



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2019 30 stp

Fakultet for realfag og teknologi

Veileder: Vegard Nilsen

Smitterisiko som følge av innsug på vannledningsnettet – simuleringer i Spydeberg kommune

Microbial risk resulting from low pressure events in
the water distribution system – simulations in
Spydeberg municipality

Malcolm Taylor Hansen

Vann- og miljøteknikk

Forord

Denne masteroppgaven markerer slutten på min studieperiode ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. Arbeidet med oppgaven har vært krevende og var preget av flere opp- og nedturer. Det har vært en lærerik periode både faglig og personlig.

Jeg ønsker å takke min veileder Vegard Nilsen for gode innspill og mye hjelp. I tillegg ønsker jeg å takke familie og venner som har gitt meg masse støtte i tunge perioder.

Oslo, juli, 2019

Malcolm Taylor Hansen

Sammendrag

Vannbårne smitteutbrudd forekommer i avanserte rense- og distribusjons-systemer og det siste store smitteutbruddet i Norge fant sted våren 2019 i Askøy kommune. Smitteutbrudd er uønsket da de kan gi alvorlige helsekonsekvenser og i værste fall føre til død. I dag kontrolleres kvaliteten til norsk drikkevann med indikatororganismer, men sporadiske smittutbrudd er et tegn på at kvalitetskontrollen kan bli bedre. Verdens helseorganisasjon (WHO) anbefaler å utvide kvalitetskontrollen med forebyggende risikovurderinger og nevner kvantitativ mikrobiell risikovurdering (QMRA) som et godt alternativ.

Denne oppgaven fortsetter på arbeidet til Svanemyr (2019). Et program ble skrevet slik at det var mulig å utføre risikovurderinger for distribusjonsnettet til Spydeberg kommune. Programmet er basert på epanet klassen i EPANET-MATLAB Toolkit og bruker EPANET-MSX til å simulere spredningen av patogener i ledningsnettverket. Programmet fungerer uten større problemer, men nettmodellen og risikovurdering er avhengig av mer arbeid før det er mulig å si at resultatene er representative for en forurensningshendelse i Spydeberg kommune. Risikovurderingen returnerer punkttestimater som bør brukes med forsiktighet.

Folkehelseinstituttet (FHI) har en pågående drikkevannsstudie, der et av målene er å undersøke sammenhengen mellom trykkløsepisoder i ledningsnettverket og gastroenteritt i befolkningen. Forhåpentligvis kan informasjon fra studiet brukes til å sammenligne epidemiologiske data med teoretiske resultater fra risikovurderinger utført på ledningsnettverket til Spydeberg.

Summary

Water-borne infection outbreaks occur in advanced cleaning and distribution systems. The last major outbreak in Norway took place in Askøy municipality this spring (2019). Infection outbreaks are undesirable as they can have a serious impact on people's health. Today, the quality of Norwegian drinking water is controlled with indicator organisms. Unfortunately, occasional outbreaks indicate that quality control could be improved. The World Health Organization (WHO) recommends expanding quality control with preventive risk assessments and mentions quantitative microbial risk assessment (QMRA) as a good alternative.

This thesis is a continuation of Svanemyr (2019) work. A program was written to carry out risk assessments for the distribution system in Spydeberg. The program is based on the epanet class in the EPANET-MATLAB Toolkit and uses EPANET-MSX to simulate the spread of pathogens. The program works without major problems, but the distribution model and risk assessment need more work before the results are representative for Spydeberg municipality. The risk assessment returns point estimates that should be used with caution.

The Norwegian Institute of Public Health (NIPH) has an ongoing drinking water study where one of the goals is to determine the relationship between loss of pressure and gastrointestinal diseases. Hopefully information from the study can be used to compare epidemiological data with theoretical results from the QMRA performed on Spydeberg's distribution system.

Innhold

Forord	i
Sammendrag	iii
Summary	v
Innhold	vii
Figurer	ix
Tabeller	xi
Forkortelser	xiii
1 Introduksjon	1
1.1 Motivasjon	1
1.2 Avgrensning og problemstilling	1
1.3 Oppgavens innhold og struktur	2
2 Bakgrunn	3
2.1 Innsugshendelser	3
2.2 Forurensning	4
2.3 Spredning av forurensning	5
2.4 Risikovurdering	5
2.5 Kvantitativ mikrobiell risikovurdering	7
2.5.1 Problemformulering	7
2.5.2 Vurdering av eksponering	8
2.5.3 Vurdering av helseeffekter	8
2.5.4 Risiko karakterisering	9
3 Metode	11
3.1 Kvantitativ mikrobiell risikovurdering for Spydeberg kommune	11
3.1.1 Problemformulering	11
3.1.2 Vurdering av eksponering	12
3.1.3 Vurdering av helseeffekter	13
3.1.4 Risiko karakterisering	13
3.1.5 Nødvendige valg for en risikovurdering	14

3.2	Hydraulisk modell og programvare	15
3.2.1	Modell av Spydebergs ledningsnettverk	15
3.2.2	Testing av programvare	18
3.3	Programmering	24
3.3.1	Konstruktøren	24
3.3.2	Fullstendig risikovurdering	28
4	Resultater	31
4.1	Sammenligning av resultater	31
4.1.1	Simulering av vannkvalitet med <i>Campylobacter jejuni</i>	32
4.1.2	Simulering av vannkvalitet med <i>Campylobacter</i> og klor	34
4.1.3	Simulering av vannkvalitet med original og kopiert fil	35
4.2	Videreføring av arbeidet til Svanemyr	36
4.3	Risikovurderinger med endrede parametere	39
4.3.1	Tidsintervall mellom rapportering av vannkvalitetsresultater	39
4.3.2	Beregning av dose	40
4.3.3	Forventningsverdier og konsumert volum	41
5	Diskusjon	43
5.1	Kvantitativ mikrobiell risikovurdering	43
5.1.1	Nødvendige valg	43
5.2	Programvare og programmering	47
5.2.1	Tidsbruk for simuleringer av vannkvalitet	48
5.2.2	EPANET-MATLAB Toolkit	48
5.2.3	Påliteligheten til egen programmering	48
6	Oppsummering	51
	Referanser	53

Figurer

3.1	Kart over ledningsmodellen til Spydeberg	16
3.2	Spredningsplott som undersøker sammenhengen mellom lengden på ledningene og høydedifferansen til nodene	17
3.3	Graf som viser simulert vannproduksjon og vannforbruk for et døgn . . .	18
3.4	Resultater fra profilerings funksjonen til Matlab	20
3.5	Plot av vannkvalitets resultater laget med epanetReader	22
3.6	Flytskjema som illustrerer en fullstendig risikovurdering	25
3.7	Flytskjema som viser funksjonene i konstruktøren	26
3.8	Fordeling som brukes til å estimere tidspunkt for konsum av drikkevann .	28
3.9	Flytskjema som beskriver funksjoner som ble brukt for å kjøre EPANET-MSX simuleringer	29
3.10	Flytskjema som beskriver funksjoner som brukes i risikovurderingen . . .	30
4.1	Kart som viser forurensnings lokasjoner i ledningsnettverket	31
4.2	Sammenligning av største konsentrasjon for simuleringer uten restklor . .	33
4.3	Sammenligning av største konsentrasjon for simuleringer med restklor . .	34
4.4	Sammenligning av største konsentrasjon for simuleringer med kopiert INP fil og original INP fil	35
4.5	Sammenligning av spredning av <i>Campylobacter</i>	37

Tabeller

4.1	Sammenligning av antall noder med en konsentrasjon > 1000 - simuleringer uten restklor	33
4.2	Sammenligning av antall noder med en konsentrasjon > 1000 - simuleringer med restklor	35
4.3	Resultater fra 2 ulike simuleringsmetoder for vannkvalitet	36
4.4	Sammenligning av risikoestimer som er basert på resultater fra 2 ulike simuleringer av vannkvalitet	38
4.5	Resultater fra 36 ulike risikovurderinger	38
4.6	Resultater fra simulering av vannkvalitet med ulike rapporteringssteg - antall noder	40
4.7	Resultater fra risikovurderinger med ulike rapporteringssteg - antall smittede i befolkningen	40
4.8	Resultater fra risikovurderinger med 2 forskjellige metoder for å bestemme konsentrasjon	41
4.9	Resultater fra risikovurderinger med ulike forventningsverdier	42

Forkortelser

CFU	Colony forming units
EMT	EPANET-MATLAB Toolkit
FHI	Folkehelseinstituttet
GIF	Graphics Interchange Forma
NIPH	Norwegian Institute of Public Health
OOP	Objekt-orientert programmering
SSB	Statistisk sentralbyrå
U.S. EPA	United States Environmental Protection Agency

1. Introduksjon

1.1 Motivasjon

I industrialiserte land, med gode vannforsyningssystemer, forekommer det utbrudd av sykdom som er forårsaket av vannbåren smitte (Guzman-Herrador mfl., 2016). Det siste store smitteutbruddet i Norge fant sted i Askøy kommune våren 2019. Kilden til utbruddet var et høydebasseng og teorien er at vannet ble forurenset av dyreavføring. Askøy skriver at regnvann har blitt forurenset ved kontakt med avføring og det forurensete vannet har deretter funnet en vei inn i høydebassenget (Askøy kommune, 2019). Utbruddet viser at drikkevann i ledningsnettverket kan være utsatt for forurensning. Mengden utbrudd blir trolig underrapportert ettersom kortvarige forurensninger kan være vanskelig å oppdage. Utbruddene gir gjerne forbigående mage-tarm symptomer hvor årsaken kan være krevende å identifisere. Underrapporteringen har av samme årsak en innvirkning på informasjonen om utbruddene som blir oppdaget. Større utbrudd har en økt sannsynlighet for å bli oppdaget, men omfanget av utbruddet blir gjerne underestimert (Nygård mfl., 2003). Utbrudd av sykdom har mange negative konsekvenser for samfunnet og for individer kan utbruddene føre til korte sykdomsepisoder eller i verste fall tap av liv (World Health Organization, 2016). Det er flere årsaker til at avanserte vannforsyningssystemer kan levere forurenset drikkevann. I denne oppgaven undersøkes det hvordan forurenset «fremmedvann» kan bli sugd inn i ledningsnettverket.

1.2 Avgrensning og problemstilling

Folkehelseinstituttet (FHI) har startet drikkevannstudien (Folkehelseinstituttet, 2018a). Hensikten med studien er å undersøke hvor mange som blir syke av drikkevann i Norge. Studien er nødvendig da vannbåren smitte oftest gir ufarlig og forbigående diaré og/eller oppkast (magesyke) og de færreste kontakter lege (Folkehelseinstituttet, 2018a). Forhåpentligvis kan resultatene fra studien sammenlignes med resultatene fra en kvantitativ mikrobiell risikovurdering (QMRA). Til nå har det ikke blitt rapportert inn relevante

hendelser for ledningsnettverket i Spydeberg. Derfor har det ikke vært mulig å sammenlikne verdiene fra en QMRA med resultater fra drikkevannsstudien. En sammenlikning av resultater bør utføres når data fra studien blir tilgjengelig. Informasjonen fra en sammenlikning kan brukes til å undersøke hvor realistisk risikovurderingen er.

Svanemyr (2019) bygde en hydraulisk modell av Spydeberg sitt ledningsnettverk. Modellen ble brukt til å gjennomføre simuleringer av forurensninger med patogener via EPANET-MATLAB Toolkit (EMT). Svanemyr observerte hvordan endringer i input parametere påvirket patogen-spredningen og vurderte hvor egnet ulike verktøy var.

Denne oppgaven er en fortsettelse på arbeidet som Svanemyr (2019) utførte. Den hydrauliske modellen forble uendret og forurensningshendelsen til Svanemyr ble brukt som utgangspunkt for risikovurderingene. Målet med denne oppgaven er å lage en komplett kvantitativ mikrobiell risikovurdering og å utføre risikovurderinger for innsugshendelser i ledningsnettverket. Følgende mål ble satt for oppgaven.

1. Skrive et program som kan utføre en kvantitativ mikrobiell risikovurdering for ledningsnettverket til Spydeberg kommune.
2. Utføre risikovurderinger for forurensningshendelsene som Svanemyr (2019) bestemte.
3. Observere hvordan ulike valg påvirker resultatene til risikovurderingen.

1.3 Oppgavens innhold og struktur

Oppgavens struktur følger IMRoD-modellen. IMRoD står for *Introduksjon-Metode-Resultater-og-Diskusjon*. I tillegg har strukturen til oppgaven blitt utvidet med et bakgrunnskapittel som beskriver relevant informasjon og teori. Oppgaven avsluttes med en oppsummering av oppgaven.

Arbeidet med oppgaven har krevd en del programmering. Klassen som ble skrevet er ikke inkludert i publikasjonen, men er beskrevet med flytskjemaer i metodekapittelet. Klassen som ble skrevet er fortsatt avhengig av en del arbeid og dokumentasjon for at andre skal kunne bruke den.

2. Bakgrunn

2.1 Innsugshendelser

Vannet i et ledningsnettverk kan bli utsatt for smitte dersom forholdene ligger til rette for det. Lindley og Buchberger (2002) skriver at det i all hovedsak er tre faktorer som har innvirkning på sannsynligheten for inntrenging av forurensninger.

1. Betydelig trykkreduksjon i ledningsnettverket
2. En transportrute for forurensningen, som hull og sprekker i ledningsnettverket
3. En forurensningskilde i grunnen rundt ledningen.

Hvis trykket i et ledningsnettverk er normalt, mellom 2 - 6 bar (Norsk Vann, udatert), er sannsynligheten for inntrenging eller tilbakestrømming fra stikkledninger liten. Men hvis nettverkstrykket faller under normalverdi øker sannsynligheten for innsug av forurensninger. Tidslengden og størrelsen til trykkfallet vil variere basert på hva som forårsaker hendelsen. Trykkstøt, som kan oppstå ved hurtig stengning av ventiler og pumper, vil kunne gi raske og forbigående trykkendringer, mens reparasjons og vedlikeholdsarbeid kan gi lengre perioder med lavt trykk.

Dersom trykkfallet er stort nok kan trykket utenfor ledningen bli større enn trykket inne i ledningen. Da har det oppstått en negativ trykkdifferanse og det er mulig for «fremmedvann» å trenge inn. Vannet kan trenge inn gjennom hull og sprekker i ledninger og ulike ventiler som for eksempel luft- eller brannventiler (Fox mfl., 2013). Hvis «fremmedvannet» som trenger inn i ledningsnettverket inneholder forurensninger som f.eks. patogene mikroorganismer vil drikkevannet bli kontaminert. Og forurenset drikkevann kan føre til smitte eller sykdom i befolkningen.

Karim mfl. (2003) har påvist indikatororganismer og enteriske virus i jord- og vannprøver tatt fra grøfter hvor det finnes drikkevannsledninger. I ca. 43% av vannprøvene og 50% av jordprøvene ble det påvist fekale koliforme bakterier. I Norge er det vanlig at drikkevannsledninger legges i samme grøft som spillsvannsledninger. Det er anbefalt

at vannledninger ligger øverst i grøften, slik at de er mindre utsatt for lekkasjer fra spillvannsledninger. Men selv om ledningene ligger adskilt finnes det indikasjoner på at mikroorganismer er i stand til å bevege seg gjennom grøftemasser (Abu-Ashour mfl., 1994).

Konklusjonen til Fox mfl. (2013) var at deres eksperimenter viste at «fremmedvann» kan trenge inn i ledningsnettverket under ekstreme, men realistiske, forhold dersom trykket i ledningsnettverket ble endret hurtig. Innsug av vann som står utenfor ledningsnettverket er derfor en reell fare og kan ha en betydelig innvirkning på kvaliteten til vannet som blir levert.

2.2 Forurensning

Dersom det oppstår en innsugshendelse i ledningsnettverket er det nyttig å kunne kvantifisere størrelsen. Størrelsen til forurensningen vil avhenge av innsugsvolumet og konsentrasjonen av patogener i «fremmedvannet». Det har blitt gjort et forsøk på å finne ut hvordan man kan bestemme størrelsen til en forurensning. Det var en krevende oppgave på grunn av mange usikkerheter og store variasjoner.

Vannvolumet som kan bli sugd inn i ledningsnettverket vil avhenge av faktorer som: grøftematerialene som omgir ledningene (Besner mfl., 2011), grunnvannsnivået i grøften, størrelsen på trykkfallet i ledningen, formen og størrelsen på hullet i ledningen, ledningsmaterialet og tidsrommet til den negative trykkdifferansen.

For å beregne mulige innsugsvolum kan man bruke ulike likninger. Den enkleste likningen som kan benyttes er blendelikningen. (Finnemore, 2002; Kirmeyer mfl., 2001).

$$Q = C_d A_O \sqrt{2g(\Delta H)}$$

Hvor: Q - Volumstrømmingen, Δ - Total trykkdifferansen mellom innsiden og utsiden av røret, A_O - Arealet til hullet, C_d - Korreksjonsfaktoren som gir den faktiske volumstrømmen og g - Tyngdeakselerasjon.

Men det har blitt stilt spørsmål om blendelikningen gir ett godt estimat. (van Zyl mfl., 2017) skriver at flere studier viser at arealet til hullet ikke er konstant. Størrelsen varierer med trykket både under lekkasje og innlekkasje. Hvis man ønsker å korrigere for endringen i areal er det mulig å benytte seg av «power equations» eller en modifisert blendelikning (van Zyl mfl., 2017).

For en kort hendelse (1 s) med negativ trykkdifferanse (−12 psi) ble det beregnet at det gjennomsnittlige volumet som kunne trenge inn i ledningsnettverket var 11 mL gjennom

et hull med 3 mm diameter. For et hull med diameter 6 mm ble det beregnet at 71 mL kunne trenge inn (Besner mfl., 2011).

Videre er det nødvendig å estimere konsentrasjonen av referanse organismene som finnes i vannet som blir sugd inn i ledningsnettverket. For risikovurderingene ble mikroorganismen *Campylobacter jejuni* brukt. *Campylobacter* er en av de mikroorganismene som er ansvarlig for flest vannbårne sykdomstilfeller i Norge (Folkehelseinstituttet, 2016). Og arten *Campylobacter jejuni* forårsaker den største andelen av sykdomstilfellene (Folkehelseinstituttet, 2018b). *Campylobacter* er vanlig i kloakk (Jones, 2001) og sammenlignet med andre bakterier smitter den lett mennesker (Besner mfl., 2011).

(Whiley mfl., 2013) skriver at konsentrasjoner av *Campylobacter* i kloakk har blitt målt til mellom 100 – 100 000 per liter. Pitkänen (2013) skriver at to ulike undersøkelser målte forskjellige konsentrasjoner av *Campylobacter* i utløpet til to forskjellige avløpsrenseanlegg. I Finland registrerte de 100 – 10 000 colony forming units (CFU) per liter og i Tyskland 100 – 100 000 CFU per liter.. Men selv om det er mulig å kvantifisere konsentrasjonen av *Campylobacter* i kilden bør man anta at flere faktorer kan redusere eller øke konsentrasjonen i vannet som trenger inn i ledningsnettverket. Avstanden og materialet mellom spillvannsledningen og vannledningen kan påvirke transporten av mikroorganismer (Besner mfl., 2011). I tillegg vil lekkasjer fra ledningsnettverket kunne gi en ytterligere fortykning.

2.3 Spredning av forurensning

For å estimere spredningen av forurensningen som trenger inn i et ledningsnettverket er det mulig å bruke hydrauliske simuleringprogrammer. EPANET (Rossman, 2000) er et modelleringsverktøy, utviklet av United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA), som kan brukes til å kjøre hydrauliske simuleringer for ledningsnettverk. Programmet er også i stand til å simulere spredning av stoffer. Slik som klor eller sykdomsfremkallende mikroorganismer. Dersom man trenger å modellere et scenario hvor flere stoffer reagerer med hverandre finnes det en utvidelse av EPANET som heter EPANET-MSX (Shang mfl., 2008). Utvidelsen kan f.eks. brukes til å modellere scenarioer med restklor og patogener i ledningsnettverket.

2.4 Risikovurdering

I Norge reguleres kvaliteten til drikkevannet gjennom drikkevannsforskriften og «Formålet med forskriften er å beskytte menneskers helse ved å stille krav om sikker levering

av tilstrekkelig mengder helsemessig trygt drikkevann som er klart og uten fremtredende lukt, smak og farge.» (Drikkevannsforskriften, 2016). Kravene til kvalitet fra første ledd i paragraf 5 skal gjelde ved ulike punkt i et ledningsnettverk: «a) ved påkoblingspunkter mot andre vannforsyningssystemer b) ved påkoblingspunkter mot interne fordelingsnett eller enkeltvannforsyninger c) ved tappepunkter som vannverkseieren er ansvarlig for d) der vannet forlater en vanntank som vannverkseieren er ansvarlig for.» Påkoblingspunkter mot interne fordelingsnett eller enkeltvannforsyninger, kan forstås som at vannet skal holde en tilfredsstillende kvalitet helt frem til husholdningens stikkledning.

I dag kontrolleres den mikrobielle kvaliteten til vannet ved hjelp av indikatororganismer. Indikatororganismer er mikroorganismer som brukes til å undersøke om vannet kan ha blitt forurenset. Et eksempel er den koliforme bakterien, *Escherichia coli*, som benyttes til å undersøke om vann nylig har blitt forurenset med fekal materie. Verdens helseorganisasjon stiller spørsmål til hvor godt indikatororganismer fungerer til å kontrollere vannkvalitet (World Health Organization, 2016). Deres argumenter er:

- En negative prøve trenger ikke bety at vannet er fritt for patogene mikroorganismer. Ulike mikroorganismer vil reagere forskjellig på vannbehandlingsmetoder og transport.
- Resultatene fra vannprøver er tilgjengelig for sent. Det kan føre til at forbrukere allerede har blitt eksponert for forurensningen når resultatene har blitt gjort tilgjengelige.

Som et supplement til tester med indikatororganismer anbefaler Verdens helseorganisasjon å ta i bruk risikovurderinger for å kontrollere kvaliteten til drikkevannet som blir levert. En risikovurdering er et verktøy som kan benyttes til å identifisere og evaluere hendelser som kan redusere kvaliteten til drikkevannet. Videre kan det brukes for å undersøke om hendelsene er under tilstrekkelig kontroll og opplyse vannverkseiere dersom nødvendig forbedringer og oppgraderinger trengs for å sikre kvaliteten til drikkevannet (World Health Organization, 2016).

Det finnes flere ulike risikovurderinger som kan benyttes. Verdens helseorganisasjon nevner: sanitær inspeksjon, risikomatrise og kvantitativ mikrobiell risikovurdering. I den oppgaven benyttes den kvantitative mikrobielle risikovurderingen. En beskrivelse av hvordan den fungerer følger i neste avsnitt.

2.5 Kvantitativ mikrobiell risikovurdering

En kvantitativ mikrobiell risikovurdering består av fire ulike trinn (Haas mfl., 2014; World Health Organization, 2001). I litteraturen beskrives et par av trinnene med ulike terminologi, men det overordnede formålet er fortsatt likt. En generell presentasjon av de ulike trinnene følger i avsnittene under og en spesifikk presentasjon som beskriver hvordan risikovurderinger har blitt utført i denne oppgaven finnes i *Metode*. Informasjonen i avsnittene under er funnet i (World Health Organization, 2016) og (Haas mfl., 2014).

Trinnene i en QMRA er som følger.

- Problem formulation (Problemformulering)
- Exposure assessment (Vurdering av eksponering)
- Health effects assessment (Vurdering av helseeffekter)
- Risk characterization (Risiko karakterisering)

2.5.1 Problemformulering

Problemformuleringstrinnet blir også kalt for Hazard identification (Vurdering av farer) og hovedhensikten er å kartlegge farer som kan føre til sykdom i befolkningen. Problemformuleringen deles inn i tre deler og det første steget er å identifisere mikroorganismer som kan forårsake sykdom eller andre uønskede helseeffekter. Hvilken mikroorganisme som benyttes i en risikovurdering vil avhenge av formålet med vurderingen. Generelt vil alle vurderinger benytte seg av referanse organismer. Referanse organismer brukes for å representere de ulike gruppene av mikroorganismer og de skal ha egenskaper som gir et konservativt risikoestimat. I praksis vil det bety at dersom man finner forekomster av referanse organismen så skal det representere forekomster av andre mikroorganismer som tilhører samme gruppe. Hvilken referanseorganisme man benytter seg av vil kunne avhenge flere faktorer. Noen eksempler er: Alvorlighetsgraden til helseeffektene og informasjonen man har om organismenes evne til å overleve og smitte.

Neste steg er å identifisere mulige ruter som kan lede mikroorganismen fra kilde til eksponering. Dette steget inkluderer å finne ut hvordan miljøet og andre barrierer påvirker konsentrasjonen av organismer. Eksponeringsruten kan ha stor innvirkning på den endelige eksponeringsgraden.

Tilslutt undersøker man helseeffektene som er av interesse. Helseutfallene kan inkludere

smitte, sykdom og tap av liv. Hensikten med risikovurderingen vil ha en avgjørende effekt på hvilke mål som benyttes men som oftest er man interessert i å undersøke hvor mange som kan bli smittet av en hendelse.

2.5.2 Vurdering av eksponering

Etter at man har kartlagt mulige farer er målet å vurdere graden av eksponering. Da bestemmes det hvor mange som har blitt utsatt for forurensningen og hvor stor dose hver person har inntatt. Verdens helseorganisasjon skriver at en eksponeringsrute kan defineres med tre steg: forurensningskilde, barrierer og eksponeringsmekanismer.

Kilden vil være området der man finner forekomsten av patogene mikroorganismer som kan påvirke kvaliteten til vannet. For overflatevann kan kilden f.eks. være ekskrementer fra dyr som beveger seg i området rundt drikkevannskilden. Konsentrasjonen av patogene mikroorganismer må kvantifiseres. Det kan gjøres ved å f.eks. ta prøver fra området rundt ekskrementene eller ved råvannsinntaket til renseanlegget.

Etter at man har bestemt en konsentrasjon av mikroorganismer ved et punkt som er av interesse så er man nødt til å undersøke hvordan ulike barrierer påvirker konsentrasjonen av mikroorganismer. Barrierer kan være naturlig som f.eks. strømming gjennom jord eller menneskelagde renseprosesser som filtrering eller ulike desinfeksjonsmetoder

Tilslutt er man nødt til å undersøke hvordan befolkningen kan bli eksponert for mikroorganismene dersom de når forbrukeren. For vann finnes det flere ruter som kan smitte. Forbrukere bruker vann til mange gjøremål og noen smitteruter er aerosoler eller direkte inntak. Det endelige produktet fra vurderingen av eksponering er en dose som personen blir utsatt for.

2.5.3 Vurdering av helseeffekter

Etter at man har kvantifisert eksponeringen er neste steg å undersøke hvordan enkeltindivider og befolkningen responderer. En dose-respons modell kan benyttes for å beskrive relasjonen mellom konsumert dose og sannsynligheten for ulike helseutfall. Det benyttes forskjellige modeller for ulike mikroorganismer og målet er at modellene skal gi et mest mulig riktig estimat. For mikroorganismer er det viktig at modellen gjenspeiler virkelige egenskaper. Verdens helseorganisasjon skriver at de vanligste modellene er basert på en teori om at hver enkelt mikroorganisme handler på eget initiativ og har en individuell sannsynlighet for å smitte et individ (World Health Organization, 2016). Andre faktorer som det tas høyde for er spredningen av mikroorganismer i et vannvolum. Ulike vann-

prøver fra samme vannvolum kan inneholde et ulikt antall mikroorganismer (Rose mfl., 2017). I tillegg tas det høyde for variasjon i befolkningen. Enkelt grupper har et svakere immunforsvar og er dermed mer utsatt for å bli smittet.

2.5.4 Risiko karakterisering

Risikokarakterisering er en kombinasjon av de tidligere trinnene og er et uttrykk for hvor sannsynlig det er at helsen blir påvirket. Omfanget av en risikokarakterisering vil avhenge av hvor kompleks beregningen er. I sin enkleste form kan man beregne et punktestimat. En slik beregning vil utføres på følgende vis (Haas mfl., 2014):

Gjennomsnittlig konsentrasjon → Gjennomsnittlig dose →
Dose-response modell → Sannsynlighet for infeksjon

Ulempen med punktestimater er at de ikke tar høyde for usikkerheter og variabilitet. Mer komplekse risikokarakteristikker har som mål å inkorporere usikkerheter og variabilitet og vil da gi en mer nyansert risikovurdering.

De endelige resultatene fra risikovurdering kan brukes til å sammenlikne ulike tiltak som kan iverksettes for å redusere risikoen. F.eks. kan det være mulig å benytte en kost-nytte-analyse for å finne ut om en tiltak kan lønne seg, men det er en omdiskutert metode ettersom man er nødt til å sette en verdi på alvorlige helseutfall.

3. Metode

Metodekapittelet er todelt. Del 1 beskriver hvordan den kvantitative mikrobielle risikovurderingen har blitt utført for Spydeberg. Del 2 beskriver hvordan programmeringen har blitt gjennomført.

3.1 Kvantitativ mikrobiell risikovurdering for Spydeberg kommune

En generell beskrivelse av en kvantitativ mikrobiell risikovurdering er gitt i kapittel nr.2. I denne delen av oppgaven følger en spesifikk beskrivelse av utførelsen for ledningsnettverket i Spydeberg kommune. Videre presenteres noen nødvendig valg for risikovurderingen.

3.1.1 Problemformulering

Oppgaven ser på et scenario der patogene mikroorganismer blir sugd inn i et ledningsnettverk. Områder der innsug kan skje er kummer med ulike ventiler eller ledninger med sprekker eller hull. Farene i slike områder kan stamme fra flere kilder. Forurensninger i kummer kan bli ført inn med overvann, dyr som bruker kummen som et tilholdssted og kloakk. For ledninger i grøfter vil forurensninger mest sannsynlig stamme fra kloakk. Overvann kan også trenge inn i grøften og bære med seg forurensninger, men grøftematerialene kan fungere som et slags filter som holder tilbake forurensningene. I grøften vil det også kunne være en naturlig forekomst av mikroorganismer som kan være patogene. Med denne informasjonen er det nødvendig å bestemme en referanse organisme som kan fungere godt eller en annen organisme som er av spesiell interesse. For denne QMRA benyttes *Campylobacter jejuni*

Dersom forurensninger blir trukket inn i ledningsnettverket så finnes det få barrierer som kan redusere konsentrasjonen av mikroorganismer. I noen ledningsnettverk vil man

finne restklor på nettet. Klor fungerer som et desinfeksjonsmiddel og har ulik effektivitet på forskjellige typer mikroorganismer. Men i Norge benyttes det lave klordoser og man kan dermed ikke forvente at restklor har en betydelig desinfeksjonsvirkning i ledningsnettverket (Folkehelseinstituttet, 2016). Andre fysiske faktorer som kan påvirke konsentrasjonen er strømningsmønsteret og miljøet i ledningsnettverket.

Risikovurderinger kan være veldig sensitive og det er interessant å få et inntrykk av den endemiske sykdommen i befolkningen. Det vil si sykdom som til stadighet opptrer i et geografisk område, og hyppigere for området enn andre steder (Store medisinske leksikon, 2018). Derfor er man interessert i å estimere antall personer som kan bli smittet på grunn av en innsugshendelse.

3.1.2 Vurdering av eksponering

Vurdering av eksponering kan deles opp i tre trinn som vist i **Bakgrunn**. Det første steget som blir utført er å estimere hypotetiske konsentrasjonsverdier og mulige områder der forurensninger kan trenge inn i ledningsnettverket. Ideelt sett så skal scenarioene være realistiske, men både Svanemyr (2019) og jeg har oppdaget at det er en krevende øvelse. Forurensningsverdier og lokasjoner ble bestemt av Svanemyr (2019) under arbeidet med hennes masteroppgaven.

Det er flere grunner til at dette er en krevende øvelse. Bare det å bestemme hvilken kilde som er årsaken til forurensningen er vanskelig. I tillegg så vil det kunne være store variasjoner i forurensningskonsentrasjon for kilder av samme type. Dersom man bruker kloakk som eksempel vil man se at forurensningskonsentrasjonen vil bli påvirket av faktorer som antall smittede som tilfører gråvann til spillvannsledningen, antall personer som tilfører gråvann til spillvannsledning oppstrøms forurensningskilden og variasjon i antall patogene-organismer i avføringen. I tillegg vil det generelle vannforbruket og andel overvann ha en betydelig innvirkning på den endelige konsentrasjonen av patogene-mikroorganismer som man finner i spillvannsledningen.

Etter at forurensningskilder har blitt bestemt er det nødvendig å undersøke spredningsruten til forurensningen. Dette vil innebære å undersøke om det finnes noen «barrierer» som kan påvirke konsentrasjonen av mikroorganismer. Det andre vil være å bestemme spredningsmønsteret i ledningsnettverket. For denne oppgaven blir ikke «barrierer» undersøkt nærmere ettersom det allerede er vanskelig nok å bestemme realistiske konsentrasjoner. Spredningsmønsteret til forurensningen blir beregnet med en hydraulisk modell over Spydeberg. Modellen er lagd i EPANET, et program som brukes til å modellere vanddistribusjonssystemer.

Innbyggere i Spydeberg kan bli eksponert for patogene mikroorganismer gjennom ulike daglige aktiviteter som innebærer bruk av springvann. For denne oppgaven ble det besluttet å se på hvordan konsumet av ukokt drikkevann fra ledningsnettverket kan føre til smitte av individer i befolkningen. Antall glass som hver person drikker per dag trekkes fra en Poisson-distribusjon. Informasjonen om antall glass og konsentrasjonen av forurensningen i noder brukes for å estimere dosene som personene inntar.

3.1.3 Vurdering av helseeffekter

Befolkningen i Spydeberg sentrum blir utsatt for forskjellige doser i løpet av en simuleringsperiode. For å estimere antall smittede etter en innsugshendelse er det nødvendig å finne en relasjon mellom den konsumerte dosen av *Campylobacter* og sannsynligheten for smitte. En beta-Poisson modell ble brukt for å estimere sannsynligheten for smitte og den inkluderer følgende antagelser: Antall organismer i en prøve er Poisson fordelt, en organisme er i stand til smitte dersom den når et egnet område, sannsynligheten for overlevelse og for å smitte er ikke konstant og overlevelses sannsynligheten er gitt av en beta fordeling (Rose mfl., 2017). Parametere for modellen som er regnet for å være best egnet ble hentet fra (Enger, 2013).

$$P(\text{response}) = 1 - \left[1 + \text{dose} \cdot \frac{(2^{\frac{1}{\alpha}} - 1)}{N_{50}} \right]^{-\alpha}$$

$$\text{Hvor } \alpha = 1.44 \times 10^{-1} \text{ og } N_{50} = 8.9 \times 10^2$$

3.1.4 Risiko karakterisering

For denne oppgaven beregnes det punkttestimat for antall smittede i Spydeberg. Derfor er det vanskelig å vite hvor stor innvirkning forskjellige usikkerheter og variabilitet kan ha på resultatene som presenteres. For å gi et inntrykk av hvordan risikoestimatet kan bli påvirket ble det utført flere risikoanalyser hvor ulike verdier ble endret. Det kan ansees som et grunnleggende forsøk på «sensitivitetsanalyser». En oversikt over hvilke endringer som ble utført og hvordan det påvirket resultatene finnes i kapittel 4. Etersom den hydrauliske modellen og risikovurderingen fortsatt trenger bedre begrunnelse for valg og mer arbeid må risikoestimatene brukes med stor forsiktighet. Derfor virket det ikke fornuftig å sammenlikne smitteestimatene mot f.eks. verdier for akseptabel risiko. Et av de endelige målene er sammenligne resultater fra drikkevannsstudien (Folkehelseinstituttet, 2018a) med resultater fra en kvantitativ mikrobiell risikovurdering.

3.1.5 Nødvendige valg for en risikovurdering

For å kunne gjennomføre en risikovurdering er det nødvendig å ta flere valg underveis. Flere av valgene er krevende å begrunne og bør derfor ansees som litt tilfeldige. En beskrivelse av noen nødvendige valg følger i avsnittene under.

Faktorer som påvirker Epanet-MSX simuleringen

God praksis for modellering i EPANET anbefaler at tidssteget til kvalitets simuleringen er 1/10 av det hydrauliske tidssteget. Målet med det er å redusere masseubalansen, slik at vannkvalitet resultatene blir mest mulig riktig. Davis Michael J.; Janke (2018) skriver at god praktisk ikke nødvendigvis gir riktige verdier, og dersom man skal unngå feil resultater så må tidssteget til kvalitets simuleringen reduseres ytterligere. I denne oppgaven ble godt praksis brukt selv om det kan gi masseubalanser. I tillegg ble det valgt å fortsette med tidsstegene som Svanemyr brukte i input filene.

Rapporteringssteg

Ved sammenligning av resultater, med Svanemyr, ble det oppdaget at rapporteringstegene til EPANET-MSX kunne ha en betydelig innvirkning på smitteestimatet til risikovurderingen. Derfor ble det utført et par risikovurderinger der rapporteringssteget ble endret. I de endelige resultatene ble det benyttet et rapporteringssteg på 10 minutter.

Dose

Dosen til en person som blir eksponert beregnes ved å gange konsentrasjonen av *Campylobacter*, i vannet, med volumet som personen konsumerer. For den fullstendige risikovurdering ble det bestemt at alle vannglass hadde samme volum: 0.25L. Variasjoner i dose vil derfor avhenge av tidspunktet personene drikker vann. Sannsynlighetsfordelingen som benyttes for å bestemme konsumtidspunkt har 24 mulige verdier. Men simuleringsresultatene fra EPANET-MSX kan ha rapporteringssteg som er kortere enn hele timer. Derfor kan det være nødvendig å bestemme hvilken konsentrasjon i timen en person blir eksponert for. Hvis man ønsker å overestimere risikoen for infeksjon kan det være riktig å benytte seg av den høyeste konsentrasjonen for timen. En annen tilnærming kan være å trekke konsentrasjonen tilfeldig. En siste tilnærming kan være å ta gjennomsnittet av alle konsentrasjoner i timen. De to første tilnærmingene har blitt testet ut for å undersøke hvordan konsentrasjonen påvirker estimatet av antall infeksjoner i befolkningen.

Sannsynlighet for infeksjon

I løpet av en simuleringsperiode kan en person som er tilknyttet ledningsnettverket drikke en eller flere vannglass som inneholder patogene mikroorganismer. Sannsynligheten for smitte beregnes på følgende vis.

Etter at en person har inntatt et vannglass estimeres det hvor stor dose personen inntar. Dosen sendes til en funksjon som estimerer sannsynligheten for infeksjon. Dersom det kun inntas én dose for perioden brukes denne verdien som sannsynligheten for infeksjon.

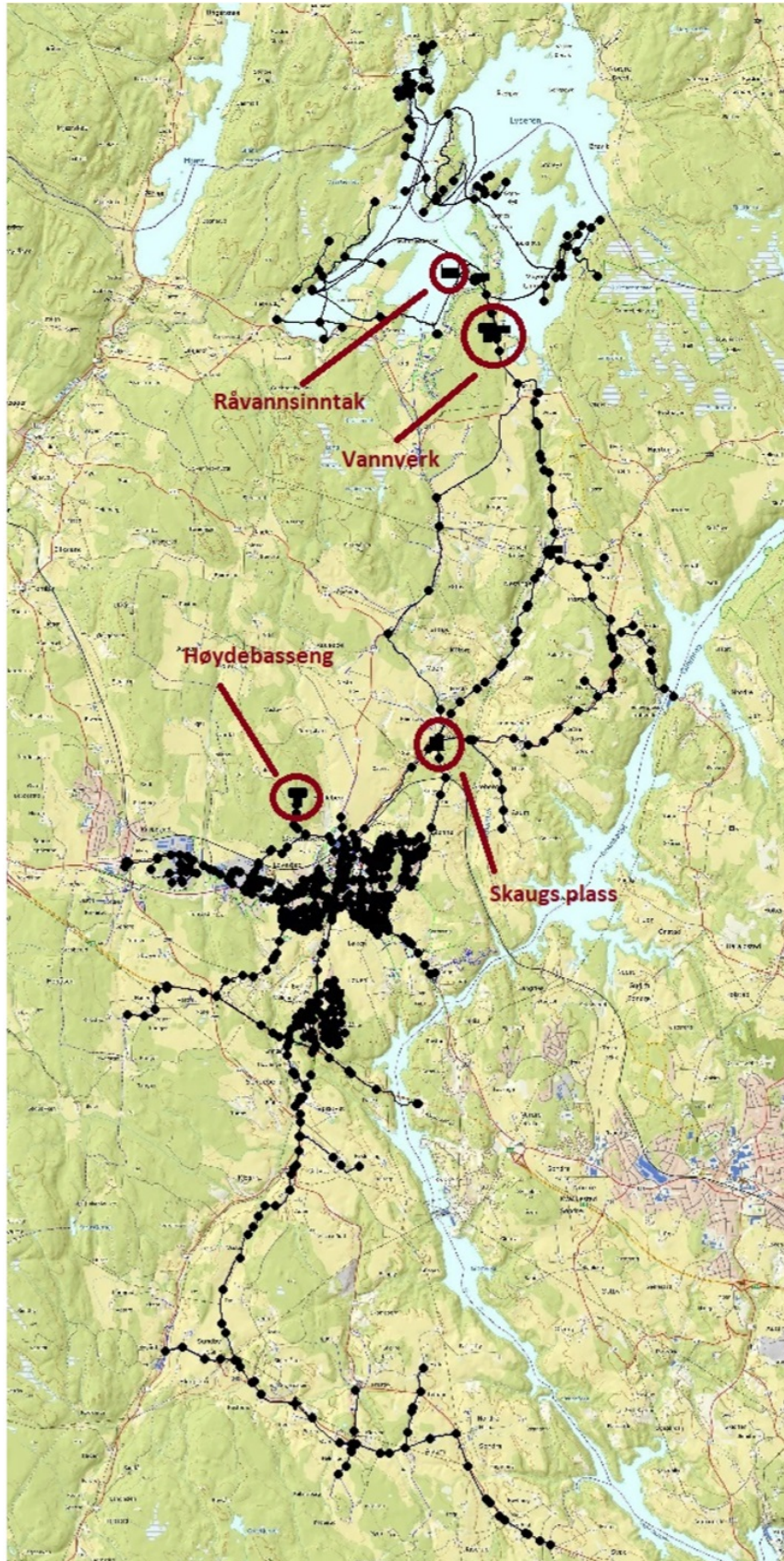
Dersom en person inntar flere doser beregnes en samlet sannsynlighet for infeksjon. For hver dose finner man sannsynlighet for å ikke bli smittet. Produktet av sannsynlighetene beregnes og ved å subtrahere den beregnede sannsynligheten, for å aldri bli smittet, fra 1 estimeres sannsynligheten for å bli infisert i simuleringsperioden.

3.2 Hydraulisk modell og programvare

Spydeberg er en kommune som ligger i Østfold fylke. I følge Statistisk sentralbyrå (2019) har kommunen, per 4.kvartal 2018, 6042 innbyggere. Kommune grenser til Hobøl i vest og Askim i øst. Hobøl og Askim er kommuner som Spydeberg samarbeider med for å levere enkelte vanntjenester. I Spydeberg sin hovedplan (Spydeberg kommune, 2013) for vann og avløp står følgende informasjon om vannforsyningsanlegget til Spydeberg. Hemnes renseanlegg forsyner flesteparten av kommunens innbyggere med vann. Råvannet hentes fra Lyseren og gjennomgår en mekanisk og kjemisk renseprosess før det sendes ut på ledningsnettverket. Hemnes leverer drikkevann til 4597 innbyggere pluss institusjoner i Spydeberg og 1165 innbyggere pluss institusjoner i Hobøl. I tillegg leverer det «sommervann» til 65 hytter. Ledningsnettverket er ca. 75 km. Hvor ca. 35 km er asbestsementrør, ca. 30 km er plastrør og ca. 8 km er støpejernsrør. Videre står det at Spydeberg har et umålt forbruk og lekkasjer som tilsvarer 46 % av vannproduksjonen. Svanemyr (2019) skriver at denne andelen har blitt redusert og at det i møte med Spydeberg ble sagt at andelen har blitt redusert til ca.15 %. Figur 3.1 viser en oversikt over modellen som Svanemyr (2019) bygde.

3.2.1 Modell av Spydebergs ledningsnettverk

Modellen av drikkevannsnettverket til Spydeberg er basert på en oversikt over ledningsnettverket som er eksportert fra Gemini VA. Modellen over ledningsnettverket ble bygd av Svanemyr (2019) som en del av arbeidet med masteroppgaven. Arbeidet innebar blant

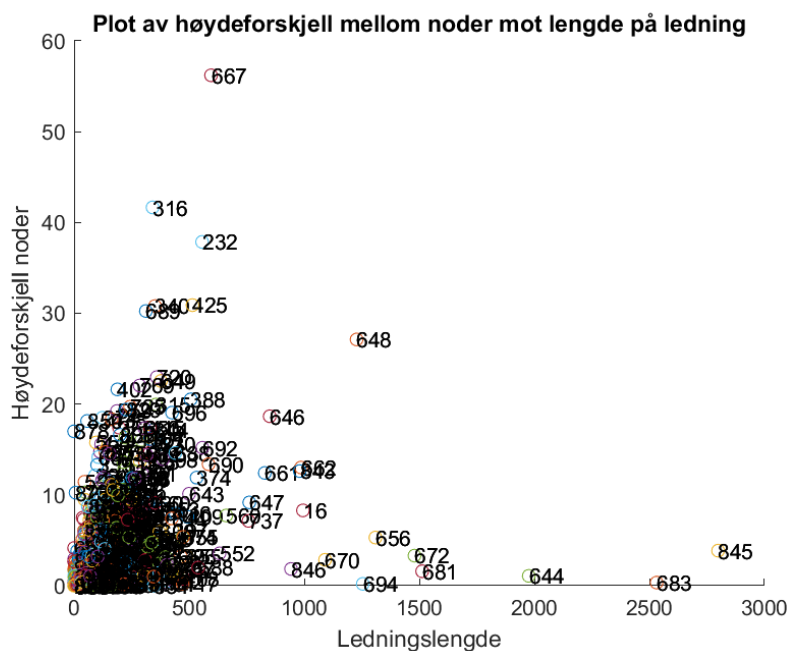


Figur 3.1: Figuren viser en modell av ledningsnettverket til Spydeberg kommune. Viktige deler av nettverket er markert med rød tekst. Bildet er en skjermdump fra oppgaven til Svanemyr (2019)

annet endring av ledningenes ruheter og diametre og nodenes høyder og vannforbruk. Svanemyr skriver at modellen kan sees på som en hypotetisk modell for Spydeberg, men at den er realistisk nok til bruk i simuleringer. Under arbeid med denne masteroppgaven har det blitt gjennomført noen enkle kontroller av modellen.

Kontroll av nodehøyde og ledningslengde

Node høydene ble kontrollert ved å sammenligne høydedifferansen mellom noder og lengden til ledningene som forbinder dem. Resultatene ble plottet i en graf.

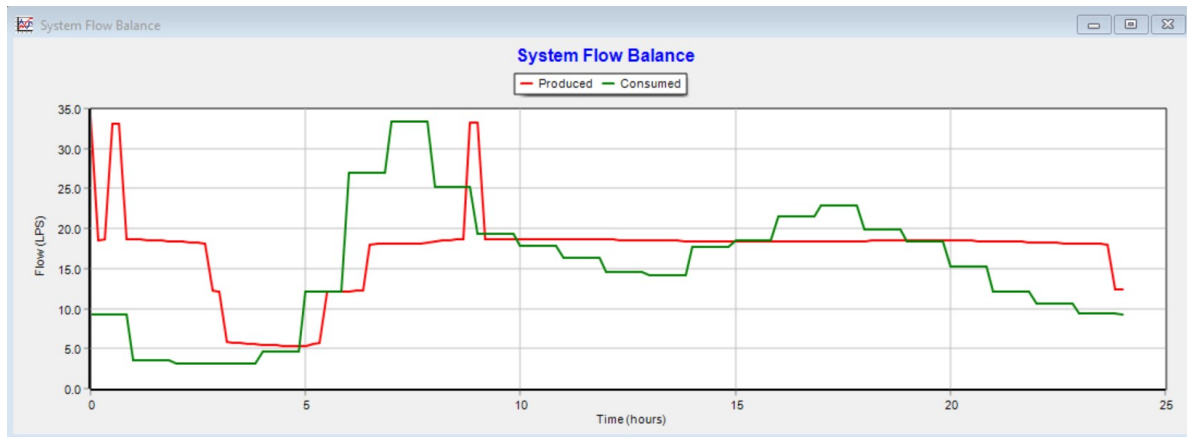


Figur 3.2: Spredningsplott som undersøker sammenhengen mellom lengden på ledningene og høydedifferansen til nodene. Tallene som svever over punktene angir indeksverdien til ledningen som forbinder to noder.

Verdier som lå i nærheten av x (ledningslengde) eller y (høydeforskjell for noder) akse ble kontrollert manuelt for å undersøke om de var plausible. I tillegg til manuell kontroll av figur 3.2 ble det skrevet en funksjon som undersøkte om lengden til ledningene var lik standardverdien som er satt for prosjektet. Det viste seg at ingen ledninger var like lange som standardverdien.

Kontroll av vannforbruk

«Base demand» verdier og «patterns» ble kontrollert for å undersøke om de fungerte som planlagt. Etter en hydraulisk simulering i EPANET er det mulig å hente ut informasjon om det totale vannforbruk for perioden, se figur 3.3.



Figur 3.3: Graf som viser simulert vannproduksjon og vannforbruk for et døgn.

Informasjonen i grafen 3.3 ble eksportert til en tekstfil og et Python-script ble brukt for å beregne arealet under grafen. Resultatene stemte overens med det planlagte vannforbruket til Svanemyr (2019).

3.2.2 Testing av programvare

Svanemyr skrev om utfordringer med lang simuleringstid og mangel på alternativer for visualisering av resultater. I starten av arbeidet med denne oppgaven ble det brukt en del tid på å finne gode metoder for å løse disse utfordringene. Det innebar utprøving av en del forskjellig programvare. Etterhvert ble det bestemt at EPANET-MATLAB Toolkit (EMT) (Eliades mfl., 2016) kunne fungere for å løse oppgaven.

Simuleringstid

Det ble opplevd som viktig å redusere beregningstiden til simuleringene. En lang simuleringstid gjør det vanskelig å gjennomføre mange simuleringer innenfor en realistisk tidsramme. Derfor ble det brukt en del tid på å utforske hvordan utfordringen kunne løses. To ulike tilnæringsmetoder ble utforsket 1) bruke EPANET-MSX som et kommandolinje-program 2) undersøke om det er mulig å redusere simuleringstiden i EPANET- MATLAB Toolkit.

EPANET-MSX er tilgjengelig i to ulike utgaver: Som kommandolinje-program eller som ett funksjonsbibliotek. For kommandolinje-programmet startes simuleringen fra kommandolinjen. Simuleringen krever to gyldige input-filer. Begge inputfilene behandles som tekstfiler, men lagres i forskjellige format. En fil med INP format som beskriver ledningsnettverket/simuleringsinnstillinger og en fil med MSX format som beskriver funksjoner og variabler som brukes i vannkvalitet simuleringen. Kommandolinje-programmet gjen-

nomfører både en hydraulisk simulering og en simulering av vannkvalitet. Resultatene kan returneres enten som en tekstfil eller en binær-fil. Med enkle script er det mulig å lese av begge format, men med en binær-fil er det mulig å hente ut informasjonen som finnes i en bestemt posisjon. Fordelen med det er at man slipper å lese av hele tekstfilen for å finne informasjonen man trenger. Det kan redusere tidsbruken betraktelig.

Dersom man har noe erfaring med programmering er det mulig å bruke EPANET-MSX sitt funksjonsbibliotek. Den enkleste metoden for å få tilgang til funksjonsbiblioteket er ved å bruke et «omslags-bibliotek». «Omslags-bibliotek» er et tynt lag med kode som benytter seg av funksjonsbiblioteket. I tillegg inneholder det egne funksjoner som fungerer som en utvidelse av funksjonsbiblioteket. Det finnes flere «omslags-bibliotek» for EPANET-MSX. De er skrevet i forskjellige programmeringsspråk og utviklingen varierer kraftig. Under arbeid med denne oppgaven ble det benyttet et «omslags-bibliotek» som er skrevet i programmeringsspråket MATLAB. EPANET-MATLAB Toolkit (Eliades mfl., 2016) som utvikles av et forskningssenter i Kypros. I EMT er det implementert 3 ulike metoder som kan brukes for å kjøre en simulering. En stegvis analyse, en fullstendig analyse og muligheten for å kalle på EPANET-MSX fra kommandolinjen. Under arbeid med denne oppgaven har jeg kun hatt suksess med den stegvise metoden og kall til kommandolinjen. Av de metodene som fungerte var kall til kommandolinjen betydelig raskere. Fra figur 3.4 kan vi se tidsbruken for et simuleringstilfelle. Resultatet viser at kall til kommandolinjen brukte ca. 1/3 av tiden til en stegvis analyse.

Utfordringen med Epanet Matlab toolkit er at ikke alle EPANET/EPANET-MSX funksjonaliteter er implementert. Underveis i arbeidet fikk jeg inntrykk av EMT manglet støtte for «Rule-Based controls». Sannsynligvis er det årsaken til at resultatene fra Epanet matlab toolkit ikke stemmer overrens med resultatene fra Epanet-MSX kommandolinje-programmet.

I EPANET er det mulig å skrive kontrollsetninger som styrer hvordan ulike deler av et ledningsnettverk skal fungere underveis i en simulering. Kontrollsetningene spesifiserer statusen til «links» som en funksjon av tid, vannnivå i basseng og trykk ved ulike punkt. Kontrollsetningene kan deles inn i to kategorier: «Simple Controls» og «Rule-Based Controls». Kategoriene har ulik funksjonalitet og «Rule-Based Controls» har mer avansert styringsfunksjonalitet enn «Simple Controls». Hovedforskjellen er at «Rule-Based Controls» gjør det mulig å endre «link» status basert på en kombinasjon av betingelser. «Links» er blant annet rør, pumper og ventiler

Ettersom «Rule-Based Controls» ikke fungerte som tenkt ble det undersøkt om det kunne være mulig å skrive om «Rule-Based Controls» til «Simple Controls». Men utfordringen med en eventuell omskriving var at pumpene og ventilene benyttet seg av kontrollsetninger med flere betingelser. Tanken var at en omskriving kunne være mulig

Profile Summary

Generated 09-Apr-2019 14:26:05 using performance time.

Function Name	Calls	Total Time	Self Time*	Total Time Plot (dark band = self time)
epanet>epanet.writeMSXReportExe	1	112.507 s	0.000 s	
epanet>runMSX	1	112.507 s	0.001 s	
dos	2	112.506 s	112.506 s	
workspacefunc	8	0.060 s	0.021 s	
workspacefunc>getShortValueObjectJ	3	0.015 s	0.004 s	

Profile Summary

Generated 09-Apr-2019 13:27:11 using performance time.

Function Name	Calls	Total Time	Self Time*	Total Time Plot (dark band = self time)
epanet>epanet.getMSXComputedQualityNode	1	325.574 s	27.313 s	
...epanet.stepMSXQualityAnalysisTimeLeft	2880	103.840 s	0.147 s	
epanet>MSXstep	2880	103.693 s	103.693 s	
epanet>epanet.getMSXNodeInitqualValue	1654	97.845 s	41.810 s	
epanet>epanet.getMSXSpeciesConcentration	4761866	94.353 s	52.909 s	
epanet>MSXgetqual	4761866	41.445 s	41.445 s	
epanet>epanet.getMSXSpeciesCount	1369514	29.761 s	16.908 s	
epanet>MSXgetinitqual	2735716	26.210 s	26.210 s	
epanet>MSXgetcount	1369514	12.853 s	12.853 s	

Figur 3.4: Øverste resultat viser tidsbruk for kall til kommandolinjen. Nedre resultat viser tidsbruk for den stegvisen analysen. Det er den øverste linjen i hver tabell som ser på den totale tidsbruken for en hel simulering. Linjene under beskriver tidsbruken til de forskjellige funksjonene som det blir kalt på

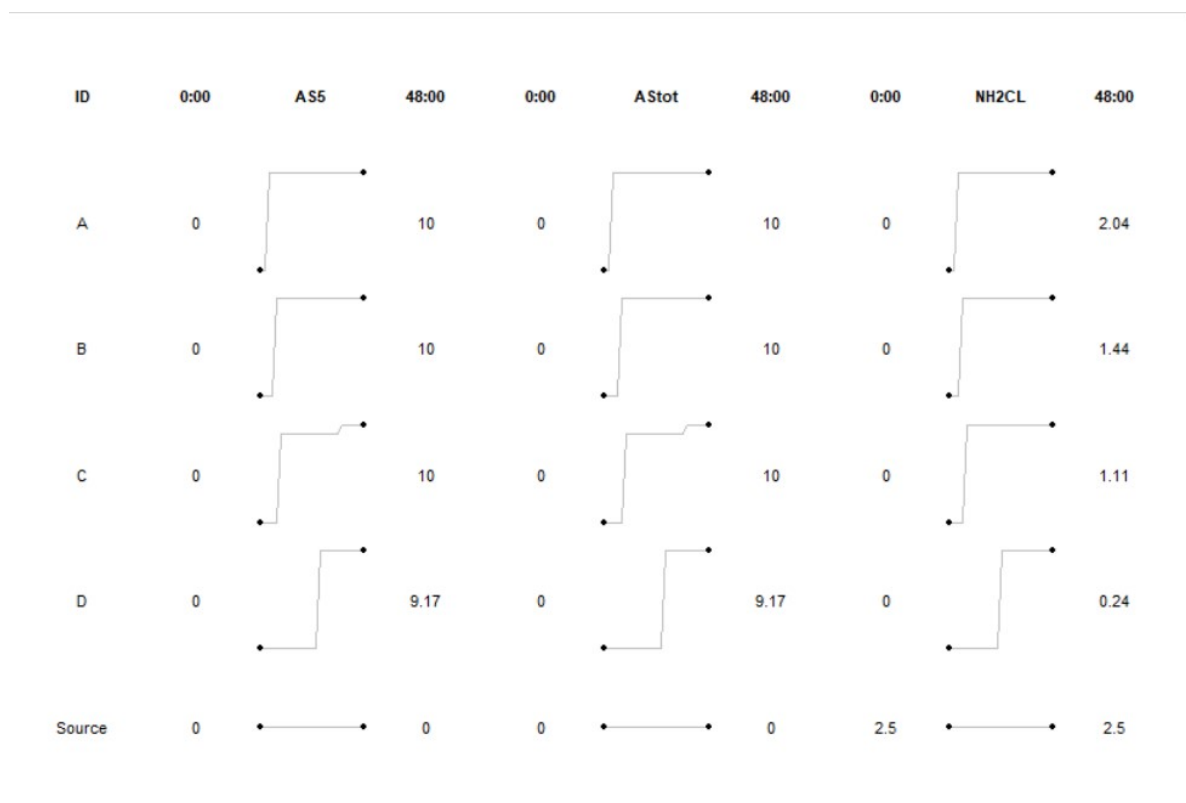
så lenge alle betingelsene var inkludert og så lenge rekkefølgen på betingelsen ble riktig, men det fungerte ikke som tenkt. En av grunnene kan være at det var krevende å forstå hvordan rekkefølgen til kontrollsetningene i «Simple Controls» tolkes. Brukermanualen til EPANET inneholder ingen informasjon om hvordan rekkefølgen til «Simple Controls» påvirker den hydrauliske simuleringen. Derfor ble det tatt kontakt med U.S. EPA for å høre om en slik omskriving kunne være realistisk. De antydte at det ikke lot seg gjøre. I tillegg til å undersøke om det var mulig å skrive om kontrollene til ledningsnettverket ble det tatt kontakt med utviklerne av EMT. De kunne hverken avkrefte eller bekrefte at det var noe galt med «Rule-Based Controls». De foreslo å lage en enkel modell som kunne brukes til å gjenskape utfordringen, men på grunn av tidsmangel ble det ikke brukt tid på å lage en forenklet modell.

Tilslutt ble det oppdaget at epanet klassen lagrer stien til den originale INP input filen. Et forsøk ble utført for å undersøke om det var mulig å bruke den som input-fil i EPANET-MSX simuleringen. Det fungerte og basert på min forståelse bør det ikke påvirke resultatene. I manualen (Shang mfl., 2008) står det at EPANET-MSX vil ignorere eventuell informasjon om vannkvalitet som står i INP input filen. Ulempen med den løsningen er at det er ikke mulig å benytte EMT klassen til å endre ledningsnettverket. Derfor kan det ikke ansees som en fullverdig løsning, men det må heller sees på som en metode for å unngå utfordringen med «Rule-Based Controls»

Visualisering

En visualisering av resultatene fra simuleringen i EPANET-MSX gjør det enklere for brukere å forstå hvordan en forurensning beveger seg gjennom ledningsnettverket. EPANET-MATLAB Toolkit har ingen funksjoner som kan brukes for visualisering og derfor ble det brukt tid på å undersøke hvordan man kunne visualisere resultatene fra en simulering. Programmene som ble testet var EpanetReader (Eck, 2016), en pakke for programmeringsspråket R, og Baseform Epanet Java Library (Baseform, 2012).

EpanetReader EpanetReader er en pakke som kan lese EPANET filer og som kan bruke informasjonen i enkle visualiseringer. Ved håndtering av store tekstfiler har pakken begrenset funksjonalitet. Den kan håndtere avlesning av filer, men MSX visualiseringen fungerer ikke så godt. Det kunne ha vært mulig å kombinere epanetReader pakken og andre R visualiseringspakker, men ettersom jeg har begrenset erfaring med R utforsket jeg heller andre løsninger. Figur 3.5 vier hvordan konsentrasjonsresultater for noder i ledningsnettverket blir illustrert med epanetReader.



Figur 3.5: Eksempel på MSX plot tegnet av epanetReader. Bokstavene langs venstre marg angir navnet på noden. Over plottene er det oppført start- og stopptidspunkt og hvilket stoff som er plottet. Stoffkonsentrasjonene er markert på hver side av plottene.

Baseform Baseform er en omskriving av Epanet til programmeringsspråket Java. Omskrivingen inkluderer MSX biblioteket slik at det er mulig kjøre analyser med flere stoffer. Programmet kan kjøres fra kommandolinjen eller et grafisk brukergrensesnitt. Programmet ble forsøkt kjørt fra det grafiske brukergrensesnittet, men det var ikke mulig for Spydeberg nettverket. Årsaken er ukjent, men det kunne virke som om det programmet har begrenset mulighet til å kjøre store filer. Jeg valgte å ikke bruke mer tid på å finne ut hvorfor simuleringen ikke fungerte.

Eget script Det ble forsøkt å lage en visualiseringsfunksjon i klassen som ble skrevet under arbeidet med denne masteroppgaven. Mer informasjon om klassen blir presentert i kapittel 3.3. Visualiserings funksjonen var inspirert av arbeidet til Svanemyr. Tanken var at det kunne være mulig å lage en Graphics Interchange Format(GIF) fil som viser en film av hvordan konsentrasjonen i ledningsnettverket endrer seg underveis i simuleringsperioden. Tanken var at filmen skulle vise alle nodene i nettverket og dersom en node registrerte en positiv konsentrasjon av *Campylobacter* skulle fargen til noden endres. Ulike farger skulle representere forskjellige konsentrasjonsintervaller slik at det var mulig å få et inntrykk av både spredning og alvorlighetsgraden av en hendelse. Etterhvert ble arbeidet med visualisering nedprioritert på grunn av tidsmangel.

Valg av programmeringsspråk og tilnærming til programmering

I starten av arbeidet med masteroppgaven ble både MATLAB (MathWorks, [udatert](#)) og Python (van Rossum, [udatert](#)) brukt for å gjennomføre forskjellige oppgaver. Etter hvert som jeg fikk en bedre forståelse for hvordan funksjonene i EMT fungerte, brukte jeg MATLAB mer og mer. Jeg oppdaget gradvis at EMT er et sterkt verktøy som kunne fungere godt for å løse denne oppgaven.

EPANET-MATLAB Toolkit inneholder en klasse som heter epanet. Når man initierer klassen skapes det et objekt av ledningsnettverket som er beskrevet i inputfilene. Objektet inneholder variabler og funksjoner. Variablene lagrer nyttig informasjon om ledningsnettverket mens funksjonene kan brukes til å utføre handlinger. I en MATLAB klasse kalles variabler for properties og funksjoner kalles for methods.

Programmeringsparadigme som er benyttet i epanet klassen kalles for objekt-orientert programmering (OOP) (Langtangen, [2016](#)). OOP kan forklares veldig enkelt som en biologisk familie der man har en foreldreklasse og en eller flere barneklasser. Foreldrene vil ha egenskaper og kunnskap som barna kan arve. Det gjør det mulig å skape barneklasser som bygger videre på det som allerede er gjort i foreldreklassen. Fordelen med det er at kode kan bli brukt flere ganger, noe som kan gi mer kompakt og forståelig

programmering. I tillegg er ikke koden avhengig av å kjenne til hvilken klasse et objekt tilhører. Dermed kan koden brukes på alle medlemmer av en klassefamilie.

3.3 Programmering

Avsnittene som følger beskriver de viktigste funksjonen som ble brukt for å gjennomføre en eller flere risikovurderinger. I tillegg til en skriftlig presentasjon av funksjonene og valgene som ble tatt, ble det lagd flytskjemaer som illustrerer hvordan funksjonene fungerer. Figur 3.6 inneholder en «chart key», som forklarer de ulike programmeringsvalgene som fasongene representerer i flytskjemaene.

Funksjonen som er beskrevet i figur 3.6 viser hvordan en fullstendig risikovurdering gjennomføres. En mer detaljert beskrivelse av funksjonene, som det blir kalt på, blir gitt i underkapittel 3.3.2. Før en risikovurdering kan bli gjennomført er det nødvendig å skape et objekt av «SubclassEpanet». Ved initiering vil funksjonene i **Konstruktøren** til klassen bli kjørt.

3.3.1 Konstruktøren

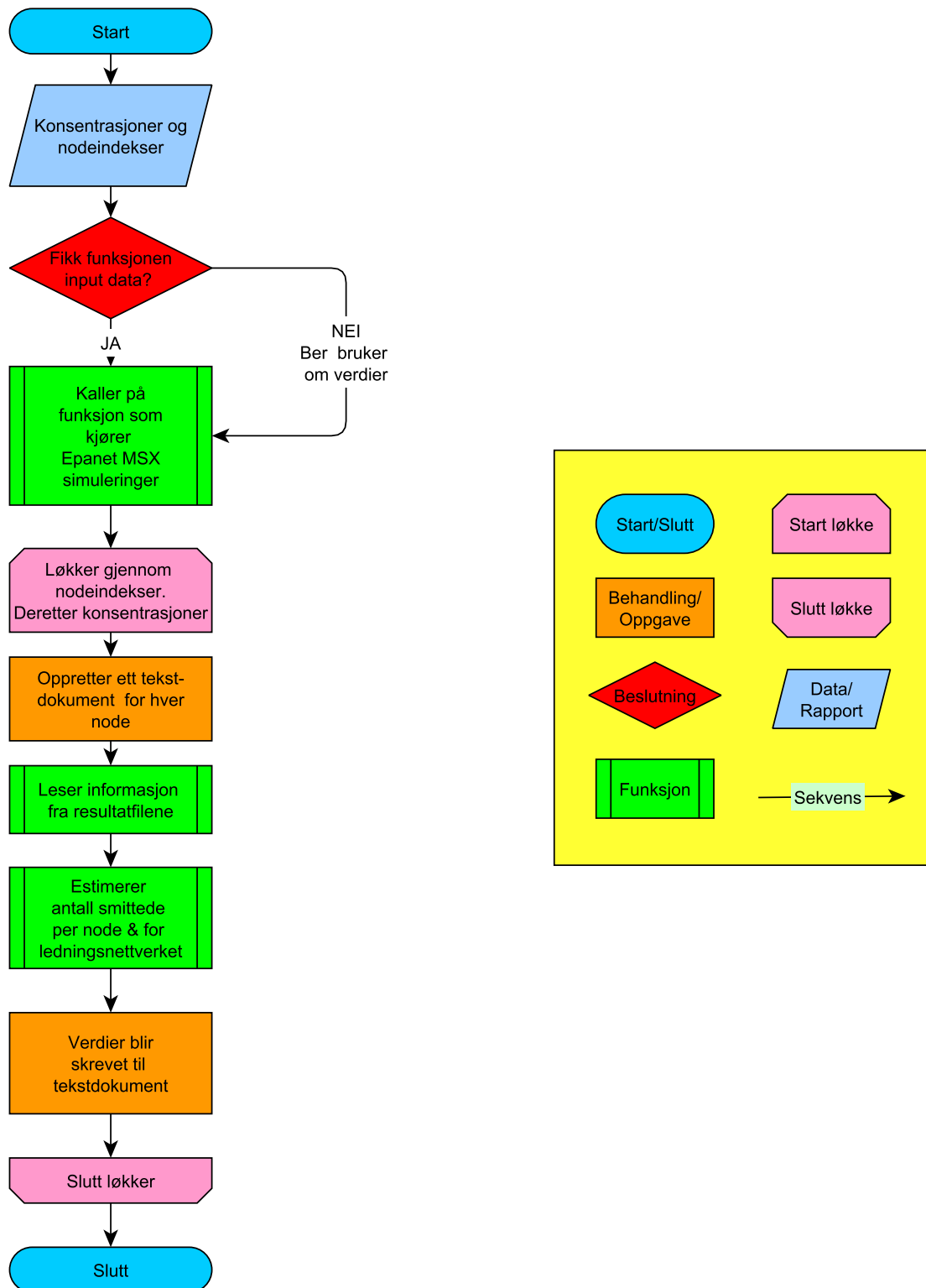
Funksjonene som blir illustrert i figur 3.7 tilhører «SubclassEpanet» sin konstruktør. En konstruktør kjøres i det klassen initieres og vil i praksis bety at funksjonene i konstruktøren kun blir kjørt en gang. Avsnittene **Fordeling av befolkning** og **Konsumert mengde og tidspunkt** beskriver hvilke valg som ble tatt for funksjonene i konstruktøren.

Fordeling av befolkning

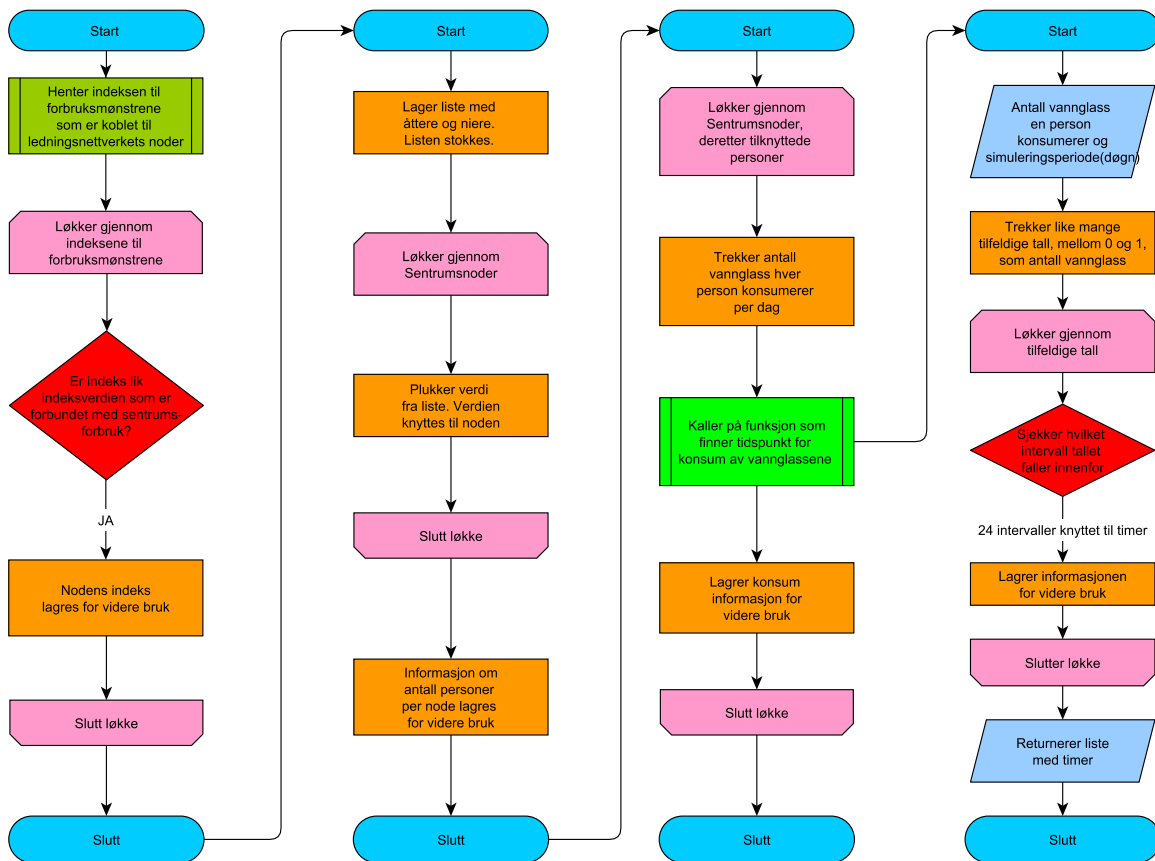
For å estimere hvor mange personer, i Spydeberg, som blir eksponert for patogene mikroorganismer er det nødvendig å ha kjennskap til deres posisjon i ledningsnettverket. Den eksporterte filen fra Gemini VA inneholder ikke informasjon om hvor Spydebergs befolkning er bosatt. Dermed var det nødvendig å bestemme plassering av personer i ledningsnettverket. Ifølge kommunefakta (Statistisk sentralbyrå, 2019) har Spydeberg kommune 6042 fastboende. De ble plassert på følgende måte.

Nodene i ledningsnettverket kan deles inn i to grupper: hyttefelt og sentrum. Innbyggere ble kun knyttet til noder som befant seg i Spydeberg sentrum. Tanken bak valget er at fastboende vil oppholde seg mest i fast bopel.

Det er også en plausibel tanke når man ser nærmere på forbruket og forbruksmønsteret



Figur 3.6: Til venstre ser man et flytskjema som viser hvordan en fullstendig risikovurdering blir gjennomført. Til høyre, i den gule firkanten, ser man en «Chart Key» som beskriver hvilke programmeringsstrukturer de ulike fasongene representerer



Figur 3.7: Flytskjema som viser hvordan funksjonene i konstruktøren fungerer. Hver «start» indikerer starten på en ny funksjon. Nødvendige valg blir presentert i teksten

som har blitt satt for den hydrauliske modellen. Base demand for hver node som ligger i sentrum er 0.02L s^{-1} som tilsvarer 72L h^{-1} . Modellen av Spydeberg har 722 noder tilknyttet sentrum. Dermed blir gjennomsnittsforbruket for området $52\text{m}^3\text{ h}^{-1}$ og døgnforbruk blir 1248m^3 . Dersom det fordeles utover beboerne tilsvarer det ca. $200\text{L p}^{-1}\text{ d}^{-1}$. Det kan være et fornuftig tall da det ligger i nærheten av SSB sitt forbruksestimat, for 2017, på $179\text{L p}^{-1}\text{ d}^{-1}$ liter per person per døgn. (Statistisk sentralbyrå, 2018).

Første oppgave var å finne ut hvilke noder som var tilknyttet Spydeberg sentrum. Helt venstre i figur 3.7 beskrives funksjonen som plukket ut de riktige nodene. For å forstå hvordan funksjonen fungerer er det greit å vite hvordan informasjon om ledningsnettverket lagres. I et objekt lagres informasjonen i strukturer hvor det er mulig å benytte seg av indeksverdier for å hente ut informasjonen som er av interesse. Ved å sammenlikne indeksverdien for forbruk, med en forhåndsbestemt indeksverdi, som er assosiert med forbruksmønsteret til sentrumsnodene, er det mulig å bestemme om en node tilhører sentrum eller hyttefeltet. Dersom noden tilhører hyttefelt lagres indeksverdien til noden slik at den kan brukes senere.

Neste oppgave var å fordele personer utover sentrumsnodene. Antall personer fordelt på antall noder, $\frac{6042}{722}$, er lik ca. 8,4 personer per node. Derfor virket det fornuftig at nodene skulle ha enten 8 eller 9 tilknyttede personer. Antall personer ble fordelt tilfeldig. Funksjonen er beskrevet i figur 3.7, andre funksjon fra venstre.

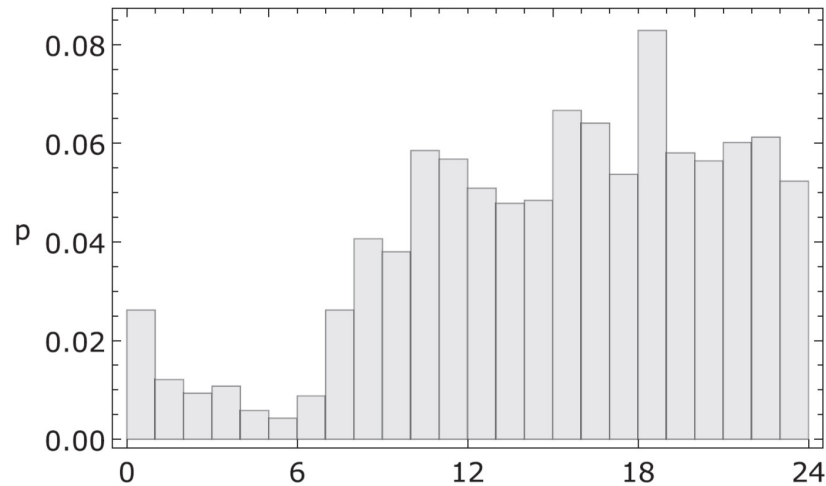
Konsumert mengde og tidspunkt

Etter at antall personer per node har blitt bestemt er det nødvendig å anslå inntaket av ukokt drikkevann og tidspunkt for inntak for hver person som er tilknyttet ledningsnettverket.

Først ble det anslått hvor mye vann hver person konsumerte per dag. Forbruket ble estimert ved å trekke tilfeldig antall glass fra en Poissonfordeling, med forventningsverdi λ , lik 2.5. Forventningsverdien er basert på forbrukstall fra Nederland. Blokker mfl. (2018) skriver at en nederlandsk undersøkelse fra 2010 fant ut at en person hentet i gjennomsnitt 2.3 glass per dag. Man kan diskutere om verdien som er brukt gir et godt estimat for befolkningen i Spydeberg. I tillegg til antall glass er man avhengig av å kjenne til volumet av hvert glass. For enkelhets skyld ble det bestemt at hvert glass var like stort, og rommet 0.25L. Funksjon nr. 3 fra venstre i figur 3.7 illustrer hvordan funksjonen er skrevet.

Neste steg var å bestemme når på døgnet vannglassene ble fylt. Tilfeldige tidspunkt ble trukket fra en empirisk sannsynlighetsfordeling (Schijven mfl., 2016). Trekningen ble utført på følgende vis. Sannsynlighetsfordelingen ble brukt til å lage en kumulativ

fordeling med 24 intervaller. Deretter ble det trukket en tilfeldig verdi mellom 0 og 1 for hvert vannglass. Det ble undersøkt hvilket intervall den tilfeldige verdien lå innenfor og tilhørende time ble returnert. Figur 3.8 viser sannsynlighetsfordelingen. Funksjon nr. 4 fra venstre i figur 3.7 viser hvordan tidspunkt ble bestemt.



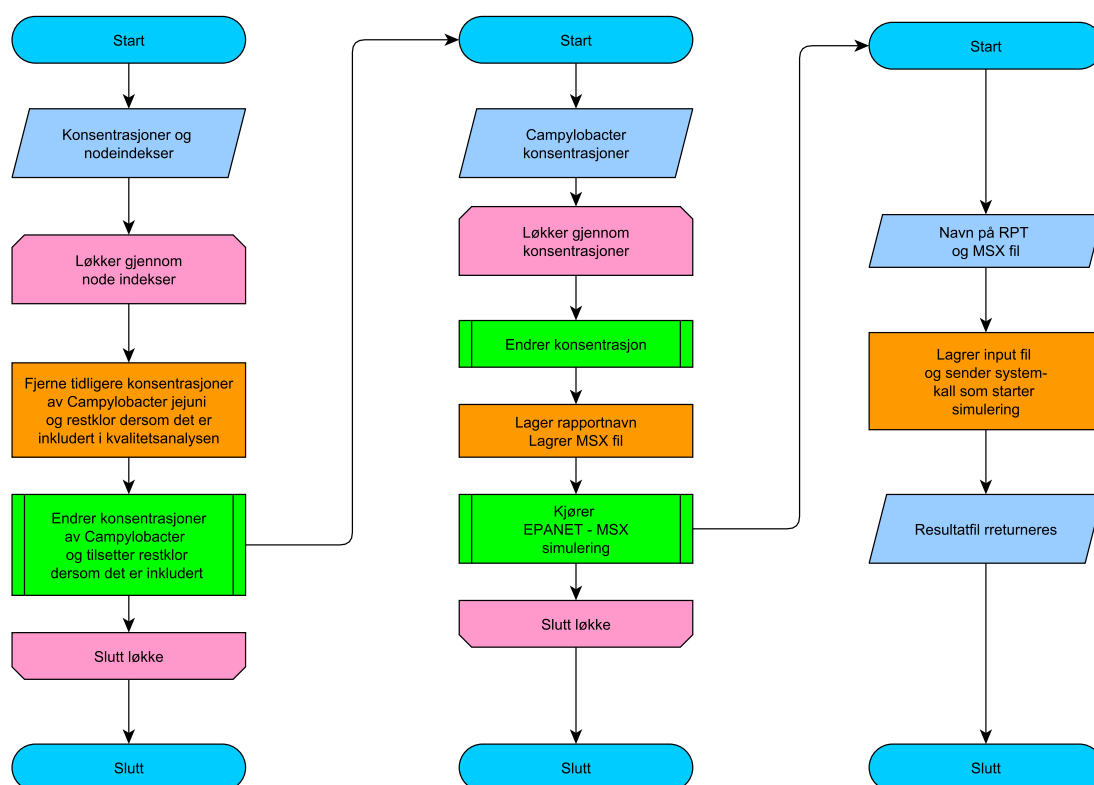
Figur 3.8: Plot som viser fordeling av tidspunkt for konsum av drikkevann for et døgn. Verdiene er basert på informasjon fra en Nederlandsk mat undersøkelse (van Rossum mfl., 2011) og er hentet fra (Schijven mfl., 2016)

3.3.2 Fullstendig risikovurdering

Etter at konstruktøren har blitt kjørt kan risikovurderinger gjennomføres. Funksjonen som kjører hele risikovurdering er en samlefunksjon som kaller på flere funksjoner. Først undersøker samlefunksjonen om den får dataen den trenger for å kunne kjøre risikovurderinger. Deretter kjører den en funksjon som gjennomfører en EPANET-MSX simulering, se [Endring av forurensningverdier og kjøring av Epanet-MSX simuleringer](#). Verdiene fra filene med resultater leses av og behandles av funksjonene som beskrives i [Risikovurderinger](#). Resultatene returneres i en tekstfil.

Endring av forurensningverdier og kjøring av Epanet-MSX simuleringer

Med programmet som ble skrevet var det mulig å endre størrelsen på forurensningen som ble tilført ledningsnettverket i ulike noder. Før forurensningen ble endret sørget den første funksjonen fra venstre, i figur 3.9, for at tidligere brukte verdier ble nullstilt. Deretter ble andre funksjon fra venstre brukte til å endre forurensningen i input filen før filen lagres. Den grønne funksjonen som faktisk endrer konsentrasjonen tilhører EMT og blir ikke beskrevet i oppgaven. Tilslutt initierer den siste funksjonen EPANET-MSX simuleringen. Resultatene lagres i en tekstfil med RPT format.

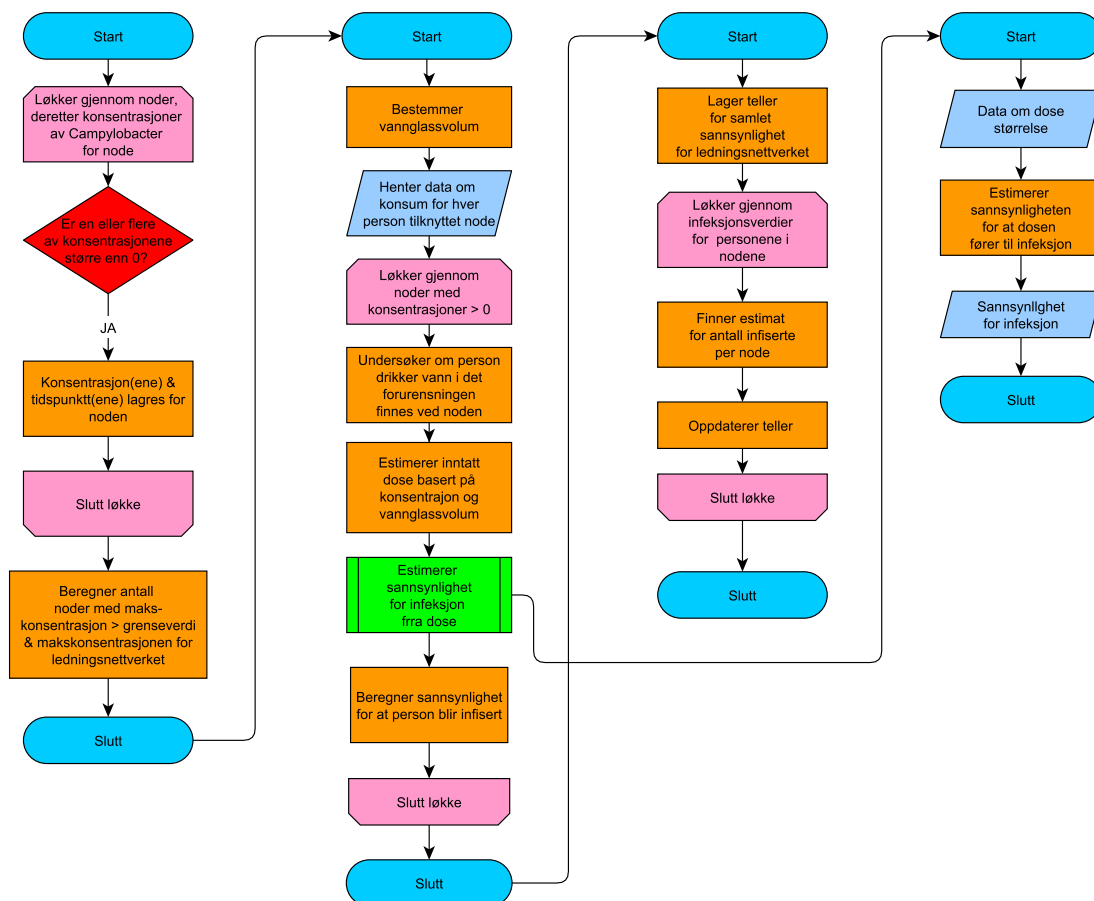


Figur 3.9: Flytskjemaet viser tre funksjoner som ble brukt for å endre forureningsverdier og starte en EPANET-MSX simulering. Hver «start» indikerer starten på en ny funksjon. Strekkene indikerer hvordan funksjonene samarbeider.

Deretter løkker samlefunksjonen gjennom noder og for hver node, konsentrasjoner. For noden opprettes det et tekstdokument hvor resultater skrives. Hver RPT fil leses av og informasjon lagres slik at den kan brukes av funksjonene som utfører resten av risikovurderingen: [Risikovurderinger](#)

Risikovurderinger

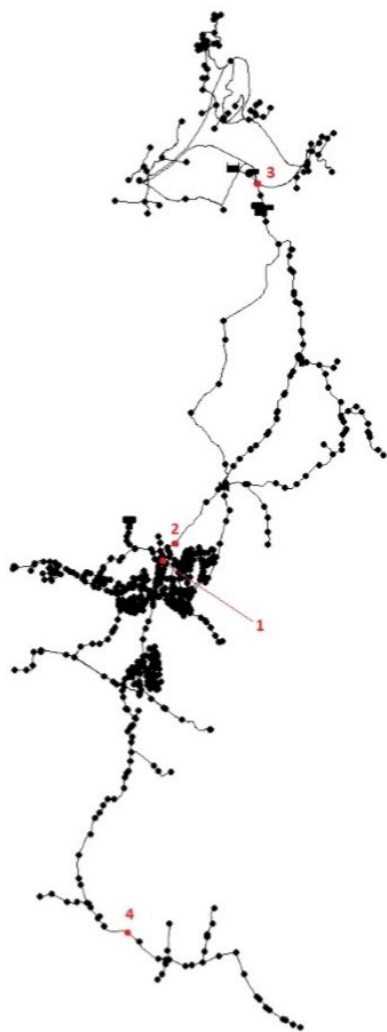
Første funksjon fra venstre i figur 3.10 løkker gjennom konsentrasjonsresultatene fra EPANET-MSX simuleringen. Dersom en eller av flere konsentrasjonen er større enn 0 lagres informasjon som er relevant for videre arbeid. Neste funksjon, andre fra venstre i figur 3.10 estimerer dosen som hver person inntar gjennom konsum av kaldt springvann. Dosen sendes til en funksjon, helt høyre i figur 3.10 som beregner sannsynligheten for infeksjon med en dose-respons modell. Informasjon om dose-respons modellen finnes i avsnitt [Vurdering av helseeffekter](#). Den siste funksjonen, andre fra høyre i figur 3.10 estimerer hvor mange personer i nettverket, som blir infisert av en innsugs hendelsen.



Figur 3.10: Flytskjema som beskriver funksjoner som er nødvendig for risikovurderingen. «Start/stopp» indikerer begynnelsen og slutten på funksjoner. Strekker indikerer hvordan funksjonene samarbeider.

4. Resultater

4.1 Sammenligning av resultater



Figur 4.1: Ledningsnettverket til Spydeberg med markering av de forskjellige lokasjonene der forurensninger tilsettes. Figuren er en skjemdump fra masteroppgaven til Svanemyr (2019).

Svanemyr gjennomførte totalt 27 simuleringer med modellen til Spydeberg. 3 av simuleringene ble utført med restklor i ledningsnettverket og resten ble gjennomført uten restklor.

Simuleringene uten restklor kan deles inn i 2 tidsperioder. Den første tidsperioden startet 00:00 og varte i 48 timer. Forurensningen ble tilsatt i 5 minutter og startet klokken 00:05. Den andre tidsperioden startet 00:00 og varte i 54 timer. Forurensningen ble tilsatt i 5 minutter og startet klokken 06:05.

Simuleringer med begge tidsperioder ble utført for 4 forskjellige lokasjoner. For hver lokasjon ble det tilført 3 ulike mengder *Campylobacter* per minutt: 1×10^3 , 1×10^6 og 1×10^9 . Simuleringene med restklor ble kun utført for lokasjon 1, men med de samme mengdene *Campylobacter* per minutt.

Figur 4.1 viser ledningsnettverket i Spydeberg og posisjonen til de 4 ulike lokasjonene er markert med en rød prikk og tilhørende tall. Informasjon om beliggenhet er hentet fra (Svanemyr, 2019)

Lokasjon nr. 1 er noden med identifikasjonsnummer 14201. Noden ligger i et område med høy node-tetthet og ligger oppstrøms for Spydeberg sentrum.

Lokasjon nr. 2 er noden med identifikasjonsnummer 87. Noden befinner seg oppstrøms fra lokasjon nr. 1 og er rett før en forgreining som leder mot sentrum og mot høydebasenget.

Lokasjon nr. 3 er noden med identifikasjonsnummer 19703. Noden befinner seg et stykke nedstrøms pumpeasjonen og i nærheten av hyttefeltet.

Lokasjon nr. 4 er noden med identifikasjonsnummer 21668. Noden er plassert sørlig i ledningsnettverket og godt stykke fra sentrum.

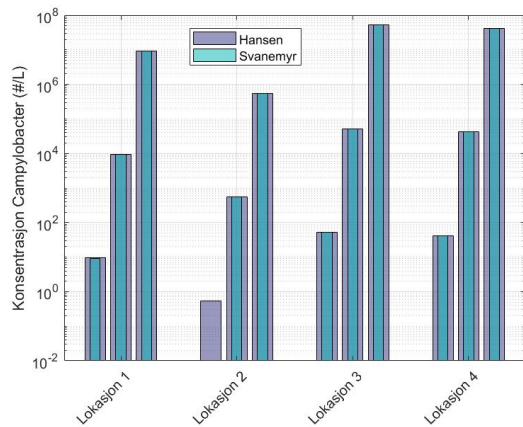
4.1.1 Simulering av vannkvalitet med *Campylobacter jejuni*

For simuleringene uten restklor er simuleringresultatene nærmest identiske med resultatene til Svanemyr (2019). Figur 4.2 viser en sammenligning av høyeste konsentrasjon for tidsperiode 1 og tidsperiode 2. For å fremheve forskjellene mellom resultatene ble det lagt to figurer som presenterer differansen. Figur 4.2b viser differansen for tidsperiode 1 og figur 4.2d viser differansen for tidsperiode 2. Differansen er oppgitt som absoluttverdi og områder uten stolper indikerer at differansen mellom resultatene er lik 0.

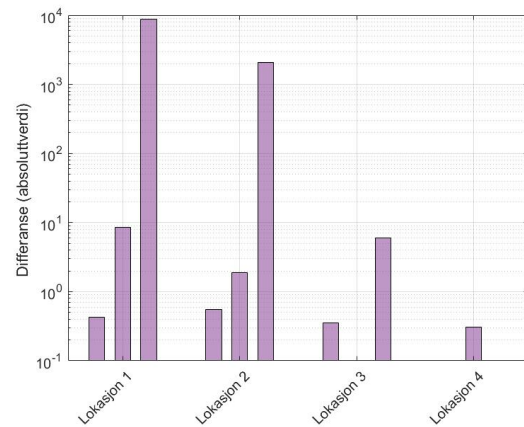
Differansene for tidsperiode 1 viser at det er en forskjell mellom mine og Svanemyr sine resultater. Selv om noen av differansene for tidsperiode 1 er store så er de relativt små sammenliknet med konsentrasjonsverdiene fra simuleringene. I figur 4.2d så er det mulig å se at det er små forskjeller mellom mine og Svanemyr sine resultater. Den største differansen er 1 *Campylobact* per liter. Mest sannsynlig stammer forskjellen fra avrunding av verdier.

I tillegg til sammenligning av høyeste konsentrasjon ble det gjennomført en sammenligning av antall noder som registrerte en konsentrasjon på mer enn 1000 *Campylobacter* per liter. Se tabell 4.1 for resultater.

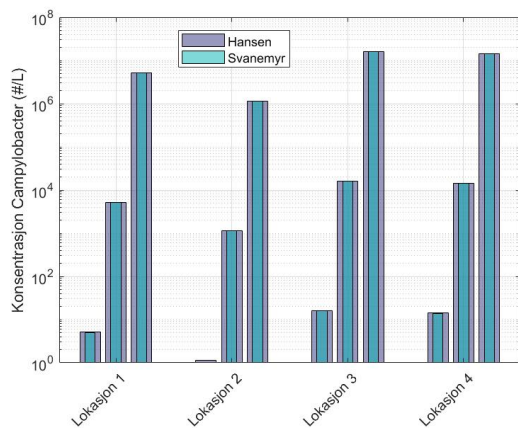
Mønsteret fra figur 4.2 dukker opp i tabell 4.1. Simuleringen fra tidsperiode 2 er tilnærmet identiske, mens det for tidsperiode 1 er større forskjeller. Forskjellene er fortsatt relativt små, bortsett fra for lokasjon 2 i tidsperiode 1. Her er resultatene mine mye større enn Svanemyr sine. Det er vanskelig å si noe om hvorfor det er forskjeller mellom de ulike tidsperiodene. Samme kode har blitt benyttet for å beregne resultatene og input filene ble kontrollert for å sjekke at de var like. En forklaring kan være at EMT endrer



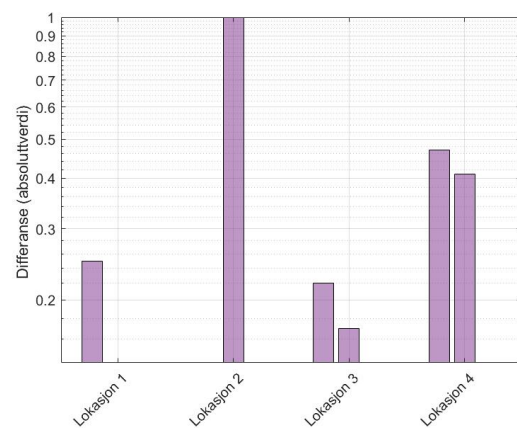
(a) Sammenligning tidsperiode 1



(b) Differanse tidsperiode 1



(c) Sammenligning tidsperiode 2



(d) Differanse tidsperiode 2

Figur 4.2: Figur som sammenlikner største konsentrasjon for simuleringer utført av Svanemyr og simuleringer utført for denne oppgaven. Differansen blir presentert slik at det er enklere å se forskjellen mellom resultatene.

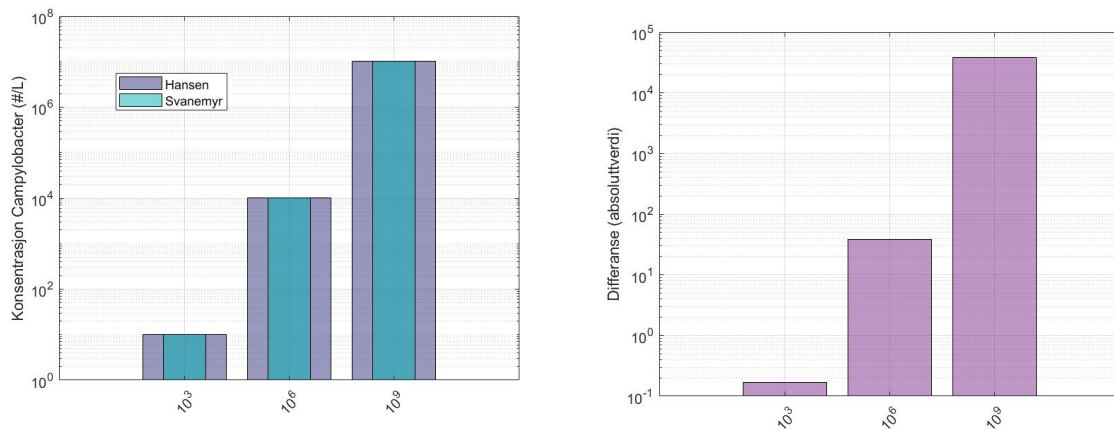
Tilsatt konsentrasjon per minutt	1×10^3		1×10^6		1×10^9	
Tidsperiode 1	Svanemyr	Hansen	Svanemyr	Hansen	Svanemyr	Hansen
Lokasjon 1	0	0	84	87	195	197
Lokasjon 2	0	0	0	0	5	19
Lokasjon 3	0	0	44	45	44	45
Lokasjon 4	0	0	18	19	18	19
Tidsperiode 2	Svanemyr	Hansen	Svanemyr	Hansen	Svanemyr	Hansen
Lokasjon 1	0	0	65	65	197	197
Lokasjon 2	0	0	119	120	397	397
Lokasjon 3	0	0	45	45	45	45
Lokasjon 4	0	0	19	19	19	19

Tabell 4.1: Tabell som sammenligner antall noder som har registrert en konsentrasjon av *Campylobacter* som er større enn 1000 per liter. Verdiene fra mine simuleringer blir sammenlignet med resultatene fra masteroppgaven til Svanemyr

enkelte verdier ved avlesning, noe som kan ha endret inputen for simuleringene.

4.1.2 Simulering av vannkvalitet med *Campylobacter* og klor

For simuleringen med klor er det større forskjeller mellom Svanemyr og mine resultater. For simuleringen hvor det tilsettes 1×10^9 *Campylobacter* per minutt er differansen ca. 4×10^5 *Campylobacter* per liter. Relativt sett så er forskjellen fortsatt liten, ca. 0.4% og når konsentrasjonene er store så vil forskjellen trolig ha liten betydning på smitteestimatet. Figur 4.3 sammenlikner resultatene og viser differansen.



(a) Sammenligning av resultater for simuleringer med restklor

(b) Differanse for simuleringer med restklor

Figur 4.3: sammenligning av største konsentrasjon av *Campylobacter* for simuleringer uten klor. Simuleringen ble utført for lokasjon 1. Differansen mellom de høyeste konsentrasjonene blir presentert slik at det enklere å sammenlikne resultater

Antall noder hvor det er registrert en konsentrasjon av *Campylobacter* per liter som er større en 1000 blir presentert i tabell 4.2. Fra resultatene kan man se at mine simuleringer gir flere noder hvor det har blitt beregnet en større konsentrasjonsverdi. Differansen for disse resultatene er mye større, men en direkte sammenligning bør utføres med forsiktighet. Det kan være små konsentrasjonsforskjeller som gjør at jeg har registrert ett større antall noder som overgår grenseverdien.

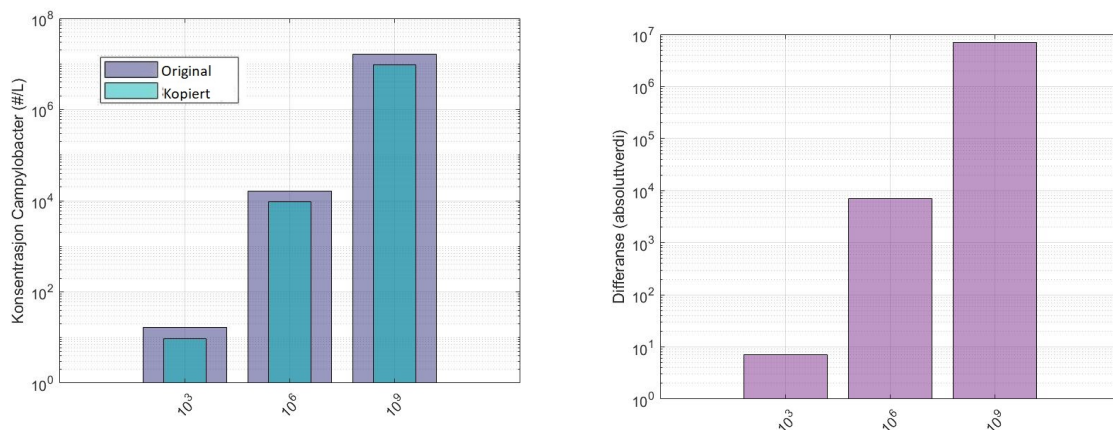
Resultatene fra sammenligningene, utført med og uten restklor, antyder noen forskjeller i hvordan simuleringene har blitt utført. Ettersom resultatene fra tidsperiode 2 er tilnærmet identiske og den relative forskjellen for de andre simuleringene er liten så antar jeg at forskjellen har liten betydning for det endelige risikoestimatet.

Tilsatt konsentrasjon per minutt	1×10^3		1×10^6		1×10^9	
Klor	Svanemyr	Hansen	Svanemyr	Hansen	Svanemyr	Hansen
Lokasjon 1	0	0	16	23	19	28

Tabell 4.2: Tabell som sammenligner antall noder som har registrert en konsentrasjon av *Campylobacter* som er større enn 1000 per liter. Resultatene stammer fra simuleringer med restklort på ledningsnettverket. Verdiene fra mine simuleringer blir sammenlignet med resultatene fra masteroppgaven til Svanemyr

4.1.3 Simulering av vannkvalitet med original og kopiert fil

Som nevnt i [Metode](#) så ble det oppdaget at EMT endret deler av input filene ved avlesning. Det ble funnet en metode for å omgå problemet og det var derfor interessant å undersøke hvordan avlesningen påvirket resultatene. Den ene simuleringen av vannkvalitet ble initiert fra kommandolinjen og den andre ble initiert fra EMT.



(a) Sammenligning av de største konsentrasjonene av *Campylobacter* (b) Differanse mellom de største konsentrasjonene

Figur 4.4: Stolpediagram som sammenligner største konsentrasjon av *Campylobacter* for simuleringer utført med kopiert INP fil og original INP fil. Simuleringen ble utført ved lokasjon 1 i tidsperiode 1.

Figur 4.4 illustrer forskjellen mellom simuleringene av vannkvalitet. Basert på resultatene kan man konkludere at avlesningen til EMT påvirker simuleringresultatene. Forskjellene er betydelige og den prosentvise økningen for alle resultatene er ca. 75%. Svanemyr (2019) påpekte at vannkvalitetsresultatene økte med samme faktor som tilført forurensning ble endret med. Det samme gjelder for de nye vannkvalitetsresultatene.

Resultatene i tabell 4.3 viser at det er en forskjell i antall noder som har fått beregnet en konsentrasjon som er større enn 1000 *Campylobacter* per liter. Det ble ikke funnet noen god forklaring på hvorfor EMT registrerte flere noder enn kommando-linje programmet når det ble tilsatt en konsentrasjon på 1×10^6 men færre noder når det ble tilsatt en

Tilsatt konsentrasjon per minutt	1×10^3		1×10^6		1×10^9	
Ulike simuleringsmetoder	Kommando-linje	EMT	Kommando-linje	EMT	Kommando-linje	EMT
Lokasjon 1	0	0	37	48	195	179

Tabell 4.3: Tabell som presenterer resultater fra 2 ulike simuleringsmetoder for vannkvalitet. Den ene simuleringen er kjørt fra EMT mens den andre er kjørt med kommando-linje programmet til EPANET-MSX. Simuleringene er utført for 3 ulike forurensningskonsentrasjoner som ble tilsatt i lokasjon 1. Resultatene viser antall noder med en konsentrasjon som er større enn 1000 *Campylobacter* per liter.

konsentrasjon på 1×10^9 . Resultatene som har blitt presentert sier lite om hvordan *Campylobactene* spres i ledningsnettverket.

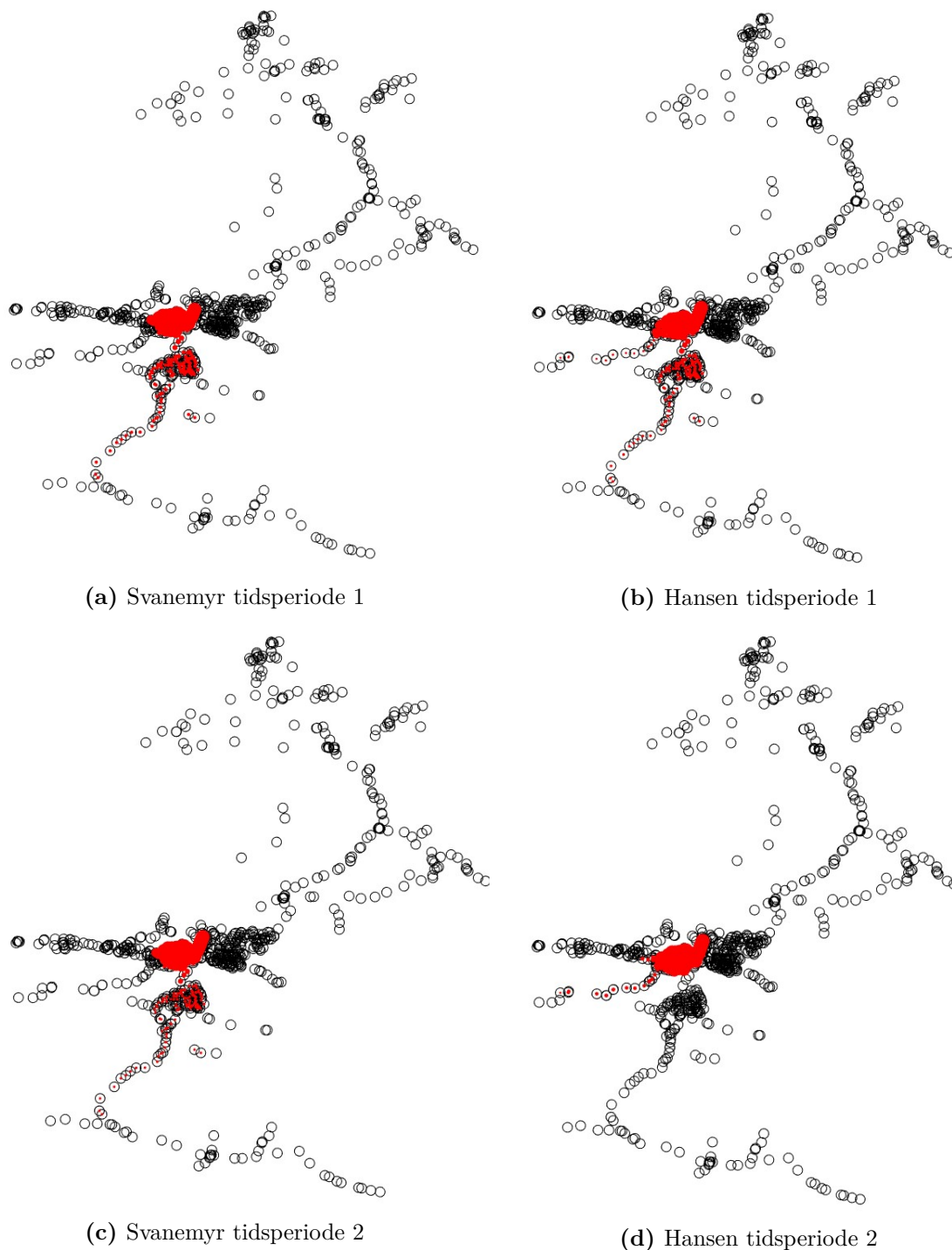
For å undersøke om det var en betydelig forskjell i spredningen ble «maksplot» scriptet til Svanemyr (2019) benyttet. Se seksjon 5.2.1 i Svanemyr (2019) for forklaring av scriptet. Visualiseringene blir presentert i figur 4.5. Størrelsen til de røde prikkene kan ikke sammenlignes direkte. Det er fordi scriptet tar utgangspunkt i makskonsentrasjonene til de ulike vannkvalitets simuleringene. Maksverdien for en analyse blir tegnet som en full sirkel og dermed kan man ikke anta at fulle sirkler for ulike figurer representerer samme konsentrasjon.

Figurene viser at forurensningen spres forskjellige for begge tidsperioder. For simuleringene mine virker det som om deler av forurensningen spres mer vestover. I tillegg er det en stor forskjell mellom resultatene for tidsperiode 2. Mine resultater har mindre spredning sør for lokasjon 1.

Årsaken til forskjellen har ikke blitt bekreftet, men det virker som om «Rule based controls» ikke blir lest av EMT.

4.2 Videreføring av arbeidet til Svanemyr

Hensikten med oppgaven var å lage en risikovurdering som kunne beregne antall smittede forårsaket av en forurensningshendelse i ledningsnettverket til Spydeberg. Oppgaven bygger videre på arbeidet til Svanemyr (2019) og benytter seg av ledningsnettverket og scenarioene som Svanemyr bestemte. Selv om identiske input filer ble benyttet var det tydelig at resultatene ble påvirket av vannkvalitetsmetoden som ble brukt. For å få et inntrykk av hvordan vannkvalitetsanalysene påvirket smitteestimatene ble utført risikovurderinger med to ulike metoder. Resultatene fra risikovurderingen presenteres i tabell 4.4. «DOS» indikerer at vannkvalitetsanalysen ble initiert fra kommandolinjen. Ellers kan resultatene i tabellen sammenlignes direkte da variablene i risikovurderingene



Figur 4.5: Figur som sammenlikner spredningen av *Campylobacter* i ledningsnettverket til Spydeberg. Figurene på venstre side viser resultatene til Svanemyr. Figurene på høyre side viser resultatene fra mine simuleringer. Alle simuleringer er utført med en forurensning som ble tilsatt i lokasjon 1 og med 1×10^9 *Campylobacter* per minutt

ikke ble endret for de forskjellige kjøringene.

Tilsatt konsentrasjon per minutt	1×10^3			1×10^6			1×10^9		
Simuleringsmetode	DOS	EMT	prosentvis endring	DOS	EMT	prosentvis endring	DOS	EMT	prosentvis endring
Lokasjon 1	1.3	1.4	-7.1 %	160.3	120.0	33.6 %	730.4	656.2	11.3 %

Tabell 4.4: Tabellen presenterer resultater fra to forskjellige risikovurderinger. Risikovurderingene har blitt utført med resultater fra to ulike simuleringer av vannkvalitet. Den ene simuleringen ble utført av EMT og den andre ble utført av kommando-linje programmet til EPANET-MSX. DOS er et begrep som brukes for kommando-linje programmet

Det er en tydelig forskjell i resultatene som kommer fra de forskjellige simuleringene. Ettersom det ble lagt betydelig arbeid i å få den hydrauliske modellen til å fungere blir metoden som ikke endrer INP filen brukt for de endelige resultatene fra risikovurderingen. I praksis betyr det at EMT ikke leser av filen som benyttes i vannkvalitetsanalysen. For de endelige resultatene benyttes følgende oppsett. Tidssteg: hydraulisk tidssteg: 300 s, rapporterings tidssteg: 600 s og MSX kvalitets tidssteg: 30 s. Resultatene presenteres i tabell 4.5.

Tilsatt konsentrasjon per minutt	1×10^3	1×10^6	1×10^9
Tidsperiode 1			
Lokasjon 1	1.26	160.32	730.39
Lokasjon 2	0.019	6.15	270.59
Lokasjon 3	1.93	9.24	12.24
Lokasjon 4	0.50	3.85	5.24
Tidsperiode 2			
Lokasjon 1	1.24	59.58	153.74
Lokasjon 2	0.86	160.14	790.17
Lokasjon 3	0	0	0
Lokasjon 4	0.86	8.97	12.83
Klor			
Lokasjon 1	0	0	0
Lokasjon 2	0	0	0
Lokasjon 3	0.28	1.32	1.75
Lokasjon 4	0.0024	0.54	1.33

Tabell 4.5: Tabellen presenterer resultater fra risikovurderinger med 3 ulike oppsett. Oppsettene er beskrevet i teksten over. Resultatene er smitteestimer og anslår hvor mange personer som blir smittet av de hypotetiske forurensningshendelsen.

Resultatene fra risikovurderingene viser at forurensninger som tilføres i noder som ligger i nærheten av sentrum har størst sannsynlighet for å smitte flest personer. Jeg vil tro

at en av de viktigste grunnene er at forurensningen har større sannsynlighet for å nå flere noder og dermed flere personer. I tillegg er det slik at forurensninger som tilsettes i lokasjon 3 beveger seg mot hyttefeltet til Spydeberg og i hyttefeltet er det ikke plassert noen personer. Tilslutt er det registrert få noder der konsentrasjonen av *Campylobacter* overstiger grenseverdien for forurensningshendelser i lokasjon 3 og lokasjon 4. Se tabell 4.1. Dersom få noder har en høy konsentrasjon vil en konsekvens være at få personer kan bli utsatt for en forurensning som vil bety at færre personer kan bli smittet av hendelsen.

Forskjellen i antall smittede for tidsperiode 1 og tidsperiode 2 er interessant og viser at tidspunkt for når en forurensningshendelse finner sted har stor betydning for hvor mange personer som blir smittet i nettverket. Det er store forskjeller for lokasjon 1 og lokasjon 2 imellom tidsperiode 1 og tidsperiode 2. Disse resultatene virker fornuftig når man ser på de andre tallene i figur 4.2 og tabell 4.1. Selv om antall noder med en konsentrasjon over grenseverdien er mye større for lokasjon 2 i tidsperiode 2 så er den største konsentrasjonen for hele tidsperioden til vannkvalitetsanalysen mindre.

Resultatene fra QMRA analysen har mange usikkerheter og store variabilitet og derfor kan man ikke anta at resultatene er realistiske. I neste avsnitt blir noen enkle forsøk presentert for å illustrere hva slags effekt ulike endringer kan ha på smitteestimatet.

4.3 Risikovurderinger med endrede parametere

Ved å endre parameterne i en risikovurdering er det mulig å få inntrykk av hvordan ulike valg kan påvirke en risikovurdering. En risikovurdering vil bestå av flere valg. Endringene som har blitt undersøkt ble oppdaget i arbeidet med oppgaven.

4.3.1 Tidsintervall mellom rapportering av vannkvalitetsresultater

«Reporting Time Step» angir tidsintervallet mellom skriving av vannkvalitetsresultater til en rapport (Rossman, 2000). Ved å redusere antall vannkvalitetsresultater for en simulering reduseres tidsbruken til risikovurdering. En av ulempene med å redusere antall vannkvalitetsresultater er at de kan ha en innvirkning på smitteestimatet til Spydeberg. Derfor ble det gjort et forsøk på å finne ut hvor stor innvirkning tidssteget kan ha.

Tabell 4.6 viser resultatene for antall noder som har en konsentrasjon som er større enn

grenseverdien på 1000 *Campylobacter* per liter. Resultatene indikerer at dersom man har færre vannkvalitetsresultater per time så gir det en reduksjon i antall noder hvor det registreres en konsentrasjon over den valgte grenseverdien.

Tilsatt konsentrasjon per minutt	1×10^3	1×10^6	1×10^9
30 sekunder	0	87	198
5 minutter	0	71	198
10 minutter	0	50	176
60 minutter	0	13	133

Tabell 4.6: Tabell som presenterer resultater for en simulering av vannkvalitet med ulike rapporteringssteg. Forurensningen tilføres i lokasjon 1 og tilsatt konsentrasjon per minutt er oppgitt i tabellen. Resultatene som oppgis er antall noder per simulering som har registrert en konsentrasjonen av *Campylobacter* som overstiger grenseverdien på 1000 perliter.

Tabell 4.7 viser resultater for antall smittede som er tilknyttet ledningsnettverket. Disse resultatene viser samme trend som finnes i tabell 4.6. Et lengre tidssteg mellom rapportering av vannkvalitetsresultater fører til et lavere estimat over antall smittede i Spydeberg sentrum. Forskjellen mellom rapporteringssteget er betydelig og det kan være lurt å undersøke hvilke tidssteg som kan gi et godt nok estimat.

Tilsatt konsentrasjon per minutt	1×10^3	1×10^6	1×10^9
30 sekunder	2.07	171.09	686.73
5 minutter	1.30	132.22	664.18
10 minutter	1.17	117.31	650.59
60 minutter	0.17	28.70	504.35

Tabell 4.7: Tabell som presenterer resultater for risikovurderinger med ulike rapporteringssteg. Forurensningen tilføres i lokasjon 1 og tilsatt konsentrasjon per minutt er oppgitt i tabellen. Resultatene er et estimat på antall smittede i forårsaket av en forurensningshendelse.

4.3.2 Beregning av dose

Som beskrevet i metodekapittelet blir tidspunkt for konsum trukket fra en fordeling med 24 timer, mens EPANET kan returnere flere konsentrasjonsresultater per time. Derfor er det nødvendig å bestemme hvilken konsentrasjon som skal brukes til å bestemme hvor mange personer som blir smittet i ledningsnettverket. Tre metoder ble nevnt i metodekapittelet og forskjellen mellom to av dem har blitt testet. Tilnærmingene som ble testet var høyeste konsentrasjon for timen og tilfeldig trekning av en konsentrasjon fra timen. Resultatene fra risikovurderingene presenteres i tabell 4.8.

Tilsatt konsentrasjon per minutt	1×10^3	1×10^6	1×10^9
Høyeste konsentrasjon for timen	2.07	171.09	686.73
Tilfeldig konsentrasjon fra timen	0.19	30.59	522.12

Tabell 4.8: Tabellen inneholder resultater fra risikovurderinger for lokasjon 1 med 3 ulike forurensninger. Mer informasjon om metodene finnes i metodekapittelet.

For metoden hvor konsentrasjonsverdien trekkes tilfeldig burde trekningen av dosen ha blitt gjennomført mange ganger. Det kan forklares med store talls lov (Bjørnstad, 2017). «Dersom antall observasjoner øker vil også snittet til observasjonene gradvis nærme seg sin forventningsverdi.» For forsøket ble det kun trukket verdier fra timen en gang. Dermed kan det endelige smitteestimatet enten være høyt, lavt eller noe midt imellom. Ellers stemmer snittestimatet med mine forventninger. Etter en gjennomgang av EPANET-MSX resultatene var det tydelig at mange noder kun hadde noen få rapporteringssteg med positive konsentrasjoner av *Campylobacter*. Dermed vil det være fornuftig om smitteestimatet blir lavere enn for metoden der den høyeste konsentrasjonen for timen blir benyttet.

4.3.3 Forventningsverdier og konsumert volum

Vannmengden en person konsumerte per dag ble bestemt ved å trekke tilfeldige verdier fra en Poisson-fordeling. De tilfeldige verdiene representerer antall glass og volumet til glassene var bestemt på forhånd. Ulike forventningsverdier kan brukes i Poisson-fordelingen og verdien som blir benyttet kan ha stor innvirkning på smitteestimatet. Mons mfl. (2007) har gjennomgått konsuminformasjon for flere land og har anbefalt forventningsverdier og volum på glass. For å undersøke hvor stor innvirkning ulike forventningsverdier har på smitteestimatet ble risikovurderinger utført med fire ulike forventningsverdier. Forsøkene er utført for lokasjon 1 med 3 forskjellige forurensningskonsentrasjoner. Hvis annet ikke er oppgitt er forventningsverdiene og volumet til glasset hentet fra (Mons mfl., 2007). Resultatene presenteres i tabell 4.9.

Tilsatt konsentrasjon per minutt	1×10^3	1×10^6	1×10^9
Australia λ : 3.49 Volum glass: 0.25 L	1.43	155.06	775.92
England λ : 2.81 Volum glass: 0.19 L	0.95	113.91	678.55
Nederland (Blokker mfl., 2018) λ : 2.5 Volum glass: 0.25 L (selvbestemt verdi)	1.08	111.68	639.83
Nederland λ : 0.71 Volum glass: 0.25 L	0.33	35.63	256.95

Tabell 4.9: Tabellen inneholder resultater fra risikovurderinger for lokasjon 1 med 3 ulike forurensninger. Risikovurderingene ble utført med 4 ulike forventningsverdier. Forventningsverdien er indikert med λ . Resultatene er et estimat på hvor mange personer som blir smittet på grunn av en forurensningshendelse

5. Diskusjon

Diskusjonskapittelet er todelt. Del 1 diskuterer den kvantitative mikrobielle risikovurderingen. Del 2 diskuterer hvordan programmeringen har blitt gjennomført.

5.1 Kvantitativ mikrobiell risikovurdering

Et av målene med masteroppgaven var å skrive et program som kan brukes for å utføre en kvantitativ mikrobiell risikovurdering for ledningsnettverket i Spydeberg kommune. Risikovurderingen fungerte og ble brukt til å produsere resultater for flere hypotetiske forurensningshendelser. En ulempe med den kvantitative mikrobielle risikovurderingen er at den er implementert som et punkttestimat. Det betyr at hvert ledd i vurderingen bruker en gjennomsnittlig verdi og resultatene inneholder kun en verdi for simuleringen. Dersom verdiene skal brukes til å fatte beslutninger bør de vise intervallet av mulige resultater. Slik det er nå har man ingen mulighet til å vurdere hvor sannsynlig resultat man har er. Men selv om resultatene mangler informasjon om intervallet kan de fortsatt brukes til å gi et inntrykk av hvordan endringer i QMRAen påvirke resultatene. Dersom en input øker eller reduseres med en viss verdi er det mulig å finne ut hvor stort prosentvist utslag det har på resultatene. Slik er det mulig å avgjøre hvilke faktorer som har størst innvirkning på resultatene.

5.1.1 Nødvendige valg

For å kunne skrive QMRA modellen var det nødvendig å ta flere valg underveis. Noen av valgene blir diskutert i avsnittene som følger.

Fordeling av befolkning

Plassering av personer ble gjennomført ganske tilfeldig og det er vanskelig å forsvare at plasseringen er realistisk. Et argument som kan støtte en slik fordeling er at tettheten

til noder blir større i sentrumsområder og med fordelingsmetoden som har blitt brukt så vil det føre til at man også har en større tetthet av mennesker i områder med stor nodetetthet. Et annet argumentet som kan støtte plasseringen av personer er at vannforbruket stemmer relativt godt med SSB sitt forbruksestimat for 2017. Men argumentet har noen svakheter som ikke har blitt nevnt. En svakhet er at utregningen er basert på «base demands» som har blitt bestemt for nettverket. Nodene i ledningsnettverket kan ha 2 «base demands». Sentrumnoder har en «base demand» på 0.02 L s^{-1} og hyttenoder har en «base demand» på 0.01 L s^{-1} . I realiteten vil ikke «base demand» være lik for nodene i ledningsnettverket, men det er en krevende oppgave å sette riktige verdier. Dersom vi hadde informasjon om forbruket i ulike soner hadde det vært mulig å sette en riktigere «base demand» for nodene i hver sone. En annen svakhet er at det ikke har blitt tatt høyde for plassering av industribygg. Slik modellen er nå så antas det at alle innbyggere bor i Spydeberg sentrum og at de er fordelt jevnt utover.

For å lage en mer realistisk risikovurdering kan det være lurt å bruke tid på å få til en bedre plassering av personer i nettverket. Det har blitt spekulert i om en alternativ spredningsmetode kan gjennomføres ved å ta i bruk SSB sine datakart (Statistisk sentralbyrå, [udatert](#)). Kartene inneholder informasjon om antall innbyggere innenfor bestemte områder og ved å sammenkoble informasjon om nodene med kartene kan det være mulig å få til et riktigere antall personer per node. Et annet alternativ er å hente inn mer informasjon om forbruk for ledningsnettverket. Dersom det er mulig å hente inn informasjon for ulike soner i ledningsnettverket er det mulig å plassere personer på en mer realistisk måte. Forbruksinformasjon kan også benyttes til å kontrollere og oppdatere den hydrauliske modellen.

Konsumert mengde drikkevann

Mengden vann personer drikker vil variere fra land til land. Noen av faktorene som har en innvirkning på variasjonen er årstider, estetisk kvalitet og kulturelle forskjeller (Mons mfl., [2007](#)). I tillegg vil alder, kjønn og fysisk aktivitet kunne påvirke konsumet. Inntaket av springvann vil ha stor betydning for eksponeringsgraden til befolkningen i risikovurderingen. Mons mfl. ([2007](#)) skriver at dersom man utfører en kvantitativ mikrobiell risikovurdering så bør man prøve å finne konsum data for landet risikovurderingen utføres i. Dersom det ikke lar seg gjøre anbefaler de at man bruker konsumtall fra Australia, ettersom de har ett høyt vannkonsum. Et høyt vannkonsum vil overestimere sannsynligheten for å bli smittet.

I [Resultater](#) ble det presentert resultater fra 4 risikovurderinger med 4 ulike forventningsverdier. Resultatene viser at forventningsverdien har en stor innvirkning på estimatet for infeksjoner i Spydeberg. Dersom man ønsker å presentere et realistisk smitteestimat

for Spydeberg bør det brukes data som etterligner ett norsk forbruk. Forhåpentligvis kan det være mulig å benytte seg av informasjon fra drikkevannsstudien (Folkehelseinstituttet, 2018a) når de blir gjort tilgjengelig. Ellers kan et alternativ være å benytte seg av informasjon fra land som har liknende forbruksvaner som Norge.

Tidspunkt for konsum av drikkevann

Simuleringen av vannkvalitet som blir gjennomført i EPANET-MSX returnerer konsentrasjoner med tilhørende tidspunkt. Dersom en person fyller et vannglass i samme tidsperiode som forurensningen befinner seg ved noden så eksponeres vedkommende for den modellerte forurensningen. Det er flere utfordringer forbundet med sammenkobling av tidspunkt for konsum og tidspunkt der det er registrert positive forekomster av forurensningen ved noden.

Konsumtidspunktene til personene ble trukket fra en fordeling som ble funnet i (Schjiven mfl., 2016). Fordelingen er inndelt i 24 timer og tidspunktet for konsum er dermed heltimer. Dataen bak fordelingen er hentet fra en nederlandsk undersøkelse om matkonsum (van Rossum mfl., 2011). Informasjonen fra den Nederlandske undersøkelsen er innhentet med 2, 24 timers, tilbakekallings spørreundersøkelser. Det er ikke sikkert at den metoden er den beste for å samle inn konsumtidspunkt. Dersom man ser tilbake på et døgn som har vært kan det være vanskelig å huske tidspunkt for konsum og konsumert mengde. Mons mfl. (2007) diskuterer hvordan studiemetoder kan påvirke resultater. De har vist at personer som svarer på tilbakekallings spørreundersøkelser rapporterte inn ett større konsum av drikkevann enn de som fører dagbok. Dersom det blir rapportert inn et større konsum av drikkevann vil man også kunne tro at antall tidspunkt for konsum per dag øker. I tillegg er det viktig å huske at en sannsynlighets fordeling fra Nederland ikke nødvendigvis kan brukes til å representere ett norsk forbruksmønster. Derfor er ikke tidspunktene for konsum nødvendigvis riktige. Resultater fra drikkevannstudien burde kunne brukes for å forbedre de estimerte tidspunktene for konsum.

Konsentrasjon av *Campylobacter* i drikkevannet ved konsumtidspunkt

Når tidspunkt for konsum har blitt bestemt er det mulig å undersøke om en person drikker vann i det forurensningen strømmer forbi noden. EPANET-MSX returnerer resultater som angir den simulerte vannkvaliteten. Resultatene kan ha flere konsentrasjoner per time mens tidspunkt for konsum oppgis i heltimer. Derfor er det nødvendig å bestemme hvilken konsentrasjon fra EPANET-MSX som skal brukes i risikovurdering. Tre tilnærminger ble nevnt i metodekapittelet og to av dem ble testet. Metoden hvor det ble benyttet tilfeldig trekning returnerer ett mye lavere smitteestimat enn metoden der

man benytter seg av den høyeste konsentrasjonen som er registrert for noden i timen. Hva som er best praksis kan avhenge av formålet med risikovurderingen.

Høyeste konsentrasjon vil trolig returnere en dose som gir en overestimert sannsynlighet for smitte i befolkningen. En av fordelene med denne tilnærmingen er at man konsekvent bruker den høyeste konsentrasjonen innenfor en tidsperiode. Det gjør det enklere å sammenligne resultater fra risikovurderinger hvis deler av risikovurderingen blir endret. Dersom den tilfeldige trekningen benyttes vil resultatene kunne variere mer og det kan være vanskelig å si om det er variasjonen i konsentrasjon eller endringen i risikovurderingen som har ført til resultatforskjellen.

En tilfeldig trekning av konsentrasjoner innenfor en tidsperiode kan være en mer realistisk tilnærming. Metoden som ble testet for risikovurderingen trakk en tilfeldig konsentrasjon fra EPANET-MSX resultatene for den bestemte noden og timen. Verdiene ble trukket etter at en person drakk vann i samme time som det var registrert en positiv konsentrasjon av *Campylobacter* ved noden. Den tilfeldige metoden antar at tidspunktet for konsum er tilfeldige innenfor hver time, men det er ikke nødvendigvis riktig. Innenfor visse tidsrom vil man tro at det er en større sannsynlighet for at en person konsumerer vann til bestemte tidspunkt. Det er vanlig å drikke vann til måltid og i samfunnet blir måltid gjerne inntatt til fast tid. En riktigere utførelse av den tilfeldige trekning kunne ha vært å bestemme et mer detaljert tidspunkt for hver person når tidspunkt for konsum blir bestemt.

Det finnes et argument til som gjør det krevende å forutsi hva som faktisk er den riktige tilnærmingen for å estimere eksponeringen til befolkningen som forsynes av ledningsnettverket. Dersom en person i ledningsnettverket bruker vann i det forurensningen farer forbi vil de kunne trekke forurenset vann inn i stikkledningen sin. For boligheter med egne stikkledninger kan det bety at det forurensede vannet kan forbli i stikkledningen til det har blitt brukt. Dermed kan det hende at en person blir utsatt for en forurensningskonsentrasjon flere ganger. Det vil ikke stemme med metoden som har blitt implementert i risikovurderingen. Med den tilgjengelige informasjonen om ledningsnettverket er det ikke mulig å ta høyde for dette i risikovurderingen, men det kan være greit å undersøke om det er mulig å finne frem til et mer presist estimat for eksponeringen til befolkningen i Spydeberg.

Forurensninghendelser

Forurensningshendelser som kan oppstå i et ledningsnettverk vil være preget av stor usikkerhet og variabilitet. Mange faktorer vil ha en innvirkning på omfanget av forurensningshendelsen. Trolig vil tidslengden til trykktapet, grunnvannsnivået rundt røret

og avstand mellom vannledning og spillvannsledning ha størst betydning. Risikovurderingen er basert på arbeidet til Svanemyr. Svanemyr skriver at forurensningene ikke etterligner virkelige hendelser. Situasjonene er bestemt noe tilfeldig, men er basert på informasjon som er hentet fra relevant litteratur. Mer arbeid bør utføres for å etterlikne realistiske scenarioer. Et forsøk ble gjort under arbeidet med denne oppgaven, men det var en veldig krevende oppgave.

Tidssteg

EPANET-MSX og EPANET er avhengig av ulike tidssteg for å utføre en simulering av vannkvalitet . I denne oppgaven ble «god praksis» brukt. Det vil si at tidssteget til den hydrauliske simuleringen er 10 ganger større en tidssteget til kvalitets simuleringen. Men det har blitt stilt spørsmål om det er godt nok. Davis Michael J.; Janke (2018) har vist at lengre tidssteg kan gi ubalanser i masse og at kort nok tidsteg ikke alltid er forenelig med oppgaven som skal løses. Dette burde undersøkes nærmere ved videre arbeid. I tillegg til masseubalanse kan tidsrommet mellom rapportering ha en betydelig innvirkning på risikovurderingen.

Et forsøk ble utført for å observere hva slags effekt tidsrommet mellom rapportering kunne ha. Den største økningen for risikovurderingen der det tilsettes en konsentrasjon på 1×10^9 *Campylobacter* per minutt var på ca. 37 %. For risikovurderingen der det tilsettes 1×10^6 *Campylobacter* per minutt var største estimat 5 ganger større enn minste estimat. Resultatene indikerer at tidsteget har en betydelig innvirkning. Ulempen med å bruke et kortere tidsteg er at det gir en markant økning i tidsbruken til hver risikovurdering. Det kan være fornuftig å se nærmere på tidsbruk versus nøyaktighet. Jeg vil tro at et kompromiss vil være nødvendig i fremtidig arbeid.

5.2 Programvare og programmering

Masteroppgaven krevde en del forskjellig programvare og egen programmering. Underveis ble det oppdaget at både programvaren og programmeringen ikke alltid fungerte som tenkt. Avsnittene som følger diskuterer forskjellige aspekter ved den tekniske delen av oppgaven. Målet er å gi et inntrykk av hvordan den tekniske delen kan ha påvirket risikoestimatene og hvilke deler som bør endres.

5.2.1 Tidsbruk for simuleringer av vannkvalitet

En av utfordringene som Svanemyr nevner i masteroppgaven sin var at simulering av vannkvalitet i EMT brukte lang tid. For å redusere tidsbruken ble det brukt en metode som sendte et kall fra EMT som startet en simulering for vannkvalitet i kommandolinjen. Denne metoden førte til at tidsbruken ble redusert kraftig, men dersom man ønsker å gjennomføre en Monte - Carlo analyse så vil det fortsatt ta veldig lang tid. Det er vanskelig å forstå hvordan det er mulig å redusere tidsbruken ytterligere. En metode er å redusere antall rapporteringer per time, men som resultatene viser kan det ha en innvirkning på smitteestimatene. En annen metode er å redusere antall noder og ledninger i nettverket, men dersom det ikke utføres med forsiktighet vil det kunne ha en innvirkning på simuleringen av vannkvalitet.

5.2.2 EPANET-MATLAB Toolkit

Vannkvalitetsresultatene fra Epanet-MSX var forskjellige når Epanet-MSX ble initiert med to forskjellige metoder. Begge metodene benyttet seg av kommandolinje-programmet, men den ene ble kalt gjennom EMT. Som nevnt i metodekapittelet virket det som om årsaken var at EMT ikke greide å lese av «Rule-Based controls». Selv om årsaken aldri ble bekreftet av utviklerne, så antyder resultatforskjellen at det er lurt å være skeptisk til EMT. Matlab klassen er fortsatt under utvikling og dermed bør man forvente at feil kan oppstå.

5.2.3 Påliteligheten til egen programmering

Arbeidet med masteroppgaven krevde mer programmering enn forventet. Begrenset programmeringserfaring og lite erfaring med MATLAB kommer tydelig frem i underklassen som ble skrevet. Til tross for dette har arbeidet vist at det er mulig å skrive en underklasse som kan brukes til å endre konsentrasjonsverdier, starte simuleringer og estimere hvor stor andel av befolkningen som kan bli infisert ved hypotetiske forurensningshendelser.

Begrenset erfaring med EPANET-MATLAB Toolkit og andre relevante digitale verktøy hadde en innvirkning på hvordan oppgaven ble løst. Det tok en stund før det ble valgt å bruke EMT som utgangspunkt for prosjektet. Men det er ikke sikkert at det er den beste metoden som kan benyttes for å gjennomføre risikovurderinger. Det finnes andre «omslags-bibliotek» som er skrevet for EPANET. Som for eksempel (Klise mfl., 2017). Det kan hende at de har flere fordeler enn EMT. Men det ble aldri utført

en sammenligning av funksjonaliteten til de ulike «omslags-bibliotekene» som har blitt skrevet.

Strukturen til koden bærer preg av at koden har blitt til underveis. Det førte til at funksjoner måtte oppdateres for at de skulle kunne fungere med ny kode som ble skrevet. En av hovedutfordringene med denne tilnærmingen er at det kan ha påvirket hvordan funksjonen til eldre funksjoner fungerer. Koden har få innlagte varslingsystemer og derfor kan feil forbli uoppdagede. For å unngå denne utfordringen hadde det vært en fordel om en overordnet struktur for underklassen hadde blitt skrevet før programmeringen startet.

Som nevnt kan det ikke garanteres at koden brukt i risikovurderingen fungerer som tenkt. Underveis i arbeidet har det flere ganger blitt oppdaget seksjoner av kode som utfører operasjoner forskjellige fra beskrivelsen. Et par ganger har forskjellene vært så store at det har ført til en betydelig feil i det endelige smitteestimatet. For å kunne garantere at koden faktisk fungerer burde det ha blitt brukt test-drevet utvikling. Fordelene med en slik tilnærming er at det tvinger enn til å tenke nøye gjennom hva kodeseksjonen skal gjennomføre og dersom testene er gode kan de brukes til å garantere at koden faktisk fungerer som beskrevet. I tillegg vil det være mulig å endre seksjoner med kode underveis. Ved å kjøre «test suiten» er det mulig å undersøke om omskrivingene fungerer som planlagt.

6. Oppsummering

Oppgaven har vist at det er mulig å lage et program som utfører fullstendige risikovurderinger med EPANET-MATLAB Toolkit. I tillegg har arbeidet visst at utfordringer som Svanemyr (2019) nevner kan bli løst på en tilfredsstillende måte. Simuleringstiden til vannkvalitetsanalysene ble redusert ved å ta i bruk kommandolinje-programmet til EPANET-MSX. Det førte til en betydelig reduksjon i simuleringstiden. Reduksjonen kombinert med automatisk endring av noder og forurensningsverdier har gjort det mulig å kjøre flere vannkvalitetsanalyser etter hverandre. Visualisering av resultater er fortsatt en utfordring som det er fornuftig å jobbe videre med. Det ble gjort et forsøk, men på grunn av tidsmangel ble det nedprioritert. Visualisering av spredning av patogener og smitte vil gi bruker en bedre forståelse av hva som skjer i ledningsnettverket.

Flere risikovurderinger ble utført for ledningsnettverket. Resultatene som blir returnert er estimat over antall smittede forårsaket av en forurensningshendelse. Resultatene er punktestimater og inneholder ingen informasjon om hvordan usikkerhet og variabilitet påvirker resultatet. Derfor bør estimatene brukes med stor forsiktighet. I tillegg er det fortsatt mye arbeid som gjenstår. Nettmodellen og risikovurderingen er avhengig av mye arbeid før risikovurderingen kan antas å være representative for Spydeberg.

Programmeringen har vært en stor utfordring underveis i arbeid med denne oppgaven og det kan hende at bedre tilnærminger finnes. EPANET-MATLAB Toolkit er under utvikling og jeg sitter igjen med inntrykk av det fortsatt er en del arbeid som gjenstår. Heldigvis er toolkitet under aktiv utvikling og utfordringer kan løses dersom utviklerne velger å prioritere de. Det finnes flere «omslags-bibliotek» for EPANET og det kan være verdt å undersøke om noen av de er bedre egnet for risikovurderingen.

Referanser

- Abu-Ashour, J., Joy, D. M., Lee, H., Whiteley, H. R. og Zelin, S. (1994). Transport of microorganisms through soil. *Water, Air, and Soil Pollution* 75 (1-2): 141–158.
- Askøy kommune (2019). *Smitteutbruddet på Askøy: Siste nytt*. URL: <https://askoy.kommune.no/tjenester/smitteutbruddet-pa-askoy/oppdatert-8-juni-klokken-12-00>.
- Baseform (2012). *Baseform EpaNet Java library*. URL: <https://github.com/Baseform/Baseform-Epanet-Java-Library>.
- Besner, M.-C., Prevost, M. og Regli, S. (2011). Assessing the public health risk of microbial intrusion events in distribution systems: Conceptual model, available data, and challenges.(Report). *Water Research* 45 (3).
- Bjørnstad, J. (2017). *Store falls lov*. URL: https://snl.no/store_falls_lov.
- Blokker, M., Smeets, P. og Medema, G. (2018). Quantitative microbial risk assessment of repairs of the drinking water distribution system. *Microbial Risk Analysis* 8: 22–31.
- Davis Michael J.; Janke, R. T. T. N. (2018). Mass imbalances in EPANET water-quality simulations. *Drinking Water Engineering and Science* 11 (1).
- Drikkevannsforskriften (2016). *Forskrift om vannforsyning og drikkevann*. URL: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2016-12-22-1868/%C2%A71#%C2%A71>.
- Eck, B. J. (2016). An R package for reading EPANET files. *Environmental Modeling and Software* 86: 149–154. DOI: [10.1016/j.envsoft.2016.06.027](https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.06.027).
- Eliades, D. G., Kyriakou, M., Vrachimis, S. og Polycarpou, M. M. (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: 8. DOI: [10.5281/zenodo.831493](https://doi.org/10.5281/zenodo.831493).
- Enger, K. S. (2013). *Campylobacter jejuni and campylobacter coli: Dose Response Model*. URL: http://qmrawiki.canr.msu.edu/index.php/Campylobacter_jejuni_and_Campylobacter_coli:_Dose_Response_Models#_f4e5d70d3bedd53bcf62726e8d7fcfc3.
- Finnemore, E. J. (2002). *Fluid mechanics with engineering applications*. Boston.
- Folkehelseinstituttet (2016). *Vannrapport 127: Vannforsyning og helse. Veiledning i drikkevannshygiene*. Tekn. rapp. URL: <https://www.fhi.no/contentassets/10f6285109df44af96a0de9dd283c-vannrapport-127---vannforsyning-og-helse.pdf>.
- Folkehelseinstituttet (2018a). *Drikkevannsstudien - prosjektbeskrivelse*. URL: <https://www.fhi.no/prosjekter/drikkevannsstudien-prosjektbeskrivelse/>.
- Folkehelseinstituttet (2018b). *Smittevernveilederen: Campylobacteriose - veileder for helsepersonell*. URL: <https://www.fhi.no/nettpub/smittevernveilederen/sykdommer-a-a/campylobacteriose---veileder-for-he/>.

- Fox, S., Shepherd, W., Collins, R. og Boxall, J. (2013). Experimental Proof of Contaminant Ingress into a Leaking Pipe During a Transient Event. *Procedia Engineering* 70: 668–677. DOI: [10.1016/j.proeng.2014.02.073](https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.02.073).
- Guzman-Herrador, B., Freiesleben de Blasio, B., Lund, V., MacDonald, E., Vold, L., Wahl, E. og Nygård, K. (2016). *Vannbårne utbrudd i Norge i perioden 2003 – 12*. DOI: [10.4045](https://doi.org/10.4045).
- Haas, C. N., Rose, J. B. og Gerba, C. P. (2014). *Quantitative Microbial Risk Assessment*. 2. New Jersey: John Wiley & Sons, Inc.
- Jones, K. (2001). Campylobacters in water, sewage and the environment. *Journal of Applied Microbiology* 90 (S6): 68S–79S. DOI: [10.1046/j.1365-2672.2001.01355.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2001.01355.x).
- Karim, M. R., Abbaszadegan, M. og Lechevallier, M. (2003). Potential for pathogen intrusion during pressure transients. *Journal - American Water Works Association* 95 (5): 134–146.
- Kirmeyer, G. J., Foundation, A. R., Martel, K. og Agency, U. S. E. P. (2001). *Pathogen Intrusion Into the Distribution System*. Subject Area: Distribution Systems. AWWA Research Foundation og American Water Works Association. URL: <https://books.google.no/books?id=evYRRSe4ceUC>.
- Klise, K. A., Bynum, M., Moriarty, D. og Murray, R. (2017). A software framework for assessing the resilience of drinking water systems to disasters with an example earthquake case study. *Environmental Modelling and Software* 95: 420–431.
- Langtangen, H. P. (2016). *A Primer on Scientific Programming with Python*. 5th ed. 20. Bd. 6. Texts in Computational Science and Engineering. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Lindley, T. R. og Buchberger, S. G. (2002). Assessing Intrusion Susceptibility in Distribution Systems. *Journal - American Water Works Association* 94 (6): 66–79.
- MathWorks (udatert). *MATLAB*. URL: https://se.mathworks.com/products.html?s_tid=gn_ps.
- Mons, M. N., Wielen, J. M. L. v. d., Blokker, E. J. M., Sinclair, M. I., Hulshof, K. F. A. M., Dangendorf, F., Hunter, P. R. og Medema, G. J. (2007). Estimation of the consumption of cold tap water for microbiological risk assessment: an overview of studies and statistical analysis of data. English. *Journal of Water and Health* 5 (S1): 151–170. DOI: <http://dx.doi.org/10.2166/wh.2007.141>.
- Norsk Vann (udatert). *Ofte stilte spørsmål om avløp*. URL: <https://www.norskvann.no/index.php/avlop/ofte-stilte-sporsmal-om-avlop/94-ledningsnett>.
- Nygård, K., Gondrosen, B. og Lund, V. (2003). Sykdomsutbrudd forårsaket av drikkevann i Norge. *Tidsskrift for Den norske legeförening* 123 (23): 3410–3413.
- Pitkänen, T. (2013). Review of Campylobacter spp. in drinking and environmental waters. *Journal of Microbiological Methods* 95 (1): 39–47.
- Rose, J., Haas, C., Gurian, P., Mitchell, J. og Weir, M. (2017). *Dose response assessment*. URL: http://qmrawiki.canr.msu.edu/index.php?title=Dose_response_assessment.
- Rossman, L. A. (2000). *Epanet 2 Users Manual*. URL: <https://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/P1007WWU.pdf>.
- Schijven, J., Forêt, J. M., Chardon, J., Teunis, P., Bouwknecht, M. og Tangena, B. (2016). Evaluation of exposure scenarios on intentional microbiological contamination in a drinking water distribution network. *Water Research* 96: 148–154.
- Shang, F., Uber, J. G. og Rossman, L. (2008). *EPANET Multi-Species Extension Software and User 'S Manual*. Washington, DC. URL: https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_

- [report.cfm?Lab=NHSRC&subject=Homeland%20Security%20Research&dirEntryId=218488](#).
- Spydeberg kommune (2013). *HOVEDPLAN VANNFORSYNING OG AVLØP 2013 - 2020*. URL: <http://www.spydeberg.kommune.no/hovedplan-vannforsyning-og-avloep-2013-2020.403308.no.html>.
- Statistisk sentralbyrå (2018). *Kommunal vannforsyning*. URL: https://www.ssb.no/natur-og-miljo/statistikker/vann_kostr.
- Statistisk sentralbyrå (2019). *Kommunefakta Spydeberg*. URL: <https://www.ssb.no/kommunefakta/spydeberg>.
- Statistisk sentralbyrå (udatert). *Kart og geodata fra SSB*. URL: https://www.ssb.no/natur-og-miljo/geodata#Nedlasting_av_rutenettsstatistikk.
- Store medisinske leksikon (2018). *Endemisk*. URL: <https://sml.snl.no/endemisk>.
- Svanemyr, M. J. (2019). Modelling av patogen-spredning i et vanddistribusjonssystem etter forurensning forårsaket av undertrykk på ledningsnett. Ph.d.-avh. Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. URL: <http://hdl.handle.net/11250/2597292>.
- van Rossum, C. T., Fransen, H. P., Verkaik-Kloosterman, J., Buurma-Rethans, E. J. og Ockè, M. C. (2011). Dutch National Food Consumption Survey 2007 - 2010, Diet of children and adults aged 7 to 69 years. *RIVM*. URL: <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/350050006.pdf>.
- van Rossum, G. (udatert). *Python*. URL: <https://www.python.org/>.
- van Zyl, J. E., Lambert, A. O. og Collins, R. (2017). Realistic Modeling of Leakage and Intrusion Flows through Leak Openings in Pipes. *Journal of Hydraulic Engineering* 143 (9): 4017030. DOI: [10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0001346](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0001346).
- Whiley, H., van Den Akker, B., Giglio, S. og Bentham, R. (2013). The role of environmental reservoirs in human campylobacteriosis. *International journal of environmental research and public health* 10 (11).
- World Health Organization (2001). *Water Quality: Guidelines; Standards and Health*.
- World Health Organization (2016). *Quantitative Microbial Risk Assessment: Application for Water Safety Management*. URL: <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/246195/9789241565370-eng.pdf?sequence=1>.



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway