



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2018 30 stp

Fakultetet for realfag og teknologi

Veileder: Vegard Nilsen

Modellering av patogen-spredning i et vanndistribusjonssystem etter forurensning forårsaket av undertrykk på ledningsnett

Modeling of the dispersal of pathogens in a water distribution system after a contamination caused by negative pressure in the network

Mari Jonassen Svanemyr

Vann- og miljøteknikk

Forord

Denne masteroppgaven er skrevet ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) og er mitt avsluttende prosjekt i mastergradsprogrammet Vann- og miljøteknikk ved Fakultetet for realfag og teknologi. Jeg hoppet på et tema som hadde vekket min nysgjerrighet og som jeg tenkte ga meg mulighet til å lære mer om det jeg var mest interessert i - programmering og modellering. De fleste trinn i dette prosjektet har bestått av mange "Jeg vet hva jeg må gjøre nå, men jeg aner ikke hvordan", og er sikkert mye pga. begrenset programmerings-erfaring og vandring i ukjent territorium. Dette har tidvis utfordret både tålmodighet, teknisk kreativitet og tilliten til at løsningen stort sett alltid finnes et sted, men det har også gjort arbeidet til et artig og spennende og prosjekt.

Jeg ønsker å rette en stor takk til veileder Vegard Nilsen (NMBU) for initiativ og hjelp til å få pekt meg i riktig retning i oppstartsfasen, for deltakelse på møter utenfor NMBU, og for tålmodighet og tilgjengelighet når prosjektet trakk i uventede retninger og nye vurderinger måtte tas. Jeg vil også takke Camilla Svendsen og Susanne Hyllestad ved Folkehelseinstituttet for villighet til å tilrettelegge for inkludering av et studentprosjekt, og for innsikt i pågående og tidligere studier. Takk til Spydeberg kommune for datagrunnlag til en hydraulisk modell og for tilgang til Gemini Portal, og særlig takk til Guttorm Langstøyl og Darioush Alinejad som tok seg tid til å beskrive kommunens distribusjonssystem slik at det var mulig å få modellen funksjonell. Til slutt vil jeg takke medstudent Sunniva Fines for å ha gjort studieløpet ved NMBU langt mer interessant og overkommelig gjennom utallige faglige diskusjoner og de nødvendige doser lufting av frustrasjon.

Oslo, 31. januar 2019

Mari Jonassen Svanemyr

Sammendrag

Vannbårne sykdomsutbrudd med alvorlige helsekonsekvenser forekommer i både utviklings- og industriland. Verdens helseorganisasjon (WHO) anbefaler bruk av preventive risikovurderinger i vannsektoren og har i økende grad trukket fram ”kvantitativ mikrobiell risikoanalyse” (QMRA) som analyseverktøy til dette formålet. QMRA for drikkevann ekskluderer ofte distribusjonssystemet fra analysen og tar dermed ikke hensyn til eventuelle forurensninger som kan oppstå på vei fra vannverk til forbruker, for eksempel som følge av hendelser med undertrykk på ledningsnett.

Folkehelseinstituttet (FHI) har en pågående studie om sammenheng mellom trykkløsepisoder på ledningsnett og helseeffekt i form av gastroenteritt, med mål om å kartlegge effekt av ulike forebyggende tiltak. Dette gir en mulighet til å sammenligne epidemiologiske data fra FHI med teoretiske utfall av en QMRA for forurensnings-hendelser på ledningsnett.

I denne oppgaven er en innledende fase av en QMRA for ledningsnett utført. En hydraulisk modell over Spydeberg kommunes distribusjonssystem ble bygget i EPANET og simuleringer av patogenspredninger i modellen ble gjennomført ved hjelp av EPANET Multi Species-Extension (EPANET-MSX) og EPANET-MATLAB-Toolkit, med en parallell vurdering av i hvilken grad disse verktøyene egner seg til tiltenkt QMRA-modell. Hydrauliske og vannkvalitet-analyser lot seg kjøre problemfritt, men det kreves ytterligere kalibrering av nettmodellen for å bli representativ for analyseområdet. Tilgangen på EPANET og EPANET-MSX i et MATLAB-grensesnitt tilbyr et potensielt svært nyttig verktøy i større analyse-prosjekter, men lang beregningstid med nåværende nettmodell samt manglende visualiserings-verktøy byr på utfordringer i utviklingen av QMRA-modellen.

Abstract

Waterborne disease outbreaks occur in both developed and developing countries with severe health-related consequences. The World Health Organization (WHO) recommends using preventive risk analyses in the water sector and has increasingly promoted "quantitative microbial risk analysis" (QMRA) as a tool for this purpose. QMRAs for drinking water often excludes the distribution system and don't account for the potential contaminations that may occur between the water treatment plant and the consumer, for example in the event of loss of water pressure in the distribution network.

The Norwegian Institute of Public Health (NIPH) is in the process of conducting a study examining the association between incidents of pressure loss in the distribution network and health effects in terms of gastrointestinal diseases with the aim of determining the effectiveness of preventive measures. This provides an opportunity to compare epidemiological data from NIPH's study with the theoretical outcome of a QMRA of contamination events in the distribution network.

In this thesis, an introductory stage of a QMRA for a distribution network has been performed. A hydraulic model of the water distribution system of Spydeberg municipality was built in EPANET, and simulations of the dispersal of pathogens in the model were run using EPANET Multi Species-Extension (EPANET-MSX) and EPANET-MATLAB-Toolkit, alongside with an assessment of the suitability of these technological tools for the purpose of conducting a QMRA. Hydraulic and water quality analyses were successfully completed via MATLAB, but the network model needs further calibration to serve as a representative model for the analysed area. The access to EPANET and EPANET-MSX within a MATLAB interface provides a powerful tool for large analyses, but long computation times using the current network model and the lack of graphical visualization offer challenges in the development of the intended QMRA-model.

Innholdsfortegnelse

Forord	I
Sammendrag	II
Abstract	III
Innholdsfortegnelse	IV
Figurliste	VI
Tabelliste	VI
Forkortelser	VII
1 Innledning	1
1.1 Motivasjon	1
1.2 Avgrensning og problemstilling	2
1.3 Oppgavens innhold og struktur	3
2 Bakgrunn	4
2.1 Mikrobiologisk trygt drikkevann	4
2.1.1 Risikovurdering	6
2.2 Introduksjon til QMRA	8
2.2.1 Hazard identification	9
2.2.2 Exposure assessment	9
2.2.3 Dose-response assessment	9
2.2.4 Risk characterization	10
2.2.5 Anvendelser av QMRA i drikkevannsektoren	11
2.3 Trykkløshendelser og forurensning på distribusjonsnett	12
2.4 Klor	13
2.5 Campylobacter	14
2.6 Introduksjon til relevant programvare	14
2.6.1 Gemini VA	14
2.6.2 EPANET	15
2.6.3 EPANET-MATLAB toolkit	16

3	Hydraulisk modell	17
3.1	Kort om forsyningsområdet	17
3.2	Mer om distribusjonsnett	17
3.2.1	Pumpestasjoner	18
3.2.2	Basseng	18
3.2.3	Ventiler	19
3.2.4	Øvrig	19
3.3	Bygging av modellen	21
3.3.1	Pumper	21
3.3.2	Basseng	22
3.3.3	Ventiler	23
3.3.4	Rørdiameter	24
3.3.5	Ledningsruhet	25
3.3.6	Høyder	25
3.3.7	Vannforbruk	26
3.4	Antakelser og begrensninger	27
4	Materialer og metode	28
4.1	Hydraulisk modell - oppsummert	28
4.2	Simulering av forurensning	28
4.3	Inaktiveringskinetikk	31
4.4	Modellering av klor	32
4.5	Tekniske verktøy og oppsett av input	33
4.5.1	Oppsett i .MSX-filer	33
5	Resultater og diskusjon	37
5.1	Analyse-resultater og effekt av variasjon i input	37
5.1.1	Injeksjons-mengde	40
5.1.2	Forurensningstidspunkt	41
5.1.3	Forurensningssted	41
5.1.4	Klor	42
5.1.5	Vurdering av resultater	43
5.2	Erfaringer med programvare	44
5.2.1	Eksempel på bruk	44
5.2.2	Funksjonalitet	47
5.2.3	Brukervennlighet	49
6	Konklusjon	50

Figurliste

2.1	Eksempel på risikomatrise	7
3.1	Oversikt over ledningsnett og forsyningsområde	20
4.1	Markinger forurensningspunkt	29
5.1	Maks-plot	39
5.2	Maks node-konsentrasjon	40
5.3	Antall noder med $>1000\#/L$	40
5.4	Utsnitt fra EPANET-modell	42
5.5	EPANET-objekt i MATLAB	45

Tabelliste

3.1	Styring av råvannspumpe	18
3.2	Styring av ventil	19
3.3	Forhold mellom ventilåpning og tapskoeffisient	23
3.4	Ruheter for ledningsmaterialer	25
3.5	Brukte ruheter i EPANET	25
4.1	CT-verdier og beregnede nedbrytningskonstanter	32

Forkortelser

antall organismer

DALYs disability-adjusted life years

DDT diklordifenyltrikloretan

EPANET 2.0 ref. til Windows-versjon av EPANET med grafisk grensesnitt

EPANET-MSX EPANET Multi-Species Extension

FHI Folkehelseinstituttet

MID minimum infektiv dose

NAS National Academy of Sciences

NIPH Norwegian Institute of Public Health

NMBU Norges- miljø og biovitenskapelige universitet

PCB polyklorert(e) bifenyyl(er)

QMRA quantitative microbial risk assessment

US EPA United States Environmental Protection Agency

WSP Water Safety Plan

1 Innledning

1.1 Motivasjon

I perioden 2003-2004 utførte NORVAR BA (nå Norsk Vann BA), Mattilsynet og Folkehelseinstituttet (FHI) en epidemiologisk studie for å vurdere helseeffekt av trykkløsepisoder ved arbeid på ledningsnett ved å undersøke om rørbrudd eller vedlikeholdsarbeid var assosiert med en økt forekomst av gastroenteritt (mage-/tarmsykdom) blant abonnenter (Nygård mfl., 2007). FHI er nå i gang med en ny studie med samme problemstilling, men skal inkludere flere vannverk for et større datagrunnlag, i tillegg til at de også vil forsøke å kartlegge hvilke tiltak som kan redusere risikoen for gastroenteritt i berørte områder (Norsk Vann, 2018). Pilotstudie for prosjektet hadde oppstart i 2018.

”Kvantitativ mikrobiell risikoanalyse” (QMRA) er en kvantitativ analysemetode for utførelse av teoretisk mikrobiell risikovurdering av for eksempel drikkevann, hvor patogenkonsentrasjoner modelleres fra ”source to tap” (kilde til kran) og risikoestimer av helseeffekter produseres. Analysene kan for eksempel bidra med informasjon om hvilken log-inaktivering som vil være nødvendig i vannbehandlingsanlegget for at vannet skal være trygt. Mange slike risikoanalyser utføres dog på ferdig rensset vann, og stopper dermed ved utløpet av vannbehandlingsanlegget. De vil altså ikke fange opp risiko forbundet med transporten fra behandlingsanlegget og fram til forbruker, inkludert forurensninger på distribusjonssystemet.

Det innledende og langsiktige målet for dette prosjektet har vært å produsere risikoestimer ved bruk av QMRA for en forurensning på ledningsnett forårsaket av en undertrykkhendelse, for deretter å sammenligne resultatene med epidemiologiske data fra studien til FHI.

1.2 Avgrensning og problemstilling

I begynnelsen av 2018 ble samarbeid opprettet med Spydeberg kommune, en av deltakerne i pilotstudien til FHI, for modellering av deres distribusjonsnett, og sammenligning av QMRA med utfall av rapporterte hendelser. Da det ved høsten 2018 enda ikke var rapportert relevante hendelser på nettet hos Spydeberg kommune, ble det avgjort at denne masteroppgaven kun skulle være av teoretisk art, med et større fokus på simuleringer, og at sammenligning med epidemiologiske data evt. kan gjennomføres på et senere tidspunkt, f. eks. i en annen masteroppgave.

Spydeberg kommune har ingen utarbeidet hydraulisk modell for deres distribusjonsnett, noe som krever at bygging av dette må gjøres først.

For simulering av en forurensning med tilstrekkelig datatilgang og funksjonalitet for en QMRA, ble det vurdert at det var behov for både EPANET, EPANET Multi Species-Extension (EPANET-MSX), og EPANET-MATLAB-Toolkit. Toolkitet har ingen brukermanual og publisert dokumentasjon om bruken av det er begrenset.

Mangelen på både hydraulisk modell og kjennskap til bruk av programvaren gjør det nødvendig å begrense denne oppgaven til å omfatte en innledende fase av prosjektet. Målet er å produsere en modell av analyseområdet og å utføre vannkvalitetsanalyser for forurensning på nettverket, og gjennom dette å bidra med data-input og erfaringer til en mulig fortsettelse av prosjektet og tilhørende metodeutvikling. Rent konkret er dette formulert som følger:

1. Bygge en hydraulisk modell av Spydeberg kommunes distribusjonssystem som er anvendelig i en QMRA av en forurensning på ledningsnett.
2. Gjennomføre simuleringer av forurensning av en eller flere aktuelle patogener via EPANET-MATLAB-Toolkit som utnytter funksjonaliteten til både EPANET og EPANET-MSX, og: i) observere hvordan endring i input-parametre som konsentrasjon, forurensnings-sted, tidspunkt og tilstedeværelse av klor påvirker patogen-spredningen, og ii) vurdere hvordan benyttede verktøy kan brukes i, og egner seg til, en QMRA for ledningsnett.

1.3 Oppgavens innhold og struktur

I kapitlet *Bakgrunn* presenteres relevant bakgrunnsinformasjon og teori knyttet til temaene prosjektet. Kapitlet inkluderer avslutningsvis en oversikt over, og introduksjon til, de viktigste programvarer og teknologiske verktøy som er benyttet og vurdert i oppgaven. Bygging av den hydrauliske modellen kan på mange måter omtales som et forarbeid og ikke direkte tilhørende selve vannkvalitetsanalysene. Av hensyn til oversiktighet presenteres dette i et eget kapittel (*Hydraulisk modell*) og inkluderer bakgrunnsinformasjon om analyseområdet og distribusjonssystemet, samt beskrivelser av de tekniske løsninger som er valgt for å representere dette. *Materialer og metode* gir en oversikt over prosedyrene rundt vannkvalitetsanalysene, inkludert beregninger og klargjøring av input. I *Resultater og diskusjon* presenteres utvalgte representasjoner av utfallene av vannkvalitetsanalysene og vurderinger av disse. Her presenteres også erfaringene med programvaren benyttet til analysene. Oppgaven avrundes i *Konklusjon*

MATLAB har vært i bruk gjennom hele prosjektet, men script og produserte funksjoner er i utgangpunktet ikke inkludert i denne publikasjonen av hensyn til både plassbesparelse og at mange av funksjonene inneholder elementære operasjoner som hadde blitt overflødige og langtekkelige å inkludere her. Utførte operasjoner er forsøkt oppsummert i ord, men det gis et par eksempler fra MATLAB i *Resultater og diskusjon* for å illustrere bruken av EPANET-MATLAB-Toolkit.

2 Bakgrunn

2.1 Mikrobiologisk trygt drikkevann

Vann omtales av Regjeringen som menneskets viktigste næringsmiddel (NOU 2006:6, 2018) og Verdens helseorganisasjon (WHO) beskriver tilgang på trygt drikkevann som en menneskerett (WHO, 2011). Tross en global nedgang i hygiene-relaterte diaré-sykdommer i løpet av det siste tiåret, forekommer fortsatt vannbårne sykdomsutbrudd med alvorlige helsemessige og økonomiske konsekvenser i både utviklings- og industriland (WHO, 2016).

I Norge setter Drikkevannsforskriften rammene for drikkevannets kvalitet og vannverkenes forsyningssystemer. Forskriften skal ”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” (Drikkevannsforskriften, 2018). Videre heter det at drikkevannet ikke skal ”inneholde virus, bakterier eller parasitter i antall eller konsentrasjon som utgjør en helsefare”. Kravene i Drikkevannsforskriften handler blant annet om å opprettholde en viss vannkvalitet i form av å overholde en rekke grenseverdier, deriblant 0 *E. coli*/100 ml. Videre stilles krav til blant annet kontrollrutiner, farekartlegging og tilstrekkelig antall hygieniske barrierer i behandlingen.

Tradisjonelt har undersøkelse av fekale indikatororganismer hatt høyt fokus under vurdering av den mikrobiologiske tryggheten til drikkevann (WHO, 2016). Med tanke på at det vil være svært upraktisk, om ikke umulig, å overvåke vannet for alle mulige patogener, er dette en nyttig tilnærming til bakteriologisk overvåking. Det er dog flere eksempler på at vannbårne utbrudd har oppstått selv når vannet har vært innenfor retningslinjene for fekale indikatororganismer (WHO, 2016; S. E. Hruday og E. J. Hruday, 2004), og måling av indikatororganismer som metode for å vurdere hygienisk vannkvalitet har en rekke begrensninger:

(1) Fravær av indikatororganismer trenger ikke bety fravær av alle patogene mikroorganismer. Effekten av påvirkninger under transport og ikke minst i vannbehandlingsprosesser kan være veldig annerledes for mange helsemessig relevante organismer sammenlignet med de målte indikatororganismene (WHO, 2016).

(2) Det er ikke mulig å analysere alt vannet som skal til distribusjon. Et negativt måleresultat fra et gitt vannvolum er ingen garanti for fravær av den målte organismen i omkringliggende vannmasser.

(3) Idet en eventuell indikatororganisme er påvist, har forurensningen allerede funnet sted og eksponering trolig forekommet (WHO, 2016).

(4) Dyrkningsavhengige metoder for deteksjon av indikatororganismer er vanlig brukt i analyser på drikkevannskvalitet (Berney mfl., 2008; Douterelo mfl., 2016). I tillegg til å være tidkrevende og begrenset til små prøvevolum, vil slike metoder kun detektere organismer som på gjeldende tidspunkt lar seg dyrke. Mange bakterier, deriblant *E. coli* har evne til å gå inn og ut av en tilstand kalt "viable but non-culturable" (VNBC) hvor de er levedyktige, men ikke dyrkbare (Ramirez-Castillo mfl., 2015; Ramamurthy mfl., 2014). Dette åpner for muligheten for falske negative resultater fra dyrkningsavhengige deteksjonsmetoder.

Norge har systemer for epidemiologisk overvåking av smittsomme sykdommer, noe som kan bidra med supplerende informasjon om drikkevannets trygghet. Av Forskrift om Meldingsystem for smittsomme sykdommer (MSIS) er leger pliktige å melde inn påviste eller mistenkte viktige smittsomme sykdommer til FHI og til kommunelegen (MSIS-forskriften, 2003). Laboratorer melder i tillegg tilfeller direkte til FHI. Sykdomsutbrudd skal også varsles av Mattilsynet og helsetjenesten i FHIs utbruddsvarslingssystem, Vesuv. Blant annet skal utbrudd som mistenkes å være forårsaket av næringsmidler, inkludert drikkevann, varsles - også de som ikke er meldepliktige i MSIS. Utbrudd i denne sammenheng defineres som "to eller flere tilfeller av samme sykdom som mistenkes å ha felles kilde" eller "et antall tilfeller som klart overskrider det man ville forvente (det endemiske nivået - det normale bakgrunnsnivået av sykdommen) innenfor et område i et gitt tidsrom" (Kapperud, 2018).

Det er grunn til å tro at mange sykdomstilfeller, deriblant de som forårsakes av

smitte i drikkevann ikke innrapporteres. Mange drikkevannsrelaterte sykdommer er gastroenteriske, selvbegrensende og av kort varighet, og ikke nødvendigvis noe som medfører legekontakt. Videre er det flere sykdommer som kan smitte både gjennom vann og mat, og det er dermed ikke gitt at årsaken fanges opp, særlig ved mindre utbrudd. Lav sensitivitet og uklare årsakssammenhenger, gjør at epidemiologiske data alene har begrenset nytteverdi i vurderingen av den mikrobiologiske tryggheten til vannet.

2.1.1 Risikovurdering

WHO anbefaler preventive risikobaserte metoder som dekker hele forsyningssystemet, fra kilde til forbruker, gjennom implementering av Water Safety Plans (WSPs) (WHO, 2016). De har publisert en Water Safety Plan Manual (Bartram mfl., 2009) som er tiltenkt som en guide til organiserte vannforsyninger, med metoder for - og systematiske tilnærminger til - forbedring og opprettholdelse av drikkevannets trygghet. En WSP skal blant annet sørge for at risikovurderinger utføres for alle farer som kan eksistere eller oppstå på veien fra vannkilde til tappepunkt.

Hva er risiko?

Oxford English Dictionary definerer risiko som "(Exposure to) the possibility of loss, injury, or other adverse or unwelcome circumstance; a chance or situation involving such a possibility". Det Norske Akademis ordbok definerer risiko som "mulighet for tap, skade e.l." (Det Norske Akademis ordbok, 2018). Det finnes flere definisjoner, men "risiko" vil i mange tilfeller være knyttet til en eller annen form for sannsynlighet (kvantitativ eller subjektivt oppfattet) - *sjansen* for et negativt utfall. Et viktig komponent av risiko er også konsekvens eller alvorlighetsgrad. En mulighet for en hendelse som fører til død, beskrives gjerne som en høyere risiko enn en med marginal effekt. Således kan risiko beskrives som en funksjon av sannsynligheten for en hendelse og konsekvensen av den, noe som kan representeres gjennom såkalte risikomatriser.

Risikomatriser

WHO's Water Safety Plan Manual beskriver risikomatriser som en semi-kvantitativ metode og som en av alternativene for risikovurdering til bruk i vannsektoren (WHO, 2016). Metoden benytter sannsynlighet for en hendelse og alvorlighetsgrad av konsekvensen av hendelsen til input i en matrise for å vurdere hvorvidt en risiko er

akseptabel eller om det kreves tiltak. Hendelser med lav sannsynlighet for å forekomme som også har lav konsekvens får lavest score, og hendelser som har høy sannsynlighet for å oppstå som også har høy konsekvens får høyest score. I Mattilsynets *Økt sikkerhet og beredskap i vannforsyningen* - en veileder som kan benyttes for overholdelse av drikkevannsforskriftens krav til farekartlegging og farehåndtering - er også risikomatriser beskrevet, til bruk for kategorisering av akseptkriterier og tilhørende krav til tiltak (Mattilsynet, 2017). Figur 2.1 illustrerer Mattilsynets risikomatrikse hvis akseptkriterier er kategorisert i tre nivåer; grønn, gul og rød, hvor grønn leses som at eksisterende tiltak er tilstrekkelig, gul som at situasjon skal overvåkes og tiltak vurderes, og rød som at risikoen må reduseres og tiltak iverksettes.

SANNSYNLIGHET	KONSEKVENNS			
	K1 - Liten	K2 - Middels	K3 - Stor	K4 - Svært stor
S4 - Svært stor	gul	rød	rød	rød
S3 - Stor	grønn	gul	rød	rød
S2 - Middels	grønn	grønn	gul	rød
S1 - Liten	grønn	grønn	gul	gul

Figur 2.1: Eksempel på risikomatrikse. Hentet fra Mattilsynet (2017)

Risikomatriser tilbyr en håndterbar og overkommelig metode og et lett lesbart resultat til hjelp i å besvare problemstillinger av typen: "Hva kan gå galt? Er sjansen stor for at det skjer? Hva er konsekvensen dersom faren inntreffer? Skal vi iverksette tiltak?".

Hvordan bestemmes sannsynlighet og konsekvens? Mattilsynets veileder har en rekke kriterier til hjelp for å plassere en hendelse innenfor ulike sannsynlighets- og konsekvenskategorier, men disse er i beste fall - som WHO som nevnt også beskriver risikomatriksemodellen som - semi-kvantitative. De avhenger også i stor grad av skjønnsmessige vurderinger.

Kvantitativ risikovurdering

Kvantitativ mikrobiell risikoanalyse (QMRA) er en metode for estimering av helserisiko som inkorporerer kvantitative vitenskapelige data i matematiske modelleringer av smitteveien fra kilde til forbruker og kan inkludere alt fra patogenkonsentrasjoner i smitekilden til helseeffekter ved infeksjon, samt variasjoner og usikkerheter i disse dataene. Sammenlignet med risikomatriser er QMRA blant annet mer objektiv, detaljert og vitenskapelig basert, og tilbyr en mer omfattende analyse av hele systemet med mulighet for å analysere effekten av endringer ved hvert av komponentene i et vannforsyningssystem (WHO, 2016). Metoden stiller større krav til både teknisk

og matematisk forståelse, og "treffsikkerheten" avhenger sterkt av tilgang på - og nøyaktigheten til - vitenskapelige data og egnede matematiske modeller.

2.2 Introduksjon til QMRA

De første formelle rammeverk for kvantitativ risikovurdering ble utviklet etter hvert som industrialiseringen kom, og blant annet som respons på behovet for vurdering av forurensnings-risiko og metoder for håndtering av miljøgifter som DDT, PCB og bly på 60-tallet (Rose mfl., 2013). The National Academy of Sciences (NAS)' bok, *Risk assessment in the federal government: managing the process* fra 1983 tar for seg konsepter for risikovurdering i forbindelse med eksponering for toksiske substanser og bidro til et grunnlag for vitenskapelig risikovurdering av miljøgifter og strategier for regulering (National Research Council, 1983; Rose mfl., 2013). Selv om mikroorganismer har andre egenskaper enn kjemikalier, og eksponering av disse innebærer andre typer problemstillinger, inneholder et oppsett for en QMRA de samme komponentene som beskrives av NAS i 1983 for risikovurdering:

1. Hazard identification: identifisering av fare
2. Dose-response assessment: dose-respons-vurdering
3. Exposure assessment: eksponeringsvurdering
4. Risk characterization: risikokarakterisering

For en QMRA vil disse komponentene blant annet innebære:

1. En beskrivelse av aktuelle mikroorganismer og deres helseeffekt ved infeksjon.
2. Sammenheng mellom antall mikroorganismer inntatt og sannsynligheten for infeksjon og/eller sykdom.
3. Beregning av hvor mange patogener en populasjon blir eksponert for.
4. Integrering av de foregående trinn til risikoestimer for helseutfall.

I de følgende avsnitt blir disse fire komponentene nærmere forklart, med utgangspunkt i anvendelse på drikkevann.

2.2.1 Hazard identification

Dette trinnet handler om å identifisere mulige farer - hvilke patogene organismer som finnes eller kan finnes i vannkilden eller på andre måter kan ende opp i det behandlede drikkevannet, kombinert med en beskrivelse av de aktuelle organismene og hva slags konsekvenser infeksjoner av disse kan medføre, inkludert symptomer på smitte og sykdom. For enhver spesifikk risikoanalyse må en problemstilling defineres. Avhengig av analysens hensikt og tilgjengelig data, avgjøres hva slags type scenarioer, eksponeringsruter og organismer som skal inkluderes.

2.2.2 Exposure assessment

I dette trinnet er hensikten å komme fram til dosen, altså hvor mange patogener den studerte populasjonen får i seg fra den definerte eksponeringsruten. Grovt sagt kan dette beskrives som en funksjon av 1) patogen-konsentrasjonen i vannet og 2) mengden vann som konsumeres, samt variasjonene og usikkerhetene dette inkluderer. For patogen-konsentrasjoner kan dette typisk være konsentrasjonene i råvannskilden i første omgang, og påfølgende beregninger av endringen av disse utover i det modellerte systemet, herunder inaktivering i løpet av transport og i vannbehandlingsprosessene. Inntatt dose vil deretter avhenge av mengde (ukokt) vann konsumert.

2.2.3 Dose-response assessment

Dette trinnet analyserer sammenhengen mellom antall patogene organismer individer får i seg og sjansen for infeksjon eller sykdom forårsaket av dette. Begrep som ofte dukker opp i slike sammenhenger er ”infeksjonsdose”, ”infektiv dose” og ”minimum infektiv dose” (MID) og er konsepter som stammer fra doserings-eksperimenter hvor det har blitt studert hvor mange organismer som skal til for å forårsake infeksjon eller sykdom (Skinner, 1992; Coleman og Marks, 1998). Begrepene impliserer et slags enten/eller-forhold i form av at det eksisterer en form for grenseverdi for en gitt organisme som vil forårsake respons (infeksjon eller sykdom), og konseptet er problematisk i beregninger av risiko. Om en infeksjon oppstår avhenger av mange faktorer og inkluderer blant annet variasjon i egenskaper og tilstander både hos patogenene og i eksponert individ (Wolf-Hall og Nganje, 2017; Mara og Horan, 2003; Yan, 2012). Med tanke på at en infeksjon nødvendigvis innebærer replikasjon i verten, er det i teorien, tross potensielt svært lav sannsynlighet, ingen grunn til at ikke én organisme alene kan forårsake en infeksjon (Skinner, 1992). MID-konseptet medfører dog en infeksjons-risiko på 0 for patogen-konsentrasjoner som er

såpass lave at sjansen for at minst ett av individene i en studert populasjon av begrenset størrelse blir infisert er så liten at studiene neppe vil detektere infektiviteten på grunn av for små populasjoner relativt til infeksjons-raten (Skinner, 1992; Mara og Horan, 2003).

Idéen om at én organisme kan forårsake infeksjon er grunnlaget for såkalte "single-hit"-modeller og har særlig betydning for risikovurdering utført på vann, da konsumert konsentrasjon per individ kan være svært lav, mens eksponert populasjon kan være høy (Teunis og Havelaar, 2000) og slike modeller er ofte valgt dose-respons-modell i QMRA (Nilsen, 2017; Xie mfl., 2016).

2.2.4 Risk characterization

De foregående trinn kombineres til kvantitative risikoestimer for det definerte og modellerte scenariet. Dette kan deretter sammenlignes med satte helsebaserte mål. US EPA (United States Environmental Protection Agency) har benyttet 1 infeksjon per 10 000 personer per år som øvre grense for tillatt risiko (Macler og Regli, 1993). Denne grensen har i stor grad blitt stående som en benchmark-verdi for akseptabel infeksjonsrisiko og er inkorporert blant annet i nederlandsk lov (Medema mfl., 2006; Haas mfl., 2014). WHO benytter DALYs (disability-adjusted life years), et mål på sykdomsbyrde, som består av summen av tapte år som følge av død, og antall tapte produktive år (WHO, 2016). Dette er ment å representere en populasjons helse som tar hensyn til alvorlighetsgraden og varigheten til de forskjellige sykdommene (WHO, 2016). WHO's retningslinjer for drikkevannskvalitet setter en øvre grense for tolererbar byrde som følge av sykdom på 10^{-6} DALY per person per år (WHO, 2017a).

Det matematiske resultatet av risikoestimatene kan være sannsynlighet for infeksjon, sykdom eller død og den enkleste fremgangsmetoden er med bruk av punkttestimer både som input og output, illustrert av (Haas mfl., 2014) slik:

Gjennomsnittskonsentrasjon \rightarrow gjennomsnittsdose \rightarrow dose-respons-modell \rightarrow sannsynlighet for infeksjon.

Både usikkerhet og faktisk variabilitet innebærer dog at inngangsdata trolig bedre representeres av sannsynlighetsdistribusjoner av mulige data, som med Monte-Carlo-simuleringer kan produsere en akkumulert sannsynlighetsdistribusjon for det endelige

risikoestimatet (Haas mfl., 2014). Mens variabilitet representerer faktisk inhomogenitet, er usikkerhet et resultat av begrenset kunnskap, og noen analysemodeller inkluderer metoder for separasjon av disse (Nauta, 2000).

2.2.5 Anvendelser av QMRA i drikkevannsektoren

Per 2013, er det kun Nederland (siden 2001) og Australia som har integrert QMRA i formelle retningslinjer knyttet til vannkvalitet (Bichai og P. W. Smeets, 2013). Dog i Australia er dette i første omgang bare knyttet til resirkulering av gråvann, overvann og avløp til andre formål enn direkte konsum (Bichai og P. W. Smeets, 2013; NRMMC, 2006). I Nederland er vannverkseiere som bruker overflatevann som råvannskilde påkrevd å benytte QMRA for enkelte organismer, med argument i at det for noen organismer ikke vil være mulig å måle så små konsentrasjoner som kan være av helsemessig betydning for forbruker (Drinkwaterbesluit, 2018). Regelverket beskriver at analysen skal utføres for *det behandlede drikkevannet* på grunnlag av data om mikroorganisme-innhold i råvannet og fjerningskapasiteten til de ulike behandlingsprosessene (inkludert eventuell passasje gjennom jord). Eventuell rekontaminasjon, herunder distribusjonssystemet, er ikke tatt med i betraktning. Grenseverdien for utfallet av risikoanalysen er én infeksjon per 10 000 mennesker per år.

QMRA trekkes ofte fram som metode i forbindelse med tilnærminger til risikovurdering og håndtering av farer i hele drikkevannsforsyningen, fra "kilde til forbruker" (Medema mfl., 2006; Petterson og Ashbolt, 2016; WHO, 2016). Likevel er distribusjonssystemet og altså mulige påvirkninger av vannet etter at det har forlatt vannverket sjelden inkludert i en QMRA, og det er ikke kjent at det er utarbeidet noen omfattende metodikk som helhetlig inkluderer både råvannskvalitet, effekten av vannbehandlingsprosessene *og* påvirkningen av distribusjonssystemet (Hamouda mfl., 2018). Det er publisert noen studier om QMRA for ulike typer hendelser på ledningsnett (Blokker mfl., 2014; Mirjam Blokker mfl., 2018; Schijven mfl., 2016; Teunis, Xu mfl., 2010; Lieverloo mfl., 2007; Yang mfl., 2011), men fagfeltet gir inntrykk av å være relativt "ferskt".

2.3 Trykkløshendelser og forurensning på distribusjonsnett

Forurensning på distribusjonsnett kan forekomme dersom en kombinasjon av følgende tre situasjoner opptrer samtidig (Lindley og Buchberger, 2002):

- Det er fysisk mulig for fremmedvann å trenge inn på nettet, for eksempel gjennom hull/rift i ledning, gjennom ventiler, eller i feilkoblinger.
- Det *er* en forurensning i omkringliggende område.
- Det er undertrykk på nettet ved det mulige innsugspunktet.

Lekkasjer og hull på ledningene er med andre ord ikke et problem i seg selv, så lenge hele distribusjonsnett er tilstrekkelig trykksatt. Problemet oppstår ved tap av trykk, noe som kan forårsakes av blant annet planlagt vedlikeholdsarbeid, plutselige store ledningsbrudd, brannvannstapping eller pumpevikt for eksempel i forbindelse med strømbrytning, eller et dårlig driftet distribusjonssystem. Er trykktapet lite og kortvarig, kan det være snakk om relativt små mengder fremmedvann som trenger inn, men trolig også mindre sjans for å oppdage hendelsen.

FHI har gitt ut to rapporter som undersøker antall sykdomsutbrudd forårsaket av drikkevann i Norge over en lengre periode, én som har vurdert perioden 1988 til 2002 (Nygård mfl., 2003) og én som har vurdert perioden 2003 til 2012 (Guzman-Herrador mfl., 2016). Den første undersøkelsen fant forurensning på distribusjonsnett som sannsynlig årsak ved 4 av 72 utbrudd, mens ved 18 av dem var årsaken ukjent. Undersøkelsen for 2003 – 2012 fant svikt i distribusjonssystemet som ansvarlig årsak i 3 av 28 utbrudd, mens 8 utbrudd hadde uavklart årsakssammenheng. Fra rapportene kommer det fram at det *er* enkelte dokumenterte sykdomsutbrudd forårsaket av problemer på distribusjonsnett, men også at mange av utbruddene mangler oppklart årsak. I tillegg er det, som tidligere påpekt, grunn til å tro at mange vannbårne sykdomstilfeller ikke registreres.

LeChevallier mfl. (2011) undersøkte 47 forskjellige vannverk i USA og deres rutiner for overvåking, håndtering og forhindre av undertrykkshendelser. Det kom fram at overvåking og måling av trykk gjerne foregikk på praktiske og lett tilgjengelige steder, som pumpestasjoner, bassenger og ventiler, framfor i kritiske områder av systemet, som f. eks. høyere liggende områder.

Trolig gir verken driftovervåking eller data fra innrapporterte sykdomsutbrudd et fullstendig bilde av verken omfanget av trykkløshendelser eller helserisikoen forbundet med dem.

Studien til Nygård mfl. (2007) om sammenhengen mellom vedlikeholdsarbeid på ledningsnett med tilhørende antatt trykkløshet ved eller i nærheten av arbeidsstedet og forekomsten av gastrointestinal sykdom hos tilknyttede abonnenter fant en økt forekomst av gastrointestinal sykdom blant de tilknyttede husstander sammenlignet med uberørte husstander (risiko-ratio på 1.58). En annen epidemiologisk undersøkelse fra Sverige studerte konsekvensene av hendelser på ledningsnett (trykktap som følge av ledningsbrudd eller planlagt arbeid) og fant en signifikant økt sannsynlighet for oppkast og akutte gastrointestinale sykdommer i berørte områder (Säve-Söderbergh mfl., 2017).

2.4 Klor

Klor er hyppig brukt desinfeksjonsmiddel i vannbehandling og er svært effektivt til inaktivering av bakterier, noe dårligere mot enkelte virus og mindre effektiv mot enkelte protozoer, som *Cryptosporidium* (WHO, 2017b).

Restklor på nettet er praktisert i mange land og har flere potensielle hensikter: 1) Å forsikre at nok klor har vært tilgjengelig for desinfisering i løpet av vannbehandlingsprosessen. 2) Å ha en beskyttende desinfiserende effekt utover på nettet. 3) Å fungere som en indikator på vannets forbruk av oksidanter (S. E. Hrudey og E. J. Hrudey, 2004) - noe som potensielt kan varsle om forurensning på nettet.

Restklor som beskyttende effekt er benyttet verden over (Monteiro mfl., 2014), men i Norge brukes klor primært som desinfeksjonsmiddel i vannbehandlingen og ikke i konsentrasjoner som er tilstrekkelige til å ha nevneverdig effekt utover på nettet (FHI, 2016). Nederland er et av få land som ikke bruker klor i vannbehandlingen i det hele tatt (P. Smeets mfl., 2009).

WHO har satt guideline-verdi på 5 mg/liter for fritt klor i drikkevann (WHO, 2017a). En guideline-verdi representerer en konsentrasjon som ikke skal gi en signifikant helserisiko ved livslangt forbruk. Det påpekes at 5 mg/liter trolig er et konservativt estimat mtp.

helsekonsekvenser, men at de aller fleste vil kunne merke klor-smak ved denne konsentrasjonen. Ifølge WHO er 0.2 – 1 mg/liter vanlige restklor-konsentrasjoner i desinfisert drikkevann og de anbefaler en minimum-konsentrasjon på 0.2 mg/l ved forsyningspunkt.

Klor reagerer med både organiske og uorganiske substanser, og vil gradvis forbrukes i transporten fra vannverket og utover i ledningsnett. Konsentrasjonen vil derfor normalt være høyest ved utløpet av vannbehandlingen, lavere lenger ut i nettet, og nedbrytnings-hastigheten avhenger av type og mengde organisk og uorganisk materiale i vannet og distribusjonssystemet, men også av vannets oppholdstid i systemet (WHO, 2017b).

En ulempe med klor er dets evne til å danne helsemessig bekymringsverdige biprodukter som trihalometaner, hovedsaklig i reaksjon med naturlig organisk materiale (NOM). Optimalisering av vannbehandlings-prosesser ved bl. a. god fjerning av NOM kan redusere farene knyttet til dette ved behandlingsanleggene. Klor er et tilgjengelig og svært effektivt desinfeksjonsmiddel hvis fordeler må veies opp mot ulemper i vurdering av bruken både ved vannverkene og i forsyningsystemet, og en vurdering som avhenger både av råvannskvalitet, distribusjonssystemet og tilgjengelige alternativer (Clement, 1999; Sedlak og Gunten, 2011).

2.5 Campylobacter

Campylobacter spp. er en slekt Gram-negative bakterier som er årsak til en vesentlig andel av drikkevannsbårne sykdommer både i Norge og på verdensbasis (FHI, 2016; WHO, 2017a). *Campylobacter* finnes ”overalt”, har høy infektivitet (1000 organismer kan forårsake infeksjon) og overlever godt i vann ved lave temperaturer (WHO, 2017a; Cools mfl., 2003; Horrocks mfl., 2009). Organismen har høy sensitivitet overfor klor (Stern mfl., 2002).

2.6 Introduksjon til relevant programvare

2.6.1 Gemini VA

Gemini VA er et program for kartlegging og dokumentasjon av VA-nett som er brukt av mange norske kommuner - over 80% av ledningsnett i Norge er kartlagt med Gemini VA (Powel AS, 2018b). Gemini Portal er en løsning som gir tilgang på data fra Gemini VA ved innlogging på nett (Powel AS, 2018a).

2.6.2 EPANET

EPANET er et modelleringsverktøy utviklet av US EPA som kan utføre utvidet periodisk simulering av hydraulikken og vannkvaliteten i et trykksatt ledningssystem bestående av ledninger, grenpunkter, pumper, ventiler, tanker og vannkilder. (Rossman, 2000). De fysiske komponentene modelleres enten som grener eller som noder og nettet bygges ved sammenkobling av disse. Grener kan kun knyttes til hverandre via noder, ikke direkte til hverandre, og tilsvarende må noder knyttes til hverandre via grener. Ledninger, pumper og ventiler modelleres som grener - forgreningspunkt, tanker og vannkilder som noder. EPANET er tilgjengelig i Windows-variant med grafisk grensesnitt (heretter omtalt som EPANET 2.0) og krever ingen scripting. Hydrauliske eller vannkvalitetsmessige resultater kan visualiseres på kartet over nettverket med bruk av blant annet piler for vannretning, og forskjellige farger for ulike spenn av verdier for valgt parameter (som for eksempel trykk, konsentrasjon, eller høyde). EPANET-prosjekter lagres normalt som .NET-filer, men kan også eksporteres som lesbare tekst-filer med ekstensjonen .INP. Gemini VA har funksjon for eksport av .INP-filer til bruk i EPANET. Pga. EPANET 2.0s grafiske grensesnitt og relativt enkle oppsett er terskelen lav for å ta i bruk programmet, men det kan være noe klønete å få tilgang på data både om nettverket og fra simuleringsresultater; mulighetene for representering av resultater, og operasjoner på data, er begrenset til de funksjoner som er innebygd i EPANET 2.0.

Vannkvalitetanalyser og EPANET-MSX

Vannkvalitetanalyser i EPANET 2.0 kan blant annet modellere spredning og konsentrasjons-endringer av en forbindelse (som for eksempel en kjemisk forbindelse, typisk klor) gjennom nettet, og bruker kan selv definere om stoffet er reaktivt eller ikke og eventuelle vekst- eller nedbrytningsrater. Det er ikke mulig å modellere mer enn ett stoff av gangen og følgelig ei heller stoffer som reagerer med hverandre, eller stoffer hvis reaksjonsrater av andre årsaker avhenger av konsentrasjonen til andre forbindelser som ikke er konstant i tid og rom.

EPANET-MSX er en utvidelses-pakke for EPANET som muliggjør vannkvalitetanalyser med flere stoffer samtidig, og som reagerer med hverandre (Rossman, Shang mfl., 2008). Her kan reaksjonsrater nå også beregnes som funksjon av konsentrasjoner til andre stoffer i nettet, og likevektsreaksjoner kan defineres. EPANET-MSX er foreløpig ikke integrert i EPANET 2.0 og mangler grafisk brukergrensesnitt, men EPANET 2.0 kan fortsatt brukes til å bygge distribusjonsnett og å definere innstillinger for den hydrauliske analysen.

Vannkvalitetanalysen for EPANET-MSX defineres i et eget dokument ved hjelp av et tekstredigeringsprogram som for eksempel Notepad, og må lagres med ekstensjonen .MSX for å kunne kjøres. Analysen kan kjøres fra Windows' Command Prompt og vannkvalitetsresultatene rapporteres i en generert tekstfil med rapporteringssteg definert av brukeren in .MSX-filen. Bruker kan velge å få resultater fra kun valgte noder og/eller grener, eller å generere rapporten for alle noder, alle grener, eller begge deler.

2.6.3 EPANET-MATLAB toolkit

KIOS Research Center for Intelligent Systems and Networks of the University of Cyprus har utviklet et toolkit, gratis nedlastbart med åpen kildekode, som tilbyr et programmerings-grensesnitt for EPANET i MATLAB (Eliades mfl., 2016). Toolkitet er basert på en MATLAB-klasse, epanet.m, som gir tilgang til funksjonene til både EPANET og EPANET-MSX. Ved lasting av .INP og .MSX-filer i MATLAB opprettes og integreres egne datastrukturer for alle parametre og innstillinger definert i filene. Mens rapportfilene generert av en vanlig MSX-analyse kjørt via Windows' kommandolinje er tekstfiler som må leses manuelt og scrolles gjennom for å finne resultater, opprettes organiserte datastrukturer også for analyseresultatene vha. toolkitet.

Full tilgang på all input- og outputdata i et programmerings-grensesnitt åpner for helt andre muligheter enn ved kun å sitte i EPANET 2.0. Endringer av alle innstillinger og data kan gjøres direkte i MATLAB, med mulighet for enten å lagres midlertidig i MATLAB-prosjektet, eller skrives over på fil. Det genereres kopier av input-filene automatisk slik at originalfilene forblir uendret. EPANET 2.0 kjører bare én analyse av gangen, hvor innstillinger og input må endres manuelt for hver gang. Operasjoner som kjøring av mange analyser med egendefinert variasjon i input-parametre kan gjøres ved hjelp av et enkelt script i MATLAB og muliggjør dermed Monte-Carlo-simuleringer. EPANET 2.0 har en del funksjoner for plotting av resultater, men muligheten for å skrive egne funksjoner for håndtering av output-data i MATLAB gir friheten til å selv styre representasjon og analyser av resultatene. Toolkitet inneholder enkelte innebygde funksjoner for plotting, blant annet av hele nettverket, eller av vannkvalitets-konsentrasjoner ved utvalgte noder og tidspunkt. En har dog ikke tilgang på samme visualisering som i EPANET 2.0 der valgt output-parameter kan fargekodes på kartet og en kan følge endringer ved å klikke seg framover i simuleringen tidssteg for tidssteg.

3 Hydraulisk modell

3.1 Kort om forsyningsområdet

Spydeberg er en kommune i indre Østfold med en befolkning på 5853 per 1. januar 2018 (Statistisk sentralbyrå, 2018). Påfølgende informasjon i dette avsnittet er hentet fra *Hovedplan Spydeberg vannforsyning og avløp 2013 - 2020* (Steinar Skoglund AS mfl., 2012). Hemnes vannverk forsyner størsteparten av kommunens innbyggere, i tillegg finnes et privat vannbehandlingsanlegg (Hov), samt private brønner. Råvannet hentes fra innsjøen Lysern, og renses på Hemnes. Nærmere sentrum, på Hylliåsen, finnes to høydebasseng, hvert på 2000 m³. Disse skal kunne forsyne kommunen i 45 timer ved et normalt forbruk på 85 m³. Spydeberg har én hovedtrykksone og statisk vanntrykk på kote 160. Tre lokale trykkøkingsstasjoner (på Skaug, Ligot og Grååsen) øker trykket for høytliggende abonnenter. Kommunen har omtrent 75 km vannledninger bestående av asbest-ement, PVC, ulike typer PE, duktilt støpejern og grått støpejern. Ledningsnettets har 753 kummer; 55 rene vannkummer og 698 kummer med både vannledning og avløpsledning. Lekkasje og umålt forbruk utgjør per 2010 46% av produsert vann og inkluderer brannvann, vann til spyling av ledningsnettets, faste spylepunkter på avløpsnettets og annet ikke målt forbruk.

3.2 Mer om distribusjonsnettets

Et møte ble foretatt hos Spydeberg kommune for ytterligere forklaring av hvordan nettets deres fungerer (G. Langstøyl, og D. Alinejad, personlig kommunikasjon, 17. oktober, 2018). For en visuell oversikt over forsyningsområdet og distribusjonsnettets, se figur 3.1 på s. 20 av ferdig modell.

3.2.1 Pumpestasjoner

Pumpestasjonen ved råvannsinntaket består av 3 like pumper, men det har ikke vært behov for flere enn én av dem på lang tid. Pumpene er frekvensstyrt mot nivået i rentvannsbassenget ved vannverket. Tabell 3.1 viser pumpehastighet ved de ulike nivåene. I nærheten av vannverket ligger en pumpestasjon med pumper nordover mot hyttefelt beliggende rundt Lysern og pumper sørover mot sentrum. Pumpene øker trykket mot hyttene og er frekvensstyrt mot trykk. Pumpene mot sentrum har det ikke vært behov for og er inaktive. På Ligot er det anlagt en pumpestasjon for å øke trykket mot høyereliggende abonnenter, som er frekvensstyrt mot trykk. Grååsen har en liten trykkforsterker, som også er frekvensstyrt mot trykk. Nettet har i tillegg tre andre pumpestasjoner i beredskap, men som ved vanlig drift er inaktive.

Tabell 3.1: Styring av råvannspumpe. Forklaring: For vannnivå mellom 3.05 m og 3.14 m går råvannspumpe på 76.5% hastighet, osv.

Nivågrenser	Pumpehastighet
3.14 m	76.5 %
3.05 m	79.5 %
2.95 m	82.0 %
2.30 m	84.0 %
2.20 m	87.0 %
1.80 m	99.0 %
1.70 m	100.0 %
1.50 m	

3.2.2 Basseng

Rentvannsbassenget på Hemnes er på 330 m³, med en dybde på 3.14 m. Det er også anlagt et reservebasseng på 100 m³ med tilhørende pumpe, men dette er ikke i bruk, da det ikke har vært behov for det. På Hylliåsen ligger to like høydebasseng på 2000 m³. Disse er sammenkoblet med rør nær bunnen med en ventil imellom som kan lukkes ved behov for isolering av ett av bassengene. Denne står normalt åpen og vannnivå er likt i

begge bassengene.

3.2.3 Ventiler

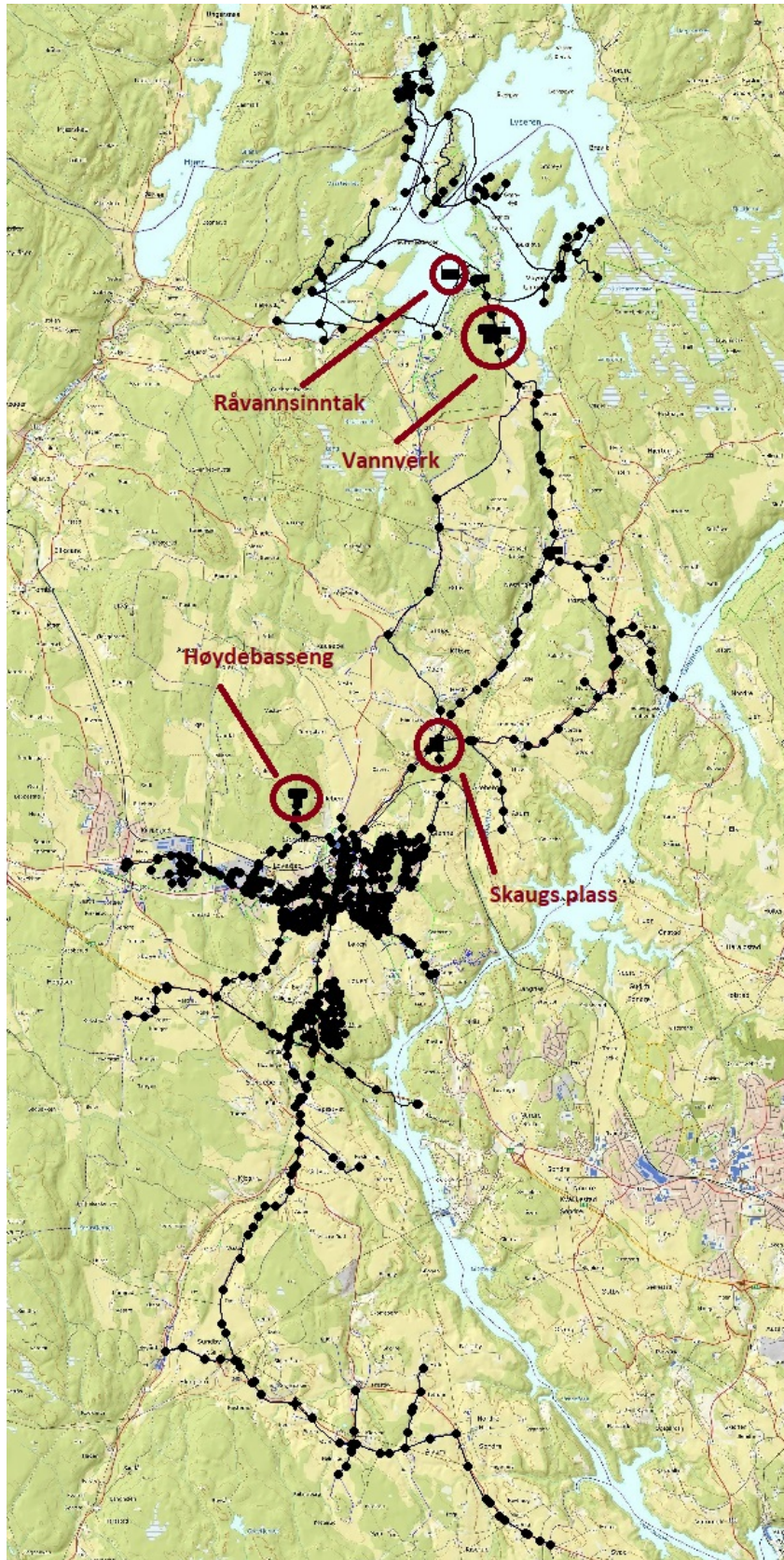
Ved Skaugs plass, som ligger mellom vannverket og sentrum, er det installert spjeldventil som struper vannføringen mot sentrum og reguleres etter nivå i høydebassengene (lokalisert nedstrøms Skaugs plass). Tabell 3.2 viser åpningsgrad av ventilen ved de ulike nivåene. Styringen bidrar til at forsyningsområdet ved høyt forbruk forsynes fra både rentvannsbassenget og høydebassenget, mens i løpet av natta, når forbruket er lavt, fylles høydebassenget. Øvrige ventiler på nettet står enten helt åpne eller helt lukket.

Tabell 3.2: Styring av ventil. Forklaring: For vann-nivå i høydebasseng mellom 6.20 m og 6.25 m, er åpningsgraden på ventilen 17.0% osv.

Nivågrenser	Åpningsgrad
6.25 m	17.0%
6.20 m	22.0%
5.10 m	35%
4.50 m	100%
4.00 m	

3.2.4 Øvrig

Det opplyses om at mye arbeid er gjort med lekkasjesøk og utbedring av nettet siden hovedplanen for 2013 - 2020 ble utarbeidet. Mens det i 2010 var registrert 46% umålt forbruk, ligger dette tallet nå på 14 - 16%. Dette er produsert vann som det ikke er betalt for og inkluderer blant annet brannvann, spylevann og potensielt vann som omgår vannmålere ved hjelp av "kreative koblingsløsninger". Manglende vedlikehold av vannmålere kan også bidra. Ren lekkasje på nettet antas derfor å være svært liten.



Figur 3.1: Oversikt over nettmodellen og forsyningsområdet. Nodene beliggende rundt innsjøen Lyseren i den nordlige delen tilhører hyttefeltet.

3.3 Bygging av modellen

Figur 3.1 viser en oversikt over nettmodellen med kart over forsyningsområdet i bakgrunnen. Modellen ble bygget i EPANET med utgangspunkt i en .INP-fil mottatt fra Spydeberg kommune eksportert fra Gemini VA, hvor private ledninger var ekskludert. Denne filen inneholdt 1035 noder og 1063 ledninger. En del informasjon går tapt i oversettelsen fra Gemini VA til EPANET, blant annet fordi det er komponenter som ikke finnes i EPANET eller som må registreres annerledes. EPANET har for eksempel ingen spesifikk funksjon for kraner eller brannhydranter, som da ofte vil fremstå som noder. Pumper og ventiler modelleres som grener i EPANET og vil ofte ikke bli fremstilt riktig i en fil fra Gemini VA. Flere steder hang nettet heller ikke sammen. Gemini Portal ble brukt til å bli kjent med systemet og til hjelp i å identifisere elementer som var uklare å tolke i EPANET. Åpenbart overflødige elementer med opphav i kraner og hydranter ble fjernet, i tillegg til mange av de korteste ledningsstrekene i endepunkter. Kommunen bidro også med Excel-lister over ledninger og punkter (kummer, pumpestasjoner, grenpunkt mm.) med informasjon om type komponent, rørmateriale mm. og med tilhørende ID på komponentene, som er søkbare i Gemini Portal. Modellen ble forenklet ned til 824 noder og 874 ledninger.

3.3.1 Pumper

Inaktive pumper er ekskludert fra modellen. Aktive pumpestasjoner inkludert i modellen er modellert med én pumpe per stasjon. Pumpekurver er generert i EPANET ved hjelp av én verdi for vannføring og én for løftehøyde. Vannføring er veldig grovt anslått basert på forsyningsområdets forbruk for råvannspumpa og ved hjelp av test-kjøringer i EPANET for de øvrige pumpene. Løftehøyde er også veldig grovt anslått med ekstra margin for friksjonstap. Frekvenstyring av råvannspumpa basert på nivå i rentvannsbasseng ble lagt inn i EPANETs "Rule-Based Controls Editor" på følgende vis:

```
RULE 1
IF TANK T1 LEVEL BELOW 1.7
THEN PUMP 1 SETTING IS 1.0

RULE 2
IF TANK T1 LEVEL ABOVE 1.7
AND TANK T1 LEVEL BELOW 1.8
THEN PUMP 1 SETTING IS 0.99
```

```
RULE 3
IF TANK T1 LEVEL ABOVE 1.8
AND TANK T1 LEVEL BELOW 2.20
THEN PUMP 1 SETTING IS 0.87
```

```
RULE 4
IF TANK T1 LEVEL ABOVE 2.20
AND TANK T1 LEVEL BELOW 2.30
THEN PUMP 1 SETTING IS 0.84
```

```
RULE 5
IF TANK T1 LEVEL ABOVE 2.30
AND TANK T1 LEVEL BELOW 2.95
THEN PUMP 1 SETTING IS 0.82
```

```
RULE 6
IF TANK T1 LEVEL ABOVE 2.95
AND TANK T1 LEVEL BELOW 3.05
THEN PUMP 1 SETTING IS 0.795
```

```
RULE 7
IF TANK T1 LEVEL ABOVE 3.05
AND TANK T1 LEVEL BELOW 3.14
THEN PUMP 1 SETTING IS 0.765
```

hvor "LEVEL" er vann-nivå i bassenget i meter og "SETTING" for pumpe er relativ hastighet, hvor 1 per definisjon er hastighet fra tildelt pumpekurve, 2 er dobbel hastighet, 0.5 er halv hastighet osv (Rossman, 2000).

3.3.2 Basseng

Modelleringsmuligheten for bassenger i EPANET er sylindriske tanker med diameter og maksimum-nivå til input. For rentvannsbassenget med volum på 330 m³ og høyde på 3.14 m, beregnes diameter ved

$$A = V/h \tag{3.1}$$

og

$$d = 2r = 2\sqrt{A/\pi} = 1.128\sqrt{A} \tag{3.2}$$

for en sylinder hvor A = bunnareal, V = volum, d = diameter og r = radius. Maksimum-nivå settes 3.14 m og diameter til 11.56 m.

De to parallelle høydebassengene representeres som én tank med tilsvarende bunnareal, volum og høyde som de to bassengene kombinert. Med to bassenger à 2000 m³, blir

samlet volum 4000 m³. Det mangler ytterligere informasjon om dimensjoner utenom at øverste nivågrense involvert i styring av strupeventil på Skaugs plass er 6.25 m. Tanken ble approksimert med en diameter på 28.3 m og høyde (maks-nivå) på 6.3 m, hvilket tilsvarer et volum på 3963 m³.

3.3.3 Ventiler

Ventilen ved Skaug ble lagt inn i EPANET som to stk. "throttle control valves". Disse simulerer delvis lukkede ventiler ved justering av ventilenes tapskoeffisienter (Rossman, 2000). Modelling av én ventil som to ventiler i EPANET var bare et praktisk hensyn som følge av utformingen av ledningsnett i .INP-filen ved denne lokasjonen. Et forhold mellom tapskoeffisient og åpning i grader vinkel på spjeldventiler er å finne i *Water Resources Engineering* (Mays, 2005) (se tabell 3.3) hvor 0 grader betyr helt åpen og 90 grader betyr helt lukket.

Tabell 3.3: Forhold mellom ventilåpning og tapskoeffisient. 0 grader vinkel betyr helt åpen ventil og 90 grader betyr helt lukket. Tilpasset fra Mays (2005)

Grader	Tapskoeffisient
0°	0.1 - 1.3
10°	0.46 - 0.52
20°	1.38 - 1.54
30°	3.6 - 3.9
40°	10 - 11
50°	31 - 33
60°	90 - 120

Åpningsgradene på 95.5%, 85.0% og 17.0% tilsvarer hhv 74.7, 70.2 og 58 grader vinkel, hvilket innebærer at to av tre verdier må ekstrapoleres, da tabellen fra Mays ikke inneholder verdier over 60°. Curve fitting med koeffisientenes middelveier langs y-aksen og ventilåpning i grader vinkel langs x-aksen ble utført i MATLAB og gir tapskoeffisienter på 83, 363 og 630 for de tre aktuelle åpningsgradene. Bruk av disse i EPANET-modellen medfører ikke tilstrekkelig struping av vannføringen (verken med én eller to modellerte ventiler) og gjør at høydebassenget raskt går fullt og forblir det ut en simulering på 48 timer. Mays påpeker dog at relasjonen mellom ventilåpning og tapskoeffisient kan variere kraftig. Dette, kombinert med det faktum at ekstrapolering måtte utføres, medfører sterk usikkerhet til beregnede verdier. Funksjon av ventilen i EPANET og effekt av koeffisienter ble testet ved å "ta i" og sette koeffisientene til 100, 1000 og 10000. Dette førte til et mer realistisk system i form av at vann renner inn i høydebassenget ved lavt forbruk og ut ved

høyt forbruk og ble vurdert til å representere systemet bedre. Under vises styringsreglene for ventilen lagt inn i EPANETs "Rule-Based Controls Editor":

```
RULE 8  
IF TANK T2 LEVEL BELOW 4.5  
THEN VALVE V1 SETTING IS 0  
AND VALVE V2 SETTING IS 0
```

```
RULE 9  
IF TANK T2 LEVEL ABOVE 4.5  
AND TANK T2 LEVEL BELOW 5.10  
THEN VALVE V1 SETTING IS 100  
AND VALVE V2 SETTING IS 100
```

```
RULE 10  
IF TANK T2 LEVEL ABOVE 5.10  
AND TANK T2 LEVEL BELOW 6.20  
THEN VALVE V1 SETTING IS 1000  
AND VALVE V2 SETTING IS 1000
```

```
RULE 11  
IF TANK T2 LEVEL ABOVE 6.20  
THEN VALVE V1 SETTING IS 10000  
AND VALVE V2 SETTING IS 10000
```

Overføring av ventiler fra Gemini VA til EPANET fungerer svært dårlig og er nærmest ikke-eksisterende. Ventiler er heller ikke søkbare komponenter i Gemini Portal på samme måte som kummer og ledninger er. Det er dermed nærmest umulig å skaffe seg oversikt over systemets ventiler og deres funksjon ved kun å sitte i Gemini Portal. Tross visshet om at det finnes ventiler på nettet som normalt står lukket, ble det i innstillingene sørget for at alle ledninger i EPANET sto åpne, da informasjon om noe annet må innhentes fra andre kilder enn Gemini Portal.

3.3.4 Rørdiameter

Gemini Portal har datafelt for både utvendig og innvendig rørdiameter, selv om det i de fleste tilfeller kun er én av dem som er utfylt. Et tredje datafelt for diameter, "dimensjon", inneholder én av de to verdiene og er den som blir overført til .INP-filen. Til modellering i EPANET er det behov for innvendig diameter (Ingeduld, 2003), og der ytre diameter var overført til modellen måtte disse dermed redigeres. Etter manuell gjennomgang av et utvalg ledninger i Gemini, ble det konkludert med at ledningene registrert med "polyet. høy dens", "polyet. lav dens.", "polyet, uspes" og "polyvinylklorid" er registrert med ytre diameter i "dimensjon" og følgelig i .inp-filen. For bestemmelse av indre diameter for hver av de ulike dimensjonene inkludert i modellen ble produktkataloger fra Pipelife (Pipelife

AS, 2018) tatt til hjelp, i tillegg til informasjon fra de få tilfellene der det ble funnet både indre og ytre diametre registrert i Gemini. Kombinert med lineær regresjon for interpolering av enkelte dimensjoner, dannet dette grunnlag for konverteringstabeller, hvorpå en rekke funksjoner skrevet i MATLAB, med blant annet input fra Excel-listene, muliggjorde redigering direkte i .INP-filen.

3.3.5 Ledningsruhet

I .INP-fila var alle ledninger registrert med ruhet på 0. Utgangspunktet for ruhet ble hentet fra boka *Vann- og avløpsteknikk* (Ødegaard, 2014), og verdier for øvrig materiale er satt etter skjønn og riktignok noe tilfeldig, men med hensikt å kunne justere disse ved hjelp av ytterligere kalibreringsdata senere. Se tabell 3.4 og tabell 3.5 for hhv. ruheter fra boka og ruheter brukt i modellen

Tabell 3.4: Ruheter for ledningsmaterialer. Tilpasset fra Ødegaard (2014)

Ledningsmateriale	Teoretisk ruhet (mm)	Ofte brukte ruheter i praksis (mm)
Plastrør (PVC, PE, etc.)	0.002 – 0.007	0.1 – 0.4
Betongrør	0.3 – 1.0	1.0
Nye støpejernsrør med ny betongføring	0.3	0.5
Eldre støpejernsrør	0.8 – 1.5	1.0 – 1.5
Gamle rustne støpejernsrør	1.5 – 2.5	1.5 – 2.5

Tabell 3.5: Brukte ruheter i EPANET

Ledningsmateriale	Modellert ruhet
Asbestsement	0.5
Polyetylen høy dens.	0.25
Polyetylen lav dens.	0.25
Polyetylen uspesifisert	0.25
Polyvinylklorid	0.25
Rørdel	0.2
Stål	0.2
Støpejern, duktilt	0.5
Støpejern, grått	1.2
Støpejern, uspesifisert	1.0

3.3.6 Høyder

Mange noder mangler høyder i .INP-filen, stort sett fordi disse ikke var registrert i Gemini. Disse skal legges inn med nivået i bunnen av kummen. Enkelte av disse er å finne i Excel-

listene, selv om de ikke er registrert i Gemini. For punktene som verken hadde høyder registrert i Gemini eller i Excel-listene ble Norgeskart (Statens kartverk, 2018) tatt i bruk for å finne terrenghøyder ved koordinatene oppført i Gemini til disse kummene. Gjennomsnittlig kum-dybde av de kummer fra Excel-lista som hadde registrerte høyder for både topplokk og bunn ble beregnet i MATLAB. Denne dybden ble trukket fra terrenghøydene fra Norgeskart, samt kummene uten høyde i Gemini, men med verdier for topplokk i Excel-lista. MATLAB ble brukt for å skrive over høyder i .INP-fila basert på en ny liste i Excel med oppdaterte verdier. Kummer med åpenbare feil registrert i Gemini (som for eksempel kumbunn 40 m over gatenivå), ble identifisert ved hjelp av en kombinasjon av søk etter ekstreme verdier i MATLAB og fargeplotting av høyder i EPANET, og deretter redigert manuelt direkte i EPANET. Det må tas høyde for at det fortsatt kan finnes uoppdagede feil i modellen.

3.3.7 Vannforbruk

Hovedplanen for Spydeberg 2013 – 2020 omtaler $85 \text{ m}^3/\text{t}$ som "normalt forbruk", men kan antas å være lavere nå, da umålt forbruk (lekkasjer mm.) er redusert fra 46% til 14 – 16%. Lekkasjeandelen alene er såpass lav at den ikke legges inn i modellen. Ved møtetidspunktet (17.10.2018) gikk det rundt 12 m^3 i døgnet til hyttefeltet, mens det i sommermånedene gikk rundt $105 \text{ m}^3/\text{døgn}$, tilsvarende henholdsvis $0.5 \text{ m}^3/\text{t}$ og $4.375 \text{ m}^3/\text{t}$. Antall noder i EPANET-modellen tilhørende hyttefeltet er 102 av 824 totalt. Ved å legge inn et grunnforbruk ("base demand") på 0.01 l/s per node for hyttefeltet og 0.02 l/s for resten av Spydeberg tilsvarer dette et forbruk på henholdsvis $3.67 \text{ m}^3/\text{t}$ og $51.98 \text{ m}^3/\text{t}$ for de to områdekategoriene og ble vurdert som et ok estimat for modellen. For forbruksvariasjon over døgnet, ble det opprettet forbrukskurver ("demand patterns" i EPANET) med tidssteg på 1 time. Rapport B20 fra Norsk Vann (2016) inneholder et sett grafer med timesmålinger av spesifikt vannforbruk for to forskjellige boligsoner over en periode på 18 uker. Disse grafene ble benyttet som utgangspunkt for forbrukskurvene i EPANET, dog uten større nøyaktighet enn "prøving og feiling" fram til kurvene hadde et mønster som liknet omtrentlig på rapportens grafer for ukedager. Forbrukskurven for hyttefeltene er generert etter skjønn og har en litt slakere samt forskjøvet topp for morgentimene, i tillegg til et litt mer spredt forbruk utover ettermiddag og kveld og er tenkt å representere et forbruksmønster som ligner mer på antatt mønster i helg og ferier. Begge kurvene ble generert med en times tidssteg. Grunnet senere behov for femminutters tidssteg i innstillingene til vannkvalitets-simuleringene, ble disse ved senere tidspunkt konvertert til dette, men ved å multiplisere opp hver time med 12 slik at de

i praksis fortsatt har en oppløsning på en time. Med unntak av differensiering mellom hyttefeltet og resten av forsyningsområdet er altså forbruket fordelt likt over nodene og varierer kun med tiden.

3.4 Antakelser og begrensninger

De forrige avsnitt beskriver innledende bygging av nettmodellen, hvor data ble forsøkt registrert korrekt, der tilstrekkelig informasjon var tilgjengelig. Videre var fokuset å få en modell som kunne kjøres velfungerende i EPANET, at hele nettet til en hver tid hadde positivt trykk, pumper gikk stabilt og at fylling og forsyning fra høydebassenget opererte som antatt, selv om dette innebar å akseptere midlertidige, halvt tilfeldige og grovt estimerte data. Det var tiltenkt å kunne utføre videre justeringer av blant annet pumpekurver, pumpestyring, ventilstyring, stengte ventiler og ledningsruhet basert på ytterligere informasjon og driftsdata, og filer og MATLAB-script ble forsøkt organisert og skrevet på måter som gjør senere justeringer lett tilgjengelige. Da kalibreringsdata ikke lot seg gjøre å hente inn i tide, ble stående modell akseptert som et slags ”hypotetisk Spydeberg” og et ”realistisk nok” forsyningssystem til bruk i vannkvalitetsanalyser.

Jevn fordeling av vannforbruket over nodene er en grov tilnærming og det er i realiteten utenkelig at hver node representerer forsyning av samme antall pe og at forbruksmønsteret er likt for alle. Noen noder ligger svært tett og vil i virkeligheten neppe ha så stor forsyning per node som snittverdiene de er blitt tildelt, mens andre ligger spredt, hvorav enkelte av disse i realiteten har tilknytning til ytterligere forgreninger, men som er fjernet fra modellen pga. behov for forenkling. Noen områder inneholder ”node-klynger” som simpelthen er resultat av pumpestasjoner eller annet utstyr som ikke har fått funksjon i modellen. Det er heller ikke tatt hensyn til industri- eller næringsområder.

4 Materialer og metode

4.1 Hydraulisk modell - oppsummert

Utgangspunktet for analyseområdet er Spydebergs kommunale vannforsyningsystem. Bygging av hydraulisk modell ble gjort i EPANET og er beskrevet i forrige kapittel. Modellen har 824 noder, hvorav de fleste representerer kummer, og 874 ledninger. Modellen er forenklet noe, slik at enkelte kummer representerer den reelle kummen pluss tilknyttede forgreninger. Modellen har én vannkilde, to lagringstanker, fire pumper og to ventiler. Området har to forsyningskategorier (hyttefelt og resten) med hvert sitt forbruksmønster.

4.2 Simulering av forurensning

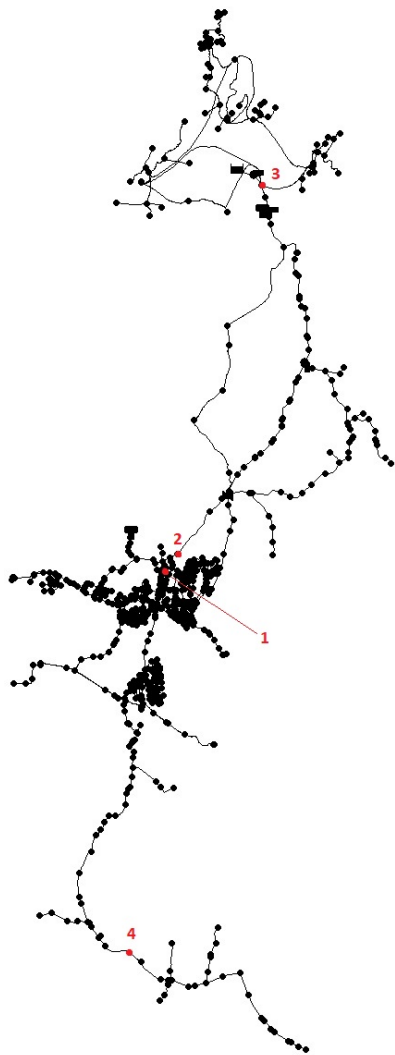
Campylobacter ble valgt utgangspunkt for organisme og forurensning med en varighet på 5 minutter ble simulert i analyseområdet med og uten restklor på nettet. 27 analyser ble gjennomført.

To forskjellige tidspunkt for forurensning ble valgt:

Tidspunkt 1: Kl. 00:05 som er ved begynnelsen av natta - en periode hvor forbruket er på det laveste.

Tidspunkt 2: Kl. 06:05 som er akkurat 6 timer senere, etter en periode med lavt forbruk, og ved begynnelsen av døgnetts største "forbrukstopp".

Fire forskjellige forurensningspunkter ble valgt (markert i figur 4.1). Valg av lokasjoner er basert på motivasjon og antakelse om observasjon av varierende effekt på spredningsmønster ved valg av lokasjoner med forskjellige karakteristika:



Figur 4.1: Oversikt over nettmodellen med markering av valgte lokasjoner for forurensning.

Lokasjon 1: Node-ID 14201 som kan beskrives som et punkt som befinner seg godt på vei inn mot et sentrumsområde med høy node-tetthet.

Lokasjon 2: Node-ID 87 som befinner seg litt oppstrøms 14201 og som ligger før en forgrening som leder både mot sentrum og mot høydebassenget.

Lokasjon 3: Node-ID 19703 som befinner seg et like stykke nedstrøms pumpestasjon mot hyttfeltet.

Lokasjon 4: Node-ID 21668 som befinner seg i en perifer del av forsyningsnettet.

Tre forskjellige mengder tilført *Campylobacter* ble simulert og er modellert som en injeksjon av antall organismer (refereres til som "#") tilført per minutt i valgt node: $10^3 \#/\text{min}$, $10^6 \#/\text{min}$ og $10^9 \#/\text{min}$.

Alle kombinasjoner av de beskrevne lokasjoner, patogen-mengder og tidspunkter ble analysert og akkumulerer til 24 simuleringer. Utgangspunktet for analysene var en simuleringstid på 48 timer. For å oppnå lik varighet på hendelsen fra og med tidspunktet for forurensningen, ble analysene for tidspunkt 2 kjørt med en simuleringstid på 54 timer, da dette, grunnet hvordan EPANET håndterer forbrukskurver, var mer praktisk gjennomførbart enn å endre simuleringens starttidspunkt.

I tillegg til disse 24 analysene ble det kjørt tre simuleringer med modellert restklor på nettet. Disse ble utført med lokasjon 1, tidspunkt 1 og de tre *Campylobacter*-mengdene

på $10^3 \#/\text{min}$, $10^6 \#/\text{min}$ og $10^9 \#/\text{min}$.

Bakgrunn for valg av størrelse på forurensning

Forurensning med *Campylobacter* ble modellert som antall organismer inn per minutt og er således en funksjon av det volumet som introduseres og organisme-konsentrasjoner i dette vannet. Kirmeyer og Martel (2001) demonstrerte ved hjelp av hydraulisk modellering hvordan volumstrømmen til vann som lekker inn på distribusjonssystemet som følge av undertrykk varierer. Studien antok sirkulær lekkasjeåpning og følgende sammenheng:

$$Q_i = (C_D \pi / 4) D_i^2 (2g(H_{ext} - H_{L,i}))^{0.5} \quad (4.1)$$

hvor Q_i = volumstrøm for node i i ft^3/s eller m^3/s , C_D = utløpskoeffisient (antatt 0.62), D_i = diameter på åpning i ft eller m, g = gravitasjonskonstanten i ft/s^2 eller m/s^2 , H_{ext} = utvendig trykk i ft eller m og, $H_{L,i}$ = innvendig trykk i node i i ft eller m.

For en 90 sekunders sensitivitetsanalyse for tre ulike undertrykkshendelser med diametre som varierte mellom 0.8 mm og 5.1 cm og ytre trykk på 0.3 m og 3.0 m, varierte volumstrømmen fra 0.03 l/min til 1667 l/min. Dersom mediet utenfor innlekks-punktet består av porøst media (som jord), er det dog flere forhold i disse massene som påvirker volumraten enn det som inngår i likning 4.1 (Collins og Boxall, 2012).

Uten tilgjengelige data om mikrobiologisk innhold på potensielt forurensningsvann i analyseområdet, ble det for estimering av mulige konsentrasjoner gjort søk i internasjonal litteratur om forekomst av *Campylobacter* i ulike typer vann (Van Dyke mfl., 2010; Thomas mfl., 1999; Jones, 2001; Rechenburg og Kistemann, 2009). Basert på dette ble det dog ikke funnet godt grunnlag for å kunne si noe generelt om sannsynlige konsentrasjoner i mulige typer innlekksvann i forsyningsområdet, da verdiene var ekstremt sprikende.

Det ble vurdert at det på dette stadiet i prosjektet ikke er funnet nok datagrunnlag for å estimere realistiske input-verdier av både innlekksvolum og patogen-konsentrasjon til å kunne forsvare å definere en spesifikk hendelse. Modellert hendelse er derfor en forurensnings-situasjon med en (noe tilfeldig) valgt varighet på fem minutter med tre forskjellige patogen-mengder uten hensyn til hverken årsak til trykkløshet eller type innlekksvann (rent avløp, fortynnet overvann, jordbruksavrenning osv.). Det er også usikkert hva slags hendelser som vil oppstå i forsyningsområdet og generere rapport-data i studien til FHI.

4.3 Inaktiveringskinetikk

En første-ordens Chick-Watson modell (Chick, 1908; Watson, 1908) for nedbrytningskinetikk ble benyttet for modellering av nedbrytning av *Campylobacter* med klor. Som forklart av bl. a. Gyürék og Finch (1998) uttrykkes her nedbrytningsraten som:

$$\frac{dN}{dt} = -kNC \quad (4.2)$$

hvor N = antall organismer, k = inaktiveringskonstant for organismen under bestemte betingelser og C = konsentrasjon av desinfeksjonsmiddel. Integrering gir Chick-Watson modellen:

$$\ln \frac{N}{N_0} = -kCT \quad (4.3)$$

Konstanten, k for *Campylobacter* med klor ble beregnet ved hjelp av et datasett med CT-verdier for *Campylobacter* med fritt klor for 1, 2, 3, 4 og 5 \log_{10} -reduksjon. CT-verdiene er hentet direkte fra Petterson og Stenström (2015) som har transformert data fra to forskjellige studier av overlevelse av *Campylobacter jejuni* i klorinert vann (Blaser mfl., 1986; Lund, 1996) til den felles enheten CT (min mg L^{-1}). Beregningen besto av omgjøring fra \log_{10} -reduksjoner over på formen i likning 4.3, eksemplifisert her:

$$\begin{aligned} 1 \log_{10}\text{-reduksjon tilsvarer } \frac{N}{N_0} &= 0.1 \text{ hvilket gir } \ln \frac{N}{N_0} = -2.3 \\ 2 \log_{10}\text{-reduksjon tilsvarer } \frac{N}{N_0} &= 0.01 \text{ hvilket gir } \ln \frac{N}{N_0} = -4.6 \\ &\text{ osv.} \end{aligned}$$

for deretter å kunne utføre:

$$k = \frac{\ln \frac{N}{N_0}}{CT}$$

Regresjon- og curve-fitting-metoder ble vurdert for estimering av sammenhengen uttrykt som k , men presisjonen er allerede kompromittert av bl. a. begrenset data, med én studie fra 1986 og én 1996, og at eksperimentene er utført under forskjellige betingelser mht. både temperatur og pH. En simpel tilnærming ble valgt, med beregning av k for alle CT-verdiene, for deretter å bruke gjennomsnittet, uten hensyn til verken eksperimentbetingelser eller statistiske uteliggere, og er ikke tiltenkt å kunne tolkes som noe mer enn et grovt utgangspunkt for å ha en input til modellen. Tabell 4.1 viser CT-verdiene og beregnede k .

Tabell 4.1: CT (min mg L⁻¹) fra Petterson og Stenström (2015) og beregnede nedbrytningskonstanter, k (her vist med 3 gjeldende siffer).

CT for log ₁₀ reduksjon (min mg L ⁻¹)					Beregnet k for log ₁₀ reduksjon				
1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
0.012	0.024	0.036	0.049	0.79	192	192	192	188	14.6
0.014	0.027	0.041	0.086	0.58	164	171	168	107	19.8
0.011	0.021	0.032	0.043		209	219	216	214	
0.035	0.087	0.033	0.044		65.8	52.9	209	209	
0.019	0.039	0.066	0.28		121	118	105	32.9	
0.011	0.022	0.061	0.15		209	209	113	61.4	
0.024	0.032	0.092	0.483		95.9	144	75.1	19.1	
0.027	0.043	0.073	0.072		85.3	107	94.6	128	
0.064	0.078	0.043			36.0	59.0			
0.023	0.047	0.436			100	98.0			
0.04	0.029				57.6	159			
0.0146	0.474				157.7	9.72			
0.017	0.034				135	135			
0.152	0.294				15.1	15.7			
gjennomsnitt					118	121	135	120	17.2

Det samlede gjennomsnittet av k blir 104.7 eller 6283 for inaktivering per time.

Eventuell nedbrytning (eller for den saks skyld vekst) forårsaket av andre årsaker enn klor er ikke tatt hensyn til og analysene uten restklor er modellert kun som spredning, uten nedbrytning.

4.4 Modellering av klor

Nedbrytning av klor ble modellert som en første ordens nedbrytningsrate:

$$\frac{dC}{dt} = -kC \quad (4.4)$$

hvor C = klorkonsentrasjon og k = nedbrytningskonstant. Nedbrytningskonstanten ble satt til 0.045 time⁻¹ og er hentet fra et eksperiment på nedbrytningskinetikken til klor ved forurensning av avløpsvann hvor 0.045 var raten fra kontrollen (rent vann) (LeChevallier mfl., 2011). Ved en sterk forurensning er det naturlig å anta at k er høyere da

mer klor forbrukes ved tilstedeværelse av større mengder organisk materiale. Det ble ikke funnet noen åpenbar god løsning for å modellere denne variasjonen matematisk. Som en ”kompensasjon” for mangelen på hensyn til økt klorforbruk som følge av forurensningen og påfølgende overdrevet inaktiveringseffekt av klor, ble det satt på et midlertidig økt klorforbruk av i noden der forurensningen fant sted, med samme varighet (5 min). Rent teknisk ble dette gjort ved å definere en negativ tilførsel av klor i .MSX-filen og er inspirert av en løsning fra Keung (2015) for modellering av økt klorforbruk ved begynnelsen av en forurensning.

For etablering av restklorkonsentrasjoner, ble det vurdert å kjøre analysene med startkonsentrasjon på 0 og en konstant tilførsel fra vannverket for så å sette på forurensningen først etter at klorene har spredd seg. Ideen ble forkastet og en global startkonsentrasjon på 0.2 mg/l ble valgt og en tilførsel på 2 mg/l fra vannverket. Modellering av restklor har vært gjenstand for en rekke studier (Monteiro mfl., 2014; Rossman, Clark mfl., 1994; Arntsen, 2016) og har ikke fått høy prioritet i denne oppgaven. Om ikke annet fordi den lange beregningstiden av EPANET-MSX-analyser i MATLAB hadde gjort det svært upraktisk å kjøre lange nok analyser til oppnå stabilisering av startkonsentrasjonene.

4.5 Tekniske verktøy og oppsett av input

Både EPANET og EPANET-MSX har omfattende brukermanualer (Rossman, 2000; Rossman, Shang mfl., 2008) som ble benyttet til hjelp i konstruksjonen av input-filene til vannkvalitetsanalysene og for avklaring av de ulike parametrene og innstillingene. Eventuelle uklarheter ble undersøkt ved kjøring av enkle eksempel-nettverk i EPANET 2.0 hvor mulig, sammen med EPANET-MSX i Windows Command Prompt og evt. MATLAB samtidig. Alle .MSX-filer er skrevet i Notepad++ (versjon 7.6.1 Ho, 2018). Forståelse og tolkning av funksjonaliteten til EPANET-MATLAB-Toolkit er i høy grad basert på testing og ”prøving og feiling”, kombinert med CTRL-F-søk etter tenkbare nyttige funksjoner i filen epanet.m samt manuell gjennomgang av opprettede data-objekter.

4.5.1 Oppsett i .MSX-filer

S. 34 og 35 demonstrerer hvordan .MSX-filene er organisert, én for analyser uten klor og én for analyser med restklor. Merk at [PATTERNS] er forkortet; originalfilene inneholder 45 linjer til med pattern-ID og 0-er. Alt som står etter semikolon er kommentarer.

```

[TITLE]
Event1_3_pat1

[OPTIONS]
AREA_UNITS M2 ;Surface concentration is mass/m2
RATE_UNITS HR ;Reaction rates are concentration/hour
SOLVER RK5 ;5-th order Runge-Kutta integrator
COUPLING FULL
TIMESTEP 30 ;30 sec solution time step
RTOL 0.001 ;Relative concentration tolerance
ATOL 0.0001 ;Absolute concentration tolerance

[SPECIES] ;Bulk species are measured in concentration units of mass per liter
BULK CAMP # ;Campylobacter, #/L

[COEFFICIENTS]
CONSTANT Kd 0 ;Campylobacter decay

[PIPES]
RATE CAMP Kd*CAMP

[SOURCES]
MASS 14201 CAMP 1000 PAT1 ; #/L

[PATTERNS]
PAT1 0 1 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
PAT1 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
[...]
PAT1 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0

[REPORT]
NODES ALL
SPECIES CAMP YES

[END]

```

[TITLE]

Event1_3_pat1_klor

[OPTIONS]

AREA_UNITS M2 ;Surface concentration is mass/m2
RATE_UNITS HR ;Reaction rates are concentration/hour
SOLVER RK5 ;5-th order Runge-Kutta integrator
COUPLING FULL
TIMESTEP 30 ;30 sec solution time step
RTOL 0.001 ;Relative concentration tolerance
ATOL 0.0001 ;Absolute concentration tolerance

[SPECIES] ;Bulk species are measured in concentration units of mass per liter

BULK CAMP # ;Campylobacter, #/L
BULK CL2 MG ;Fritt klor, mg/L

[COEFFICIENTS]

CONSTANT Kcl -0.045 ;Nedbrytningskoeff CL2
CONSTANT Kdcl -6283 ;Inaktiveringskoeff av Camp med CL2

[PIPES]

RATE CL2 Kcl*CL2 ;Nedbrytning CL2
RATE CAMP Kdcl*CL2*CAMP ;Inakt. Camp av CL2

[SOURCES]

MASS 14201 CAMP 1000 PAT1 ;#/L
SETPOINT T1 CL2 2.0 ;mg/L
FLOWPACED 14201 CL2 0.2 PAT01 ;mg/L

[PATTERNS]

PAT1 0 1 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
PAT1 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
[...]
PAT1 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0

PAT01 0 -1 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
PAT01 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
[...]
PAT01 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0

[REPORT]

NODES ALL
SPECIES CAMP YES
SPECIES CL2 YES

[END]

Under [SPECIES] står organismer eller stoffer som skal modelleres og defineres enten som "bulk"- (i vannmassene) eller "wall" (på rørveggene)-species. I tillegg defineres ønsket enhet, her oppført som "#" for antall organismer. EPANET-MSX krever definering av reaksjonsrater eller likevektslikninger, så for analysene med bare Campylobacter uten nedbrytning ble det simpelthen opprettet en nedbrytningskoeffisient med verdien 0. Forurensningen er definert under [SOURCES] som en tilførsel av type MASS, som er en av EPANET's fire alternativer for injeksjoner på nettet og modellerer tilførsel til valgt node (her 14201) av masse per tidsenhet, eventuelt over en viss varighet. For å få en forurensning med varighet på 5 min, ble mønsteret PAT1 opprettet. Hvert tall representerer her 5 minutter (varighet av tidssteg er definert i .INP-fil fra EPANET 2.0) og antall tall er ført opp slik at det dekker hele simuleringstiden på 48 timer (simuleringslengde defineres i .INP-fil). Tallet angir styrken på injeksjonen og multipliseres med mengden/konsentrasjonen definert under [SOURCES].

Noen av analysene ble kjørt i Windows' kommandolinje for utforskning av den metoden eller for raskere genererte resultater ved behov for umiddelbar respons i løpet av prosessen med å forstå funksjonaliteten til EPANET-MSX.

Vannkvalitetsanalysene uten klor ble også kjørt i EPANET 2.0, men genererer ikke identiske resultater som EPANET-MSX og er kun ment som et supplement til hjelp i å skaffe oversikt over spredningsmønsteret.

5 Resultater og diskusjon

5.1 Analyse-resultater og effekt av variasjon i input

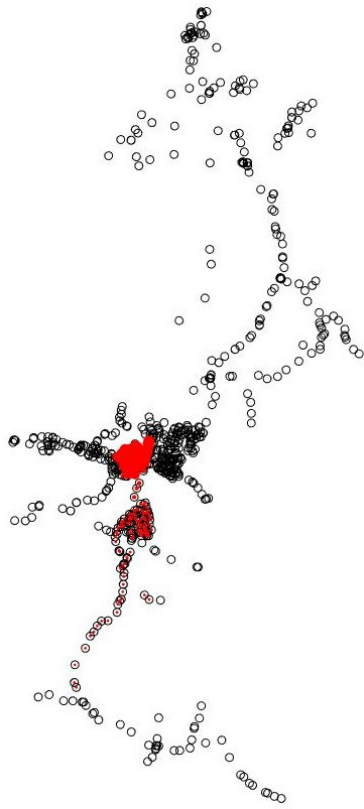
27 vannkvalitetsanalyser ble gjennomført vha. EPANET-MATLAB-Toolkit og et utdrag av observerte effekter av variasjon i input-parametre er illustrert i figur 5.1 – 5.3.

For å få inntrykk av spredningsmønsteret, ble det bl. a. skrevet en funksjon for ”maks-plot” (script dokumentert i seksjon 5.2.1). Her er alle nodekoordinater hentet ut og plottet som sirkler i et koordinatsystem. Videre er den høyeste konsentrasjonen *Campylobacter* som ble registrert for hver node ila. en hel simulering markert i samme plot ved gjeldende koordinat, hvor størrelsen på markeringen varierer med *Campylobacter*-konsentrasjonen. Markeringene er skalert og har samme skalerings-spenn i hvert plot, så en visuell sammenligning av størrelse på konsentrasjoner bør ikke gjøres mellom plottene. Figur 5.1 viser maks-plot for analysene uten klor, alle lokasjoner og for begge tidsperioder. Alle plottene er basert på analyser med injeksjons-mengde på $10^9 \#/\text{min}$. Variasjon kun i sistnevnte parameter produserte identiske maks-plott.

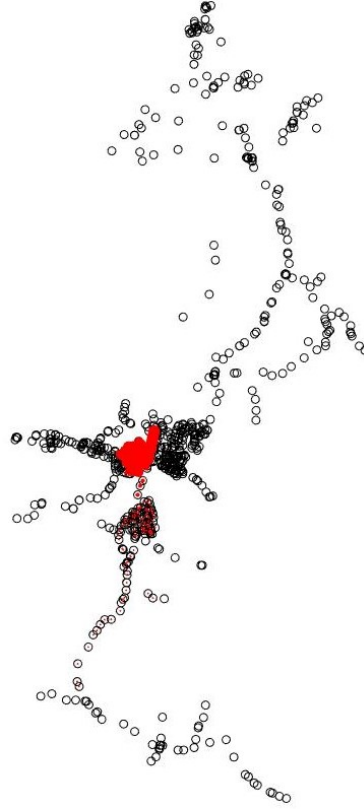
Den høyeste node-konsentrasjon for hver av analysene er illustrert i figur 5.2. Antall noder som på et eller annet tidspunkt ila. simuleringstiden hadde patogen-konsentrasjoner på $>1000 \#/\text{L}$ er illustrert i figur 5.3.

”Tidsperiode 1” refererer til hele simuleringen på 48 t med forurensning kl. 00:05-00:10.

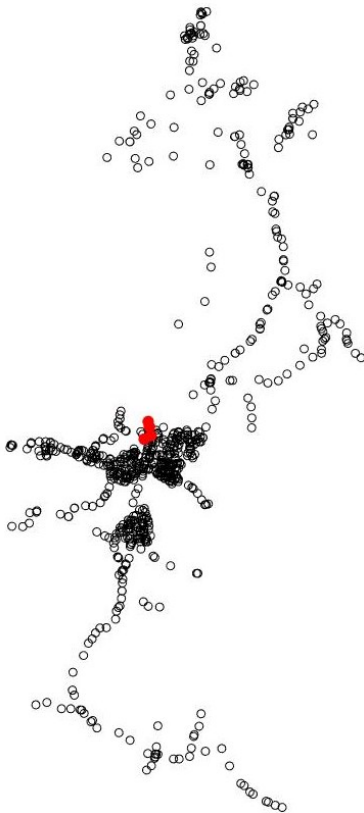
”Tidsperiode 2” refererer til hele simuleringen på 54 t med forurensning kl. 06:05-06:10.



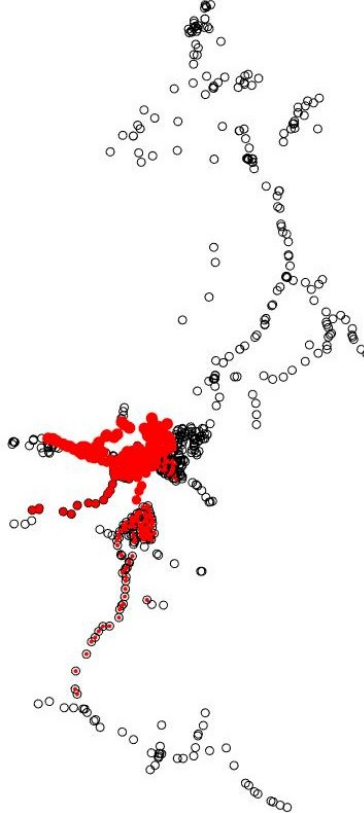
(a) Lokasjon 1, tidsperiode 1



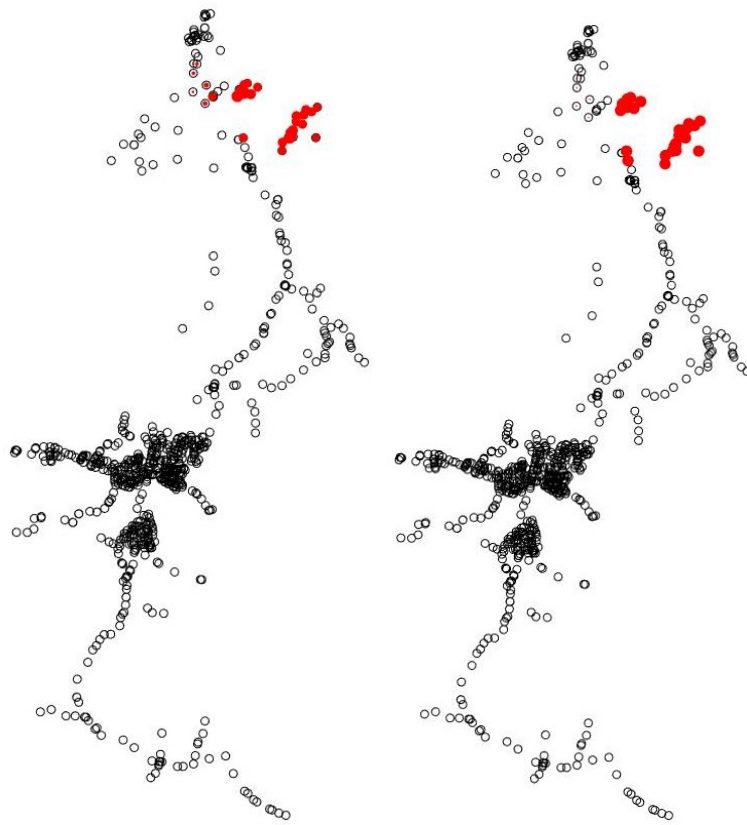
(b) Lokasjon 1, tidsperiode 2



(c) Lokasjon 2, tidsperiode 1

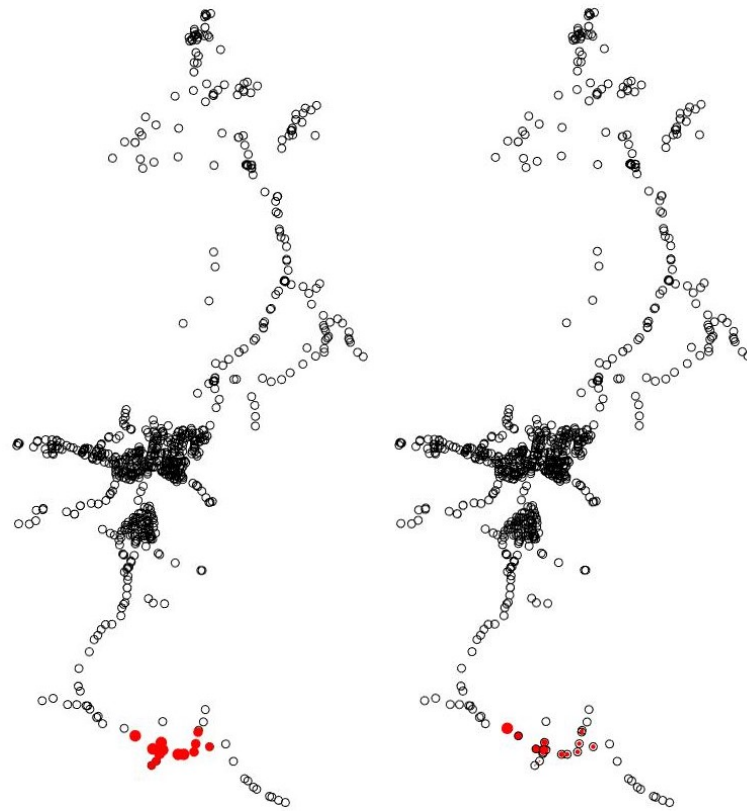


(d) Lokasjon 2, tidsperiode 2



(e) Lokasjon 3, tidsperiode 1

(f) Lokasjon 3, tidsperiode 2



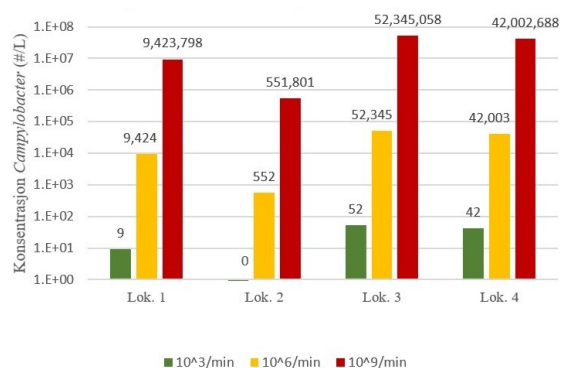
(g) Lokasjon 4, tidsperiode 1

(h) Lokasjon 4, tidsperiode 2

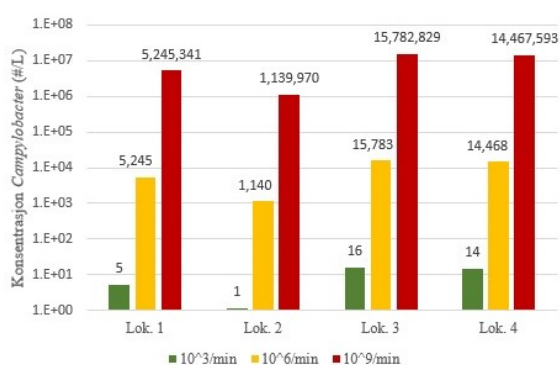
Figur 5.1: Maks-konsentrasjoner av *Campylobacter* for analysene uten restklor, med injeksjons-mengde på 10^9 #/min i 5 min.

5.1.1 Injeksjons-mengde

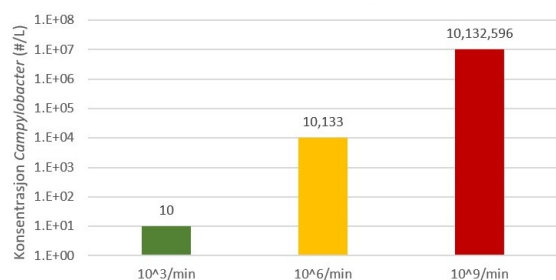
Figur 5.2 illustrerer at maks-konsentrasjonen øker med samme faktor som økningen av injeksjons-mengden. Dette kan leses som at sprednings-mønsteret er uavhengig av injeksjons-mengden, i alle fall i en modell-situasjon. Dette samsvarer med inntrykket fra maks-plottene, som ble identiske ved å utelukkende endre injeksjons-mengden.



(a) Høyeste node-konsentrasjon ila. tidsperiode 1

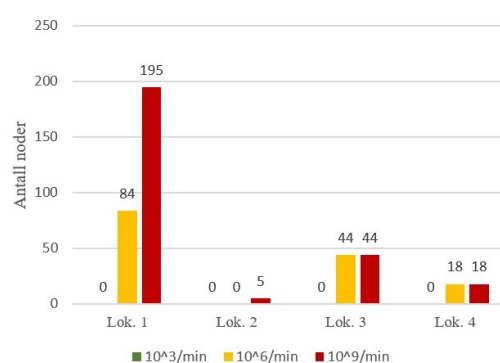


(b) Høyeste node-konsentrasjon ila. tidsperiode 2

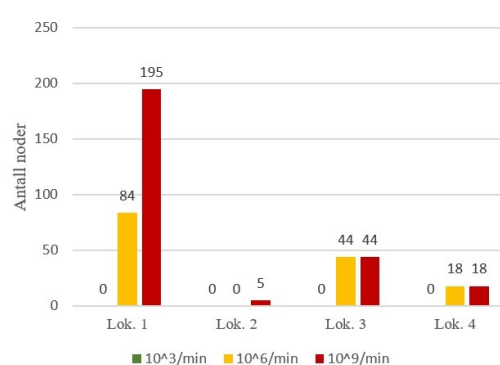


(c) Høyeste node-konsentrasjon ila. tidsperiode 1 med lokasjon 1 og modellert restklor

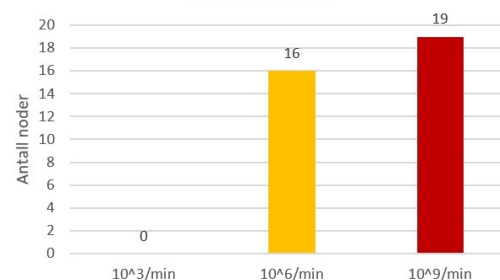
Figur 5.2: Høyeste node-konsentrasjon. Merk logaritmisk skala



(a) Antall noder med >1000 *Campylobacter*/L ila. tidsperiode 1



(b) Antall noder med >1000 *Campylobacter*/L ila. tidsperiode 2



(c) Antall noder med >1000 *Campylobacter*/L ila. tidsperiode 1, med lokasjon 1 og modellert restklor

Figur 5.3: Antall noder med >1000 *Campylobacter*/L ila. en simuleringsperiode

5.1.2 Forurensningstidspunkt

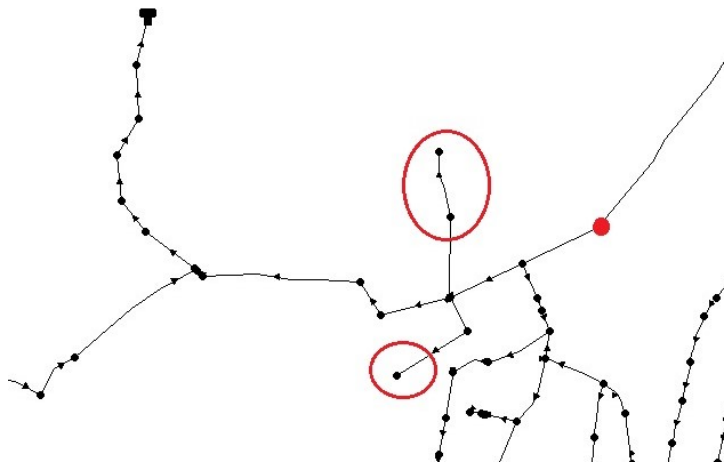
Forurensningstidspunkt hadde sterk effekt på høyeste node-konsentrasjon, hvor analysene for forurensning ved lokasjon 1, 3 og 4 alle hadde vesentlig høyere maks-konsentrasjon for tidsperiode 1 sammenlignet med tidsperiode 2. Tidspunkt 1 er ved begynnelsen av en periode av døgnet med lavt forbruk og dermed generelt lavere vannhastighet i nettet. Med en forurensning som tilføres over en viss tid (i dette tilfelle over 5 min), er det nærliggende å anta at økte vannhastigheter vil skape større avstand mellom elementene introdusert på nettet og dermed senke tettheten/konsentrasjonen.

Forurensningstidspunkt hadde en annerledes effekt på analysene for lokasjon 2. I motsetning til en *reduksjon* av maks-konsentrasjoner ved tidspunkt 2 for de andre analysene, gikk maks-konsentrasjon *opp* for forurensningen i lokasjon 2. Antall noder som fikk patogen-konsentrasjoner over 1000#/L er også dramatisk annerledes mellom disse to tidsperiodene for denne lokasjonen. Ved hjelp av visualisering i EPANET 2.0 ble det observert at vannstrømmen ved tidspunkt 2 går sørover mot sentrum ved forgreningen etter lokasjon 2, mens den ved tidspunkt 1 går inn i høydebassenget i nesten 6 timer, samt at forurensningen transporteres opp til høydebassenget før videre spredning derfra mange timer senere. En kunne tenkt at dette var årsak til en spredning og fortykning av forurensningen i vannmassene, men resultatene fra MSX-analysene i MATLAB viste noe helt annet. Maksplottet (fig. 5.2a) for denne hendelsen antyder svært liten spredning overhode. Dette ble bekreftet med et MATLAB-søk etter antall noder med en maks-konsentrasjon på over 1#/L som ga samme resultat som for antall noder med over 1000#/L for injeksjon på 10^9 #/min. Istedenfor at størsteparten av forurensningen først havnet i høydebassenget, noe som er resultatet i EPANET 2.0, ser den ut til å ha delt seg ved andre forgrening og først og fremst fordelt seg mot to endeledninger hvor vannstrømmen bare går en vei. Et utsnitt av området er hentet fra EPANET 2.0-modellen, se figur 5.4. Det viser seg altså at ikke bare kan forurensningstidspunkt ha en avgjørende effekt på spredningsmønsteret, men at også utfallet drastisk kan påvirkes av modelleringsverktøy og beregningsmetoder.

5.1.3 Forurensningssted

Forurensning i lokasjon 3 og 4 førte til de høyeste maks-konsentrasjonene. Dette kan muligens også forklares av lave vannhastigheter da lokasjon 3 er ved begynnelse av hyttefeltet som er et område med lavt modellert forbruk, og lokasjon 4 ligger i en

perifer del av nettet som da også trolig har lavere vannhastigheter. Fra forrige avsnitt om spredningsmønsteret fra lokasjon 2 fra de to forskjellige tidsperiodene, kommer det også fram at den variasjonen på spredningsmønster som oppstår ved endring av forurensningssted *også* avhenger av variasjon av andre input-parametre og vice versa.



Figur 5.4: Utsnitt fra EPANET-modell med markering av injeksjons-node samt forgreningene som mottok forurensningen i analysene med EPANET-MSX for Lokasjon 2, tidsperiode 1.

5.1.4 Klor

Sammenligning av figur 5.2a og 5.2c viser at analysene med klor oppnådde høyere maks-konsentrasjon enn analysene uten (eksempelvis 10,133/L mot 9,424/L), og avdekker en potensiell svakhet eller feil i analysene. Det er likevel tydelig fra sammenligning av figur 5.3a og 5.3c at klor har hatt en effekt, da antall noder med over 1000 *Campylobacter*/L er langt lavere for analysene med klor (eksempelvis 16 mot 84). Men ved kun å legge til klor og dermed innføre en nedbrytning av *Campylobacter* uten å gjøre andre endringer, er det noe uventet å se en høyning av maks node-konsentrasjon. Det ble mistenkt at problemet kunne ligge i den modellerte "negative tilførselen" av klor i forurensningsnoden. Dersom forbruk av klor overgår eksisterende konsentrasjon slik at klor-konsentrasjonen i modellen får negativt fortegn (hvis beregnings-algoritmene tillater det), vil også de definerte nedbrytningsratene endre fortegn og medføre vekst istedenfor nedbrytning. Etter noen MATLAB-søk i resultatfilene for klor-analysene, ble det dog ikke avdekket noen negative klor-konsentrasjoner. Med forbehold om feil/mangler i søkene, må denne observasjonen være forårsaket av andre forhold.

5.1.5 Vurdering av resultater

De presenterte data gir et lite utvalg av informasjon, men er langt i fra å danne hele bildet. Å telle noder med maks-konsentrasjoner over 1000#/L var motivert av påstander om at *Campylobacter* kan forårsake infeksjon ved konsum av 1000 organismer, noe som tilsvarer 1 L vann ved 1000#/L. "Infektiv dose" er problematisert tidligere i teksten og det er ikke tiltenkt å påstå at dette er en slags kritisk grense mtp. helserisiko, men å danne et inntrykk av hvor stor del av nettet som mottar en vesentlig mengde patogener. Dette sier dog ingenting om oppholdstiden til den definerte konsentrasjonen ved noen av områdene i systemet og vil være avgjørende for sannsynligheten for å forårsake helseeffekter. Selv om et tappepunkt på nettet ved et eller annet tidspunkt opplever en sterk forurensning, har ikke dette effekt med mindre det tappes derfra på samme tid som forurensningen befinner seg der, noe som kan være kortvarig dersom forurensningen er konsentrert til et mindre volum. Det er ikke inkludert lekkasjer i denne modellen og tømming av forurensning vil da nødvendigvis skje gjennom vannforbruk for analyser uten modellert nedbrytning over tid. I forsyningsnett med en stor andel lekkasjer, er det i teorien en mulighet for at en forurensning skylles ut og aldri når forbrukere. Av den mengden vann som tas ut av forbrukere er det også kun en liten del som går til direkte konsum sammenlignet med det kombinerte forbruket av dusjing, vasking, vanning mm., og det er ikke gitt at det oppstår en helseeffekt selv om det tappes fra et punkt akkurat idet omkringliggende vann er forurenset.

Hydraulisk modell

Den hydrauliske EPANET-modellen Spydeberg.inp inneholder en rekke forenklinger, snarveier og antakelser og resultatene på leses deretter. Modellen ble vurdert brukbar på dette stadiet, og anvendelig til observasjon av effekt på spredningsmønsteret ved variasjon av parametre, og som verktøy/input til metodeutvikling. Den kan dog *ikke* automatisk antas å bidra til representering av presise spredningsmønstre i det faktiske forsyningsområdet dersom en tilsvarende hendelse skulle oppstå i virkeligheten. Vannmassene kan ha vesentlig andre bevegelsesmønstre enn i nåværende EPANET-modell.

Øvrige hensyn

I tillegg til EPANET-modellen, inneholder analysen for øvrig en rekke input-parametre det er knyttet både usikkerhet og variasjon til, og som det er gjort forenklete antakelser til.

Dette har muliggjort å fokusere på analysemetoder og å teste effekt av variasjon i input, men også her må resultatene leses deretter. Tre forskjellige mengder av *Campylobacter* ble valgt uten hensyn til hvorfor og hvordan de havnet der og en forurensningsvarighet på 5 min ble valgt. Det er enormt mange muligheter for styrken på - og karakteren av - en forurensning, mtp. både patogen-konsentrasjoner i innsugs-vannet, volumet som trenger inn, og varigheten av hendelsen. Utfallet av disse parametrene er simpelthen bare bestemt i disse analysene og er ikke ment å representere en sannsynlig konsekvens av en definert hendelse. Betydningen av at utgangspunktet for valgt organisme var *Campylobacter* er minimal på dette stadiet, da det ikke er tatt i bruk dose-respons-modeller enda og at forurensnings-mengder er fritt bestemt. Inaktiverings-konstant med klor er basert på et begrenset datagrunnlag og en grov beregning. Modellering av restklor ble gjort med antakelse om lik initialkonsentrasjon på hele nettet, noe som neppe ville vært tilfellet i virkeligheten. En slik modell vil ikke fange opp effekter av endret forurensnings-sted som er forårsaket av variasjon i klor-konsentrasjon. Nedbrytningsrate av klor er hentet fra én av mange tilgjengelige litteraturkilder og kinetikk-studier, og det er ikke forsøkt å variere denne selv om raten vil kunne påvirke klorkonsentrasjoner i systemet og tilhørende inaktiverings-potensial.

5.2 Erfaringer med programvare

5.2.1 Eksempel på bruk

Syntaks for gjennomføring av vannkvalitetsanalyser i MATLAB med toolkitet er forklart av utgivere (Eliades mfl., 2016) og er som følger:

```
1 G = epanet('Spydeberg.inp') ;
2 G.loadMSXFile(event1_3_pat1.msx) ;
3
4 Qnodes1_3_pat1 = G.getMSXComputedQualityNode ;
```

Linje 1 laster EPANET og ønsket nettverk og oppretter et dataobjekt (heretter omtalt som "EPANET-objektet") som inneholder nettverket med alle parametre og innstillinger. Linje 2 laster innholdet i MSX-filen og integrerer dette i EPANET-objektet. Linje 4 kjører full hydraulisk og vannkvalitets-analyse og lagrer vannkvalitetsresultatene for nodene i et eget objekt.

Figur 5.5 viser en skjermdump med oversikt over et utdrag av hva generert EPANET-objekt i MATLAB inneholder og hvordan dataene er strukturert.

Property	Value
ControlLevelValues	[]
ControlLinkIndex	[]
ControlNodeIndex	[]
ControlRules	[]
ControlRulesCount	0
Controls	1x1 struct
ControlSettings	[]
ControlTypes	0x0 cell
ControlTypesIndex	[]
CurveCount	4
CurvesInfo	1x1 struct
EnergyEfficiencyUnits	'percent'
EnergyUnits	'kwatt-hours'
Errcode	0
InputFile	'C:\Users\msvan\On...
Iterations	0
LibEPANET	'epanet2'
LibEPANETpath	'C:\Users\msvan\On...
libFunctions	80x1 cell
LinkBulkReactionCoeff	1x880 double
LinkCount	880
LinkDiameter	1x880 double
LinkFlowUnits	1x1 cell
LinkFrictionFactorUnits	'unitless'
LinkIndex	1x880 int32
LinkInitialSetting	1x880 double
LinkInitialStatus	1x880 double
LinkLength	1x880 double
LinkLengthsUnits	'meters'
LinkLengthUnits	[]
LinkMinorLossCoeff	1x880 double
LinkMinorLossCoeffUnits	'unitless'
LinkNameID	1x880 cell
LinkPipeCount	874
LinkPipeDiameterUnits	'millimeters'
LinkPipeIndex	1x874 double
LinkPipeNameID	1x874 cell
LinkPipeRoughnessCoeffUnits	'mm(Darcy-Weisbac...
LinkPumpCount	4
LinkPumpHeadCurveIndex	[2,3,4,1]
LinkPumpIndex	[875,876,877,878]
LinkPumpNameID	1x4 cell
LinkPumpPatternIndex	[0,0,0,0]
LinkPumpPatternNameID	1x4 cell
LinkPumpPowerUnits	'kwatts'
LinkPumpType	1x4 cell
LinkPumpTypeCode	[1,1,1,1]
LinkRoughnessCoeff	1x880 double
LinkType	1x880 cell
LinkTypeIndex	1x880 double
LinkValveCount	2
LinkValveIndex	[879,880]
LinkValveNameID	1x2 cell
LinkVelocityUnits	'meters/sec'
LinkWallReactionCoeff	1x880 double
NodeBaseDemands	1x1 cell
NodeCoordinates	1x4 cell
NodeCount	827
NodeDemandPatternIndex	1x1 cell
NodeDemandPatternNameID	1x1 cell
NodeDemandUnits	1x1 cell

Figur 5.5: Utsnitt av innholdet til generert EPANET-objekt

Under vises funksjonen for maks-plottene som er benyttet i representasjonen av analyseresultatene og gir et eksempel på bruk av datastrukturene gjort tilgjengelig av MATLAB-toolkitet:

```
1 function plotmax(G, Qnodes, specie_name)
2
3 nodecoords = G.getNodeCoordinates;
4 nodecount = G.getNodeCount;
5 specie_index = find(strcmp(G.MSXSPECIESNAMEID, specie_name)) ;
6
7 % Nodekoordinater til plotting
8 x0 = [];
9 y0 = [];
10 for i = 1:nodecount
11 x0 = [x0; double(nodecoords{1}(i))];
12 y0 = [y0; double(nodecoords{2}(i))];
13 end
14
15 % Finn noders maks-konsentrasjon for gitt specie og generer x
    , y koordinater for alle nonzero konsentrasjoner
16 positive_max_values = [] ;
17 x = [];
18 y = [];
19 for i = 1:nodecount
20 if max(Qnodes.Quality{1, i}(:, specie_index)) > 0
21 positive_max_value = max(Qnodes.Quality{1, i}(:,
    specie_index));
22 positive_max_values = [positive_max_values;
    positive_max_value] ;
23 x = [x; double(nodecoords{1}(i))];
24 y = [y; double(nodecoords{2}(i))];
25 end
26 end
27
28 %Skaler dot size for nonzero konsentrasjoner til plotting
```



```

29 result_min = min(positive_max_values) ;
30 result_max = max(positive_max_values) ;
31 result_range = result_max - result_min ;
32 scaling_min = 2 ;
33 scaling_max = 75 ;
34 scaling_range = scaling_max - scaling_min ;
35
36 scaled_positive_max_values = [] ;
37 for i = 1:length(positive_max_values)
38     scaled_value = (((positive_max_values(i) - result_min)*
39         scaling_range)/result_range) + scaling_min ;
40     scaled_positive_max_values = [scaled_positive_max_values;
41         scaled_value] ;
42 end
43
44 figure
45 scatter(x0,y0, 'k') % Plot alle noder
46 hold on
47 scatter(x, y, scaled_positive_max_values, 'filled', 'r') %
48     Plot skalerte konsentrasjoner
49 axis([min(x0)-1000 max(x0)+1000 min(y0)-1000 max(y0)+1000])
50
51 % Rapporter min og max konsentrasjoner & skalering
52 fprintf('nonzero concentration minimum: %.3f \n',result_min);
53 fprintf('concentration maximum: %.3f \n',result_max);
54 fprintf('scaled dot size size minimum: %.2f \n',scaling_min);
55 fprintf('scaled dot size size maximum: %.2f \n',scaling_max);
56
57 end

```

5.2.2 Funksjonalitet

Vannkvalitetsanalysene uten klor tok mellom 30 og 40 min å kjøre i MATLAB på en datamaskin med en firekjernet Intel Core i7 4790K 4.00GHz og 16 GB DDR3 RAM. Analysene med klor tok ca. to timer. Prosessor- og minneutnyttelse ila. analysene lå

på omkring hhv. 15% og 20%, så det er liten grunn til å tro at maskinvare-kraft var en flaskehals i beregningsvarighet. Til sammenlikning tok samme analyse gjennomført i Windows' kommandolinje mindre enn 30 sekunder. Resultatet fra sistnevnte ble, med rapporteringssteg på 10 min, rapportfiler på nesten 250 000 linjer.

Selv om MSX-analyser kjørt fra kommandolinjen genererte tilnærmet umiddelbart resultatrapporter, opplevdes metoden som svært upraktisk, da resultatene lagres i én lang tekstfil som blir fryktelig uoversiktlig, især ved bruk av et så stort nettverk som i denne oppgaven. Metoden kan forøvrig være et nyttig supplement, dersom en ønsker en rask beregning og har én eller flere spesifikke noder eller ledninger en ønsker å sjekke resultatene på. I likhet med EPANET 2.0 gir heller ikke denne metoden samme fleksibiliteten som EPANET-MATLAB ved f. eks ønske om å kjøre et større antall analyser med variasjon i input-parametre. Selv om dette ikke enda har blitt gjort på dette stadiet av prosjektet, vil det kunne være aktuelt for en full QMRA og tilhørende Monte-Carlo-simuleringer, og denne muligheten har vært ønskelig å holde åpen ved utforsking av de ulike verktøy og metodikker.

En stor begrensning så langt er den lange beregningstiden. Om enn overkommelig for enkelt-analyser, vil varigheten mangedobles ved Monte-Carlo-simuleringer. Beregningstiden kan muligens reduseres ved å forenkle INP-modellen ytterligere, men kan gå på bekostning av oppløsning. Øking av beregnings-tidssteget reduserer varigheten av analysen, men går på bekostning av nøyaktigheten. Det har tidligere blitt vist at vannkvalitets-algortimene som i dag brukes av EPANET fører til masseubalanse, både i form av tap og av tilførsel av masse, og at de kun gir presise resultater for korte vannkvalitets-tidssteg (Davis mfl., 2018). Davis mfl. påpeker at konservering av masse ikke kan forsikres ved bruk av ikke-null-tidssteg for vannkvalitet med EPANETs algoritmer, men at ubalansen reduseres med kortere tidssteg. Det er derfor ikke ønskelig å øke tidsstegene mer enn nødvendig.

Det ble spekulert i om det ikke kunne vært tidsbesparende å skrive en egen funksjon i MATLAB som organiserer resultatene fra rapport-filen generert i kommando-linje-varianten og sånn sett omgått å kjøre mange av operasjonene gjennom MATLAB. Informasjon om nodenes ID, koordinater osv. er uansett å finne i EPANET-objektet, som går svært raskt (få sekunder) å laste. Trolig vil dette kun være hensiktsmessig ved kjøring av én eller få analyser i og med at de da må utføres en av gangen fra

separate input-filer. Videre er det ikke utenkelig at dette kunne bydd på utfordringer mtp. å holde datastrukturer av resultatene konsekvent med EPANET-objektet. Tross lang beregningstid i MATLAB, er lagring av analyseresultatene i MATLAB helt uproblematisk slik at de tidkrevende operasjonene kun trenger og utføres én gang når input er klar.

5.2.3 Brukervennlighet

MATLAB-klassen epanet.m består (per november 2018) av en MATLAB-fil på 11,418 linjer (versjon 2.1.7). Nedlastingen av toolkitet kommer uten brukermanual, men en syv-siders artikkel fra utviklerne ble publisert i forbindelse med utgivelsen av toolkitet, med informasjon om bruken av programmet (Eliades mfl., 2016). Noe diskusjon om bruken av både EPANET og EPANET-MATLAB-Toolkit kan også finnes på forumet community.wateranalytics.org, men bærer preg av få brukere, spesifikke problemstillinger og at mange av brukerne selv er utviklere, med erfaring med kildekoden til både offisielle og uoffisielle distribusjoner av EPANET. Programvaren har dermed noe redusert tilgjengelighet for brukere med begrenset MATLAB- og programmeringserfaring og uten god kjennskap til EPANETs funksjonsbibliotek. Til tross for det hav av muligheter det gir å ha tilgang på all data i et programmerings-grensesnitt, stiller dette andre krav til bruker. Mangelen på samme nettverks-visualisering som finnes i EPANET 2.0, gjør også at det er vanskelig å skaffe seg oversikt over hvordan systemet oppfører seg, og krever en mer presis definering av hva man leter etter. Erfaringen så langt er at det fort blir behov for mange egenskrevne funksjoner for å skaffe seg grunnleggende informasjon om hvordan en forurensnings-spredning utarter seg.

6 Konklusjon

En hydraulisk modell basert på et datagrunnlag fra Spydeberg kommune ble opprettet og brukt til vannkvalitetsanalyser kjørt via EPANET-MATLAB-Toolkit. Modellen inneholder flere snarveier og antakelser og ble ikke ferdig kalibrert i den grad det var tiltenkt pga. manglende data. Modellen er likevel funksjonell og kjører problemfritt i EPANET, men det er tenkelig at vannforbruk og strømningsmønstre i modellen avviker fra virkeligheten i såpass stor grad at det reduserer dens nytteverdi i en risikoanalyse av et reelt område og for sammenligning med epidemiologiske data. Med ytterligere drifts- og forbruksdata kan evt. modellen finjusteres til å bedre representere virkeligheten.

27 simuleringer ble gjennomført via MATLAB og det er observert effekt av variasjon i input-parametre, men tolking og avlesing av resultater er utfordrende pga. svært store datasett og mangelen på grafisk grensesnitt og visualiserings-verktøy. Det endelige utfallet av en full risikoanalyse i form av for eksempel antall infeksjoner vil trolig gi mer håndgripelige resultater. Likevel vil disse være sterkt knyttet til styrken og karakteren av en forurensning, og en ytterligere systematisering og effektivisering av MATLAB-script og/eller tilgang på andre visualiserings-verktøy for å skaffe oversikt over spredningsmønstre vil være fordelaktig.

Beregningstiden av vannkvalitetsanalyser i MATLAB har vært lang og er en utfordring mtp. eventuelle Monte-Carlo-analyser i en QMRA. Det må vurderes hvilken oppløsning og sensitivitet det er behov for til ønsket formål og veies opp mot den tiden det er praktisk mulig å tillate til kjøring av analyser.

Referanser

- Arntsen, Henrik (2016). «Vannkvalitet i drikkevannsforsyning: modellering av klorkoncentrasjon i ledningsnett». Masteroppg. Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, Ås.
- Bartram, Jamie, Bruce Gordon, Annette Davison, Dan Deere, David Drury, Melita Stevens, Guy Howard, Lana Corrales og Angella Rinehold (2009). *Water Safety Plan manual: Step-by-step risk management for drinking-water suppliers*. World Health Organization.
- Berney, Michael, Marius Vital, Iris Hülshoff, Hans-Ulrich Weilenmann, Thomas Egli og Frederik Hammes (2008). «Rapid, cultivation-independent assessment of microbial viability in drinking water». I: *Water research* 42.14, s. 4010–4018.
- Bichai, Françoise og Patrick WMH Smeets (2013). «Using QMRA-based regulation as a water quality management tool in the water security challenge: experience from the Netherlands and Australia». I: *Water research* 47.20, s. 7315–7326.
- Blaser, Martin J, PF Smith, Wen-Lan Wang og JC Hoff (1986). «Inactivation of *Campylobacter jejuni* by chlorine and monochloramine». I: *Applied and environmental microbiology* 51.2, s. 307–311.
- Blokker, M, P Smeets og G Medema (2014). «QMRA in the drinking water distribution system». I: *Procedia Engineering* 89, s. 151–159.
- Blokker, Mirjam, Patrick Smeets og Gertjan Medema (2018). «Quantitative microbial risk assessment of repairs of the drinking water distribution system». I: *Microbial Risk Analysis* 8, s. 22–31.
- Chick, Harriette (1908). «An investigation of the laws of disinfection». I: *Epidemiology & Infection* 8.1, s. 92–158.
- Clement, Jonathan A (1999). «The disinfectant residual dilemma». I: *Journal-American Water Works Association* 91.1, s. 24–30.
- Coleman, Margaret og Harry Marks (1998). «Topics in dose-response modeling». I: *Journal of food protection* 61.11, s. 1550–1559.

- Collins, Richard og Joby Boxall (2012). «Influence of ground conditions on intrusion flows through apertures in distribution pipes». I: *Journal of Hydraulic Engineering* 139.10, s. 1052–1061.
- Cools, Ils, Mieke Uyttendaele, C Caro, Eva D’Haese, HJ Nelis og Johan Debevere (2003). «Survival of *Campylobacter jejuni* strains of different origin in drinking water». I: *Journal of applied microbiology* 94.5, s. 886–892.
- Davis, Michael J, Robert Janke og Thomas N Taxon (2018). «Mass imbalances in EPANET water-quality simulations». I: *Drinking Water Engineering and Science* 11.1, s. 25.
- Det Norske Akademis ordbok (2018). *Risiko*. Det Norske Akademi for Språk og Litteratur. URL: <https://www.naob.no/ordbok/risiko> (sjekket 02.09.2018).
- Douterelo, Isabel, M Jackson, C Solomon og J Boxall (2016). «Microbial analysis of in situ biofilm formation in drinking water distribution systems: implications for monitoring and control of drinking water quality». I: *Applied microbiology and biotechnology* 100.7, s. 3301–3311.
- Drikkevannsforskriften (2018). *Forskrift om vannforsyning og drikkevann (FOR-2016-12-22-1868)*. URL: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2016-12-22-1868>.
- Drinkwaterbesluit (2018). *Besluit van 23 mei 2011, houdende bepalingen inzake de productie en distributie van drinkwater en de organisatie van de openbare drinkwatervoorziening*. URL: <https://wetten.overheid.nl/BWBR0030111/2018-07-01> (sjekket 28.11.2018).
- Eliades, Demetrios G., Marios Kyriakou, Stelios Vrachimis og Marios M. Polycarpou (nov. 2016). «EPANET-MATLAB Toolkit: An Open-Source Software for Interfacing EPANET with MATLAB». I: *Proc. 14th International Conference on Computing and Control for the Water Industry (CCWI)*. The Netherlands, s. 8. DOI: 10.5281/zenodo.831493.
- Folkehelseinstituttet (2016). *Vannrapport 127: Vannforsyning og helse. Veiledning i drikkevannshygiene*. Red. av Eyvind Andersen. Folkehelseinstituttet. URL: <https://www.fhi.no/contentassets/10f6285109df44af96a0de9dd283c5ed/vanrapport-127---vannforsyning-og-helse.pdf>.
- Guzman-Herrador, Bernardo, Birgitte Freiesleben de Blasio, Vidar Lund, Emily MacDonald, Line Vold, Erik Wahl og Karin Nygård (2016). «Vannbårne utbrudd i Norge i perioden 2003–12». I: *Tidsskriftet Den Norske Legeforening* 136.7, s. 612–6.
- Gyürék, Lyndon L og Gordon R Finch (1998). «Modeling water treatment chemical disinfection kinetics». I: *Journal of Environmental Engineering* 124.9, s. 783–793.

- Hamouda, Mohamed A, Xiaohui Jin, Heli Xu og Fei Chen (2018). «Quantitative microbial risk assessment and its applications in small water systems: A review». I: *Science of The Total Environment* 645, s. 993–1002.
- Ho, Don (12. des. 2018). *Notepad++*. Versjon 7.6.1. URL: <https://notepad-plus-plus.org/>.
- Horrocks, SM, RC Anderson, DJ Nisbet og SC Ricke (2009). «Incidence and ecology of *Campylobacter jejuni* and *coli* in animals». I: *Anaerobe* 15.1-2, s. 18–25.
- Hrudey, Steve E og Elizabeth J Hrudey (2004). *Safe drinking water*. IWA publishing.
- Haas, Charles N, Joan B Rose og Charles P Gerba (2014). *Quantitative microbial risk assessment*. 2. utg. John Wiley & Sons.
- «EPANET Program Methodology» (2003). I: *Modeling of Water Distribution Systems with MIKE NET*. Red. av Petr Ingeduld. DHI Water & Environment.
- Jones, Keith (2001). «Campylobacters in water, sewage and the environment». I: *Journal of Applied Microbiology* 90.S6, 68S–79S.
- Kapperud, Georg (5. sep. 2018). *Utbruddsveilederen. Veileder i oppklaring av sykdomsutbrudd som skyldes smitte fra mat, vann eller dyr*. Folkehelseinstituttet og Mattilsynet. URL: https://www.fhi.no/globalassets/dokumenterfiler/veiledere/utbruddsveileder/utbruddsveilederen_2018.pdf (sjekket 23.10.2018).
- Keung, Chris (2015). «Re-evaluating Secondary Disinfectants as Sentinels of Contamination and Using a Systems Vulnerability Model». Ph.d.-avh. University of Toronto.
- Kirmeyer, Gregory J og Katherine Martel (2001). *Pathogen intrusion into the distribution system*. American Water Works Association.
- LeChevallier, Mark W, Minhua Xu, Jian Yang, Peter Teunis og Kala K Fleming (2011). *Managing distribution system low transient pressures for water quality*. Water Research Foundation.
- Lieverloo, J Hein M van, EJ Mirjam Blokker og Gertjan Medema (2007). «Quantitative microbial risk assessment of distributed drinking water using faecal indicator incidence and concentrations». I: *Journal of Water and Health* 5.S1, s. 131–149.
- Lindley, Trevor R og Steven G Buchberger (2002). «Assessing intrusion susceptibility in distribution systems». I: *Journal-American Water Works Association* 94.6, s. 66–79.
- Lund, Vidar (1996). «Evaluation of *E. coli* as an indicator for the presence of *Campylobacter jejuni* and *Yersinia enterocolitica* in chlorinated and untreated oligotrophic lake water». I: *Water Research* 30.6, s. 1528–1534.
- Macler, Bruce A og Stig Regli (1993). «Use of microbial risk assessment in setting US drinking water standards». I: *International journal of food microbiology*.

- Mara, Duncan og Nigel J Horan (2003). *Handbook of water and wastewater microbiology*. Elsevier.
- Mattilsynet (apr. 2017). *Økt sikkerhet og beredskap i vannforsyningen*. URL: https://www.mattilsynet.no/mat_og_vann/vann/vannforsyningssystem/okt_sikkerhet_og_beredskap_i_vannforsyningen__fra_ros_til_operativ_beredskap.1894/binary/%C3%98kt%20sikkerhet%20og%20beredskap%20i%20vannforsyningen%20-%20fra%20ROS%20til%20operativ%20beredskap (sjekket 05.12.2018).
- Mays, Larry W (2005). *Water resources engineering*. rev. utg. John Wiley & Sons.
- Medema, G, JC Loret, TA Stenström og N Ashbolt (2006). «Quantitative microbial risk assessment in the water safety plan». I: *Final Report on the EU MicroRisk Project*. Brussels: European Commission, s. 1–36.
- Monteiro, L, D Figueiredo, S Dias, R Freitas, D Covas, J Menaia og ST Coelho (2014). *Modeling of chlorine decay in drinking water supply systems using EPANET MSX*.
- MSIS-forskriften (2003). *Forskrift om Meldingssystem for smittsomme sykdommer (FOR-2003-06-20-740)*. URL: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2003-06-20-740>.
- National Research Council (1983). *Risk assessment in the federal government: managing the process*. National Academies Press.
- Nauta, Maarten J (2000). «Separation of uncertainty and variability in quantitative microbial risk assessment models». I: *International Journal of Food Microbiology* 57.1-2, s. 9–18.
- Nilsen, Vegard (2017). «Quantitative microbial risk assessment for drinking water: dose-response theory and virus filtration dynamics». Ph.d.-avh. Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, Ås.
- Norsk Vann (2018). *Kartlegging av forebyggende tiltak ved trykkløst ledningsnett – hvilke tiltak reduserer risikoen for akutt gastroenteritt?* Prosjektbeskrivelse. URL: <https://www.norskvann.no/images/freda/pdf/5-2018.pdf> (sjekket 25.12.2018).
- NOU 2006:6 (2018). *Når sikkerheten er viktigst*. URL: <https://www.regjeringen.no/contentassets/c8b710be1a284bab8aea8fd955b39fa0/no/pdfs/nou200620060006000dddpdfs.pdf>.
- NRMMC, EPHC (2006). *Australian Guidelines for Water Recycling: Managing Health and Environmental Risks (phase 1)*. Natural Resource Management Ministerial Council Environment Protection og Heritage Council Australian Health Ministers Conference, Canberra, Australia, 2006.
- Nygård, Karin, Bjørn Gondrosen og Vidar Lund (2003). «Sykdomsutbrudd forårsaket av drikkevann i Norge». I: *Tidsskriftet Den Norske Legerforening* 123, s. 3410–3.

- Nygård, Karin, Erik Wahl, Truls Krogh, Odd Atle Tveit, Erik Bøhleng, Aage Tverdal og Preben Aavitsland (2007). «Breaks and maintenance work in the water distribution systems and gastrointestinal illness: a cohort study». I: *International journal of epidemiology* 36.4, s. 873–880.
- Petterson, SR og NJ Ashbolt (2016). «QMRA and water safety management: review of application in drinking water systems». I: *Journal of water and health*, wh2016262.
- Petterson, SR og Thor-Axel Stenström (2015). «Quantification of pathogen inactivation efficacy by free chlorine disinfection of drinking water for QMRA». I: *Journal of water and health* 13.3, s. 625–644.
- Pipelife AS (2018). *Pipelife produktdatabase*. URL: http://katalog.pipelife.no/dev/?_top (sjekket 09.2018).
- Powel AS (2018a). *Gemini Portal*. URL: <https://www.powel.com/no/about/produktinfo/geminiportal/>.
- Powel AS (2018b). *Gemini VA*. URL: <https://www.powel.com/no/about/produktinfo/gemini-va/>.
- Ramamurthy, Thandavarayan, Amit Ghosh, Gururaja P Pazhani og Sumio Shinoda (2014). «Current perspectives on viable but non-culturable (VBNC) pathogenic bacteria». I: *Frontiers in public health* 2, s. 103.
- Ramírez-Castillo, Flor, Abraham Loera-Muro, Mario Jacques, Philippe Garneau, Francisco Avelar-González, Josée Harel og Alma Guerrero-Barrera (2015). «Waterborne pathogens: detection methods and challenges». I: *Pathogens* 4.2, s. 307–334.
- Rechenburg, Andrea og Thomas Kistemann (2009). «Sewage effluent as a source of *Campylobacter* sp. in a surface water catchment». I: *International journal of environmental health research* 19.4, s. 239–249.
- Rose, Joan B, Patrick L Gurian, Charles N Haas, Joe Eisenberg, Jim Koopman, Mark Nicas, Tomoyuki Shibata og Mark H Weir (2013). «Theory and practice of quantitative microbial risk assessment: An introduction». I: *Center for Advancing Microbial Risk Assessment*.
- Rossman, Lewis A (2000). *EPANET 2: Users Manual*. US Environmental Protection Agency. National Risk Management Research Laboratory. Office of Research og Development.
- Rossman, Lewis A, Robert M Clark og Walter M Grayman (1994). «Modeling chlorine residuals in drinking-water distribution systems». I: *Journal of environmental engineering* 120.4, s. 803–820.

- Rossman, Lewis A, Feng Shang og James G. Uber (2008). *EPANET Multi-Species Extension User's Manual*. US Environmental Protection Agency. National Risk Management Research Laboratory. National Homeland Security Research Center. Office of Research og Development.
- Schijven, Jack, Jean Marie Forêt, Jurgen Chardon, Peter Teunis, Martijn Bouwknecht og Ben Tangena (2016). «Evaluation of exposure scenarios on intentional microbiological contamination in a drinking water distribution network». I: *Water research* 96, s. 148–154.
- Sedlak, David L og Urs von Gunten (2011). «The chlorine dilemma». I: *Science* 331.6013, s. 42–43.
- Sivertsen (SINTEF), Edvard og Anne-Marie Bomo (Norconsult) (2016). *Norske tall for vannforbruk med fokus på husholdningsforbruk*. Norsk Vann Rapport B20 - 2016.
- Skinner, Roger (1. jul. 1992). *Microbiological risk assessment and public health*. International conference on risk assessment, London, 1992.
- Smeets, PWMH, GJ Medema og JC Van Dijk (2009). «The Dutch secret: how to provide safe drinking water without chlorine in the Netherlands». I: *Drinking Water Engineering and Science* 2.1, s. 1–14.
- Statens kartverk (2018). *Norgeskart*. URL: <https://www.norgeskart.no/#!?project=seeiendom&layers=1002,1015&zoom=4&lat=7197864.00&lon=396722.00> (sjekket 11.10.2018).
- Statistisk sentralbyrå (23. feb. 2018). *Folkemengde og befolkningsendringar*. URL: <https://www.ssb.no/befolkning/statistikker/folkemengde/aar-per-1-januar/#relatert-tabell-1> (sjekket 18.09.2018).
- Steinar Skoglund AS, Driftsassistansen i Østfold og Spydeberg kommune (17. feb. 2012). *Hovedplan vannforsyning og avløp 2013 - 2020, Spydeberg kommune*. URL: <http://spydeberg.custompublish.com/getfile.php/3725002.2015.dbvtxrcxb/Hovedplan%20vannforsyning%20og%20avl%C3%B8p%202013-2020.pdf>.
- Stern, NJ, MC Robach, NA Cox og MT Musgrove (2002). «Effect of drinking water chlorination on *Campylobacter* spp. colonization of broilers». I: *Avian diseases* 46.2, s. 401–404.
- Säve-Söderbergh, Melle, John Bylund, Annika Malm, Magnus Simonsson og Jonas Toljander (2017). «Gastrointestinal illness linked to incidents in drinking water distribution networks in Sweden». I: *Water research* 122, s. 503–511.
- Teunis, PFM og AH Havelaar (2000). «The beta Poisson dose-response model is not a single-hit model». I: *Risk Analysis* 20.4, s. 513–520.

- Teunis, PFM, M Xu, KK Fleming, J Yang, CL Moe og MW LeChevallier (2010). «Enteric virus infection risk from intrusion of sewage into a drinking water distribution network». I: *Environmental science & technology* 44.22, s. 8561–8566.
- Thomas, C, DJ Hill og M Mabey (1999). «Evaluation of the effect of temperature and nutrients on the survival of *Campylobacter* spp. in water microcosms». I: *Journal of Applied Microbiology* 86.6, s. 1024–1032.
- Van Dyke, MI, VK Morton, NL McLellan og PM Huck (2010). «The occurrence of *Campylobacter* in river water and waterfowl within a watershed in southern Ontario, Canada». I: *Journal of applied microbiology* 109.3, s. 1053–1066.
- Watson, Herbert Edmeston (1908). «A note on the variation of the rate of disinfection with change in the concentration of the disinfectant». I: *Epidemiology & Infection* 8.4, s. 536–542.
- Wolf-Hall, Charlene og William Nganje (2017). *Microbial Food Safety: A Food Systems Approach*. CABI.
- World Health Organization (2011). «Guidelines for drinking-water quality». I: *WHO chronicle* 38.4.
- World Health Organization (2016). *Quantitative microbial risk assessment: application for water safety management*. World Health Organization.
- World Health Organization (2017a). *Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum*. World Health Organization.
- World Health Organization. Regional Office for South-East Asia (2017b). «Principles and practices of drinking-water chlorination: a guide to strengthening chlorination practices in small-to medium sized water supplies.» I:
- Xie, Gang, Anne Roiko, Helen Stratton, Charles Lemckert, Peter K Dunn og Kerrie Mengersen (2016). «A Generalized QMRA Beta-Poisson Dose-Response Model». I: *Risk Analysis* 36.10, s. 1948–1958.
- Yan, Xianghe (2012). *Omics, Microbial Modeling and Technologies for Foodborne Pathogens*. DEStech Publications, Inc.
- Yang, Jian, Mark W LeChevallier, Peter FM Teunis og Minhua Xu (2011). «Managing risks from virus intrusion into water distribution systems due to pressure transients». I: *Journal of water and health* 9.2, s. 291–305.
- Ødegaard, Hallvard, red. (2014). *Vann- og avløpsteknikk*. 2. utg. Norsk Vann.



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway