /100 ml	Koliforme 37 °C /100 ml	Intestinale Enterokokker /100 ml	Cl. Perfringes /100 ml
Aurevann råvann	53,847	2	0,095	6,547	7,366	0,399	0,212	0,132	0,02	1,44	74,42	1,458	24,05	1,271	0,22
Aurevann rentvann	5,266	11,75	0,063	7,737	2,394	0,102	0,063	0,003	0,007	1,467	3,138	0	0	0	0

Holsfjorden vannbehandlingsanlegg

Holsfjorden vannverk har kilde som er overflatevann. Anlegget eies av Asker og Bærum (ABV) med lik andel. Råvannet blir hentet på 50 meters dyp i Holsfjorden. Råvannskvaliteten har hittil vært god og per i dag er vannet bare UV- og klorbehandlet som sikrer tilfredsstillende hygienisk barriere. Vannbehandlingsanlegget leverer drikkevann til ca. 30 % av befolkningen i Bærum. Holsfjorden vannbehandlingsanlegg hadde en årlig produksjon til Bærum kommune i 2015 på 5,0 millioner m^3 vann. Etter vannbehandlingsanlegget føres vannet i overføringsledninger og fordeles stort sett i vestre Bærum (Bærum kommune, 2017).

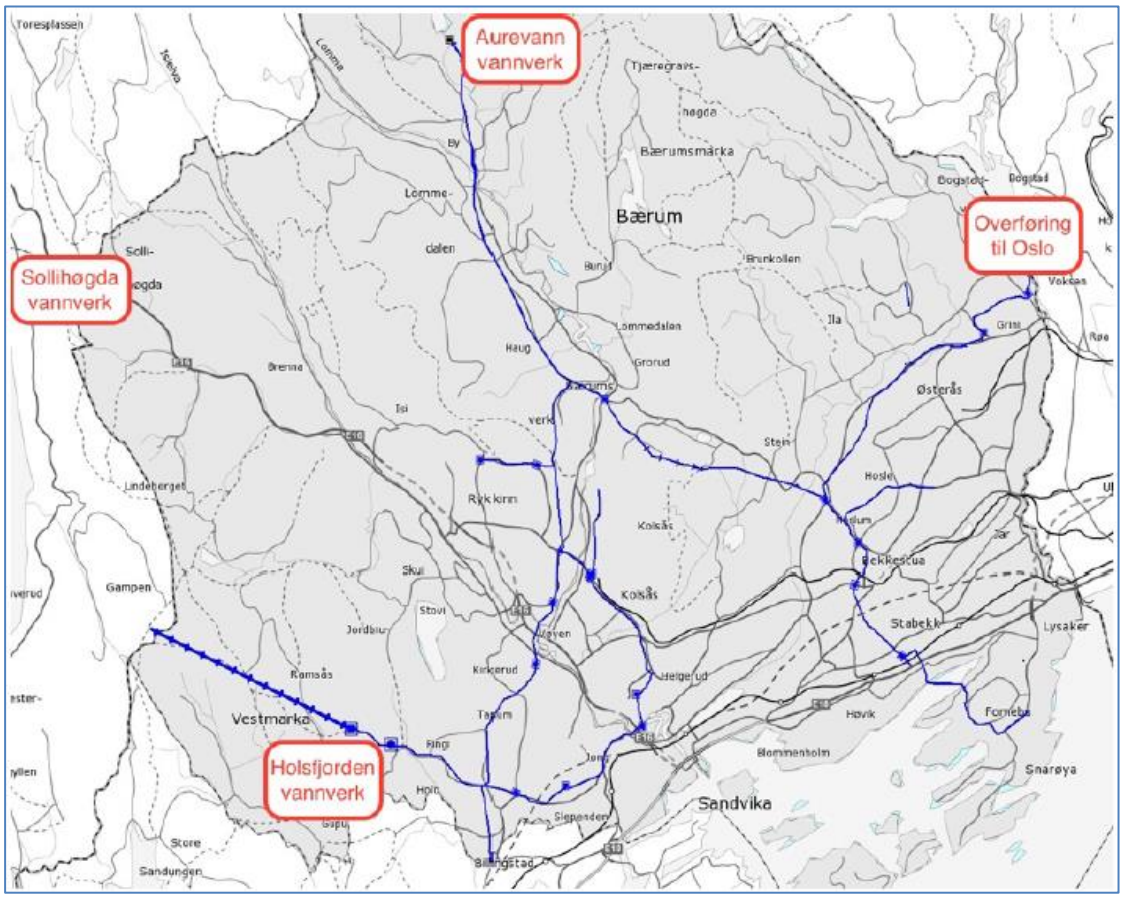
Gjennomsnittlig fargetall på ferdig behandlet vann i perioden februar 2016 til februar 2021 er på 13,59 mg Pt/L, pH på 7,314 og turbiditet på 0,189 FNU. Se tabell 3.2 for flere prøveresultater i perioden februar 2016 til februar 2021.

Tabell 3.2 *Resultater fra Holsfjord råvann og rentvann i perioden 02.2016 – 02.2021 (Bærum kommune).*

Prøvetakingspunkt	Farge mg/l Pt	Konduktivitet mS/m	Alkalitet til pH 4,5 mmol/l	pH	TOC mg/l C	Turbiditet FNU	Aluminium mg/l Al	Jern mg/l Fe	Mangan mg/l Mn	Klorid mg/l Cl	Kimtall 22 °C /ml	E. coli /100 ml	Koliforme 37 °C /100 ml	Intestinale Enterokokker /100 ml	Cl. Perfringes /100 ml
Holsfjord råvann	16,92	3,899	0,212	7,155	3,305	0,257	0,042	0,017	0,001	1,737	26,43	0,3	2,933	0,167	0,183
Holsfjord rentvann	13,59	4,896	0,284	7,314	3,162	0,189	0,038	0,016	0,001	9,324	3,422	0	0	0	0,019

3.1.3 Kommunalt vannledningsnett

Det kommunale vannledningsnettet i Bærum er på ca. 530 kilometer. Figur 3.3 under viser hovedelementene i vannforsyningen og plasseringen av vannverkene. Ledningsnettet består av et fordelingsnett og én hovedstamme for dette. Fordelingsnettet er delt inn i forsyningsdistrikter der vannforbruket for hvert av distriktene kan overvåkes kontinuerlig. I stor grad er fordelingsnettet bygd ut som ringnett slik at abonnentene har en tosidig vannforsyning (Bærum kommune, 2017).



Figur 3.3 *Hovedelementene i vannforsyning i kommunen (Bærum kommune, Hovedplan 2017).*

Ledningsnettet er dimensjonert for store uttak av slukkevann til brann. Derfor har nettet store dimensjoner på rørene som gir lave strømningshastigheter i vannet i ledningene. Dette kan medføre lang oppholdstid og det kan gi forringelse i vannkvaliteten. Dimensjonene i fordelingsnettet er fra 75 mm til 475 mm. De fleste av ledningene er 150 mm. Det eldste røret i drift ble lagt i 1898 og ca. 65 % av ledningene i drift er lagt før år 1970. Se tabell 3.3 under for rørmaterialer i prosent hentet fra Gemini VA.

Tabell 3.3 *Rørmaterialer, lengde og andel i prosent (Bærum kommune, 2018)*

Materiale		Lengde (km)	Andel %
BTR	Betongtrykk Premo	0,4	0,1
MGA	Galvanisert stål	0,2	0,0
MST	Stål	19,6	3,7
NN	Ukjent	0,1	0,0
PE*	Polyetylen	49,4	9,3
PP	Polypropylen	0,1	0,0
PVC	Polyvinylklorid	29,2	5,5
RMS	Strømperehabilitert	0,6	0,1
SJ	Støpejern, uspes.	49,4	9,3
SJG	Støpejern, grått	159,0	29,8
SJK	Støpejern, duktilt	225,9	42,3
XXX	Annet	0,2	0,0
Sum		534,0	100
*inkluderer PE, PE100, PE100K, PE50, PE80, PEH og PEL			

Som følge av høy aktivitet på ledningsnettet på grunn av høy fornyingstakt er dette med på å stresse ledningsnettet. Det kan medføre endringer i vannstrømningen, leverings-retninger og økte vannhastigheter. Dette kan medføre at drikkevannet hos abonnentene er brunt. Bærum kommune skriver at dette er løst slam eller begroing som løsner fra ledningsnettet og føres med vannstrømmen. For å sikre at vannet holder en bruksmessig god kvalitet må ledningsnettet spyles og vedlikeholdes regelmessig (Bærum kommune, 2017).

I Hovedplanen for Vannforsyning, avløp og vannmiljø 2017-2020 (2017) har Bærum kommune satt søkelys på endeledninger. Siden ledningen er dimensjonert for slukkevann, men har begrenset uttak til abonnentene får vannet lang oppholdstid og vannkvaliteten kan forringes i noen tilfeller. Det står også at vannkvaliteten vil påvirkes av materiale til ledningen som følge av begroing og økt pH. Som tiltak mot dette spyler kommunen disse endeledningene ofte.

3.2 Data

Data om vannforsyningssystemet har vi fått fra Bærum kommune i form av tilsendte tegninger og dokumenter samt tilgang til dataprogrammer nevnt i dette delkapittel. Usikkerheten i disse data er nærmere beskrevet under feilkilder i drøftingskapitlet.

3.2.1 Gemini Portal

Gemini Portal er et kartbasert verktøy beregnet for feltarbeid, som inneholder data om de forskjellige ledningsnettene. Informasjon man kan finne på Gemini Portal er blant annet SID, dimensjon, rørmateriale, byggeår, status, beliggenhet, tilknyttede ledninger, tilknyttede abonnenter, bilder, vedlegg og andre egendefinerte egenskaper. Gemini Portal brukes aktivt av driftspersonell i Bærum kommune.

Gemini Portal henter data i sanntid fra Gemini VA, et verktøy som brukes aktivt av planavdelingen i Bærum kommune til dokumentasjon, forvaltning og analyse av ledningsnettene. Gemini Portal er svært enkelt å bruke, løsningen er nettbasert og kan brukes både på mobil, nettbrett og PC. Dette har gjort arbeidet vårt enklere, da vi kunne benytte oss av Gemini Portal ute i felt til å navigere, finne ut hvor forskjellige ledninger går, samt registrere bilder av kummer for dokumentasjon og for videre arbeid.

Spesielt funksjonen med bilder av kummer i form av kumkort eller andre kumbilder er nyttig for vårt arbeid. Vår veileder fra Bærum kommune kunne også sitte og følge med vår framdrift på prøvetakingen da vi meldte inn utført prøvetaking i Gemini Portal.

Som nevnt under feilkilder er det ikke alltid informasjonen i Gemini stemmer, bilder ifra kum derimot er pålitelige. Dersom vi fant feil på ledningsnettet sende vi inn denne informasjonen videre til planavdelingen.

3.2.2 MIKE URBAN

MIKE URBAN er modelleringsprogrammet Bærum kommune bruker for å simulere forskjellige hendelser på sine ledningsnett. Bærum kommune har to forskjellige modeller, en for drikkevannsnettet og en for avløpssystemet.

MIKE URBAN bruker parameter som rørmateriale, ruhet, lengde, trykk, fall og dimensjon, hentet ifra Gemini for å lage en digital kopi av ledningsnettet, med denne modellen kan man simulere hydraulikk i nettverket. Modellen vi brukte var laget og kalibrert i 2017. Etter 2017 er det gjort mindre justeringer av ruhet ved behov, samt justeringer av modellen ved større endringer.

Bærum kommune bruker hovedsakelig vannmodellen til å simulere uttak av brannvann. Dette er for å sjekke om ledningsnettet tilfredsstiller krav om vannføring til slukkevann i forskjellige områder.

Vi har i denne oppgaven brukt modellen av drikkevannsnettet til å simulere vannalderen i forskjellige kummer. Bærum kommune hadde ikke mulighet til å dele modellen med oss av sikkerhetshensyn, men de var behjelpelige ved å kjøre simuleringene for oss og deretter sende over resultatene.

3.3 Materiale

Desinfisering av kumventil og brannstender, se figur 3.4:

- 75 % overflatedesinfeksjon spray, Antibac
- Gassbrenner Sievert Powerjet 253501 blåselampe
- Brannstender til montering på kumventil for uttak av prøvevann, NOR
- Håndesinfeksjonsservietter, Antibac, se figur 3.5

Figur 3.4 *Desinfeksjonsspray, gassbrenner og brannstender.*

Figur 3.5 *Håndesinfeksjons-servietter.*

Emballasje, se figur 3.6 og 3.7:

- Steril plastbeholder 500 ml tilsatt natriumtiosulfat *(Eurofins kode MM_FB_27)*
- Plastbeholder 1000 ml *(Eurofins kode MM_FB_36)*
- Isolasjonskasse fra Eurofins
- Fryseelement

Figur 3.6 *Isolasjonskasse med prøvebeholdere og fryseelement.*

Figur 3.7 *Plastbeholdere fra Eurofins.*

Måling av pH og temperatur in situ, se figur 3.8:

- pH-meter, VWR Collection pH 10, se figur 3.9
- Fint laboratoriepapir, Whatman papir, GE Healthcare
- Destillert vann i sprutflaske
- Prøvebeholder av borosilikatglass 250 ml, VWR
- Engangshansker, Nitril, VWR Collection
- pH-lagringsløsning, HANNA Instruments
- pH-buffer for kalibrering, HACH
- Prøvebeholder i borosilikatglass 50 ml, VWR

Figur 3.8 *Utstyr til måling av pH og temperatur in situ*

Figur 3.9 *pH-meter*

3.4 Metode

Metoder vi har brukt for denne bacheloroppgaven er kvantitative metoder i form av vannprøver i felt og modellering av vannkvalitet, dette i kombinasjon med en kvalitativ litteraturstudie. Arbeidet rundt vannprøvene er delt opp i flere delkapittel.

3.4.1 Litteraturstudie

Vi har gjennomført en litteraturstudie som har fulgt oss igjennom hele bacheloroppgaven. Relevant litteratur er samlet inn for å tilegne oss kunnskaper om temaet vi skriver om og finne ut hva som er gjort tidligere, samt oppsummere kunnskap som finnes. Litteraturstudiet har også hjulpet oss i å spisse og/eller definere problemstillingen bedre, samt lagt grunnlaget for tolkning av vannprøveresultatene.

Vi har også fått litteratur tilsendt ifra våre veiledere samt tips om hvilke personer som har forfattet noe relevant i forhold til oppgaven vår.

For å finne relevant faglitteratur har vi benyttet oss av søkemotoren Google Scholar, samt NTNU sitt universitetsbibliotek ved hjelp av søkemotoren Oria. Vi har også benyttet NTNU Open for å finne tidligere oppgaver og kjente norske sider som Norsk Vann, Lovdata, Direktoratet for byggkvalitet, Bærum kommune og Folkehelseinstituttet sine hjemmesider. Bøker benyttet i studiet vårt er også brukt til å finne relevant informasjon.

Nøkkelord benyttet i søkemotorer, gjerne i kombinasjon med hverandre:

- Assimilerbart organisk karbon
- Begroing
- Biofilm
- Biostabilitet
- Dead-end mains
- Discolouration
- Disinfectant residual
- Drikkevannskvalitet
- Drinking-water quality
- Endeledninger
- Modellering
- Modelling
- Rengjøring vannledningsnett
- Simulering
- Vannalder
- Vannbåren sykdom
- Vannledningsnett
- Water distribution network

3.4.2 Valg av prøvetakingspunkter

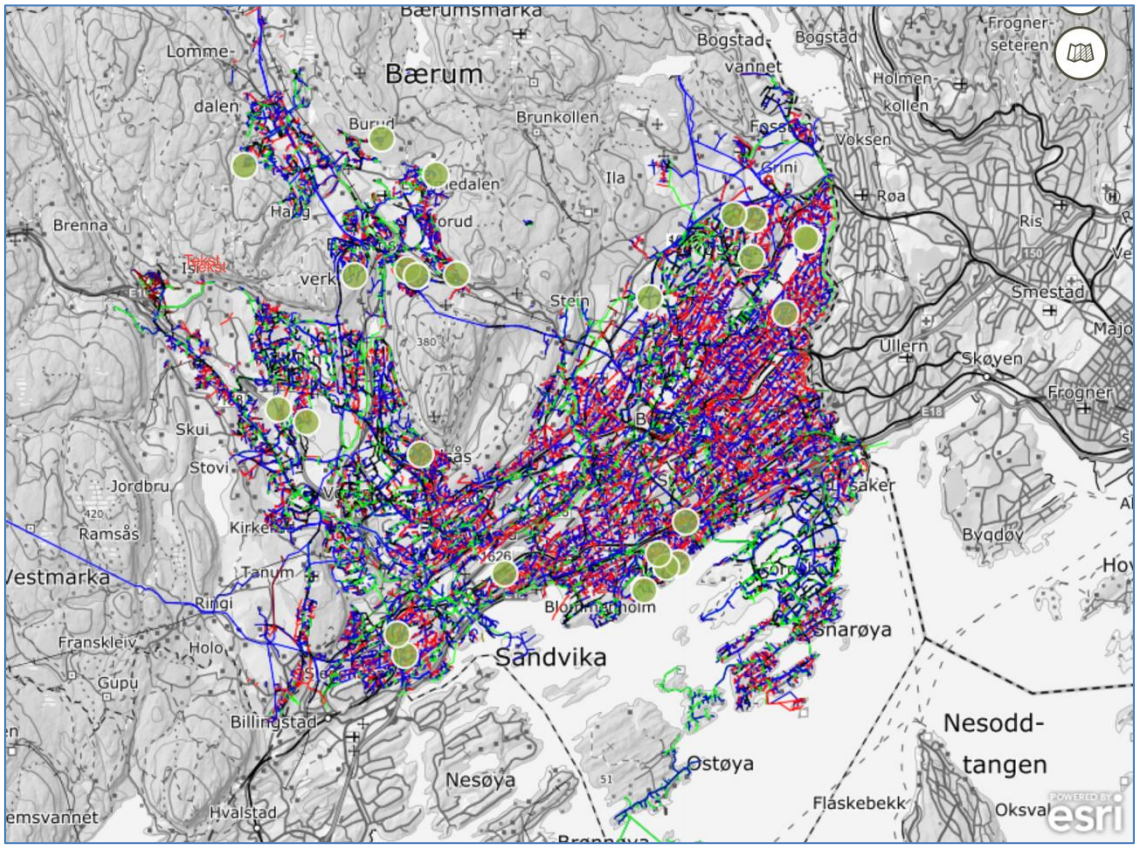
Bærum kommune valgte selv ut hvilke 25 punkter på endeledninger vi skulle ta vannprøver fra, før vi startet med oppgaven selv. Vi har i samarbeid med veileder fra Bærum kommune gjort tilpasninger der det ikke var mulig å ta vannprøver, eller det viste seg at rørmateriale ikke stemte. Prøvetakingspunktene ble valgt med tanke på:

- Ledningskarakteristikk med søkelys på rørmateriale og alder
- Data tilgjengelig om endeledningen, både historikk og ledningskarakteristikk
- Antall tilkoblede abonnenter på endeledningen
- Vegtrafikkbelastning i området ved kummen
- Kummenes avstand til hverandre, slik det var mulig å gjennomføre prøvetakingen på en effektiv måte
- Kummens tilgjengelighet

Alle disse faktorene var med å påvirke utvelgelsen av prøvetakingspunktene, og et kriteria fra Bærum kommune å undersøke 5 punkter i hvert av de 5 rørmaterialene som er blitt studert, herunder PVC, PE, SJK, SJG og PU-belagt SJ-rørledning.

Oversikt prøvetakingspunkter

På figur 3.10 under ser man en oversikt fra Gemini Portal over det kommunale ledningsnettet hvor prøvetakingspunktene er markert med grønne sirkler. Vannledninger er markert i blått, spillvann i grønt, overvann i sort og fellesledninger i rødt. Kartet er zoomet ut for å få en oversikt.



Figur 3.10 *Oversikt prøvetakingspunkter (Bærum kommune).*

3.4.3 Valg av analyseparametere

Bærum kommune dekker kostnadene for analyse av vannprøvene og de har bestemt hvilke parameter det skulle analyseres for. Vi har også hatt en påvirkningsmulighet, og i samarbeid med vår veileder fra NTNU har vi kommet med synspunkter om hvilke parameter som kunne være interessante for oppgaven vår.

Bærum kommune ønsket disse mikrobiologiske og kjemiske parameterne analysert:

- Kimtall ved 22 °C
- E. coli
- Koliforme bakterier ved 37 °C
- Intestinale Enterokokker
- Clostridium Perfringens
- Fargetall
- Konduktivitet ved 25°C (målt ved 23 ± 2°C)
- pH målt ved 23 °C (± 2 °C)
- TOC
- Turbiditet
- Aluminium
- Jern
- Mangan
- Lukt/smak (kun 1. prøvetakingsrunde)
- Alkalitet til pH 4,5 (kun 2. prøvetakingsrunde)
- Temperatur og pH in situ (kun 2. prøvetakningsrunde)

Andre analyseparametere

Fra litteraturstudiet vårt har vi sett på hvilke parametere som kan gi oss en indikasjon på dårlig vannkvalitet i form av korrosjon, biofilm og mikrobiologiske faktorer.

I teoridelen har forfattes det at Assimilert organisk karbon (AOC) kan gi oss en bedre indikasjon på biofilm i ledningsnettet, der opptil 10 % av innholdet i TOC er AOC. Kalsium er også viktig med hensyn til vannets hardhet og vannalder. Kalsium ble ikke valgt som analyseparameter på grunn av høye analysekostnader. Klorid er også en interessant parameter med tanke på restklor i ledningsnettet som virker desinfiserende. Klorid ble heller ikke valgt på grunn av blant annet høy kostnad ved analyse.

3.4.4 Analyse av vannprøver

Vi har levert vannprøvene til Eurofins for analyser av prøveparameterne listet under. I andre prøvetakingsrunde ble det målt alkalitet samt pH og temperatur in situ, men ikke lukt/smak. Eurofins sin oppgitte måleusikkerhet og målemetode er også listet opp i tabell 3.4.

Tabell 3.4 *Måleusikkerhet og målemetode labanalyser.*

Parameter	Måleusikkerhet	Målemetode
Alkalitet til pH 4,5 mmol/l	15 %	Intern metode basert på EN-ISO 9963-1:1994 (Se vedlegg 5)
Aluminium mg/l Al	20 %	SS-EN ISO 17294-2:2016
Clostridium perfringens /100 ml		NS-EN ISO 14189
E. coli /100 ml		NS-EN ISO 9308-2
Fargetall mg Pt/l	25 %	NS-EN ISO 7887:2011 Method C
Intestinale enterokokker /100 ml		NS-EN ISO 7899-2
Jern mg/l Fe	20 %	SS-EN ISO 17294-2:2016
Kimtall 22 °C /ml	0,3 log (oppgitt i cfu)	NS-EN ISO 6222
Koliforme bakt. 37 °C /100 ml		NS-EN ISO 9308-2
Konduktivitet ved 25°C (målt ved 23 ± 2°C) mS/m	10 %	NS-EN ISO 7888
Lukt/Smak		NMKL 183 Mod
Mangan mg/l Mn	15 %	SS-EN ISO 17294-2:2016
pH målt ved 23 °C ± 2 °C		NS-EN ISO 10523
TOC mg/l C	30 %	NS-EN 1484
Turbiditet FNU	30 %	NS-EN ISO 7027-1

3.4.5 Forarbeid

1. Før vi startet selve prøvetakingen satt vi oss inn i kommunens rutiner for arbeid i/nær vei (Bærum kommune, 2019). Vi benyttet arbeidstøy i synlighetsklasse 3 og vernesko. Se figur 3.11 for arbeidsklær og vernesko. Vi hadde med oss to rørleggere, Jan Åge Johannessen og Marius Aase Øvrebø som er driftsoperatører i Bærum kommune.
2. Bilen til rørleggerne hadde varslingslys og vi måtte påse at våre biler ikke sperret for passeringer på gang- og sykkelveger.
3. Vi satt oss inn i kommunens rutiner for vannprøver (Bærum kommune, 2021a). De to rørleggerne forberedte kummen til vann-prøver. Rørlegger Jan Åge satt ned stige i kummen og sikret denne. Rørlegger Marius hadde på seg gassmåler og stiger ned i brannkummen.
4. Toppen av brannventilen, kuleventil eller sluseventil i kummen rengjøres og desinfiseres. Vi brukte desinfeksjonsspray og desinfeksjonservietter. Ved vannuttak fra brannventil: Desinfiser brannstender med desinfeksjonsspray og kobberrøret varmes noen sekunder med gassbrenner og deretter ble brannstender montert på brannventilen, se figur 3.12 under.

Figur 3.11 *Arbeidsklær og vernesko*

Figur 3.12 *Desinfeksjon av brannstender*

3.4.6 Prøvetaking

I første prøvetakingsrunde i uke 5, februar 2021 tok vi vannprøver både ved 0 minutter og ved 5 minutter. I andre prøvetakingsrunde i uke 10, mars 2021 tok vi vannprøver ved 5 minutter og i tillegg målte vi pH og temperatur in situ.

Prøvetaking 1

Vannprøvene ble tatt ut av sluseventil, kuleventil eller brannstender.

1a. Rørlegger åpnet ventilen og lot det første vannet i brannstenderen renne ut for å sikre oss at eventuelle rusk og desinfeksjonsspray ikke kom med i prøven. Vi hadde to forskjellige prøvetakingsbeholdere fra Eurofins. En steril plastbeholder 500 ml tilsatt natriumtiosulfat og en plastbeholder på 1000 ml Disse beholderne merket vi med kummens SID-nummer, se figur 3.13 til høyre.

2a. Deretter åpnet vi korken på beholderne og disse ble gitt til rørlegger nede i kummen, *0-minuttsprøven*.

3a. Beholderne ble fylt opp og så satt vi på korken igjen. Etter første vannprøve ble ventilen åpnet enda mer for å få større vannføring.

4a. Etter fem minutter tok vi neste prøve, vi åpnet korken på beholderne og disse ble til rørlegger og fylt opp, *5-minuttsprøven*.

Figur 3.13 *Merking av prøvebeholder med SID-nummer.*

5a. Prøvene ble lagt i en isolasjonskasse, se figur 3.14. På slutten av dagen etter vi hadde vært på alle planlagte kummer, ble beholderne levert til Eurofins Skøyen innen klokken 15.00 for analyser.

Figur 3.14 *Isolasjonskasse med fryseelement og prøvebeholdere.*

Prøvetaking 2

I denne prøvetakingsrunden har vi målt pH og temperatur in situ ved 0 minutt og bare tatt vannprøver til laboratorieanalyser ved 5 minutter.

Kalibrering av pH-meter:

1b. Skru på pH-meteret, fjerne elektroden fra lagringsløsningen, rengjør med destillert vann og tørk forsiktig med Whatman tørkepapir.

2b. Så settes elektroden først i bufferløsning med pH=7 og venter til «WAIT» slutter å blinke. Fjern elektroden fra pH-bufferløsningen, skyll med destillert vann og tørk med Whatman papir.

3b. Sett deretter elektroden i bufferløsning med pH=4 og gjenta punkt 2. Til slutt setter man elektroden i bufferløsning med pH=10 og gjentar punkt 2 igjen. Da er pH-meteret ferdig kalibrert.

Analyse av prøvevann med pH-meter in situ:

1c. Skru på pH-meteret, fjern elektroden fra lagringsløsningen. Rengjør med destillert vann og tørk forsiktig med Whatman tørkepapir.

2c. Fyll opp prøveglasset med prøvevann fra ventil i kummen.

3c. Plasser så elektroden i prøvevannet og vent til pH har stabilisert seg mens man rører sakte rundt i begeret, se figur 3.15 og 3.16.

4c. Les av pH-verdi og temperatur fra displayet.

5c. Skyll elektroden med destillert vann og tørk med Whatman papir.

6c. Sett elektroden tilbake i lagringsløsningen og slå av pH-meteret.

Figur 3.15 *Analyse av pH og temperatur in situ.*

Figur 3.16 *Oversiktbilde, analyse av pH og temperatur in situ.*

Vannprøver:

Vannprøvene ble tatt ut av sluseventil, kuleventil eller brannstender.

1d. Rørlegger åpnet ventilen og lot det første vannet i brannstenderen/ventil renne ut for å sikre oss at eventuelle rusk og desinfeksjonsspray ikke kom med i prøven.

2d. Deretter fylte rørlegger opp prøveglasset med vann og vi startet måling av pH og temperatur in situ med pH-meteret.

3d. Ventilen i kummen lot vi stå åpen (se figur 3.17 og 3.18) og etter 5 minutter var det klart for å ta vannprøve som skal analyseres ved laboratoriet. Vi åpnet vi korken på beholderne og disse ble gitt til rørlegger nede i kummen. Vi hadde to forskjellige prøvetakingsbeholdere fra Eurofins. En steril plastbeholder 500 ml tilsatt natriumtiosulfat og en plastbeholder på 1000 ml Disse beholderne merket vi med kummens SID-nummer.

i. Målt vannføring under spyling i felt, målt ved hjelp av stoppeklokke og 10 liters beholder ble 0,33 liter per sekund. 10 liters beholder ble fylt opp på 30 sekunder. Dette fører til at vi spylte omentrent 100 liter på 5 minutter.

ii. Under ser vi i tabell 3.5 på hvor mange meter rør som rommer 100 liter vann, dette er kun en teoretisk spylelengde da vi kun måler gjennomsnittlig vannhastighet inne i rørene. En annen feilkilde er at innvendig dimensjon ofte er mindre enn originalt, da rørene ofte er begrodde med biofilm og utsatt for korrosjon. Disse tallene gir fortsatt en indikasjon på hvor mange meter rør vi har påvirket før vannprøvene ble tatt:

Tabell 3.5 *Teoretisk spylt rørlengde, ut ifra målinger i felt.*

	Rørdiameter, innvendig (mm)				
	50	100	150	200	300
Lengde vannledning med volum 100 liter vann (meter)	50.93	12.73	5.66	3.18	1.41

4d. Beholderne ble fylt opp og så satt vi på korken igjen. Prøvene ble lagt i en isolasjonskasse og på slutten av dagen etter vi hadde vært på alle planlagte kummer, ble beholderne levert til Eurofins Skøyen innen klokken 15:00 for analyser.

Figur 3.17 *Åpning av kumventil.*

Figur 3.18 *Prøvetaking i felt, en rørlegger holder vakt.*

3.4.7 Simulering av vannalder

For å få en indikasjon på vannalder i de forskjellige nodene har vi i samarbeid med planavdelingen for vann og avløp i Bærum kommune simulert vannalder i nodene i prosjektet ved hjelp av simuleringsprogrammet MIKE URBAN.

Av sikkerhetsmessige årsaker fikk vi ikke tilgang til modellen selv, vi fikk derimot se hvordan simuleringen ble gjennomført. Bærum kommune var behjelpelig til å kjøre simuleringen for oss, og deretter fikk vi tilsendt resultatene i et regneark.

Det finnes over 6000 noder i modellen som er laget i MIKE URBAN. Simuleringsperioden ble satt til 7 dager. Grunnen til at 7 dager ble valgt som simuleringsperiode er fordi dette ifølge Bærum kommune skal gi de mest realistiske resultatene, da modellen er bygd opp slik.

Data som ble hentet ut var vannalder i slutten av simuleringsperioden, altså dag 7, klokken 00:00. Vi fikk deretter en liste over vannalderen i timer i de forskjellige nodene i dette tidspunkt. Vi fikk også maksimal, minimal og gjennomsnittlig vannalder ifra alle noder.

Med data fra over 6000 noder kan vi presentere våre 25 noder på flere forskjellige måter. Vi kan sammenlikne resultatene ifra våre noder med gjennomsnittlig vannalder, eller lage et utvalg å sammenlikne våre noder med. I vår oppgave har vi valgt å kun sammenlikne resultatene med gjennomsnittet da vi ikke har fokusert på denne analysen, dette grunnet svakheter med disse resultatene i forhold til oppgaven vår.

Styrker med denne metoden er at vi kan få en indikasjon på vannalderen i alle nodene på en svært enkel måte. Her tar det like lang tid å lage en simulering for alle nodene som å lage en simulering for kun en node. I motsetning til å ta vannprøver kan vi derfor hente inn data fra et større utvalg av punkter. Med tanke på ressurser som trengs for å få resultater er dette svært begrenset. Bærum kommune har allerede simuleringsprogrammet med data fra ledningsnettet.

Svakheter for denne metoden er at data vi får ikke alltid stemmer. Dette er på grunn av at modellen er kalibrert i 2017, og fordi modellen er beregnet på mer overordnede beregninger. Dette er drøftet nærmere under delkapittel 5.3.2 om feilkilder.

3.4.8 Statistisk dataanalyse

Stata er en kraftig og komplett statistikkpakke. Programmet inneholder alt fra grunnleggende statistikk til avanserte metoder og analyser. Vi har i denne oppgaven brukt Stata med lisens fra NTNU. Stata har vi brukt til å utføre dataanalyser på resultatene på vannprøvene, i den hensikt å se etter sammenhenger, og for å kunne bevise at disse sammenhengene ikke er tilfeldige, men har statistisk signifikans.

Vi har brukt boken Statistikk for ingeniører (Frisvold & Moe, 2004) som teoretisk grunnlag for våre statistiske analysemetoder. Vi har brukt tre forskjellige statistiske metoder i Stata for å analysere data som er nevnt under. Koder som er benyttet for de forskjellige analysemetodene kan man se sammen med tabellene hentet ut fra Stata i resultatkapitlet.

Multippel regresjonsanalyse

En multippel regresjonsanalyse er en statistisk analysemetode som vi har brukt til å kartlegge og beskrive sammenhengen mellom forskjellige analyseparameter i oppgaven vår. Eksempel på parameter er vannkvalitetsparameter og ledningskarakteristikk. Først kjører vi en parvis korrelasjon av parameter i Stata for oversikt over hvor stor sammenheng det er mellom de forskjellige parameterne vi undersøker. Vi får resultatene våre i en tabell, i denne tabellen kan vi raskt se hvor disse sammenhengene i prøveresultatene ligger, beskrevet i form av en korrelasjonskoeffisient på mellom -1 og 1 som angir styrken og graden av samsvar i korrelasjonen. Negativ korrelasjon betyr at verdien til parameteren vi undersøker minsker når verdien på variabelen øker.

Når vi har oversikten, og eventuelt ser visse mønster som vi ønsker å undersøke nærmere, kan vi kjøre en regresjonsanalyse på en enkelt parameter for å kartlegge hvilke variabler som påvirker denne mest. I våre analyser har vi brukt et 95% konfidensintervall, som sier noe om feilmarginen, samt et 5% signifikansnivå, noe som angir sannsynligheten for at sammenhengene vi finner er tilfeldige eller ikke.

Tukeys prosedyre

Tukeys prosedyre er en type variansanalyse for å teste likheten mellom forskjellige utvalg i en populasjon. En måte vi har brukt Tukeys prosedyre på i denne oppgaven er å parvis sammenlikne innholdet av jern i endeledninger av forskjellig rørmateriale. Dette gir oss en tabell som kan si om en gruppe rørmateriale statistisk skiller seg ut med for eksempel høyere verdier av jern på et 5% signifikansnivå. Her får vi også ut gjennomsnittlige verdier av jern i hvert enkelt rørmateriale med standardfeil.

Paret t-test

En paret t-test er en statistisk hypotesetest som vi har brukt til å se om det er signifikant forskjell i gjennomsnittverdien i to datasett fra samme utvalg. Her har vi sammenliknet prøvedata fra vannprøver tatt i uke 5 i forhold til vannprøvene tatt i uke 10, samt vannprøver tatt før og etter spyling, derfor har vi 25 observasjoner før og etter. Tabellen vi får ut når vi kjører en paret t-test gir også gjennomsnittsverdier, standardfeil, standardavvik, og et 95% konfidensintervall for observasjonene.

Måten vi har kjørt denne hypotesetesten på er å sette nullhypotesen til at en bestemt vannkvalitetsparameter ikke endrer seg mellom før etter spyling, eller mellom før og etter 5 uker. Deretter har vi prøvd å motbevise dette, ved å bevise den alternative hypotesen at det spesifikke vannkvalitetsparameter faktisk endrer seg.

3.4.9 RPM-målinger

RPM står for resuspension potential method og er en metode utviklet i Nederland (Bruaset et al., 2010), som lager kontrollerte driftsforstyrrelser i ledningsnettet, der hastigheten i en isolert vannledning økes med 0,35 m/s i 15 minutter. Turbiditeten måles før, under og etter driftsforstyrrelsen. Dette er for å få en indikator på begroing i ledningene, noe man kan bruke til å bestemme spylebehov og rengjøringsfrekvens. Selv om man kan få en indikator på rengjøringsbehov er det vanskelig å bestemme omfanget til begroingen i endeledningen kun basert på RPM-målinger. RPM-målinger gjøres ofte i mange ledninger under samme prosjekt, da kan man klassifisere behovet for rengjøring i rørledningene i forhold til hverandre.

I utgangspunktet var det planlagt å gjennomføre RPM-målinger som en del av studiet, da Bærum kommune har erfaring med slike målinger, og mener de er relevante for oppgaven. Dette ble ikke gjennomført av flere årsaker, blant annet vinklingen på oppgaven og analyseparameter, ressurser tilgjengelig og koronapandemiens begrensninger. Selv om vi ikke fikk gjennomført noen RPM-målinger har vi til en viss grad brukt en oppgave skrevet om vannkvalitet i endeledninger i Bærum kommune som grunnlagsdokument (Øzkara et al., 2014).

4 RESULTATER

4.1 Resultater og data fra prøvepunkter

Vi har i dette delkapitlet delt inn analyseresultatene fra de 25 punktene inn fem geografiske områder, herunder Lommedalen, Rykkinn, Sandvika, Høvik og Østerås.

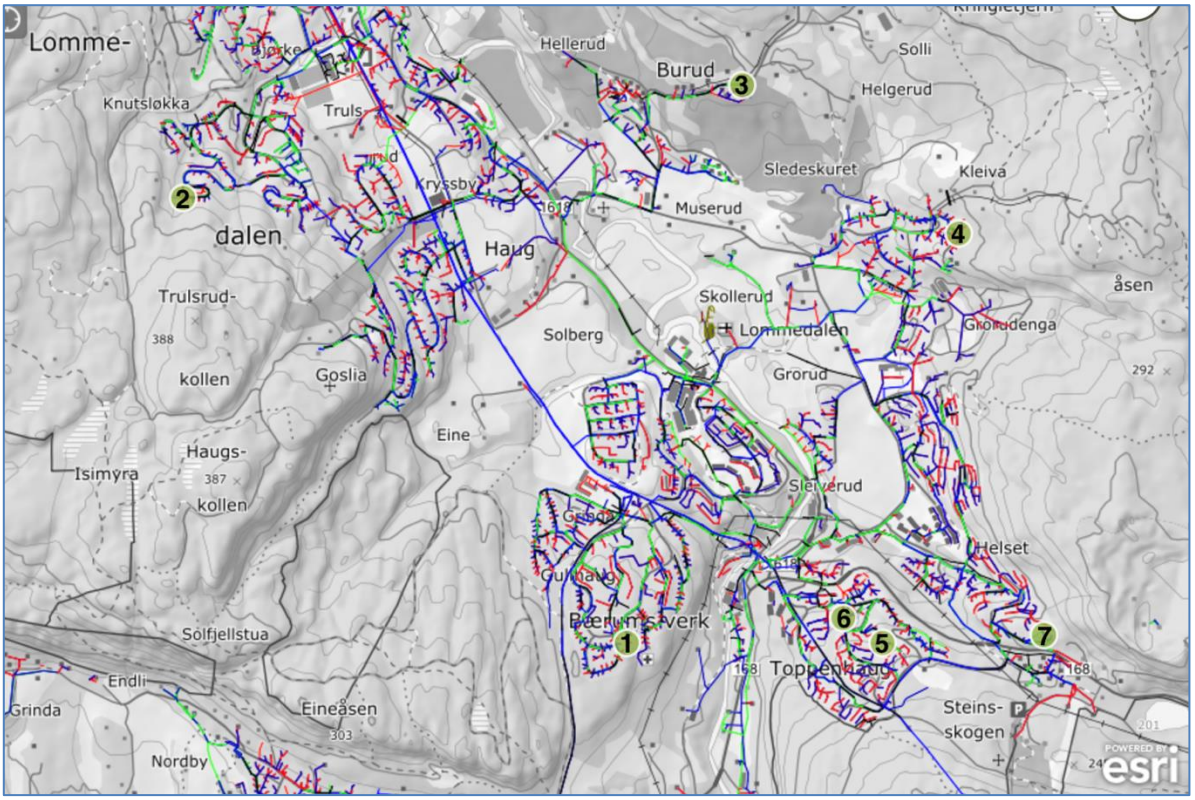
Ledningsdata er hentet fra Gemini Portal, MIKE URBAN og Bærum kommune.

Resultatene fra pH og temperatur målt in situ er fra vårt arbeid i felt. Ellers er resterende analyseresultater hentet fra lab-rapporter fra Eurofins.

For analyseresultater for fysiske parametere er grenseverdier og tiltaksgrenser hentet fra delkapittel 2.2.1. Tiltaksgrensene for de kjemiske parametere er hentet fra delkapittel 2.2.2 For de mikrobiologiske parameterne er det referert til grenseverdier og tiltaksgrenser i delkapittel 2.2.3.

4.1.1 Lommedalen

Området Lommedalen og Bærums verk som vi ser under i kartutsnitt på figur 4.1 hentet fra Gemini Portal. Området ligger nordvest i fordelingsnettet og er forsynt med vann fra Aurevann. Her har vi tatt vannprøver i 7 endeledninger, nummerert 1 – 7 på kartet, alle i PVC- eller SJK-materiale. Byggeår på endeledningene vi har tatt prøver fra her varierer fra 1984 til 2018.



Figur 4.1 *Prøvetakingspunkt Lommedalen (Bærum kommune).*

Ledningsdata hentet fra Gemini Portal og kontrollert i felt, samt simulert vannalder fra MIKE URBAN ser vi i tabell 4.1 under. Grunnen til at vi ikke har simulert vannalder ifra prøvepunkt nummer 7, er at noden ikke eksisterer i simuleringsmodellen da anlegget er bygget etter modellen ble laget.

Tabell 4.1 *Ledningsdata Lommedalen (Bærum kommune).*

Ledningsdata	Lommedalen						
Nummer	1	2	3	4	5	6	7
Gemini SID	7413	141725	142697	141391	1125	456	156008
Materiale	PVC	SJK	SJK	SJK	PVC	PVC	PVC
Lengde (m)	69	225	198	42	144	103	34
Dimensjon (mm)	110	150	150	150	160	110	160
Alder (årstall)	1989	2007	2008	2006	1984	1984	2018
Antall tilknytninger	3	13	7	9	48	4	4
Simulert vannalder (t) dag 7	21,6	144,9	52,4	76,6	21	28,4	N/A

Analyseresultat, fysiske parametere

På tabell 4.2 under ser vi resultatene fra Eurofins og temperatur målt in situ. Vi ser at fargetallet er på 0-7 mg Pt/l. Det anbefales av Mattilsynet at fargetallet ikke overstiger 20 mg Pt/l.

Konduktiviteten ligger stabilt på 11-13 mS/m.

Lite til ingen lukt/smak på prøvene i området Lommedalen.

Temperatur ligger stabilt lavt mellom 2,77 og 5,03 °C i prøvene som ble tatt in situ i uke 10.

Turbiditeten varierer fra 0 FNU til 37 FNU på 0-minuttsprøvene. På 5-mittutters prøvene er høyeste målte turbiditet 1,6 FNU. Det er anbefalt av Mattilsynet at turbiditet ikke overstiger 1 FNU i drikkevann ut fra vannbehandlingsanlegget.

Tabell 4.2 *Fysiske parametere Lommedalen.*

Fysiske parametere		Lommedalen						
Nummer		1	2	3	4	5	6	7
	Uke / minutt							
Fargetall mg Pt/l	5 / 0	7	4	5	0	6	5	5
	5 / 5	4	4	5	4	4	4	3
	10 / 5	4	4	4	3	4	5	4
Konduktivitet ved 25°C (målt ved 23 ± 2°C) mS/m	5 / 0	12	12	12	12	11	11	12
	5 / 5	11	12	12	12	11	11	12
	10 / 5	12	12	13	13	12	12	12
Lukt/Smak	5 / 0	0	0	0	0	0	0	0
	5 / 5	0	0	0	0	0	0	1
Temperatur, in situ gjennomsnitt	10 / 0	2,77	3,40	4,53	4,70	4,63	2,67	5,03
Turbiditet FNU	5 / 0	0,33	2	0,69	3,7	37	8,5	0,47
	5 / 5	< 0,1	1,60	< 0,1	< 0,1	1,3	0,14	< 0,1
	10 / 5	< 0,1	0,11	< 0,1	< 0,1	0,23	0,13	0,11

Analyseresultat, kjemiske parametere

Under ligger prøveresultatene fra Eurofins og pH målt in situ i tabell 4.3.

Vi har bare prøveresultater fra alkalitet i 4 av 7 punker i området. Alkaliteten ser ut til å være stabil i punktene der den er målt.

Parameteren Aluminium varierer fra 0-minuttsprøven til 5-minuttsprøvene. Fra Drikkevannsforskriften finner vi at Aluminium har en tiltaksgrense på 0,2 mg/l Al. Punkt 3, 4 og 7 ligger på 0,2 – 0,3 mg/l Al på 0-minuttsprøven.

Jern har en tiltaksgrense på 0,2 mg/l Fe i Drikkevannsforskriften. Jern var over tiltaksgrensen i alle 0-minuttsprøvene for utenom prøven tatt i punkt 7. Fra 5-minuttsprøven tatt fra punkt 6 i uke 10 ligger jern over tiltaksgrensen.

Fra delkapittel 2.2.2 ser vi at Mangan har en tiltaksgrense på 0,05 mg/l i Drikkevannsforskriften. I tre av 0-minuttsprøvene (punkt 4, 5 og 6) og i en av 5-minuttsprøven tatt i uke 5 ser vi at manganverdiene er over tiltaksgrensen.

Vi ser at pH målt både ved lab og in situ ligger mellom 6,83 og 8,9. I Drikkevannsforskriften står det at pH skal ligge mellom 6,5 og 9,5 og målt pH er dermed innenfor grenseområdet.

TOC er stabil på 5-minuttsprøvene i området og på 0-minuttsprøvene varierer den noe fra de ulike punktene. Det er oppgitt i Drikkevannsforskriftens tiltaksgrense for Total organisk karbon: *ingen unormal endring*.

Tabell 4.3 *Kjemiske parametere, Lommedalen.*

Kjemiske parametere		Lommedalen						
Nummer		1	2	3	4	5	6	7
	Uke / minutt							
Alkalitet til pH 4,5 mmol/l	10 / 5	N/A	0,59	0,62	0,59	N/A	N/A	0,57
Aluminium mg/l Al	5 / 0	0,1	0,1	0,3	0,2	N/A	N/A	0,2
	5 / 5	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
	10 / 5	0,058	0,1	0,1	0,048	0,048	0,084	0,1
Jern mg/l Fe	5 / 0	0,2	0,5	0,2	0,5	7,5	3,7	0,1
	5 / 5	0	0	0	0	0	0	0
	10 / 5	0,025	0	0	0,1	0,027	0,27	0
Mangan mg/l Mn	5 / 0	0,01	0,01	0,02	0,09	0,063	0,23	0,01
	5 / 5	0	0,1	0	0	0	0	0
	10 / 5	0,0057	0	0	0	0,0034	0,0085	0
pH, in situ gjennomsnitt	10 / 0	7,00	7,00	8,90	7,57	7,17	6,83	6,97
pH målt ved 23 °C ± 2 °C	5 / 0	7,6	7,6	8,1	7,8	7,8	7,7	7,6
	5 / 5	7,7	8,5	8,1	8,0	7,8	7,8	7,8
	10 / 5	7,8	7,9	8,2	7,8	7,8	7,8	7,7
TOC mg/l C	5 / 0	14	39	52	180	25	4	71
	5 / 5	2	3	2	2	3	3	3
	10 / 5	2	3	3	3	2	2	3

Analyseresultat, mikrobiologiske parametere

Under ser vi resultatene fra Eurofins i tabell 4.4. Det ble påvist Clostridium perfringens på 0-minuttsprøven ved prøvetakingspunkt 5. Drikkevannsforskriften har en tiltaksgrense på Clostridium perfringens inkludert sporer på 0/100 ml.

E. coli, koliforme bakterier og intestinale enterokokker ble ikke påvist i noen av prøvene fra Lommedalen. Alle disse har en grenseverdi og tiltaksgrense på 0/100 ml.

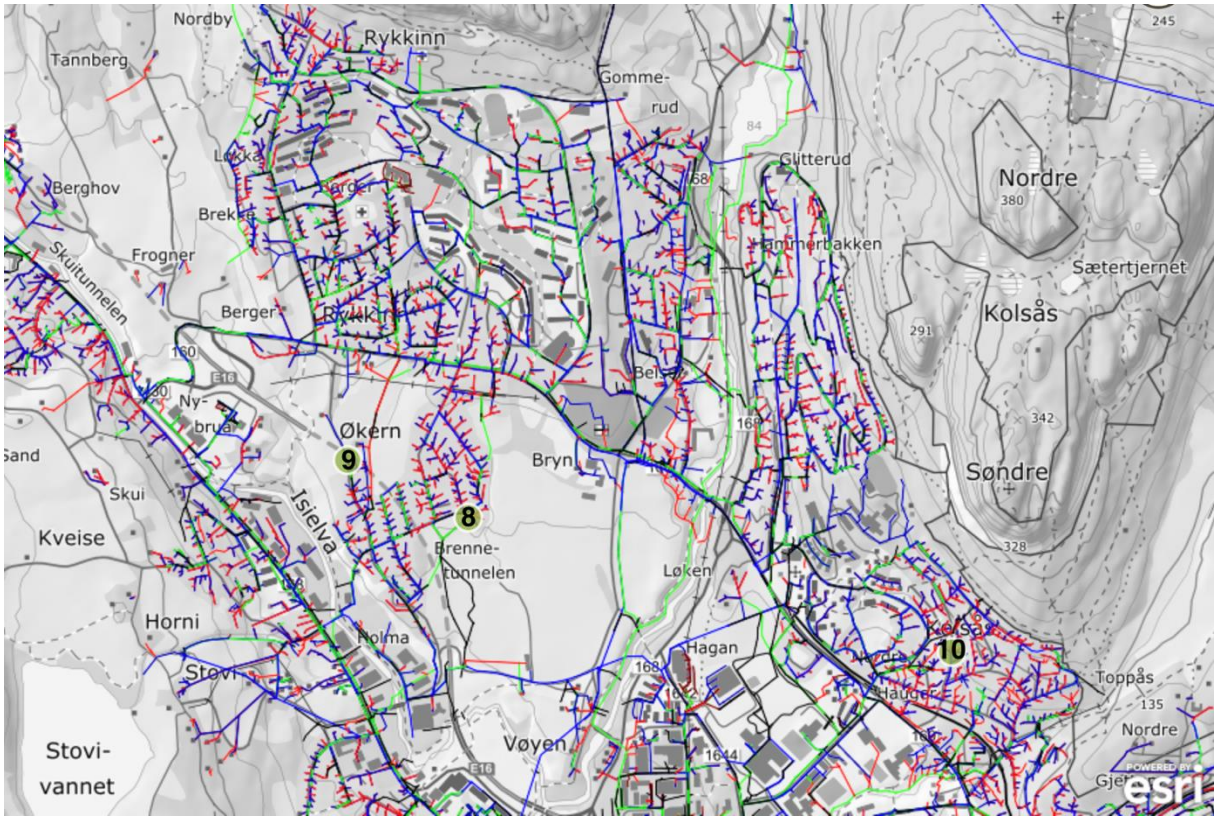
Kimtall over 100 mg/l som er tiltaksgrensen, ble påvist i prøve 2 og 5 i 0-minuttsprøven tatt i uke 5. Vi ser også at i prøve 5 og 7 er det påvist noe høyt kimtall i 5-minuttsprøven fra uke 10.

Tabell 4.4 *Mikrobiologiske parametere Lommedalen.*

Mikrobiologiske parametere		**Lommedalen**						
Nummer		1	2	3	4	5	6	7
	Uke / minutt							
Clostridium perfringens /100 ml	5 / 0	0	0	0	0	15	0	0
	5 / 5	0	0	0	0	0	0	0
	10 / 5	0	0	0	0	0	0	0
E. coli /100 ml	5 / 0	0	0	0	0	0	0	0
	5 / 5	0	0	0	0	0	0	0
	10 / 5	0	0	0	0	0	0	0
Intestinale enterokokker /100 ml	5 / 0	0	0	0	0	0	0	0
	5 / 5	0	0	0	0	0	0	0
	10 / 5	0	0	0	0	0	0	0
Kimtall 22 °C /ml	5 / 0	44	2	280	30	930	57	22
	5 / 5	3	12	0	0	2	13	0
	10 / 5	9	0	1	8	62	0	99
Koliforme bakt. 37 °C /100 ml	5 / 0	0	0	0	0	0	0	0
	5 / 5	0	0	0	0	0	0	0
	10 / 5	0	0	0	0	0	0	0

4.1.2 Rykkinn

Området Rykkinn og Kolsås som vi ser i figur 4.2 under hentet fra Gemini Portal. Det ligger vest i fordelingsnettet og er forsynt med vann fra Holsfjorden. Her har vi tatt vannprøver fra 3 endeledninger, nummerert 8 – 10, med materiale PE og SJK. Byggeår på endeledningene vi har tatt prøver fra her varierer fra 1980 til 2006.



Figur 4.2 *Prøvetakingspunkt Rykkinn (Bærum kommune).*

Ledningsdata hentet fra Gemini Portal og kontrollert i felt, samt simulert vannalder fra MIKE URBAN ser vi i tabell 4.5 under:

Tabell 4.5 *Ledningsdata Rykkinn (Bærum kommune).*

Ledningsdata	Rykkinn		
Nummer	8	9	10
Gemini SID	19540	137265	5427
Materiale	SJK	SJK	PE
Lengde (m)	18	67	128
Dimensjon (mm)	150	150	150
Alder (årstall)	1980	2002	2006
Antall tilknytninger	7	6	12
Simulert vannalder (t) dag 7	28	32,5	34,5

Analyseresultat, fysiske parametere

På tabell 4.6 under ser vi resultatene fra Eurofins og temperatur målt in situ. Vi ser at på prøvepunktene i dette området, er fargetallet jevnt over høyt på alle prøvene. 0-minuttsprøve fra prøvepunkt 8 har et fargetall på 24 mg Pt/l som er over Mattilsynet sin anbefaling som sier at fargetallet bør være under 20 mg Pt/l.

Konduktiviteten er jevnt over lav i dette området, 5-6 mS/m.

Vannet har lite til ingen lukt/smak på disse prøvepunktene.

Temperaturen vi har målt in situ ligger mellom 3,9 og 6,13 °C i Rykkinn.

Turbiditeten er høy på 0-minuttsprøvene tatt i uke 5, spesielt prøvetakingspunkt 8 har en høy turbiditet på 12 FNU. Vi ser også at turbiditeten på 5-minuttsprøven i uke 10 på samme punkt ligger på 2,9 FNU.

Tabell 4.6 *Fysiske parametere Rykkinn.*

Fysiske parametere		Rykkinn		
Nummer		8	9	10
	Uke / minutt			
Fargetall mg Pt/l	5 / 0	24	20	13
	5 / 5	16	19	13
	10 / 5	15	18	15
Konduktivitet ved 25°C (målt ved 23 ± 2°C) mS/m	5 / 0	5	5	5
	5 / 5	5	6	5
	10 / 5	5	7	5
Lukt/Smak	5 / 0	0	0	1
	5 / 5	0	0	0
Temperatur, in situ gjennomsnitt	10 / 0	6,13	3,90	5,60
Turbiditet FNU	5 / 0	12	1,7	5,6
	5 / 5	0,21	0,66	0,19
	10 / 5	2,9	0,27	0,23

Analyseresultat, kjemiske parametere

På tabell 4.7 under viser resultatene fra Eurofins og pH målt in situ.

Alkalitet ble ikke analysert på noen av disse prøvepunktene. Derfor har ikke vi tilstrekkelig data til å kunne bruke resultatene av alkalitet videre i vår drøfting.

I Drikkevannsforskriften finner vi at Aluminium har en tiltaksgrense på 0,2 mg/l Al. Vi ser at resultatet fra 0-minuttsprøven på prøvepunkt 9 og 10 ligger på tiltaksgrensen. På 5-minuttsprøven i uke 10 ser vi at på punkt 8 ligger på 0,35 mg/l Al, som er over tiltaksgrensen.

Vi ser at jern på 0-minuttsprøvene ligger alle prøvene på eller over tiltaksgrensen i Drikkevannsforskriften. Jern har en tiltaksgrense på 0,2 mg/l Fe. På punkt 8 på 5-minuttsprøven i uke 10 ligger også jern over tiltaksgrensen med et analyseresultat på 0,31 mg/l Fe.

Mangan har en tiltaksgrense på 0,05 mg/l Mn i Drikkevannsforskriften, og vi ser at 0-minuttsprøven på prøvepunkt 10 samt 5-minuttsprøven tatt i uke 10 på punkt 8 ligger over tiltaksgrensen.

Vi ser at pH målt av oss og Eurofins ligger stabilt og innenfor Drikkevannsforskriftens tiltaksgrense på punkt 8 og 10. Det er en noe høy pH på punkt 9, der vi ser en pH på 10,2 på 0-minuttsprøven i uke 5. pH vi målte in situ på punktet ligger på 9,97 som ligger over Drikkevannsforskriftens tiltaksgrense på 9,5.

TOC-innholdet er en del høyere på 0-minuttsprøvene på punkt 9 og 10. TOC er jevnt lav på alle 5-minuttsprøvene som ligger på 3-4 mg/l C.

Tabell 4.7 *Kjemiske parametere Rykkinn.*

Kjemiske parametere		Rykkinn		
Nummer		8	9	10
	Uke / minutt			
Alkalitet til pH 4,5 mmol/l	10 / 5	N/A	N/A	N/A
Aluminium mg/l Al	5 / 0	0,1	0,2	0,2
	5 / 5	0	0,1	0
	10 / 5	0,35	0,067	0,057
Jern mg/l Fe	5 / 0	0,8	0,2	1,4
	5 / 5	0	0,1	0
	10 / 5	0,31	0,074	0,028
Mangan mg/l Mn	5 / 0	0,01	0,01	0,1
	5 / 5	0	0	0
	10 / 5	0,12	0,0035	0,0019
pH, in situ gjennomsnitt	10 / 0	7,27	9,97	7,07
pH målt ved 23 °C ± 2 °C	5 / 0	7,2	10,2	7,4
	5 / 5	7,4	9,5	7,3
	10 / 5	7,4	9,1	7,3
TOC mg/l C	5 / 0	7	53	46
	5 / 5	4	4	4
	10 / 5	4	3	4

Analyseresultat, mikrobiologiske parametere

Under ser vi resultatene fra Eurofins i tabell 4.8.

Vi ser at på punkt 10 på 5-minuttsprøven tatt i uke 10, er det registrert 2 stykk Clostridium perfringens/100 ml. Tiltaksgrensen til Drikkevannsforskriften er på 0 Clostridium perfringens inkl. sporer/100 ml.

Det er ikke påvist E. coli, intestinale enterokokker eller koliforme bakterier ved prøvepunktene i Rykkinn.

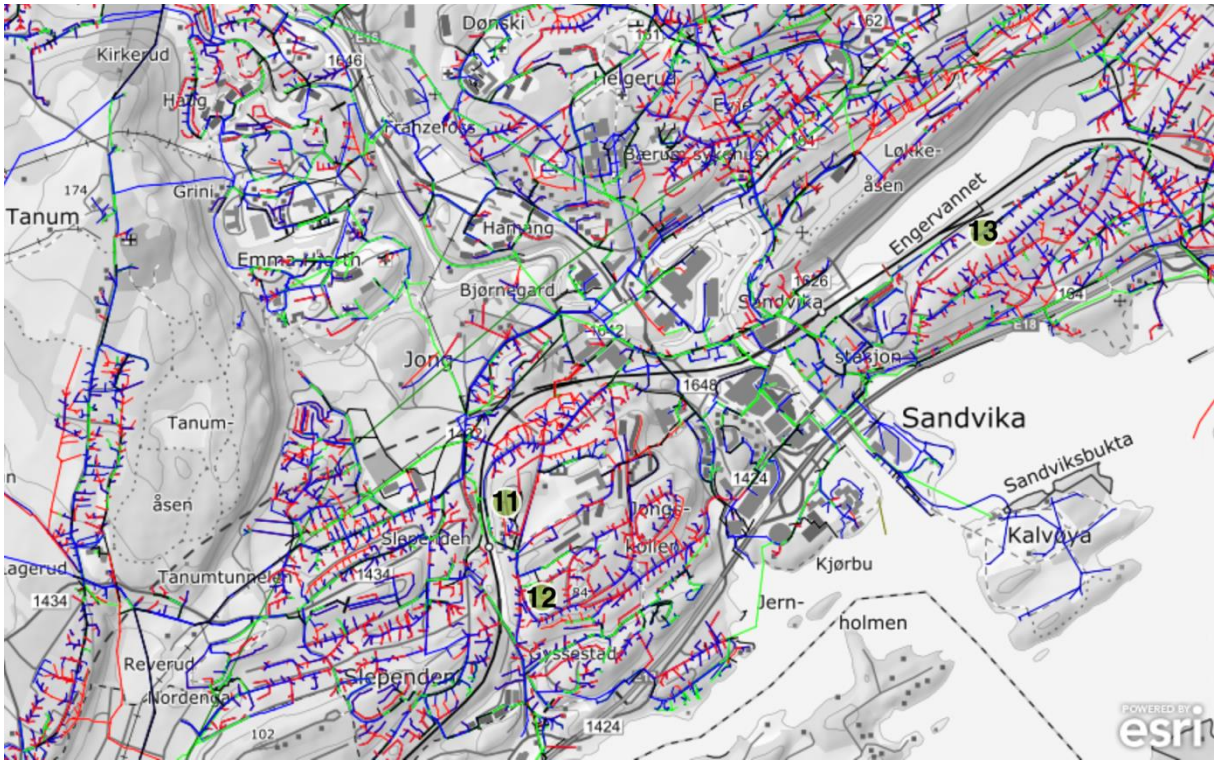
Vi ser derimot at flere av prøvene har et høyt kimtall både på 0-minutts- og 5-minuttsprøvene. Det er kun på prøvepunkt 9 på 5-minuttsprøven tatt i uke 10 det ikke er registrert kimtall. Drikkevannsforskriften har en tiltaksgrense på 100 kim/ml.

Tabell 4.8 *Mikrobiologiske parametere Rykkinn.*

Mikrobiologiske parametere		**Rykkinn**		
Nummer		8	9	10
	Uke / minutt			
Clostridium perfringens /100 ml	5 / 0	0	0	0
	5 / 5	0	0	0
	10 / 5	0	0	2
E. coli /100 ml	5 / 0	0	0	0
	5 / 5	0	0	0
	10 / 5	0	0	0
Intestinale enterokokker /100 ml	5 / 0	0	0	0
	5 / 5	0	0	0
	10 / 5	0	0	0
Kimtall 22 °C /ml	5 / 0	570	480	3
	5 / 5	20	340	3
	10 / 5	9	0	240
Koliforme bakt. 37 °C /100 ml	5 / 0	0	0	0
	5 / 5	0	0	0
	10 / 5	0	0	0

4.1.3 Sandvika

Området Sandvika som vi ser i kartutsnitt fra Gemini Portal i figur 4.3 under. Det ligger sørvest i fordelingsnettet og er forsynt med vann fra Holsfjorden og Aurevann. Her har vi tatt vannprøver i 3 endeledninger, nummerert 11 – 13, i materiale PE, PVC og SJG. Byggeår på endeledningene vi har tatt prøver fra her varierer fra 1968 til 2013.



Figur 4.3 *Prøvetakingspunkt Sandvika (Bærum kommune).*

Ledningsdata hentet fra Gemini Portal og kontrollert i felt, samt simulert vannalder fra MIKE URBAN ser vi i tabell 4.9 under:

Tabell 4.9 *Ledningsdata Sandvika (Bærum kommune).*

Ledningsdata	Sandvika		
Nummer	11	12	13
Gemini SID	145290	92033	10258
Materiale	PE	PVC	SJG
Lengde (m)	114	44	94
Dimensjon (mm)	180	110	150
Alder (årstall)	2013	2000	1968
Antall tilknytninger	3 bolig-blokker	1	7
Simulert vannalder (t) dag 7	12,7	18,1	168

Analyseresultat, fysiske parametere

I tabell 4.10 under ser vi resultatene fra Eurofins og temperatur målt in situ.

Vi ser et høyt fargetall på 0-minuttsprøven på punkt 11 i Sandvika. Generelt for punkt 11 og 12 ligger fargetallet høyere enn på prøvetakingspunkt 13.

Konduktiviteten er jevn for de fleste punkter 5-6 mS/m, men utmerker seg noe på 5-minuttsprøven tatt i uke 10 på punkt nr. 13 der konduktiviteten er 12 mS/m.

Eurofins har ikke registrert noen lukt/smak på prøvevannet.

Temperaturen vi har målt in ligger mellom 3,67 og 5,73 °C.

Vi ser en lav turbiditet på alle 5-minuttsprøvene som er tatt i dette området. På 0-minuttsprøven på punkt 13 er det målt en turbiditet på 430 FNU.

Tabell 4.10 *Fysiske parametere Sandvika.*

Fysiske parametere		Sandvika		
Nummer		11	12	13
	Uke / minutt			
Fargetall mg Pt/l	5 / 0	40	13	6
	5 / 5	13	14	0
	10 / 5	15	15	4
Konduktivitet ved 25°C (målt ved 23 ± 2°C) mS/m	5 / 0	5	5	5
	5 / 5	5	5	6
	10 / 5	5	5	12
Lukt/Smak	5 / 0	0	0	0
	5 / 5	0	0	0
Temperatur, in situ gjennomsnitt	10 / 0	5,73	3,93	3,67
Turbiditet FNU	5 / 0	1,6	7,3	430
	5 / 5	0,29	0,14	0,61
	10 / 5	0,26	0,14	0,97

Analyseresultat, kjemiske parametere

I tabell 4.11 under viser resultatene fra Eurofins og pH målt in situ.

Det har ikke blitt foretatt målinger av alkalitet i Sandvika og vi har derfor ingen data å drøfte resultatene for alkalitet.

I punkt 12 og 13 viser 0-minuttsprøven aluminium over Drikkevannsforskriften sin tiltaksgrense på 0,2 mg/l Al.

Vi ser at jern også ligger over tiltaksgrensen på alle 0-minuttsprøvene. Tiltaksgrensen er på 0,2 mg/l Fe for jern. Vi ser også at på prøvepunkt 13 at jern er høyere enn tiltaksgrensen til Drikkevannsforskriften på 5-minuttsprøven tatt i uke 10.

Målt mangan ligger under tiltaksgrensen på 0,05 mg/l på alle prøvene i området.

Vi ser at målt pH in situ og ved Eurofins ligger noenlunde stabilt på 6,90 – 7,7 som er innenfor tiltaksgrensene til Drikkevannsforskriften.

Tabell 4.11 *Kjemiske parametere Sandvika.*

Kjemiske parametere		Sandvika		
Nummer		11	12	13
	Uke / minutt			
Alkalitet til pH 4,5 mmol/l	10 / 5	N/A	N/A	N/A
Aluminium mg/l Al	5 / 0	0,13	0,3	0,4
	5 / 5	0,053	0	0
	10 / 5	0,049	0,042	0,11
Jern mg/l Fe	5 / 0	1,4	0,4	40
	5 / 5	0,029	0	0,1
	10 / 5	0,023	0,022	0,52
Mangan mg/l Mn	5 / 0	0,0094	0,02	0,03
	5 / 5	0,0012	0	0
	10 / 5	0,0011	0,0007	0,0053
pH, in situ gjennomsnitt	10 / 0	7,10	6,90	7,33
pH målt ved 23 °C ± 2 °C	5 / 0	7	7,1	7
	5 / 5	7,4	7,3	7,6
	10 / 5	7,4	7,2	7,7
TOC mg/l C	5 / 0	82	88	26
	5 / 5	4	4	3
	10 / 5	3	3	2

Analyseresultat, mikrobiologiske parametere

På tabell 4.12 under ser vi resultatene fra Eurofins.

På punktene i dette området er det ikke funn av bakterier, annet enn kimtall.

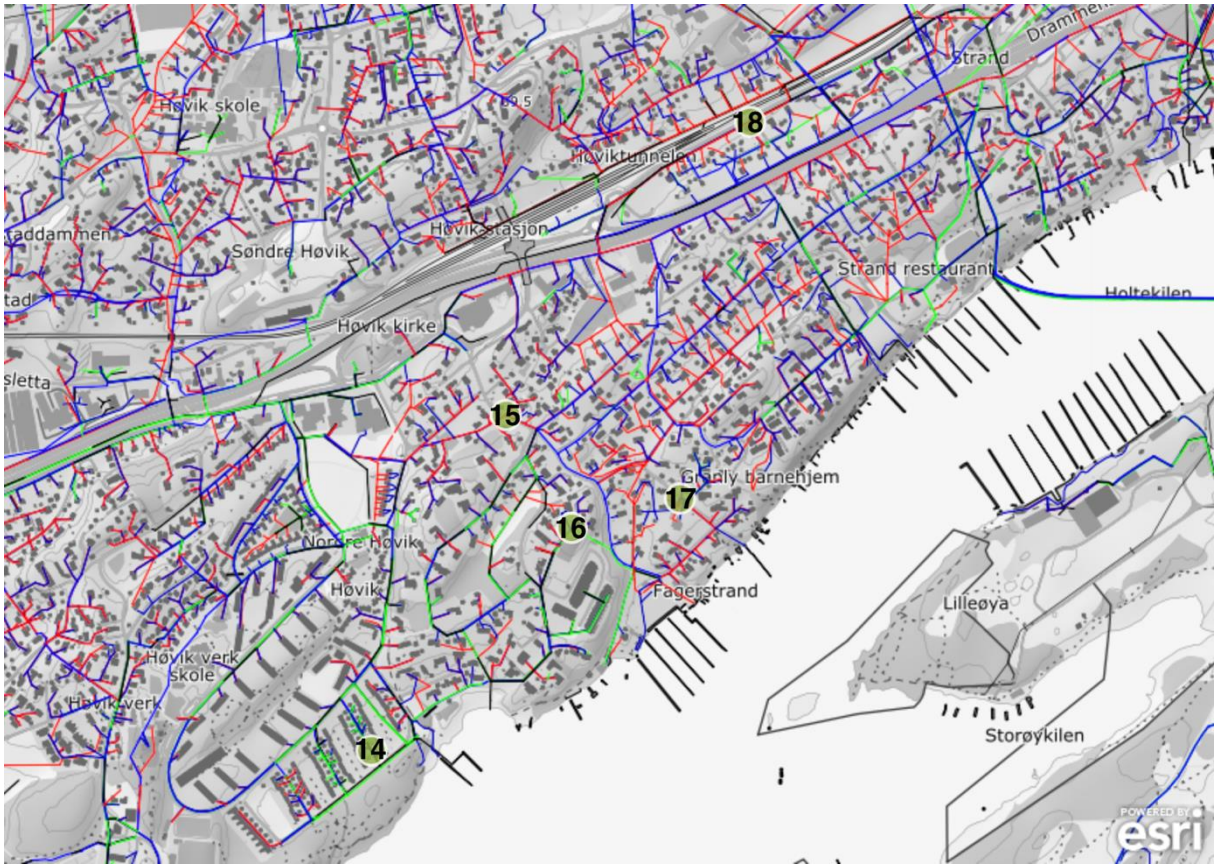
Vi ser at kimtall på 0-minuttsprøvene over tiltaksgrensen på 100 kim/ml. Vi ser også at det er registrert høyere kimtall på prøvepunkt 13 i forhold til de andre prøvepunktene på begge 5-minuttsprøvene.

Tabell 4.12 *Mikrobiologiske parametere Sandvika.*

Mikrobiologiske parametere		Sandvika		
Nummer		11	12	13
	Uke / minutt			
Clostridium perfringens /100 ml	5 / 0	0	0	0
	5 / 5	0	0	0
	10 / 5	0	0	0
E. coli /100 ml	5 / 0	0	0	0
	5 / 5	0	0	0
	10 / 5	0	0	0
Intestinale enterokokker /100 ml	5 / 0	0	0	0
	5 / 5	0	0	0
	10 / 5	0	0	0
Kimtall 22 °C /ml	5 / 0	14	180	120
	5 / 5	1	1	15
	10 / 5	2	3	42
Koliforme bakt. 37 °C /100 ml	5 / 0	0	0	0
	5 / 5	0	0	0
	10 / 5	0	0	0

4.1.4 Høvik

Området Høvik som vi ser under på figur 4.4 hentet fra Gemini Portal. Det ligger sørøst i fordelingsnettet og er forsynt med vann fra Aurevann. Her har vi tatt vannprøver i 5 endeledninger, nummerert 14 – 18, alle i PE- eller SJG-materiale. Byggeår på endeledningene vi har tatt prøver fra her varierer fra 1948 til 2017.



Figur 4.4 *Prøvetakingspunkt Høvik (Bærum kommune).*

Ledningsdata hentet fra Gemini Portal og kontrollert i felt, samt simulert vannalder fra MIKE URBAN ser vi i tabell 4.13 under. Vannalderen som er simulert i punkt 15 er noe usikker, da det er en soneventil i denne noden. Hvilken side av soneventilen det er simulert vannalder for er usikkert.

Tabell 4.13 *Ledningsdata Høvik (Bærum kommune).*

Ledningsdata	Høvik				
Nummer	14	15	16	17	18
Gemini SID	155175	3395	17627	5349	148806
Materiale	PE	SJG	SJG	PE	PE
Lengde (m)	109	127	122	84	266
Dimensjon (mm)	180	150	150	140	355
Alder (årstall)	2017	1948	1968	2003	2015
Antall tilknytninger	17	11	12	15	0
Simulert vannalder (t) dag 7	104,1	168	168	168	114

Analyseresultat, fysiske parametere

Under i tabell 4.14 ser vi resultatene fra Eurofins og temperatur målt in situ

Fargetallet på 0-minuttsprøven på punkt 14 i Høvik ligger noe over Mattilsynets anbefaling. Bortsett fra denne prøven er resultatene for fargetall mellom 3 – 12 mg Pt/l.

Konduktivitet ved ligger jevnt for alle prøvepunkter ved både 0-minutts- og 5-minuttsprøvene, som er mellom 8 – 12 mS/m.

Eurofins har registrert lite til ingen lukt/smak på vannprøvene i dette området.

Temperaturen vi har målt in situ er jevnt mellom 4,80 og 6,83 °C i punktene.

Når det kommer til turbiditet ser vi at den er spesielt høyere på 0-minuttsprøvene i punktene 15, 16 og 17. På prøvepunkt 16 ser vi at den overstiger 1 FNU på alle prøvene. Ellers er turbiditet lavere på de resterende 5-minuttsprøvene tatt i uke 5 og 10 som ligger mellom 0,1 – 1,9 FNU.

Tabell 4.14 *Fysiske parametere Høvik.*

Fysiske parametere		Høvik				
Nummer		14	15	16	17	18
	Uke / minutt					
Fargetall mg Pt/l	5 / 0	24	4	11	12	4
	5 / 5	10	3	12	3	4
	10 / 5	4	5	5	4	3
Konduktivitet ved 25°C (målt ved 23 ± 2°C) mS/m	5 / 0	8	12	8	12	11
	5 / 5	9	12	9	12	12
	10 / 5	12	12	12	12	12
Lukt/Smak	5 / 0	0	1	0	1	0
	5 / 5	0	0	0	0	0
Temperatur, in situ gjennomsnitt	10 / 0	6,23	6,40	5,33	4,80	6,83
Turbiditet FNU	5 / 0	1,4	58	31	22	2
	5 / 5	0,12	0,28	1,2	< 0,1	< 0,1
	10 / 5	< 0,1	0,34	1,9	< 0,1	< 0,1

Analyseresultat, kjemiske parametere

I tabell 4.15 under ser vi resultatene fra Eurofins og pH målt in situ.

Det har bare blitt analysert alkalitet på prøvepunkt 18 i Høvik.

På prøvepunkt 15, 17 og 18 på 0-minuttsprøven for aluminium over Drikkevannsforskriften sin tiltaksgrense på 0,2 mg/l Al. Ellers ligger aluminium mellom 0,052 – 0,1 mg/l Al i 5-minuttsprøvene.

Jern er over tiltaksgrensen på 0,2 mg/l Fe på alle prøvetakingspunktene på alle 0-minuttsprøvene. Alle prøver på punkt 16 er jern over tiltaksgrensen. Vi ser også at jern er over tiltaksgrensen på punkt 15 ved 5-minuttsprøven tatt i uke 10.

På 0-minuttsprøven på prøvetakingspunkt 15 er mangan på 0,03 mg/l Mn som over tiltaksgrensen til Drikkevannsforskriften på 0,02 mg/l Mn.

pH ligger stabilt på alle prøvepunkter mellom 7,1 og 7,9 ved analyser gjort av oss og Eurofins.

Det er målt høyere TOC ved 0-minuttsprøvene på punkt 14, 15 og 17 i forhold til resterende prøver. Alle 5-minuttsprøvene ligger mellom 2 – 3 mg/l C.

Tabell 4.15 *Kjemiske parametere Høvik.*

Kjemiske parametere		**Høvik**				
Nummer		14	15	16	17	18
	Uke / minutt					
Alkalitet til pH 4,5 mmol/l	10 / 5	N/A	N/A	N/A	N/A	0,59
Aluminium mg/l Al	5 / 0	0,095	1,4	0,11	0,35	0,23
	5 / 5	0,056	0,1	0,053	0,069	0,082
	10 / 5	0,052	0,046	0,05	0,055	0,051
Jern mg/l Fe	5 / 0	0,92	5,5	3,8	2,8	N/A
	5 / 5	0,023	0,1	0,25	0,015	0,0083
	10 / 5	0,0057	0,27	0,41	0,0086	0,0048
Mangan mg/l Mn	5 / 0	0,0075	0,18	0,02	0,044	0,03
	5 / 5	0,0011	0	0,0032	0,0021	0,005
	10 / 5	0,0016	0,0034	0,0044	0,0016	0,0042
pH, in situ gjennomsnitt	10 / 0	7,17	7,57	7,10	7,65	7,40
pH målt ved 23 °C ± 2 °C	5 / 0	7,1	7,6	7,6	7,2	7,2
	5 / 5	7,7	7,8	7,6	7,9	7,9
	10 / 5	7,8	7,7	7,8	7,9	7,9
TOC mg/l C	5 / 0	67	140	6	390	15
	5 / 5	3	2,5	3	2	2
	10 / 5	2	2	2	2	2

Analyseresultat, mikrobiologiske parametere

Resultatene fra Eurofins ligger på tabell 4.16 under.

Den viser at det er registrert Clostridium perfringens på 0-minuttsprøvene på punkt 16 og 17 i Høvik.

Det er også registrert E. coli på 0-minuttsprøven ved punkt 15.

Intestinale enterokokker er påvist på 0-minuttsprøven på prøvetakingspunkt 17.

Vi ser også at på 0-minuttsprøvene at det er registrert et høyt kimtall for utenom på punkt 16. Ellers finnes det kimtall på alle prøvene tatt i Høvik.

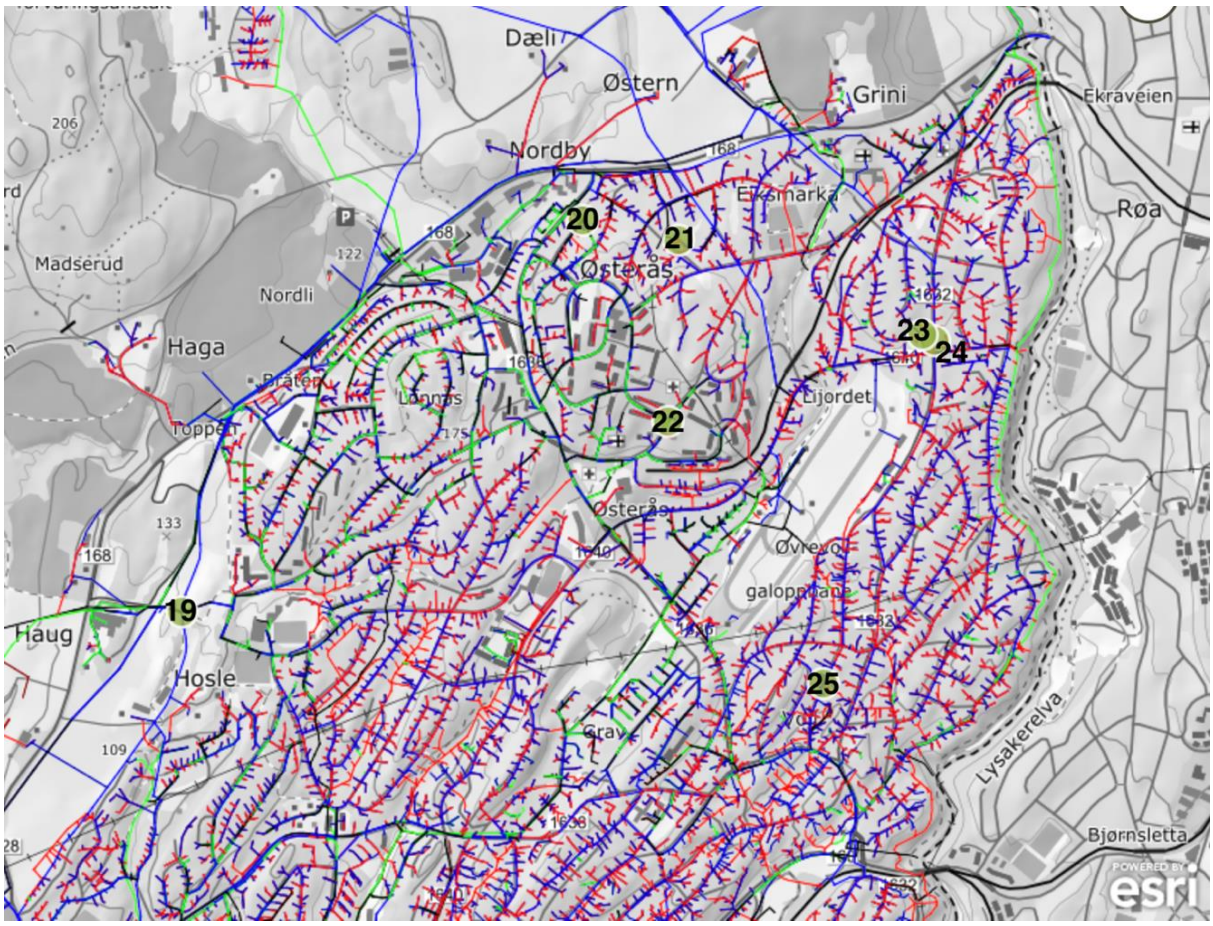
Koliforme bakterier er påvist på 0-minuttsprøven på prøvepunkt 15.

Tabell 4.16 *Mikrobiologiske parametere Høvik.*

Mikrobiologiske parametere		**Høvik**				
Nummer		14	15	16	17	18
	Uke / minutt					
Clostridium perfringens /100 ml	5 / 0	0	0	1	16	0
	5 / 5	0	0	0	0	0
	10 / 5	0	0	0	0	0
E. coli /100 ml	5 / 0	0	3	0	0	0
	5 / 5	0	0	0	0	0
	10 / 5	0	0	0	0	0
Intestinale enterokokker /100 ml	5 / 0	0	0	0	1	0
	5 / 5	0	0	0	0	0
	10 / 5	0	0	0	0	0
Kimtall 22 °C /ml	5 / 0	296	690	22	90	210
	5 / 5	2	18	3	1	4
	10 / 5	19	3	5	29	1
Koliforme bakt. 37 °C /100 ml	5 / 0	0	10	0	0	0
	5 / 5	0	0	0	0	0
	10 / 5	0	0	0	0	0

4.1.5 Østerås

På figur 4.5 under hentet fra Gemini Portal, ser vi området Østerås. Det ligger nordøst i fordelingsnettet og er forsynt med vann fra Aurevann. Her har vi tatt vannprøver i 7 endeledninger, nummerert 19 – 25, alle i materiale SJ, noen også renovert med PU. Byggeår på endeledningene vi har tatt prøver fra her varierer fra 1928 til senest renovert i 2019.



Figur 4.5 *Prøvetakingspunkt Østerås (Bærum kommune).*

Ledningsdata hentet fra Gemini Portal og kontrollert i felt, samt simulert vannalder fra MIKE URBAN ser vi på tabell 4.17 under:

Tabell 4.17 *Ledningsdata Østerås (Bærum kommune).*

Ledningsdata	Østerås						
Nummer	19	20	21	22	23	24	25
Gemini SID	29 SØR	15312	19962	16168	16433	16056	6873
Materiale	SJG	SJG-PU	SJK-PU	SJG-PU	SJG-PU	SJG	SJG-PU
Lengde (m)	299	37	17	33	69	42	115
Dimensjon (mm)	300	150	100	300	150	300	200
Alder (årstall)	1952	1970 - 2005	1996 - 2009	1965 - 2007	1950 - 2012	1928	1920 - 2009
Antall tilknytninger	0	1	3	0	1	0	7
Simulert vannalder (t) dag 7	76,8	97,6	90	81	88,8	158,3	97

I prøvepunkt 19 har våre observasjoner vist dødt vann, noe som tilsier vannalder 168 timer. Modellen for simulert vannalder henter sannsynligvis vannalder fra en annen ledning som går gjennom kummen. Nodene i prøvepunkter 22, 23 og 25 har soneskiller, noe som betyr at vi ikke vet om vannalderen er simulert på riktig side av soneskillet.

I prøvepunkt 24 er det en bypass i tilknytning til kummen, dette er å betrakte som forbruk, derfor kan vi ikke være helt sikre på vannalder som er modellert.

Analyseresultat, fysiske parametere

I tabell 4.18 under ser vi resultatene fra Eurofins og temperatur målt in situ.

Det er registrert fargetall mellom 2 og 14 mg Pt/l for prøvepunktene i Østerås.

Konduktiviteten er også jevn for området med noe lavere resultater for prøvepunkt 19 og 5-minuttsprøvene takk i uke 10 for punkt 23 og 25.

Det er registrert mye lukt/smak fra Eurofins på tre av 0-minuttsprøvene, punkt 19, 20 og 24. Samt at det er registrert en del lukt/smak på 5-minuttsprøven tatt i uke 5 på prøvepunkt 19.

Temperaturmålingene vi har foretatt oss viser målinger mellom 1,93 og 3,37 °C.

Turbiditeten er veldig høy på prøvepunkt 24 på 0-minuttsprøven i forhold til resten av 0-minuttsprøvene, med en verdi på 260 FNU. Ellers ser vi at 5-minuttsprøvene viser lav turbiditet på Østerås, der alle er under 1 FNU.

Tabell 4.18 *Fysiske parametere Østerås.*

Fysiske parametere		Østerås						
Nummer		19	20	21	22	23	24	25
	Uke / minutt							
Fargetall mg Pt/l	5 / 0	< 2	3	3	7	4	14	3
	5 / 5	< 2	3	3	2	2	4	3
	10 / 5	4	3	3	4	11	6	12
Konduktivitet ved 25°C (målt ved 23 ± 2°C) mS/m	5 / 0	7	12	12	12	12	19	12
	5 / 5	8	12	12	12	12	12	12
	10 / 5	7	12	12	11	5	11	6
Lukt/Smak	5 / 0	3	3	0	0	1	3	0
	5 / 5	2	0	0	0	1	0	0
Temperatur, in situ gjennomsnitt	10 / 0	3,10	2,60	2,70	3,37	2,07	1,93	2,03
Turbiditet FNU	5 / 0	30	17	6,6	18	12	260	7,3
	5 / 5	0,15	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,17
	10 / 5	0,82	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,41	< 0,1	0,16

Analyseresultat, kjemiske parametere

I tabell 4.19 under viser resultatene fra Eurofins og pH målt in situ.

Alkaliteten varierer fra 0,29 – 0,60 mmol/l i området.

Resultatene for aluminium viser at på punktene 20, 21 og 23 – 25 er aluminium i 0-minuttsprøven over tiltaksgrensen i Drikkevannsforskriften på 0,2 mg/l Al.

Vi ser også at analyseresultatene for jern er over Drikkevannsforskriftens tiltaksgrense på 0,2 mg/l Fe i alle 0-minuttsprøvene. På punkt 19 er det også over tiltaksgrensen på 5-minuttsprøvene.

På alle prøvene tatt i punkt 19 er mangan over Drikkevannsforskriftens tiltaksgrense på 0,05 mg/l Mn. 0-minuttsprøvene i punkt 20, 24 og 25 er også over tiltaksgrensen.

pH som vi har målt in situ på punkt 19 er noe høyere enn resten av resultatene in situ. pH varierer fra 7,0 - 9,10 i Østerås.

TOC er høyere på 0-minuttsprøvene ved prøvepunkt 20 og 24 enn ved resten av 0-minuttsprøvene. Ved 5-minuttsprøvene er resultatet stabilt lavt med verdier mellom 2 – 3 mg/l C.

Tabell 4.19 *Kjemiske parametere Østerås.*

Kjemiske parametere		Østerås						
Nummer		19	20	21	22	23	24	25
	Uke / minutt							
Alkalitet til pH 4,5 mmol/l	10 / 5	0,46	0,59	0,54	0,60	0,29	0,52	0,37
Aluminium mg/l Al	5 / 0	0	1,4	0,2	0,1	0,2	5,4	0,3
	5 / 5	0,0023	0,1	0,1	0	0	0,1	0,1
	10 / 5	0,004	0,041	0,074	0,031	0,045	0,044	0,044
Jern mg/l Fe	5 / 0	3,2	5,4	0,9	1	1,3	39	0,7
	5 / 5	0,2	0	0	0	0	0,1	0,1
	10 / 5	0,2	0,016	0,026	0,036	0,13	0,13	0,064
Mangan mg/l Mn	5 / 0	0,16	0,23	0,02	0,02	0,02	1,7	0,09
	5 / 5	0,11	0	0	0	0,01	0	0
	10 / 5	0,064	0,0018	0,015	0,0014	0,006	0,0042	0,0006
pH, in situ gjennomsnitt	10 / 0	9,10	7,70	7,60	7,13	7,40	7,37	7,90
pH målt ved 23 °C ± 2 °C	5 / 0	7,9	7,2	7,6	7,7	7,4	7,3	7,9
	5 / 5	8,3	7,8	7,7	7,7	7,0	7,7	7,8
	10 / 5	7,9	7,8	7,9	7,7	7,4	7,9	7,6
TOC mg/l C	5 / 0	2,5	410	66	2	60	170	3,1
	5 / 5	2,4	2	N/A	N/A	2,6	2,6	2
	10 / 5	2	2	2	2	3	2	3

Analyseresultat, mikrobiologiske parametere

I tabell 4.20 under ser vi resultatene fra Eurofins.

På 0-minuttsprøvene i Østerås er det funn av Clostridium perfringens ved prøvepunkt 20, 21, 23 og 24. Det ble også påvist på prøvepunkt 21 ved 5-minuttsprøven i uke 5.

Vi ser at det ble påvist mye mikrobiologisk ved 0-minuttsprøvene på prøvetakingspunkt 24. E. coli ble kun påvist ved dette prøvetakingspunktet. Intestinale enterokokker ble påvist på prøvepunkt 23 og 24 ved 0-minuttsprøven samt på 5-minuttsprøven i uke 10 på punkt 24.

Kimtall ble påvist på alle 0-minuttsprøvene i Østerås, bortsett fra prøvetakingspunkt 22. Vi ser at det var store mengder kimer på prøvepunkt 24. Ved 5-minuttsprøvene ble det påvist mindre antall kimer på enkelte punkter.

Koliforme bakterier ble påvist i tre av 0-minuttsprøvene på punkt 21, 23 og 24. Samt ved 5-minuttsprøven i uke 10 ved punkt 24.

Tabell 4.20 *Mikrobiologiske parametere.*

Mikrobiologiske parametere		**Østerås**						
Nummer		19	20	21	22	23	24	25
	Uke / minutt							
Clostridium perfringens /100 ml	5 / 0	0	11	32	0	4	> 100	0
	5 / 5	0	0	1	0	0	0	0
	10 / 5	0	0	0	0	0	0	0
E. coli /100 ml	5 / 0	0	0	0	0	0	19	0
	5 / 5	0	0	0	0	0	0	0
	10 / 5	0	0	0	0	0	0	0
Intestinale enterokokker /100 ml	5 / 0	0	0	0	0	51	> 100	0
	5 / 5	0	0	0	0	0	0	0
	10 / 5	0	0	0	0	0	4	0
Kimtall 22 °C /ml	5 / 0	3	140	430	0	1	> 3000	15
	5 / 5	0	0	0	2	14	5	4
	10 / 5	0	4	13	0	1	19	6
Koliforme bakt. 37 °C /100 ml	5 / 0	0	0	1	0	14	170	0
	5 / 5	0	0	0	0	0	0	0
	10 / 5	0	0	0	0	0	4	0

4.2 Resultater fra dataanalyse

I dette delkapitlet presenterer vi resultater fra dataanalyse i Stata. Vi presenterer de data vi mener er relevante for oppgaven, for eksempel der vi finner sammenhenger som kan hjelpe oss i å svare på forskningsspørsmålene i oppgaven vår. Resultatene blir sortert etter analysemetode. Statistisk signifikansnivå er satt til 5% og vi har brukt et konfidensintervall på 95%.

4.2.1 Multippel regresjonsanalyse

I tabell 4.21 under ser vi en parvis korrelasjonstabell, som sier i hvor stor grad de forskjellige vannkvalitetsparameterne påvirker hverandre. Denne analysen kommer fra de første 25 vannprøvene, i uke 5, før spyling.

Tabell 4.21 *Parvis korrelasjon av vannkvalitetsparametere, 0-minuttsprøver uke 5.*

-	Røralder	Vannalder	Farge	Konduktivitet	TOC	pH	Turbiditet	Aluminium	Jern	Mangan	Kimtall	Rørmateriale	Lokasjon
Røralder	1.0000												
Vannalder	0.4485*	1.0000											
Farge	-0.1234	-0.3716	1.0000										
Konduktivitet	0.1885	0.4524*	-0.4887*	1.0000									
TOC	-0.0477	0.2991	-0.0863	0.3556	1.0000								
pH	-0.0720	-0.2214	-0.0877	-0.0764	-0.2099	1.0000							
Turbiditet	0.5793*	0.5054*	-0.0831	0.0571	-0.0064	-0.2428	1.0000						
Aluminium	0.6237*	0.3760	-0.0071	0.6059*	0.3450	-0.1320	0.4872*	1.0000					
Jern	0.6408*	0.5130*	-0.0429	0.2059	0.0887	-0.2501	0.9667*	0.6829*	1.0000				
Mangan	0.6317*	0.3175	0.0079	0.5808*	0.2403	-0.1098	0.4652*	0.9740*	0.6690*	1.0000			
Kimtall	0.6282*	0.2686	0.1317	0.4991*	0.1576	-0.0124	0.4449*	0.9368*	0.6299*	0.9348*	1.0000		
Rørmateriale	0.4414*	0.0816	-0.2568	0.0310	-0.2540	0.4312	0.2020	0.1199	0.1812	0.1270	0.2309	1.0000	
Lokasjon	0.0230	-0.2215	-0.1271	0.0867	-0.0883	-0.0458	0.2087	0.2340	0.2511	0.2815	0.1659	-0.1984	1.0000

Tallet man leser av kalles korrelasjonskoeffisienten, som er et tall mellom -1 og 1 som angir styrken og graden av samsvar i korrelasjonen. Dersom det står en stjerne bak tallet betyr det at vi kan fastslå korrelasjonen man leser av på et 5% signifikansnivå.

Et eksempel på hva vi kan ut ifra denne tabellen er at turbiditet har nærmest korrelasjon med jern. Tallet vi leser av er 0.9667*, noe som forteller oss at disse verdiene har en svært sterk sammenheng, noe vi kan fastslå på et 5% statistisk signifikansnivå.

Ut ifra alle parameter i tabellen over, er vi er spesielt interessert i kimtall. Vi ser i tabell 4.22 under resultatet av en regresjonsanalyse med kimtall som avhengig variabel. Vi kan ut ifra dette observere i hvor stor grad vi klarer å beskrive endringen i kimtall ved å se hvor store verdier vi har av farge, jern, mangan, aluminium, turbiditet samt hvilket rørmateriale vi har.

Tabell 4.22 *Multippel regresjonsanalyse med kimtall som avhengig variabel, 0-minuttsprøver uke 5.*

Kimtall	Coef.	Std. Err.	t	P>|t|	[95% Conf.	Interval]
KodetRørmateriale	55.92609	30.07819	1.86	0.083	-8.184063	120.0362
Farge	14.31483	4.612471	3.10	0.007	4.483586	24.14608
Jern	-109.0302	64.46159	-1.69	0.111	-246.4268	28.36645
Mangan	1398.03	676.74	2.07	0.057	-44.40707	2840.467
Aluminum	388.9367	161.4634	2.41	0.029	44.78567	733.0877
Turbiditet	9.933006	5.975061	1.66	0.117	-2.802535	22.66855
_cons	-286.2825	117.1239	-2.44	0.027	-535.9262	-36.63887

R-kvadrert, et tall mellom 0 og 1 sier hvor stor overenstemmelse der er mellom kimtall og vår multippel regresjon, i dette tilfellet er sammenhengen på 94%, noe som viser at dette er en pålitelig modell. MSE står for *mean square error*, og sier noe om gjennomsnittlig forskjell mellom observerte verdier og modellens verdier. Derfor ønsker vi en lav MSE-verdi, i dette tilfellet er roten av MSE på 183,72.

Vi ønsker en lavest mulig P> $|t|$ verdi, og dersom den er under 0.05 betyr det at denne variabelen bidrar signifikant til vår modell, og er avgjørende for å forklare endringen i kimtall. Ut ifra dette kan vi se at farge og aluminium er de variablene som er viktigst for denne modellen.

Denne analysen kommer fra alle 50 vannprøvene tatt etter spyling, ifra uke 5 og uke 10. Under i tabell 4.23 ser vi parvis korrelasjonstabell for vannkvalitetsparameter.

Tabell 4.23 *Parvis korrelasjon av vannkvalitetsparametere, 5-minuttsprøver uke 5 og 10.*

-	Røralder	Farge	Konduktivitet	TOC	pH	Turbiditet	Aluminium	Jern	Mangan	Kimtall	Rørmateriale	Lokasjon
Røralder	1.0000											
Farge	-0.1491	1.0000										
Konduktivitet	0.0273	-0.8114*	1.0000									
TOC	-0.1760	0.7270*	-0.7274*	1.0000								
pH	0.0136	0.0061	0.2140	-0.1302	1.0000							
Turbiditet	0.2541	0.1872	-0.1884	0.2311	0.0337	1.0000						
Aluminium	-0.0183	0.0458	0.1489	0.0841	0.1494	0.5427*	1.0000					
Jern	0.5394*	-0.0034	0.0044	-0.1311	0.0718	0.6459*	0.2297	1.0000				
Mangan	0.2271	-0.0119	-0.1683	0.0909	0.1442	0.5834*	0.3504*	0.4100*	1.0000			
Kimtall	-0.0813	0.3737*	-0.2293	0.3604*	0.3607*	0.0367	0.0709	-0.0075	-0.0866	1.0000		
Rørmateriale	0.4474*	0.0190	0.0761	0.1156	0.4251*	0.3600*	0.2789	0.3780*	0.2903*	0.0492	1.0000	
Lokasjon	0.1206	0.1107	-0.3676*	0.0768	-0.1768	-0.1079	-0.2006	0.0253	0.1542	-0.0226	-0.0568	1.0000

I tabell 4.24 under ser vi regresjonsanalyse av disse data gjennomført med kimtall som avhengig variabel.

Tabell 4.24 *Multippel regresjonsanalyse med kimtall som avhangig variabel, 5-minuttsprøver fra uke 5 og uke 10.*

Kimtall	Coef.	Std. Err.	t	P>|t|	[95% Conf.	Interval]
Mangan	-483.7911	294.1972	-1.64	0.108	-1077.505	109.9229
Jern	106.9158	73.62695	1.45	0.154	-41.66936	255.501
KodetRørmateriale	-10.82967	6.244548	-1.73	0.090	-23.43168	1.772338
pH	78.77584	19.61814	4.02	0.000	39.18483	118.3669
TOC	43.25206	10.88309	3.97	0.000	21.28909	65.21502
_cons	-678.6603	155.1353	-4.37	0.000	-991.7361	-365.5845

R-kvadrert er her på 39%, noe som viser at dette er en mindre pålitelig modell. Roten av MSE er i denne modellen 49,705.

4.2.2 Tukeys prosedyre

Data fra alle 75 vannprøver ble benyttet som grunnlag for Tukeys prosedyre. Det vil si vannprøver fra før og etter spyling i uke 5 samt vannprøver ifra uke 10. Vi har brukt Tukeys prosedyre for å se om en av de fem forskjellige geografiske områdene, eller en av de fem forskjellige rørmaterialene skilte seg ut på forskjellige vannkvalitetsparameter med statistisk signifikansnivå på 5%.

Kimtall

På tabell 4.25 under ser vi at alle de geografiske områdene ligger i samme gruppe A, noe som betyr at vi ikke kan rangere de etter kimtall på 5% signifikansnivå.

Tabell 4.25 *Parvis sammenligning av kimtall i forskjellige områder av forsyningsnettet i Bærum.*

Kimtall	Mean	Std. Err.	Unadjusted Groups
KodetLokasjon			
Sandvika	42	128.2202	A
Lommedalen	74.95238	83.9398	A
Høvik	92.86667	99.31892	A
Østerås	174.1429	83.9398	A
Rykkinn	185	128.2202	A

På tabell 4.26 under ser vi at alle de forskjellige rørmaterialene ligger i samme gruppe A, noe som betyr at vi ikke kan rangere de etter kimtall på 5% signifikansnivå.

Tabell 4.26 *Parvis sammenligning av kimtall i forskjellige rørmaterialer i ledningsnettet til Bærum.*

Kimtall	Mean	Std. Err.	Unadjusted Groups
KodetRørmateriale			
PU	42	98.10451	A
PE	61	98.10451	A
PVC	95	98.10451	A
SJK	116.8	98.10451	A
SJG	263	98.10451	A

Turbiditet

I tabell 4.27 under ser vi at man til en viss grad kan skille de geografiske områdene i forskjellige grupper, og rangere de etter turbiditet. Her ser vi at Sandvika skiller seg ut med høy turbiditet. Lommedalen er ikke i samme gruppe, men har lavere turbiditet på 5% signifikansnivå.

Tabell 4.27 *Parvis sammenligning av turbiditet i forskjellige områder av forsyningsnettet i Bærum.*

Turbiditet	Mean	Std. Err.	Unadjusted Groups
KodetLokasjon			
Rykkinn	**2.64**	**19.19144**	AB
Lommedalen	**2.714762**	**12.56375**	A
Høvik	**7.916**	**14.86563**	AB
Østerås	**16.83381**	**12.56375**	AB
Sandvika	**49.03444**	**19.19144**	B

På tabell 4.28 under ser vi at alle de forskjellige rørmaterialene ligger i samme gruppe A, på turbiditet, bortsett fra rør av SJG materiale. Dette betyr at SJG materiale er i en egen gruppe med høy turbiditet på 5% signifikansnivå.

Tabell 4.28 *Parvis sammenligning av turbiditet i forskjellige rørmaterialer i ledningsnettet til Bærum.*

Turbiditet	Mean	Std. Err.	Unadjusted Groups
KodetRørmateriale			
SJK	**1.749333**	**14.33805**	A
PE	**2.279333**	**14.33805**	A
PVC	**3.739333**	**14.33805**	A
PU	**4.156**	**14.33805**	A
SJG	**54.36467**	**14.33805**	

Jern

I tabell 4.29 under ser vi at alle de forskjellige rørmaterialene ligger i samme gruppe A, på jern i vannprøvene, bortsett fra rør av SJG materiale. Dette betyr at vannledninger i SJG materiale er i en egen gruppe med høyt innhold av jern på 5% signifikansnivå.

Tabell 4.29 *Parvis sammenligning av jerninnhold i forsyningsnettet ved forskjellige rørmaterialer i Bærum.*

Jern	Mean	Std. Err.	Unadjusted Groups
KodetRørmateriale			
SJK	.1989333	1.611468	A
PE	.4761	1.668028	A
PU	.6448	1.611468	A
PVC	.8162667	1.611468	A
SJG	6.252	1.611468	

pH

I tabell 4.30 under ser vi at alle de forskjellige rørmaterialene ligger i samme gruppe A, på pH-verdi i vannprøvene, bortsett fra rør av SJK materiale. Dette betyr at vannledninger i SJK materiale er i en egen gruppe med høyere pH-verdier i vannet på 5% signifikansnivå.

Tabell 4.30 *Parvis sammenligning av pH-verdier i forsyningsnettet ved forskjellige rørmaterialer i Bærum.*

pH	Mean	Std. Err.	Unadjusted Groups
KodetRørmateriale			
PE	7.493333	.1158269	A
PU	7.613333	.1158269	A
PVC	7.633333	.1158269	A
SJG	7.693333	.1158269	A
SJK	8.186667	.1158269	

4.2.3 Paret t-test

Data vi har brukt som sammenlikningsgrunnlag for paret t-test har vært de 25 vannprøvene før spyling i uke 5 sammen med de 25 vannprøvene etter spyling i uke 5. I den siste testen brukte vi de 25 vannprøvene etter spyling i uke 5 sammenliknet med de 25 vannprøvene etter spyling i uke 10.

Under i tabell 4.31 ser vi en paret t-test der vi prøver å bevise at turbiditeten etter spyling ikke er lik turbiditeten før spyling.

Tabell 4.31 *Statistisk hypotesetest på forskjellen i turbiditet før og etter spyling på ledningsnettet til Bærum.*

Variable	Obs	Mean	Std. Err.	Std. Dev.	[95% Conf.	Interval]
Turb5_0	25	39.0476	19.2633	96.31649	-.7098921	78.80509
Turb5_5	25	.3264	.0845771	.4228857	.1518414	.5009586
diff	25	38.7212	19.25518	96.27589	-1.019532	78.46193

```
     mean(diff) = mean(Turb5_0 - Turb5_5)                          t =   2.0110
 Ho: mean(diff) = 0                              degrees of freedom =       24

 Ha: mean(diff) < 0           Ha: mean(diff) != 0           Ha: mean(diff) > 0
 Pr(T < t) = 0.9722         Pr(|T| > |t|) = 0.0557          Pr(T > t) = 0.0278
```

Vi setter nullhypotesen til at turbiditeten er lik i de to datasettene. Vi ønsker å bevise den alternative hypotesen Ha: mean(diff) > 0, som sier at turbiditeten går ned etter spyling. Dersom Pr(T > t) er mindre enn 0.05 kan vi si at vi godta denne alternative hypotesen på et 5% statistisk signifikansnivå. I tilfellet over kan vi altså fastslå at turbiditeten går ned med spyling.

På tabell 4.32 under ser vi en paret t-test som antyder at verdier av jern går ned etter spyling.

Tabell 4.32 *Statistisk hypotesetest på forskjellen i jernnivåer før og etter spyling på ledningsnettet til Bærum.*

Variable	Obs	Mean	Std. Err.	Std. Dev.	[95% Conf.	Interval]
Jern5_0	24	5.059167	2.202918	10.79205	.5020832	9.61625
Jern5_5	24	.0507083	.0154863	.0758669	.0186726	.0827441
diff	24	5.008458	2.199535	10.77548	.4583731	9.558544

```
     mean(diff) = mean(Jern5_0 - Jern5_5)                          t =   2.2771
 Ho: mean(diff) = 0                              degrees of freedom =       23

 Ha: mean(diff) < 0           Ha: mean(diff) != 0           Ha: mean(diff) > 0
 Pr(T < t) = 0.9838         Pr(|T| > |t|) = 0.0324          Pr(T > t) = 0.0162
```

På tabell 4.33 under ser vi en paret t-test som antyder at kimtallet går ned etter spyling.

Tabell 4.33 *Statistisk hypotesetest på forskjellen i kimtall før og etter spyling på ledningsnettet til Bærum.*

Variable	Obs	Mean	Std. Err.	Std. Dev.	[95% Conf.	Interval]
Kimtal~0	25	305.16	122.782	613.9099	51.75047	558.5695
Kimtal~5	25	18.52	13.45252	67.26262	-9.244645	46.28464
diff	25	286.64	122.6073	613.0363	33.59106	539.6889

```
     mean(diff) = mean(Kimtall5_0 - Kimtall5_5)                    t =   2.3379
 Ho: mean(diff) = 0                              degrees of freedom =       24

 Ha: mean(diff) < 0           Ha: mean(diff) != 0           Ha: mean(diff) > 0
 Pr(T < t) = 0.9860         Pr(|T| > |t|) = 0.0281          Pr(T > t) = 0.0140
```

Vi kjørte også noen t-tester for å sammenlikne vannprøvene etter spyling i uke 5 med vannprøvenes etter spyling i uke 10. På tabell 4.34 under kan vi se antydninger til økt fargetall i uke 10, men ikke med vi kan ikke fastslå dette med statistisk signifikans på 5%.

Tabell 4.34 *Statistisk hypotesetest på forskjellen i fargetall fra uke 5 til uke 10 på ledningsnettet til Bærum.*

Variable	Obs	Mean	Std. Err.	Std. Dev.	[95% Conf.	Interval]
Farge5_5	25	6.16	1.04032	5.201602	4.012884	8.307116
Farge1~5	25	6.96	.9873871	4.936936	4.922133	8.997867
diff	25	-.8	.6831301	3.41565	-2.209911	.6099111

```
     mean(diff) = mean(Farge5_5 - Farge10_5)                       t =  -1.1711
 Ho: mean(diff) = 0                              degrees of freedom =       24

 Ha: mean(diff) < 0           Ha: mean(diff) != 0           Ha: mean(diff) > 0
 Pr(T < t) = 0.1265         Pr(|T| > |t|) = 0.2531          Pr(T > t) = 0.8735
```

5 DRØFTING

I dette kapitlet skal vi drøfte resultatene vi har kommet fram til i kapittel 4, samt vurdere kvaliteten av arbeidet. Vi skal også drøfte mulige feilkilder samt relabilitet og validitet i metodene vi har benyttet oss av. Dette henger også sammen med feilkilder i resultatene vi har presentert. Spesifikke problemstillinger er tatt opp i egne underkapitler. Deretter vil vi komme med spesifikke anbefalinger for å forbedre drikkevannskvaliteten i endeledninger, basert på erfaringer fra prosjektet.

Vi har i dette kapittelet listet opp mange faktorer som kan gi feilkilder eller varierende resultater i prøvetakningen. Selv om prøvetakningene ble utført på en god måte i forhold til de forutsetningene vi hadde kan det tenkes at om en ny prøverunde blir gjennomført etter oppskrift fra metodekapitlet, vil vannprøvene kunne gi resultater som avviker fra våre resultater. Et eksempel er variasjon i årstid, klima og vannforbruk, forholdene vil være ulike og unike for hver prøverunde. Derfor legges det vekt på å sammenligne vannprøvene med hverandre og ikke se så mye på enkeltresultater.

Flere vannprøvepunkter, flere analyseparameter, en større tidsserie, altså mer data generelt vil alltid være positivt, men med de forutsetningene og ressursene vi hadde tilgjengelig har vi forsøkt å samle inn data på en slik måte at prøvesvarene belyser problemstillingen på en best mulig måte. Med et større datagrunnlag kunne vi i større grad ha brukt statistiske metoder for å finne sammenhenger, eventuelt benyttet oss av digitale verktøy i større grad, noe som ofte ble diskutert med veileder fra NTNU. Bruk av RPM-målinger hadde også vært svært interessant, da vi kunne ha triangulert resultatene med resultater fra de andre vannprøvene.

5.1 Resultater og data fra prøvepunkter

I dette delkapitlet skal vi drøfte vannprøveresultatene og data som omhandler prøvetakningspunktene vi har presentert og kommentert i kapittel 4.1. Vannprøveresultatene er inndelt etter 5 geografiske områder.

Vi så allerede når vi jobbet med vannprøvetakning i felt at det var stor forskjell på vannkvaliteten før og etter spyling. Høyt innhold av metaller og turbiditet på vannprøvene som er tatt før spyling er normalen. Dette kan skyldes svært gammelt stillestående vann i brannventil og i annet gods rundt prøvetakingspunktet. Også kummer der det ikke er koblet på noen stikkledning kan vi se antydninger til spesielt dårlig vannkvalitet i form av høyere pH-verdier, høyere turbiditet, høyere verdier av kimtall, samt høyere innhold av metaller.

I tillegg ble det i noen vannprøver før spyling funnet konsentrasjoner av Clostridium perfringens, E. coli, intestinale enterokokker og koliforme bakterier. Disse positive resultatene kommer sannsynligvis fra feilkilder knyttet til spillvann i kum som er diskutert i senere delkapittel. Vi har derfor valgt å ikke drøfte disse resultatene noe mer i denne oppgaven. Alkalitet ble ikke analysert for før siste prøverunde, vi mangler også analyse ifra flere prøvepunkter, derfor drøfter vi heller ikke alkalitet. Lukt/smak ble kun analysert i førsteprøverunde og det var lite utslag flere steder. Vi anser derfor at vi ikke har nok data til å bruke resultatene fra lukt/smak videre.

På grunn av disse resultatene nevnt over, som vi fant i vannprøvene før spyling i uke 5 valgte vi å følge Bærum kommunes vannprøveprosedyre ved å kun ta vannprøver etter spyling under andre prøvetakingsrunde i uke 10. Dette bestemte vi oss for i samarbeid med veileder fra Bærum kommune for å få færre feilkilder i form av falske positive resultater samt mer stabile resultater ifra vannprøvene, som gir mindre standardfeil under dataanalyse.

Lommedalen

Prøvetakningspunktene som er valgt ut i Lommedalen er i nyere endeledninger, de eldste anleggene er ifra 1984. Turbiditetsmålingene er generelt lave, noe høyere turbiditet på ledningsnettet enn ut ifra vannbehandlingsanlegg er forventet, spesielt i vannprøvene før spyling. Også innhold av metaller er høyere i prøvene før spyling, her skiller prøvepunkt 7 seg ut med lavere innhold av metaller. Dette er et nytt anlegg ifra 2018, den eneste kummen i området med PVC-ledning helt inn til brannventilen.

Rykkinn

Rykkinn er det eneste geografiske området vårt som kun henter vann ifra Holsfjorden. Vi ser at fargetallet er høyt i forhold til de andre områdene, noe som kan sees i sammenheng med høyere fargetall på rentvann fra Holsfjorden. Noe høyere innhold av metaller og turbiditet, spesielt på vannprøvene før spyling kan vi også se her. I prøvetakningspunkt 9 har vi bemerkelsesverdige høye pH-verdier, både før og etter spyling, under begge prøvetakningsrundene. Her kan man bemerke seg at dette er en relativt ny SJK-ledning fra 2002, med sementmørtelbelegg for å øke pH-verdien i den hensikt å forhindre korrosjon. I tillegg er det ikke er koblet noen stikkledninger på i kummen, noe som gir helt dødt vann i vannledningen. Høye verdier av kimtall i Rykkinn kan tyde på mer begroing i disse ledningene, men det kan også være grunnet Holsfjorden som vannkilde.

Sandvika

Selv om det kun er 3 vannprøvepunkter i det geografiske området Sandvika er det svært store forskjeller på karakteristikken til disse tre punktene, i form av vannkilde, materiale, alder og dimensjon. Vi ser igjen tydelig høyere verdier av fargetall i punktene forsynt med vann ifra Holsfjorden. Punkt 13 skiller seg ut med høye verdier av simulert vannalder, turbiditet, kimtall og jern, spesielt i vannprøvene før spyling, dette kan sees i sammenheng med at det ikke er koblet til noen stikkledninger i kummen, noe som gir helt dødt vann. Spesielt turbiditeten i vannprøven før spyling er høy, over 400 ganger høyere enn tiltaksgrensen til Drikkevannsforskriften. Dette er et eksempel på hvor mye vannkvaliteten kan forringes ute på ledningsnettet.

Høvik

Simulert vannalder er generelt høy i det geografiske området Høvik. Noe høyere innhold av turbiditet, kimtall og metaller ser vi her og, spesielt i vannprøvene før spyling slik som i de andre områdene. Noe som skiller seg ut er prøvepunkt 15 og 16, de to eldste endeledningene, begge av SJG-materiale, fra henholdsvis 1948 og 1968. I disse to punktene har vi spesielt høy turbiditet samt høye verdier av metaller.

Østerås

I Østerås finner vi kun vannledninger av SJ-materiale, noen av de er vannledninger renovert med PU. Kun to av vannledningene er i SJG som ikke renovert med PU, disse to er prøvetakningspunkt 19 fra 1952 og prøvetakningspunkt 24 fra 1928. Disse to punktene skiller seg ut med høy turbiditet i vannprøvene før spyling, samt lukt/smak. Punkt 24 fra 1928 hadde også svært høye verdier av kimtall og jern før spyling.

5.2 Resultater fra dataanalyse

I dette delkapitlet skal vi drøfte resultatene vi har presentert i kapittel 4.2. Igjennom arbeidet med dataanalyse i Stata har vi fått høye verdier av både standardfeil og standardavvik. Dette tyder på at et større datagrunnlag hadde vært å foretrekke. Bortsett fra denne begrensende faktoren har dette verktøyet vært svært nyttig for å finne og å bevise sammenhenger i datagrunnlaget vi har opparbeidet oss.

Multippel regresjonsanalyse

Når vi ser på parvise korrelasjoner, kan vi se flere sammenhenger. Vi har kjørt en parvis korrelasjon på de 25 vannprøvene før spyling og en parvis korrelasjon på de 50 vannprøvene tatt etter spyling, da både vannprøver fra uke 5 og uke 10. Ut ifra resultatene kan vi se sterkere korrelasjoner i de vannprøvene som er tatt før spyling, grunnen til dette kan være store verdier og større forskjeller i data før spyling.

Turbiditet har en sterk korrelasjon med metaller samt en korrelasjon med kimtall i vannprøvene før spyling. Kimtall har også en viss korrelasjon med metaller før spyling, men dette vises ikke etter spyling. Røralder har en korrelasjon med metaller, turbiditet og kimtall, selv om denne sammenhengen ikke er like sterk etter spyling. Denne korrelasjonen kan skyldes at gamle rør ofte er av SJG-materiale, et materiale som vi ser at ofte har høyere verdier av turbiditet, metaller og kimtall.

Under regresjonsanalyse med kimtall som avhengig variabel ser vi igjen at datagrunnlaget fra før spyling gir den beste modellen. Her ser vi at farge og aluminium er de to variablene som er signifikant for vår modell. I modellen etter spyling pH og TOC de variablene som er signifikant for modellen. Disse to modellene er dessverre ulike.

Tukeys prosedyre

Når vi har kjørt Tukeys prosedyre ser vi at standardfeilen ofte har vært ganske stor, noe som kan skyldes stort sprik i data, da vi valgte å analysere alle vannprøver, både før og etter spyling i denne analysen. En annen faktor som kan gi større standardfeil er for liten datamengde. Med store standardfeil vil det være vanskelig å fastslå at for eksempel et rørmateriale skiller seg ut på en vannkvalitetsparameter.

Når vi undersøker kimtall med Tukeys prosedyre klarer vi ikke å fastslå noen sammenheng med hverken rørmateriale eller geografisk område på et 5% signifikansnivå. Vi kan derimot se tendenser på høyere kimtallsverdier i rør av SJ-materiale, og lavere kimtallsverdier i rør renovert med PU eller i plastmateriale.

Når vi ser på turbiditet, skiller Sandvika seg ut til en viss grad. Her har vi en stor standardfeil, og når vi ser nærmere på de tre prøvetakningspunktene i Sandvika har vi veldig høye målinger spesielt i en prøve. Dette resultatet alene trekker gjennomsnittlig turbiditet i Sandvika langt opp. Om vi ser på Lommedalen er turbiditeten jevnere, noe som gir en mindre standardfeil, og selv om gjennomsnittlig turbiditet er litt høyere enn på Rykkinn ligger ikke Lommedalen i gruppe B med høyere turbiditet. Når vi ser på turbiditet og rørmateriale skiller rør av SJG-materiale seg ut med høyere turbiditet. Dette er også inntrykket vi har etter feltarbeid. En ting som må bemerkes her er at rør av SJG materiale ofte er svært gamle. Vi kan ikke se høyere verdier av turbiditet i nyere rør av SJK materiale.

Når vi undersøker jern, finner vi igjen mye høyere verdier i rør av SJG materiale. Dette er heller ikke overraskende, og allerede et kjent fenomen. Vi kan ikke se noen forskjell på jerninnhold imellom andre rørmaterialer på 5% signifikansnivå.

Når vi ser på pH-verdier i forskjellige rørmaterialer, har vi stabile verdier med liten standardfeil. Her kan vi fastslå at vi har høyere pH-verdier i rør av SJK-materiale, noe som også er kjent ifra før av. Høyere pH-verdier i rør av SJK-materiale er grunnet korrosjonsbeskyttende sementmørtel i røret, forklart i kapittel 2.1.

Paret t-test

Når vi sammenlikner vannprøver fra før og etter spyling er det ikke overraskende at vannprøvene før spyling inneholder mer kimtall, jern og høyere verdier av turbiditet. Grunnen til å kjøre disse testene var å vise at vi kan fastslå dette med stor sikkerhet.

Vi prøvde også å finne forskjeller i vannprøvene tatt etter spyling i uke 5 og i uke 10. Vi ser antydninger til høyere fargetall i uke 10, uten at vi kan fastslå dette på et 5% signifikansnivå. Grunnet vannomslag mellom de to prøvetakningsrundene, som er diskutert under feilkilder, er det sannsynlig at vi har mer Holsfjordvann i vannprøvene fra uke 10, da hele ledningsnettet ble forsynt med vann ifra Holsfjorden i en periode.

5.3 Feilkilder

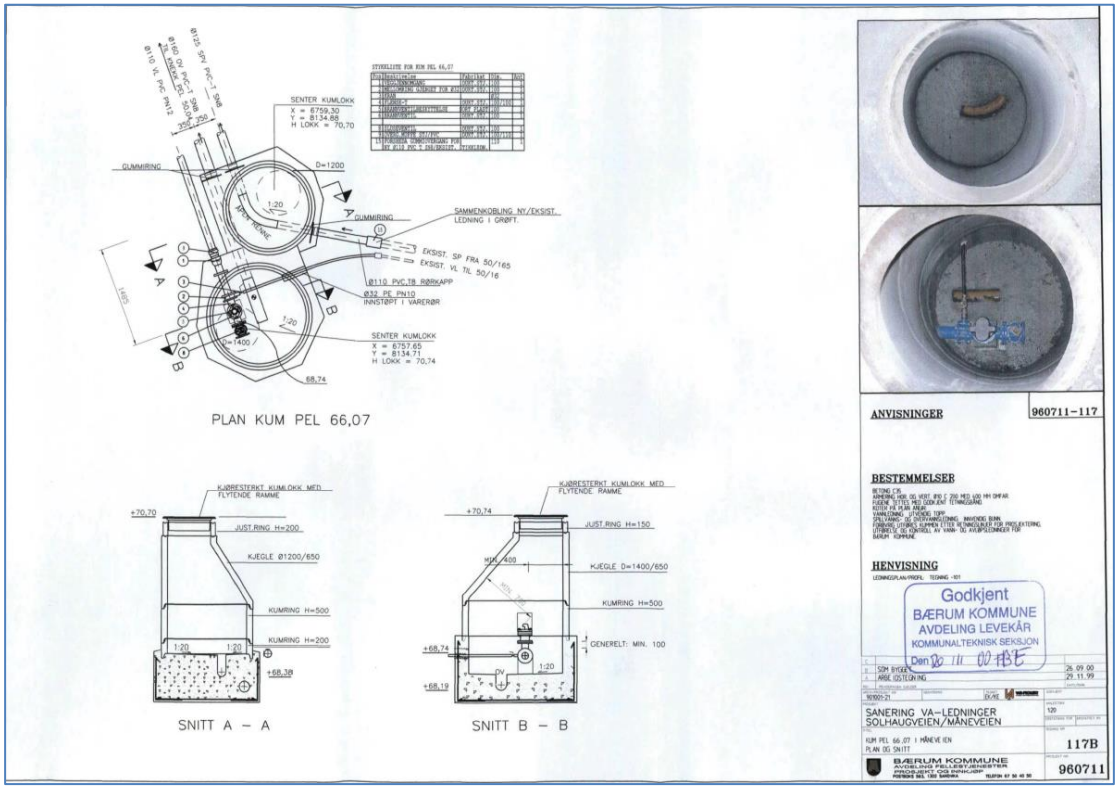
5.3.1 Gemini Portal

Igjennom vårt arbeid med dette prosjektet har vi brukt flere digitale verktøy fra planfasen og utover. Vi fikk tilgang til Bærum kommune sin Gemini Portal tidlig i prosjektet. Vi har brukt dette som et verktøy som vi har brukt til å planlegge prøvetakingen, utføre prøvetakingen samt hente informasjon om ledningsnettet kontinuerlig igjennom hele arbeidet.

Kart og terreng

Et problem med Gemini er at kart og terreng ikke alltid er likt. Mye av innmålingsdata, spesielt i eldre anlegg, noe vi gjerne jobber med - er kun tegnet inn på frihånd. Dersom anlegget er tegnet inn på frihånd kan avviket på hvor rørene egentlig ligger være stort. Avviket på hvor stikkledningene er anboret på hovedvannledningen kan spesielt være stort da det ofte kun er strukket en strek fra midten av huset til abonnentene til hovedvannledningen. Nyere anlegg er ofte målt inn med GPS eller totalstasjon med millimeterpresisjon, dette kommer fram i Gemini under kvalitet på innmålingsdata.

Hvor stikkledningene er anboret hovedvannledningen har noe å si for våre resultater, da vi gjerne vil vite hvor mange abonnenter som er koblet på endeledningen. Dersom det er mange abonnenter koblet på vår endeledning vil vi få et større forbruk av vann og en større gjennomstrømming, noe som igjen fører til en lavere vannalder. Hvor mange stikkledninger som faktisk er koblet på i endekummen der vi tar vannprøven, spiller også en stor rolle for hvilken kvalitet vannet har i den første vannprøven. Her kontrollerer vi Gemini når vi tar vannprøven, eventuelt ved å studere bilder fra kummen, eller se på anleggstegninger som vi ser i figur 5.1 under. Men noen ganger, spesielt i eldre anlegg går det ut en stikkledning som forsyner mange abonnenter.

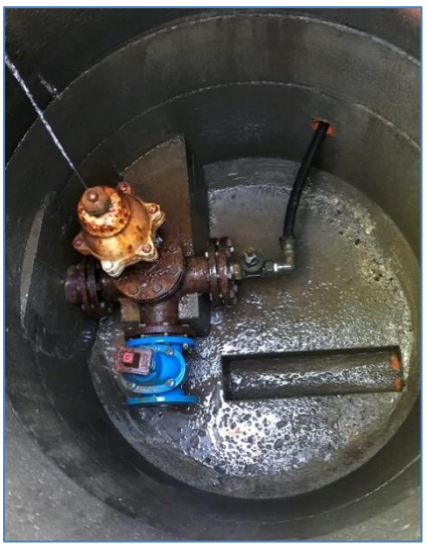


Figur 5.1 Anleggstegning kum 92033 (Bærum kommune).

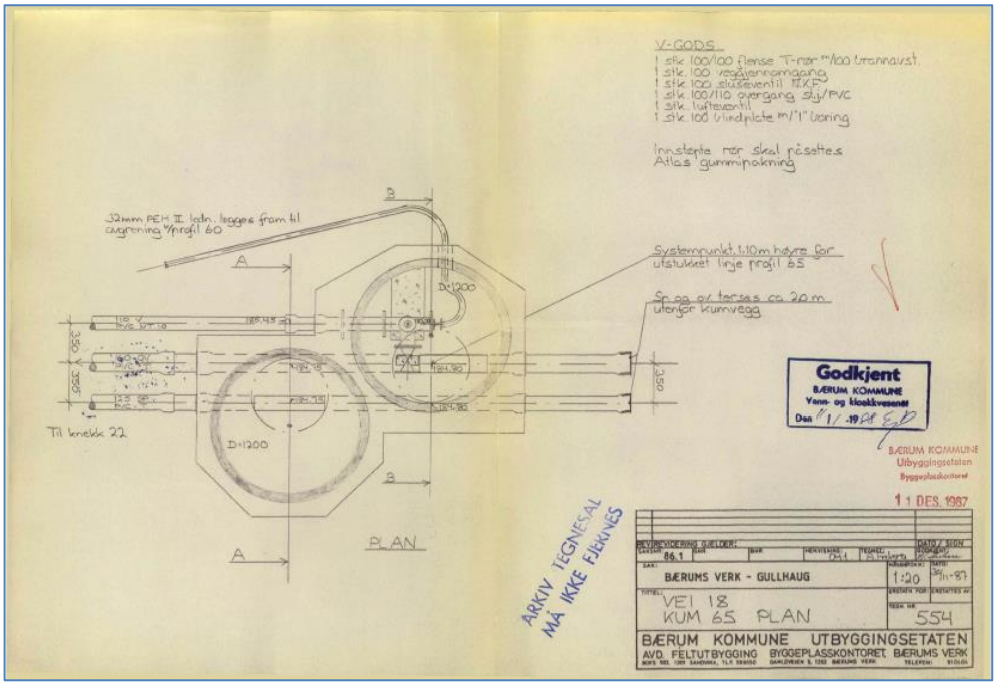
Rørmateriale

En annen usikkerhet med data fra Gemini er rørmateriale og alder på rørene. I de fleste tilfeller kan man se at riktig rørmateriale kommer inn i kummen, altså terreng og Gemini sier det samme. Da kan vi si at rørmateriale sannsynligvis stemmer utenfor kummen også. Men i noen tilfeller sier Gemini at rørmateriale skal være PVC, men i kummen ser vi SJK rør. Her har vi konferert med rørleggere og fagarbeidere i Bærum kommune for å finne ut hvorfor.

Det vi har kommet fram til i samråd med fagarbeiderne er at i de kummene der det skal komme inn PVC-rør, men vi kun kan se SJK-rør komme inn er at disse kummene sannsynligvis er prefabrikkerte, det vil si at ventiler, gjennomføringer og rør er montert før kummen er plassert der den skal være. Ved prefabrikkering av kummer brukte man ofte SJK rør for å kunne støype de fast i gjennomføringene. Her kan det rett å slett ligge en overgang fra SJK til PVC utenfor kummen. Dette har vi i senere tid fått bekreftet fra arbeidstegninger, under har vi et eksempel fra kum 7413. Ute i felt ser vi kun et SJK-rør som kommer inn i kummen se figur 5.2 til høyre, dette er ifølge anleggstegningen fra Bærum kommune kun en veggjennomgang se figur 5.3 under. Det samme kan vi observere i kum 92033.



Figur 5.2 *Kumbilde 7413.*



Figur 5.3 *Anleggstegning kum 7413 (Bærum kommune).*

I de fleste kummer ser vi riktig materiale komme inn, da er det liten tvil om at det stemmer. Et annet unntak fra dette er rør som skal være renovert med innvendig PU-liner. Dette er også ført inn på Gemini, med dato og annen dokumentasjon. Det er vanskelig å kontrollere om det faktisk ligger et PU-belegg inne i disse rørene, men dette er ofte gjort i nyere tid, hvor sjansen for at det er registrert på feil rør er liten. Vi velger derfor å stole på denne informasjonen.

Spillvann i vannkum

På noen steder går det både spillvann og vannledninger i samme kum. Vi så tidlig i prøvetakningen at i disse kummene fikk vi ofte utslag på bakterier på den første vannprøven, sannsynligvis på grunn av forurensning fra spillvannet på brannventilen, der vi tok vannprøvene. Det samme gjelder der det går fellesledninger i samme kum som vannledningen. Her er det veldig viktig for oss å vite om rennen igjennom kummen er overvann, fellesledning eller spillvann. Gemini forteller oss om det går spillvann i kummen eller ikke, men det er ikke alltid det stemmer. Noen plasser kan vi ha spillvann feilkoblet inn på overvannsledningen, eller så kan det være lagt inn feil informasjon i Gemini. En god indikator for å si om det går spillvann i kummen er lukt. Når vi tar vannprøvene kan man med stor sikkerhet si om det er spillvann knyttet til kummen dersom man lukter det. Men i tilfeller hvor det ikke er noen lukt kan man ikke konkludere med noe.

Kvalitetssikring av data

Et tiltak vi har gjort for å kvalitetssikre data fra Gemini og minimere sannsynligheten for feilkilder er å hente ut tegninger fra anleggene der vi stiller spørsmål med rørmateriale, antall abonnenter koblet på eller andre ting. Dersom tegningene og Gemini sier det samme, er det desto mer sannsynlig at Gemini har den riktige informasjonen. Her har vi fått bekreftet en del informasjon fra anleggstegninger. Dette styrker den generelle troverdigheten til data på Gemini.

Enkelte prøvetakingspunkter ligger ved en stengt soneventil istedenfor en klassisk endeledning. Det er ikke alltid soneventiler som skal være stengt faktisk er stengte. Dette kan i verste fall føre til at vannprøvene vi tar opp imot soneventiler rett og slett ikke er vannprøver fra endeledninger, men fra en ringeledning. Tiltak vi har gjort mot dette er å sjekke at ventilene som skal være stengt faktisk er stengt ved å prøve å skru litt på dem. Ved feil i trykksonekartet blir dette meldt inn til driftssentralen i Bærum kommune.

Informasjon om siste spyling av endeledningen ligger i noen tilfeller inne i Gemini, men ikke alltid. Det samme gjelder om det er tatt vannprøver, eventuelt når det sist er tatt vannprøver på punktet. Denne informasjonen er ikke like kritisk for vår oppgave, spesielt dersom det er lenge siden endeledningen har vært spylt eller det er lenge siden det har vært tatt en vannprøve på punktet.

5.3.2 Hydraulisk modell

Bærum kommunes hydrauliske modell av vannforsyningen fungerer godt til å beregne forbruket i soner samt sjekke om det er nok brannvann i nodene. I vår oppgave har vi prøvd å simulere vannalderen i endeledninger. Vi har flere feilkilder her.

Modellen er ikke en tro kopi av ledningsnettet. Modellen ble laget og kalibrert i 2017, mindre og mellomstore endringer gjort i etterkant er ikke med i modellen. Data som ble brukt til å lage modellen er hentet ut ifra Gemini og ikke fysisk kvalitetssikret, selv om hele ledningsnettet er gjennomgått manuelt. Modellen er også kalibrert etter trykk og vannføring, vi har modellert vannalder, en parameter som det ikke legges stor vekt på.

Bakgrunnen for at modellen er laget er for mere overordnede beregninger, som om det er tilstrekkelig med brannvann i nodene og simuleringer rundt høydebasseng, pumpestasjoner, overføringsledninger samt forbruk i trykksoner. I disse beregningene betyr det ikke så mye hvor stikkledningene er anboret på hovedvannledningen. I våre beregninger er dette viktig informasjon. Vi har allerede sett at anboringspunktet, stedet hvor stikkledningen er koblet på hovedvannledningen, ikke alltid stemmer i Gemini, det samme gjelder også for den hydrauliske modellen. I MIKE URBAN er husene automatisk koblet til den nærmeste noden i modellen, uavhengig om de har riktig anboringspunkt i Gemini. Dersom noden, eller kummen vi henter informasjon ut ifra er en stengt soneventil med forskjellig trykksoner på hver side er det usikkert hvilken side modellen beregner vannalder på. Vannalderen, og vannkvaliteten vil i disse kummene være forskjellig ettersom hvilken side av soneventilen man er på.

Derfor kan vi ikke si at data fra modellering stemmer med stor sikkerhet, men vi kan bruke simulert vannalder som en indikasjon på hvordan vannalderen er i endeledningen.

5.3.3 Prøvetakning

Selve prøvetakningen er et kritisk punkt når det kommer til feilkilder. Laboratorium som vi bruker har mest sannsynlig veldig gode rutiner på analysering av vannprøvene, og ved misvisende resultater kommer feilen sannsynligvis heller fra prøvetakningen. Når vi ser på prøveresultatene ser vi at bakterier skiller seg spesielt ut i de første vannprøvene.

Bakterier i drikkevannet er noe vi absolutt burde unngå. De første dårlige nyhetene kom allerede under prøverunde 1. Vi fikk tilbake resultater med alt for mye bakterier henhold til Drikkevannsforskriften i 0-minuttsprøver i fire kummer. Det viser seg at i disse fire kummene ligger det en åpen spillvannsrenne og denne sammenhengen er veldig klar, da det ikke er mange av prøvetakningspunktene som har en åpen renne med spillvann ved siden av seg.

Vi ser tidlig at dette sannsynligvis er en feilkilde som gir mange positive resultater på bakteriefunn i vannprøvene. Dette er svært uheldig, da kommunelegen må kontaktes ved slike funn. En feilkilde er altså at det kontamineres bakterier fra spillvannet i vannprøven vår. Dette kan skje ved at det ligger bakterier fra spillvannet i brannventilen der vi tar vannprøver fra. Selv om vi desinfiserer brannventilen først, så får vi med noen av disse bakteriene i vannprøvene. En annen kilde til bakterier kan være fra hansker eller fingre når vi åpner lokkene på prøvebeholderne, når vi tar vannprøvene eller annet prøvetakingsutstyr.

På de fleste brannventiler ligger det et såkalt miljølokk, også kjent som beskyttelse til brannventil, som skal beskytte brannventilen mot større og mindre partikler. I noen av kummene manglet denne beskyttelsen ved første prøvetaking. Vi fikk lagt inn bestilling på miljølokk der det manglet, men det er sannsynlig at det var større forurensning på brannventilene uten beskyttelse i form av miljølokk, denne forurensningen kan ha slått ut på noen vannprøver. Under viser figur 5.4 et miljølokk fra Ahlsell, produsent er AVK.

Figur 5.4 *Miljølokk.*

Vi har hatt veldig mange vannprøver med oss til tider, så selv med et godt system kan en annen feilkilde være at vi har blandet vannprøver. Tiltak mot dette ble gjort ved å merke alle prøvebeholdere før vi dro ut i felt, samt å ha et godt systematisk system med hvordan vi sorterer de. En annen feilkilde kan være prøvetakning i feil punkt, både når det gjelder riktig kum og når det gjelder på riktig punkt i kum. Her har vi dobbeltsjekket at vi er i riktig punkt ved hjelp av Gemini sin GPS-funksjon ute i felt, samt tatt en grundig vurdering av kart, terreng, tegninger og trykksoneinndeling.

Når det kommer til enkelte parameter, da spesielt pH-verdi endres denne når temperaturen endres. Da vi på prøverunde 1 tok vannprøvene målte vi hverken temperatur eller pH in situ, temperaturen til vannprøvene vil endres før de vil bli analysert og dermed da også pH-verdien. Tiltak mot denne feilkilden var å måle temperatur og pH-verdi in situ, da vi tok vannprøvene på prøverunde 2. Temperaturen er tett knyttet sammen med flere andre parameter og kan også si noe om vannalderen, siden den endres igjennom ledningsnettet.

En annen faktor som gjelder prøvetakingen, er hvor mye vi har spylt før vi tok vannprøven. Under prøverunde 1 tok vi en prøve etter 0 minutter, hvor vi spylte i noen sekunder før vi tok prøven, deretter tok vi en vannprøve etter 5 minutter. En feilkilde her er at vi ikke har målt vannføring ved spyling og dette fører til at vi ikke vet hvor mye vann vi har byttet ut før vannprøven ble tatt. Her er det flere faktorer som spiller inn, blant annet dimensjon på vannledningen, vannføring under spyling samt spyletid.

Vannomslag rundt uke 6

Etter vår første prøvetakingsrunde med vannprøver i uke 5, gjennomførte Bærum kommune vedlikeholdsarbeid på Aurevann vannbehandlingsanlegg. Vedlikeholdsarbeidet på renseanlegget førte til stopp i vannproduksjonen. Under denne perioden i februar 05.02.2021 – 15.02.2021 ble hele kommunen forsynt med vann ifra Holsfjorden vannverk. Ferdig behandlet drikkevann fra Holsfjorden og Aurevann har som nevnt tidligere forskjellig karakteristikk, det er blant annet høyere fargetall i vann fra Holsfjorden.

Resultatet av denne driftsforstyrrelsen er en blanding av vann fra Holsfjorden og Aurevann i drikkevannssystemet som vanligvis blir forsynt av Aurevann i en periode etter uke 6. Det kan fortsatt vært noe vann fra denne driftsforstyrrelsen i vannprøvene tatt uke 10, i prøverunde 2. Dette kan påvirke resultatene vi har fått fra laboratoriet.

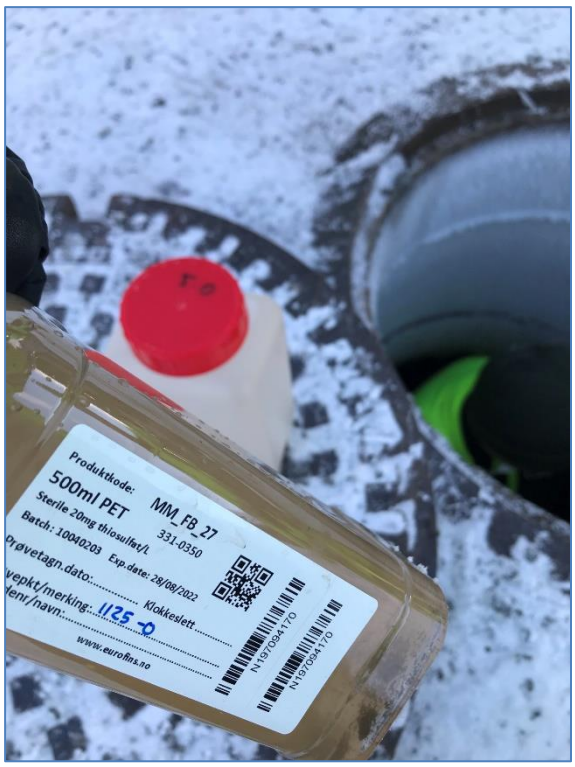
Rentvann fra Holsfjorden har høyere fargetall og turbiditet enn Aurevann på grunn av vannbehandlingsmetodene som blir benyttet i de to forskjellige anleggene samt råvannskvalitet. Etter vannomslaget fikk Bærum kommune inn mange klager på drikkevannskvaliteten i områder som vanligvis er forsynt av Aurevann. Klagene som kom inn flyttet seg også igjennom kommunen etter hvert som tiden gikk og vannet strømmet lengre ut i forsyningssystemet.

5.3.4 Analyse av vannprøver

Feilkilder fargetall

I første prøvetakingsrunde så vi at en del av vannprøvene som hadde mye synlig farge der prøveresultatet fra Eurofins viste et lavt fargetall. Noen av de prøvene som vi syns så klare ut med lite synlig farge viste prøvesvarene høyere fargetall enn de med synlig farge.

Bildene under et eksempel på dette. Figur 5.5 med prøvemerking 1125-0 er synlig brun med et fargetall på 6 mg Pt/l. Figur 5.6 med prøvemerking 137265-0 er ser klar ut med lite farge, men har et fargetall på 20 mg Pt/l.



Figur 5.5 *Prøve 1125-0, prøvepunkt 5.*

Figur 5.6 *Prøve 137265-0, prøvepunkt 9.*

Vi tok kontakt med Eurofins for å høre om det fantes en forklaring på dette. Eurofins mener at det er lite sannsynlig at prøvene er registrert feil ved mottak, men at det som er mest nærliggende å tro er at i de prøvene som hadde synlig farge har hatt partikler > 45 µm i diameter. Partikler over den størrelsen blir fjernet under filtrering før måling av farge. De hadde dessverre destruert prøvematerialet fra prøve 1125-0, men de tok en ekstra sjekk på fargetallet på 137265-0 der analysen viste et fargetall på 17 mg Pt/l. Vi kan derfor anta at denne filtreringen gir en feilkilde på fargetallet til prøvene.

Måleusikkerhet laboratorieanalyser

Eurofins har en måleusikkerhet på sine analyser. Vi kan derfor ha noen feilkilder relatert til måleusikkerheten til disse parameterne. I tabell 5.1 ser vi Eurofins sin oppgitte måleusikkerhet til hver analyseparameter.

Tabell 5.1 *Måleusikkerhet laboratorieanalyser (Eurofins).*

Parameter	Kimtall	Konduktivitet	Turbiditet	Farge-tall	TOC	Al	Fe	Mn	Alkalitet
Måle-usikkerhet	0,3 log (oppgitt i cfu)	10 %	30 %	15 %	20 %	15 %	25 %	15 %	15 %

Måleusikkerhet pH meter, in situ

Ifølge figur 5.7 under har pH-meteret en nøyaktighet på ± 0,1 pH-enheter og en temperaturnøyaktighet på ± 0,3 °C. Derfor kan det være vi har noen feilkilder relatert til måleusikkerheten på pH-meteret.

SPESIFIKASJONER	
Modell	pH10 Pen
pH - område	0,00...+14,00
pH - oppløsning	0,01
pH - nøyaktighet	±0,1
pH - kalibrering	1-, 2- eller 3-punkts
mV - område	-
mV - oppløsning	-
mV - nøyaktighet	-
Temperaturområde (°C)	0,0...+100
Temperaturoppløsning (°C)	0,1
Temperaturnøyaktighet (°C)	±0,3
Temperatur for ATC-probe	Termistor, 10 kΩ/25 °C

Figur 5.7 *Måleusikkerhet pH-meter (*VWR Store*, 2021).*

5.4 Mulige tiltak og anbefalinger

5.4.1 Helhetlig tankegang rundt vannkvalitet

Vannkvaliteten ute hos abonnentene påvirkes av mange forskjellige faktorer. Et større søkelys på vannkvaliteten i ledningsnettet kan lønne seg, da vi har sett at vannkvaliteten ute på forsyningsnettet kan variere mye, og avvike stort fra vannkvaliteten ut fra vannbehandlingsanlegget. Et eksempel fra vannprøvene våre er da vi fant turbiditet flere hundre ganger større enn Mattilsynets anbefalinger.

Når det gjelder vannkvalitet etter vannbehandlingen har vi sett i kapittel 2.3 i vår litteraturstudie at dette også er svært viktig, da partiklene i ledningsnettet faktisk hovedsakelig kommer fra råvannet. Ut ifra dette kan man si at generelt vil en bedre vannkvalitet ut fra renseanleggene gi en bedre vannkvalitet i forsyningsnettet, og dermed også i endeledningene.

5.4.2 Utforming av ledningsnett

Det framkommer i denne rapporten at det er problemer med vannkvalitet i endeledninger, både i Bærum kommune og andre steder. Et mulig tiltak under planlegging og utforming av nye rørledningstraseer er å unngå endeledninger der det er mulig. Det står allerede i VA-normen til Bærum kommune at vannforsyningen skal bygges opp som ringledninger der det er praktisk og økonomisk mulig, men det står ikke noe mer enn det (Bærum kommune, 2021b). Her må man vurdere hvert enkelt anlegg, og se om en ringledning faktisk vil fungere, eller få soner med stillestående vann, slik som i en endeledning. Dette kan bli et problem, spesielt i soner med få abonnenter og lite forbruk.

Et annet tiltak som nevnes i VA-normen til Bærum er å tilknytte stikkledninger i endekummer for å få forbruk i disse endeledningene. Dette er noe vi mener er et godt tiltak, som burde vurderes alle steder der det bygges endekummer. Selv om stikkledningene ofte blir lengere, kan dette ha stor innvirkning på vannkvaliteten, spesielt i rørstrekk som opprinnelig er planlagt med dødt vann.

Dimensjon

Vi hadde i dette prosjektet ikke nok analysedata fra forskjellige dimensjoner til å kunne fastslå en sammenheng mellom dimensjon og vannkvalitet med statistisk signifikans.

Under teoretisk grunnlag, i kapittel 2.4 ser vi at et forsyningsnett vil være tjent med en høye hastigheter, i alle fall i deler av døgnet for å oppnå resuspendering av partikler og selvrensing. Vi mener at man burde revurdere Bærum kommune sin lokale bestemmelse om minstedimensjon på 150 mm i nye vannledninger. Her burde man ha mulighet til å benytte seg av minstedimensjon på 100 mm der det ikke er krav om brannvann. Selv om prisen på rør og deler er en liten andel av anleggskostnadene er ikke en større dimensjon alltid et bedre alternativ.

Når man skal utforme vannledningsnett og velge dimensjon er det mange faktorer som spiller inn, blant annet forbruk, brannvann, og mulige framtidige utbygginger av ledningsnett, men også av området. Vi mener fortsatt at man burde ha flere muligheter til å velge dimensjon på vannledningen etter en helhetlig vurdering av de lokale forholdene. Vannkvalitet burde være like høyt prioritert som vannkvantitet ved utforming av nye ledningsnett. Her kan digitale verktøy som det skrives om lengre ned, være et nyttig hjelpemiddel for å vurdere forbruk og vannkvalitet.

Rørmateriale

Selv om vi har et utvalg av fem rørmaterialer, med fem prøvepunkter per rørmateriale er det her også for lite analysedata til å fastslå mange sammenhenger mellom vannkvalitet og rørmateriale med statistisk signifikans. De sammenhengene vi finner er allerede kjente sammenhenger, slik som vi ser under.

Ut ifra vannprøvene og analyse av disse skiller spesielt rør av SJG-materiale seg ut med høyere turbiditet samt innhold av kimtall og jern. Her kan vi fastslå at renovering av gamle SJG-rør med PU-belegg ikke bare vil forlenge vannledningens levetid, men også forbedre vannkvaliteten, ved flere forskjellige vannkvalitetsparameter.

En annen sammenheng vi ser er en økt pH-verdi i rør av SJK-materiale. Dette er også et kjent fenomen, noe som er nevnt i teoretisk grunnlag, kapittel 2.1, da sementmørtelen i SJK-røret skal heve pH-verdien for å forhindre korrosjon.

Noe vi var interessert i var om vi med dataanalyse av prøvedata kunne knytte høyere verdier av kimtall i vannprøvene til et spesielt rørmateriale. Kimtall kan gjerne si noe om begroingen i rørledningene, men som man kan se i kapittel 4.2.2 kunne vi ikke med Tukeys prosedyre knytte høyere verdier av kimtall til hverken geografisk område eller rørmateriale.

5.4.3 Overvåking av vannkvalitet på ledningsnettet

Vi har igjennom dette studiet opplevd at det er svært stor forskjell på vannkvalitet i forskjellige endeledninger, også i endeledninger av tilsynelatende ganske lik karakteristikk kan det være store forskjeller. Prøvetaking på utvalgte punkter i felt ser ut til å fungere bra for å finne problemområder. Ved rutinemessig prøvetakning kan man også fort oppdage endringer i vannkvaliteten. En ulempe med prøvetaking i felt er at det er ressurskrevende. En fordel med arbeid rundt denne problemstillingen er at den er relevant for alle kommuner, her kan flere kommuner inngå et samarbeid for å dele på kostnadene for å finne de beste løsningene.

Et mulig tiltak vi har for å gjøre prøvetakning på endeledninger enklere er å montere en kulekran på endeledninger når de bygges. Kulekranen kan monteres i tilknytning til brannventilen, og tanken bak er å gjøre arbeidet med prøvetakning enklere, sikrere og raskere. Ved hjelp av en kulekran slipper man å koble seg på brannventilen, noe som sparer mye tid og ressurser til desinfisering av brannventil og stender. Da vil man også ha færre feilkilder i vannprøvene, noe vi opplevde selv i kummer med spillvann. Også ved soneventiler burde det være kulekraner på hver side, vi opplevde at det ikke var mulig å ta vannprøver på enkelte punkter, da det kun var uttak på den ene siden.

Det burde også være tilrettelagt for spyling på nye endeledninger. Automatisk spyling av endeledninger har også vært et tema tidligere. Dette har vi ikke undersøkt i denne oppgaven annet enn i vår litteraturstudie i kapittel 2.4.1. Dette kan bli ansett som en løsning for problemområder. Her er det vanlig å spyle i tidsrom der det ellers er et lavt forbruk, for å forebygge turbiditet inn til abonnentene.

Bærum kommune har allerede erfaringer med RPM-målinger som verktøy for å klassifisere rengjøringsbehov i forskjellige deler av sitt forsyningsnett. Dersom det skal gjøres flere studier på endeledninger, eller på generell begroing i ledningsnettet vil vi anbefale å ta i bruk RPM-målinger som en del av studiet, noe vi ikke gjorde. I et eventuelt nytt prosjekt kan denne studien bygges videre på, i forskjellige retninger. RPM-målinger kan for eksempel brukes for å bygge opp et spyleprogram spesifikt for endeledninger.

5.4.4 Digitalisering av ledningsnettet

Vi er nå inne i en ny teknologisk tidsalder, hvor digitalisering og automatisering er primære verktøy for framgangen. VA-bransjen i Norge ligger muligens bak byggebransjen på området, men burde være med på denne utviklingen. VA-bransjen står foran flere utfordringer som stadig kommer nærmere, blant annet mer ekstremvær, noe som belaster et aldrende ledningsnett og som stadig får et større vedlikeholdsetterslep. Her kan digitalisering være et verktøy som brukes for å håndtere disse utfordringene.

Noe vi har erfart igjennom arbeidet med denne oppgaven er hvor viktig det er å ha et godt datagrunnlag å jobbe med. Her er det veldig store forskjeller fra gamle anlegg til nyere anlegg, men utviklingen går i riktig retning. Også når det kommer til å ta i bruk forskjellige digitale verktøy er ledningsnettets datagrunnlag fundamentalt, uten gode data blir det vanskelig å for eksempel kjøre en enkel simulering.

Ved å bruke mer ressurser på digitalisering i tiden framover kan man bygge en god digital tvilling av ledningsnettet. Da trenger man best mulig data om ledningsnettet, i samarbeid med sensorer ute på ledningsnettet som gir informasjon og kalibrerer modellen i sanntid. Her kan man starte med å installere sensorer som kan hente inn sanntidsdata fra ledningsnettet, eksempler på dette er flere trykksensorer og sensorer som måler vannkvalitetsparameter som turbiditet. En digital tvilling kan være svært nyttig til overvåkning av forbruk og vannkvalitet, lekkasjesøking, planlegging, utbygging, renovering, kvalitetssikring, risikostyring, og drift av vannforsyningen. Bruksområdene er mange, og i framtiden kan kanskje modellen selv se hvor det er forringelse av vannkvalitet, og automatisk iverksette tiltak i form av spyling.

5.5 Gjennomføringen av prosjektet

Dette prosjektet har vært svært lærerikt for oss studenter. Det har vært inspirerende å jobbe med en reell problemstilling, i et tett samarbeid med oppdragsgiver og NTNU. Vi synes også det har vært givende å være med på å styrke samarbeidet mellom forsknings- og fagmiljøet i VA-sektoren, her mellom NTNU og Bærum kommune.

Veiledere både fra NTNU og Bærum kommune har vært svært hjelpsomme med rådgiving og styring av oppgaven. Bærum kommune har også dekket utgifter knyttet til oppgaven inkludert reise, opphold og lønn under vannprøvetakning. På grunn av koronapandemien har vi måttet være ekstra fleksible under planlegging og gjennomføring av prosjektet, da spesielt med tanke på vannprøverundene. I utgangspunktet var det planlagt tre prøvetakingsrunder, vi fikk gjennomført to prøverunder til tross for utfordringer knyttet til reising og nærkontakter. For å kunne gjennomføre prøvetaking under koronapandemien iverksatte vi flere tiltak som å kjøre til Bærum istedenfor å fly, bruke egen bil under prøvetakning, samt følge de lokale restriksjonene og anbefalingene i Bærum kommune.

Vi skulle gjerne ha fått tatt i bruk RPM-målinger under vannprøverundene som planlagt, men vi fikk ikke gjennomført alle metodene på kun to prøverunder. Under de to prøverundene vi fikk gjennomført har vi støtt på problemer. Vi har klart å løse disse på en god måte ute i felt, i samarbeid med fagarbeidere og veileder fra Bærum kommune. Prøverunde nummer to gikk nesten problemfritt, da vi hadde god kontroll på prosedyre og spesifikke kummer. Frigjort tid grunnet mindre feltarbeid ble hovedsakelig brukt til litteraturstudie.

Et annet område vi gjerne skulle ha brukt mer tid på er digitale verktøy, da spesielt simuleringsprogrammer, her har vår veileder fra NTNU mye erfaring og nyttige kunnskaper. En utfordring her var at Bærum kommune ikke hadde mulighet til å dele sin hydrauliske modell de har av sitt vannledningsnett, da den er gradert. Vi hadde stor nytte av Gemini Portal under planlegging, utførelse og etterarbeid, samt Stata som var et nyttig hjelpemiddel for å kunne håndtere vannprøvedata. Da vi tok i bruk dataanalyseprogram ser vi at mere prøvedata hadde vært gunstig.

6 KONKLUSJON

Det er mange faktorer som spiller inn på vannkvaliteten i endeledninger. I vårt arbeid med vannprøver og dataanalyser har vi undersøkt spesifikke sammenhenger rundt ledningskarakteristikk og vannkvalitet. Gamle rør av SJG-materiale skiller seg tydelig ut med blant annet høyere verdier av turbiditet og innhold av metaller. Her ser man også at det lønner seg for vannkvaliteten å ta i bruk NoDig-teknologi, der man belegger disse gamle SJG-rørene med PU-liner. Videre har vi funnet litt høyere pH-verdier i nyere støpejernsrør med sementmørtel i forhold til andre rørmaterialer i studien, dette er et kjent fenomen, da sementmørtelen i SJK-røret skal heve pH-verdien for å forhindre korrosjon.

Oppholdstiden er en viktig parameter som har betydning for blant annet pH, turbiditet, bakterier, fargetall, alkalitet og konduktivitet. Dimensjonen har mye å si for oppholds-tiden og ved valg av dimensjon til endeledninger anbefaler vi å vurdere vannkvalitet, på lik linje med vannkvantitet. Derfor bør det gis mulighet i VA-normen også til å velge dimensjon 100 mm der det lar seg gjøre, etter en helhetsvurdering av nåværende og framtidig situasjon.

Utformingen av vannforsyningsnett har en vesentlig betydning for drikkevannskvaliteten. Tilkobling av stikkledninger i uunngåelige endekummer er et tiltak som er trukket fram. Å bygge anlegg uten endeledninger er ikke gjennomførbart, og selv om man benytter seg av ringledninger kan områder med stillestående vann forekomme. En godt utviklet hydraulisk modell vil være et nyttig hjelpemiddel for å utforme ledningsnett for å oppnå minst mulig stillestående drikkevann.

En mer helhetlig tankegang rundt drikkevannskvalitet, som å sette større søkelys på vannkvalitet ute på ledningsnettet vil lønne seg. Implementering av prøvetaknings-program ute på ledningsnettet er et eksempel på tiltak som kan brukes til å sette større søkelys på vannkvaliteten ute på ledningsnett ved å overvåke situasjonen over tid. Å ta i bruk digitale verktøy vil være avgjørende for å følge med i utviklingen, samt det å holde vannkvaliteten i et aldrende ledningsnett på et tilfredsstillende nivå også i framtiden. Man kan starte med å installere flere sensorer som kan hente inn sanntidsdata fra ledning-snettet, eksempler på dette er flere trykksensorer og sensorer som måler vannkvalitets-parameter som turbiditet. Behovet for data øker i takt med utviklingen og en godt oppdatert digital tvilling av ledningsnettet vil i tillegg ha svært mange bruksområder som overvåkning av forbruk og vannkvalitet, lekkasjesøking, planlegging, utbygging, renovering, kvalitetssikring, risikostyring, og drift av vannforsyningen.

Vannkvalitet i endeledninger er et stort forskningsområde, med mange mulige retninger. Ved videre arbeid rundt dette tema kan det også legges vekt på RPM-målinger, spyleplaner og rengjøring av ledningsnettet ved hjelp av spyling, også automatisk spyling. Tilrettelegging for både spyling og prøvetaking i endekummer er tiltak vi har nevnt, og dette er noe som burde gjøres i alle nye kummer. Digitale verktøy burde også bli benyttet i størst mulig grad igjennom hele prosessen ved nye prosjekter.

7 REFERANSER

Abokifa, A. A., Yang, Y. J., Lo, C. S. & Biswas, P. (2016). Water quality modeling in the dead end sections of drinking water distribution networks. *Water Research*, *89*, 107–117. https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.025

Amalie Blaser-Erke. (2018). *Klimaets effekt på avløpsnettets funksjon og fremtidige klimaendringers forventede påvirkning*. 112.

American Water Works Association. (2002). *Effects of Water Age on Distribution System Water Quality*. 19.

Angers, J. (2002). Why Should We Avoid Dead Ends? *Opflow*, *28*(10), 10–11. https://doi.org/10.1002/j.1551-8701.2002.tb01678.x

Barbeau, B., Julienne, K., Carriere, A. & Gauthier, V. (2005). Dead-end flushing of a distribution system: Short and long-term effects on water quality. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, *54*(6), 371–383. https://doi.org/10.2166/aqua.2005.0035

Bærum kart. (2021). I *Wikipedia*. https://no.wikipedia.org/w/index.php?title=B%C3%A6rum&oldid=21158562

Bærum kommune. (2017, januar 25). *Hovedplan Vann, avløp og vannmiljø 2017-2020*. Bærum kommune. https://www.baerum.kommune.no/globalassets/tjenester/vann-og-avlop/prosjekter/hovedplan-2017-2020-vedtatt-versjon-kommunestyret-25.januar-2017.pdf

Bærum kommune. (2019). *HMS ved arbeid på eller nært trafikert vei*. Bærum kommune.

Bærum kommune. (2021a). *Vannprøver - arbeid på ledningsnett*. Bærum kommune.

Bærum kommune. (2021b). *VA-norm Bærum kommune* [VA-Norm]. VA-NORM Bærum Kommune. https://www.va-norm.no/pdf/0/all/12/

Colin Charnock. (2000). *Bestemmelse av biotilgjengelig karbon (AOC og BDOC) ved norske vannverk*. 8.

Direktoratet for byggkvalitet. (2019). *Byggteknisk forskrift (TEK17) med veiledning* (World). dibk. https://dibk.no/regelverk/byggteknisk-forskrift-tek17/11/v/11-17/

Drikkevannsforskriften. (2016a, desember 22). *Forskrift om vannforsyning og drikkevann (drikkevannsforskriften) (FOR-2016-12-22-1868)*. Lovdata. https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2016-12-22-1868

Folkehelseinstituttet. (2020a). *Behandlingsmetoder*. Folkehelseinstituttet. https://www.fhi.no/nettpub/legionellaveilederen/temakapitler/behandlingsmetoder2/

Folkehelseinstituttet. (2020b, oktober 27). *Vannbårent campylobakter-utbrudd på Askøy i 2019*. Folkehelseinstituttet. https://www.fhi.no/nyheter/2020/vannbarent-utbrudd-askoy-2019/

Fonahn, W. (2014). *Vil klimaendringene øke sannsynligheten for vannbåren sykdom? Scenarier for fremtiden*. 4.

Forskrift om vannforsyning og drikkevann (drikkevannsforskriften) - Lovdata. (2016b, desember 22). Lovdata. https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2016-12-22-1868

Galip Øzkara, Fatih Yakici, Nikola Rozek, & Kim Lysfjord Karlsen. (2014). *Vannkvalitet I Endeledninger*. 194.

Gunnar Mosevoll. (2018). *Plastrør for vannforsyning og avløp: Hvordan skal vi oppnå minst 100 års levetid?* (ISBN 978-82-414-0408-5 (elektronisk utgave); Norsk Vann Rapport Nr. 232–2018; s. 228). Norsk Vann BA. https://www.norskvann.no/index.php/kompetanse/va-bokhandelen/produkt/829-a232-plastror-for-vannforsyning-og-avlop-hvordan-skal-vi-oppna-minst-100-ars-levetid

Hanson, A., Kirmeyer, G., Gilmore, P., Banack, S. & Huston, C. (2007). What to Do With Unavoidable Dead Ends. *Opflow*, *33*(2), 20–23. https://doi.org/10.1002/j.1551-8701.2007.tb02742.x

Harry Efraimsen & Henning Mohn. (2001). Biofilm og avleiringer i gammel drikkevannsledning i Oslo. Karakterisering og dannelsesbetingelser. I *22*. Norsk institutt for vannforskning. https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/211514

Hyllestad, S., Lund, V. & Nordheim, C. F. (2018, november 19). *Kjemiske og fysiske stoffer i drikkevann*. Folkehelseinstituttet. https://www.fhi.no/nettpub/stoffer-i-drikkevann/kjemiske-og-fysiske-stoffer-i-drikkevann/kjemiske-og-fysiske-stoffer-i-drikkevann/

Johansen, I. E. (2018). *Assimilerbart organisk karbon i drikkevann i Trondheim*. https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/handle/11250/2565290

Klidies, J. & Ybanez, C. (2019). Focus on Dead-End Mains to Improve Water Quality. *Opflow*, *45*(10), 10–13. https://doi.org/10.1002/opfl.1260

Lars J. Hem, Erik Norgaard, & Harry Efraimsen. (1997). *Begroing i drikkevannsledninger* (ISBN 82-577-3128-5; NIVA Rapport Nr. 3576–96; s. 50). Norsk institutt for vannforskning. https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/209149/3576_200dpi.pdf?sequence=2&isAllowed=y

Larsen, J. E., Bernhardsen, H., Fjellheim, S. & Lippert, R. (2013). Behovsprøvd rengjøring av vannledningsnettet. *1.2*, 169.

Lund, V. (2012, november 27). *Hva forteller mikrobiologiske drikkevannsanalyser?* Folkehelseinstituttet. https://www.fhi.no/ml/drikkevann/nasjonal-vannvakt/Hva-forteller-mikrobiologiske-drikkevannsanalyser/

Makris, K. C., Andra, S. S. & Botsaris, G. (2014). Pipe Scales and Biofilms in Drinking-Water Distribution Systems: Undermining Finished Water Quality. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, *44*(13), 1477–1523. https://doi.org/10.1080/10643389.2013.790746

Mari Jonassen Svanemyr. (2018). *Modellering av patogen-spredning i et vanndistribusjonssystem etter forurensning forårsaket av undertrykk på ledningsnettet*. 68.

Mohammed, H., Tornyeviadzi, H. M. & Seidu, R. (2021). Modelling the impact of water temperature, pipe, and hydraulic conditions on water quality in water distribution networks. *Water Practice and Technology*, *wpt2021002*. https://doi.org/10.2166/wpt.2021.002

Odlo, K. F. (2016, oktober 27). *Spyling* [Norconsult presentasjon]. VA-dagene i midt-norge, Hell. https://docplayer.me/39115959-Va-dagene-i-midt-norge-2016-spyling-hell-av-knut-fredrik-odlo-norconsult-as.html

Robert Galvin. (2011). Eliminate Dead-End Water. *Opflow*, *37*(11), 20–21. https://doi.org/10.1002/j.1551-8701.2011.tb03112.x

Rådgivende ingeniørers forening. (2019). *STATE OF THE NATION VANNFORSYNINGS- OG AVLØPSANLEGG* (s. 32). https://www.rif.no/wp-content/uploads/2019/08/Vann-Avl%C3%B8psanlegg.pdf

Sandra McCarley. (2009). *Hvordan beholde god vannkvalitet helt frem til bruker?* VA dagene på Vestlandet, Bergen. https://www.vannvest.no/uploads/x5qalbCF/sandramccarleydriftavledningsnett.pdf

SINTEF. (2012). *Overvannshåndtering ved mer vann og våtere klima*. Norsk fuktseminar, Oslo. https://www.sintef.no/contentassets/c59dfe627faa48e39b3912a6aec43527/overvannshandtering-ved-mer-vann-og-vatere-klima-konsekvenser-for-bygningene.pdf

Statistisk sentralbyrå. (2020). *Kommunefakta*. Statistisk Sentralbyrå. https://www.ssb.no/kommunefakta/kommune

Stian Bruaset. (2008). *Modellering av vannkvalitet i drikkevannsnettet*. 8.

Stian Bruaset. (2010). *Hvordan løse vannkvalitetsproblemer på drikkevannsnettet?* TEKNA kursdagene, NTNU Trondheim.

Stian Bruaset. (2012). *Vannkvalitetsproblemer og modellering av vannkvalitet i ledningsnett*. 11.

Stian Bruaset, Jon Røstum, Helena Alegre, Robert Pitchers, Sveinung Sægrov, & Jan Vreeburg. (2010). *Water quality-driven operation and maintenance of drinking water networks. Best Management Practice*. TECHNEAU. http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.431.5183&rep=rep1&type=pdf

Stian Bruaset & Lars J. Hem. (2014). *Biostabilitet i drikkevannsnett* (ISBN 978-82-414-0357-6; Norsk Vann Rapport Nr. 206 – 2014; s. 52). Norsk Vann BA. https://www.norskvann.no/index.php/component/hikashop/produkt/504-r206-biostabilitet-i-drikkevannsnett

Thaulow, H. (2018). vannressurser. I *Store norske leksikon*. http://snl.no/vannressurser

van der Kooij, D., Hein, J., van Lieverloo, M., Schellart, J. & Hiemstra, P. (1999). Maintaining quality without a disinfectant residual. *Journal AWWA*, *91*(1), 55–64. https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1999.tb08568.x

van der Kooij, D., Vrouwenvelder, J. S. & Veenendaal, H. R. (2003). Elucidation and control of biofilm formation processes in water treatment and distribution using the unified biofilm approach. *Water Science and Technology*, *47*(5), 83–90. https://doi.org/10.2166/wst.2003.0287

Vreeburg, J. (2007). *Discolouration in drinking water systems: a particular approach*. 183.

World Health Organization. (2016). WHO Guidelines for Drinking-water Quality. I *WHO Guidelines for Drinking-water Quality* (4., s. 631). WHO. https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/254637/9789241549950-eng.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Ødegaard, H., Norheim, B., & Norsk Vann BA. (2014). *Vann- og avløpsteknikk* (2. utg.). Norsk Vann.

VEDLEGG

Vedlegg 1	Oversikt prøvetakingspunkter	1-2
Vedlegg 2	Tabell med ledningsdata, simulert vannalder og analyseresultater	3-4
Vedlegg 3	Regneark brukt til dataanalyse i Stata	5-10
Vedlegg 4	Dataanalyse i Stata	11-16
Vedlegg 5	Eurofins analyseprosedyre for Alkalitet	17-19
Vedlegg 6	Bilder	20-22
Vedlegg 7	Forprosjektrapport	23-32
Vedlegg 8	Framdriftsrapporter	33-42
Vedlegg 9	Logg	43-57
Vedlegg 10	Gantt-diagram, framdriftsplan	58-59
Vedlegg 11	Avtale mellom Bærum kommune, studentene og NTNU	60-62

NTNU
Norwegian University of
Science and Technology

BÆRUM KOMMUNE