



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2020 30 stp

Fakultet for realfag og teknologi

Veileder: Vegard Nilsen

Betydningen av innendørs ledningsnett for kvantitativ mikrobiell risikoanalyse (QMRA) av drikkevannsnettet

The significance of building plumbing for
quantitative microbial risk assessment (QMRA) of
drinking water distribution networks

Ina Elisabeth Lindmark & Marie Johansen Bakke

Vann- og miljøteknikk

Forord

Med denne masteroppgaven avslutter vi fem fantastiske år ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. En rekke innholdsrike og spennende fag har lagt grunnlaget for denne oppgaven som er vårt avsluttende arbeid ved masterprogrammet innen Vann- og miljøteknikk.

Vi vil gjerne takke veilederen vår, Vegard Nilsen, for gode forslag og hjelp underveis i prosessen rundt denne oppgaven. Stor takk også til Veidekke og Askim & Mysen Rør AS for tilgang på tekniske tegninger samt generell informasjon om studieområdet. Til slutt vil vi gi en stor takk til familie og venner for støtte gjennom studietiden og til arbeidet med denne masteroppgaven.

Ås, mai 2020

Ina Elisabeth Lindmark og Marie Johansen Bakke

Sammendrag

For å kunne sikre god folkehelse er det essensielt å kunne analysere og forutsi smitterisiko i vannledningsnett. Smitte grunnet patogene mikroorganismer har vært årsaken til flere alvorlige vannbårne utbrudd i Norge de siste årene, deriblant smitteutbruddet i Askøy kommune i 2019. Kvantitativ mikrobiell risikoanalyse (QMRA) har blitt brukt for å vurdere smitte og sykdomsrisiko ved forurensningshendelser på ledningsnettet, men disse analysene neglisjerer ofte betydningen av stikkledninger og mindre innomhus ledninger frem til abonnementene.

I denne masteroppgaven har vi sett på hvilken betydning disse mindre ledningene har, og om det er forsvarlig å ekskludere disse fra en QMRA. For å kunne analysere spredningen av patogener innad i en bygning er det valgt å basere modellen på en nybygd boligblokk i Ås kommune for 141 beboere. For dette bygget blir det generert høyoppløselige forbrukskurver til bruk i vannkvalitetsanalyser i en hydraulisk modell bygget i programmet EPANET. Hvert tappepunkt i bygget er representert med hver sin node og hvert sitt unike forbruksmønster. Videre ble EPANET-MATLAB Toolkit benyttet for å gjennomføre simuleringer av seks forurensningshendelser med *Campylobacter jejuni* på hovedledningsnettet, og betydningen til forurensningstidspunktet for spredningen av patogenkonsentrasjon ble analysert. For forurensningstidspunktet med størst spredning ble det undersøkt hvordan patogenkonsentrasjonen, og da den konsumerte patogendosen, ville variere med tappepunktens plassering i boligblokken og ledningslengde. Her ga flere av analysene gode indikasjoner på at patogenkonsentrasjonen vil minke ved tappepunkter som ligger i høyere etasjer. Avslutningsvis er betydningen av innomhus rør og stikkledninger blitt vurdert, og hvorvidt dette kan ugyldiggjøre resultater fra tradisjonelle smitterisikovurderinger som kun simulerer spredning i hovedledningsnettet. Resultatene fra smitterisikoanalyser indikerer at bruk av forenklete smitterisikomodeler med neglisjering av stikkledninger og mindre innendørs ledninger, underestimerer den reelle smitterisikoen. Det er dermed behov for mer detaljerte modeller for å kunne sikre en tilstrekkelig god risikovurdering.

Summary

To ensure public health, it is essential to evaluate and predict potential infection risks in the water distribution network. In recent years, waterborne infections caused by pathogenic microorganisms have been the cause of several infectious outbreaks in Norway, amongst them the outbreak in Askøy in 2019. Quantitative microbial risk assessment (QMRA) has commonly been used to calculate the risk of infection caused by contamination incidents in the distribution network, however these analyses often fail to account for the influence of service lines and building plumbing.

This thesis examines the significance of these smaller pipes in a risk analysis, and whether it's justifiable to exclude these from a QMRA. To analyse the spread of pathogens throughout a building, a model has been developed for a newly built apartment building in the municipality of Ås, housing 141 students. There has been generated high resolution water demand patterns for use in water quality analysis in a hydraulic EPANET model of this building. Each tap is represented with its own node and unique demand pattern. Further on, EPANET-MATLAB Toolkit was used to simulate six contamination incidents of *Campylobacter jejuni* in the main distribution network, and the significance of the time of contamination on pathogen concentration was analysed. For the time of contamination with the greatest spread in concentration, it was investigated how the pathogen concentration, and the consumed pathogen dose, would vary with the location of the taps in the building and length of water pipes. Here, several of the analyses indicated that the pathogen concentration would decrease with a tap placement on higher floors. Lastly the significance of service lines and building plumbing has been evaluated, and whether this invalidates the results presented in traditional infection risk assessments, which only focus on the main pipes. The resulting risk evaluations in this thesis indicate that the traditional assessments, when neglecting the smaller pipes, tend to underestimate the legitimate infection hazard. Consequently, there is need for more precise models to ensure adequate risk evaluations.

Innhold

Forord	i
Sammendrag	iii
Summary	v
Innhold	vii
Figurer	xiii
Tabeller	xv
Forkortelser	xvii
1 Introduksjon	1
1.1 Motivasjon	1
1.2 Problemstilling	1
2 Bakgrunn	3
2.1 Vannbåren sykdom og drikkevann	3
2.1.1 Drikkevann og helse	3
2.1.2 Patogener og vannbårne utbrudd	4
2.1.3 Årsaker til vannbårne utbrudd	7
2.1.4 Nærmere om ledningsnettets rolle og sårbarhet	8
2.2 QMRA for ledningsnett	12
2.2.1 Oversikt over QMRA	12
2.2.2 Hovedelementer i en nett-QMRA	15
2.2.3 Eksisterende QMRA-studier for ledningsnett	17
2.2.4 Tidligere relaterte masteroppgaver fra NMBU	19
2.3 Nærmere om vannforbruk for en nett-QMRA	20
2.3.1 Vannforbruk	20
2.3.2 SIMDEUM	21
2.3.3 QMRA Campylobacter	22
2.3.4 Varmtvannsbereder	23
2.4 Programvare	24
2.4.1 EPANET	24
2.4.2 EPANET-MATLAB Toolkit	24

3	Metode	27
3.1	Studieområde	27
3.2	Hydraulisk modell	30
3.2.1	Ledningsdiameter	32
3.2.2	Rørlengder	32
3.2.3	Ruhet	33
3.3	Forbruksmønstre	33
3.3.1	Dusj	34
3.3.2	Vask på kjøkken	37
3.3.3	WC	42
3.3.4	Tannpuss	44
3.3.5	Toalettcran	45
3.3.6	Drikkevann	46
3.3.7	Oppvaskmaskin	48
3.3.8	Totalforbruk	50
3.4	Antakelser	54
3.4.1	Antakelser med basis i litteratur	54
3.4.2	Antakelser uten basis i litteratur	54
3.5	Valg av forurensning	56
3.6	Programmering	56
3.6.1	Forbrukskurver	56
3.6.2	EPANET-MATLAB Toolkit	59
3.6.3	Validering av programmering	62
3.7	Valg av noder for analyse - Spredning i boligblokk	63
3.7.1	Patogenkonsentrasjon vs. ledningslengde	64
3.8	Kvantitativ mikrobiell risikoanalyse	65
4	Resultater	69
4.1	Forbrukskurver	69
4.2	Kvalitetsanalyser med EPANET-MATLAB Toolkit	73
4.2.1	Forurensningstidspunkt	73
4.2.2	Patogenspredning i boligblokk	75
4.3	Kvantitativ mikrobiell risikoanalyse	76
5	Diskusjon	79
5.1	Forbrukskurver - Usikkerheter	79
5.1.1	Dusj	79
5.1.2	Vask på kjøkken	80
5.1.3	WC	81
5.1.4	Tannpuss	81

5.1.5	Toalettcran	82
5.1.6	Drikkevann	82
5.1.7	Oppvaskmaskin	84
5.1.8	Totalforbruk	85
5.2	Simuleringer med EPANET-MATLAB Toolkit	85
5.2.1	Hydraulisk modell	85
5.2.2	Erfaringer med EPANET-MATLAB Toolkit	86
5.2.3	Generell programmering	87
5.3	Patogenspredning i boligblokk	88
5.3.1	Forurensningstidspunkt	88
5.3.2	Plassering i bygget og ledningslengder	89
5.4	Kvantitativ mikrobiell risikoanalyse	89
6	Konklusjon	91
	Referanser	93
	Vedlegg A Vedlegg	103

Figurer

3.1	Oversikt over delmål	28
3.2	Oversiktsillustrasjon Nye Skogveien 18A	28
3.3	VA-plan for Nye Skogveien	29
3.4	EPANET-modell over Nye Skogveien 18A med tilhørende nodeverdier. . .	31
3.5	Utsnitt EPANET-modell	32
3.6	Tidspunktfordeling dusj	35
3.7	Frekvens- og varighetsfordeling for dusj-noder	37
	(a) Frekvens	37
	(b) Varighet	37
3.8	Tidspunktfordeling kjøkken	38
3.9	Varighetsfordeling og forbrukskurve kjøkkenkran	40
	(a) Frekvensfordeling	40
	(b) Varighetsfordeling	40
3.10	Tidspunkter bruk av WC	43
	(a) Tidspunkter	43
	(b) Frekvens	43
3.11	Varighetsfordeling toalettcran	46
3.12	Tidspunkter og frekvensfordeling konsumert drikkevann	48
	(a) Tidspunkter	48
	(b) Antall glass	48
3.13	Tidspunkter og frekvensfordeling oppvaskmaskin	49
	(a) Tidspunkter	49
	(b) Antall bruk	49
3.14	Oversikt forbrukskurver	53
3.15	Programmering flytdiagram	58
3.16	Programmering utdrag	61
3.17	Validering programmering 1	63
	(a) EPANET-MATLAB Toolkit	63
	(b) EPANET	63
3.18	Validering programmering 2	63

(a)	EPANET-MATLAB Toolkit	63
(b)	EPANET	63
3.19	Valg av noder	64
4.1	Forbrukskurver for dusj og kjøkkenkran	70
(a)	Forbrukskurve dusj	70
(b)	Forbrukskurve kjøkkenkran	70
4.2	Forbrukskurve WC og tannpuss	70
(a)	Forbrukskurve WC	70
(b)	Forbrukskurve tannpuss	70
4.3	Forbrukskurve toalettcran og drikkevann	71
(a)	Forbrukskurve toalettcran	71
(b)	Forbrukskurve drikkevann	71
4.4	Forbrukskurver oppvaskmaskin	71
(a)	16-mannskollektiv	71
(b)	5- og 8-mannskollektiv	71
4.5	Totalforbruk: forbrukskurve og vannstrømning i systemet	72
(a)	Forbrukskurve totalforbruk	72
(b)	Vannstrømning i system	72
4.6	Kvalitetsanalyse ved forurensing klokken 02:00 og 06:00	73
(a)	Forurensning klokken 02:00	73
(b)	Forurensning klokken 06:00	73
4.7	Kvalitetsanalyse ved forurensing klokken 09:00 og 10:00	74
(a)	Forurensning klokken 09:00	74
(b)	Forurensning klokken 10:00	74
4.8	Kvalitetsanalyse ved forurensing klokken 14:00 og 19:00	74
(a)	Forurensning klokken 14:00	74
(b)	Forurensning klokken 19:00	74
4.9	Patogenkonsentrasjonsspredning horisontalt og vertikalt ved forurensing klokken 02:00	75
(a)	Vertikalt i bygget	75
(b)	Horisontalt i bygget	75
4.10	Patogenkonsentrasjon og ledningslengde	76
4.11	Daglig risikoanalyse og sykdomsbyrde	77
(a)	Daglig risikoanalyse	77
(b)	Sykdomsbyrde	77
A.1	Programmering hovedkode del 1	104
A.2	Programmering hovedkode del 2	105
A.3	Programmering hovedkode del 3	106

A.4	Programmering hovedkode del 4	107
A.5	Programmering forbrukskurve dusj del 1	108
A.6	Programmering forbrukskurve dusj del 2	109
A.7	Programmering forbrukskurve kjøkkenvask del 1	110
A.8	Programmering forbrukskurve kjøkkenvask del 2	111
A.9	Programmering forbrukskurve WC	112
A.10	Programmering forbrukskurve toalettcraner	113
A.11	Programmering forbrukskurve tannpuss	114
A.12	Programmering forbrukskurve drikkevann del 1	115
A.13	Programmering forbrukskurve drikkevann del 2	116
A.14	Programmering forbrukskurve oppvaskmaskin del 1	117
A.15	Programmering forbrukskurve oppvaskmaskin del 2	118
A.16	Programmering total-forbrukskurve del 1	119
A.17	Programmering total-forbrukskurve del 2	120
A.18	Programmering total-forbrukskurve del 3	121

Tabeller

3.1	Oversikt noder og forbrukskategorier	32
3.2	Kjøkkenkran: beregning av grunnforbruk	42
3.3	Forbrukskurver og grunnforbruk oversikt	52
3.4	Oversikt over verdier fra litteratur	55
3.5	Eksempel på gruppering og data for risikoanalyse for to nodergrupper.	66
3.6	Eksempel fra beregninger av CDF for daglig infeksjonsrisiko.	67

Forkortelser

AWWA	American Water Works Association
CDF	Kumulativ sannsynlighetsfordeling
CFU	Kolonidannende enheter
DALYs	Disability Adjusted Life Years
PDF	Sannsynlighetstetthet
PMF	Diskret sannsynlighetsfordeling
QMRA	Quantitative Microbial Risk Assessment
SiÅs	Studentsamskipnaden i Ås
SSB	Statistisk sentralbyrå
U.S. EPA	United States Environmental Protection Agency
WHO	Verdens helseorganisasjon

1. Introduksjon

1.1 Motivasjon

Vannbårne smitteutbrudd finner sted til tross avanserte behandlingsmetoder og strenge kvalitetskrav til drikkevannet vårt. Mindre sykdomsutbrudd forblir gjerne uoppdaget, mens større utbrudd preges av underrapportering. Dette er grunnet av at vannbåren smitte ofte fører med seg midlertidige symptomer som mage- og tarmlager, som både kan være krevende å registrere og spore. Vannsektoren rådes til bruk av risikoanalyser for kartlegging av blant annet svakheter og potensielle konsekvenser av en forurensningshendelse på forsyningsnettet.

De tradisjonelle risikoanalysemodellene benytter seg ofte av overordnede forbruksmønstre for hele husholdninger, gater eller tettsteder. For å ta i bruk mer virkelighetsnære risikoanalyser, trengs det tilpassede høyoppløselige forbrukskurver. Slik detaljert data om abonnentenes vannforbruk kan dessuten bidra i lekkasjesøk og videre dimensjonering av distribusjonssystemer. I tradisjonelle risikoanalyser benyttes gjerne også forenklete smitterisikomodeller hvor patogenkonsentrasjon måles direkte fra hovedledningen, ikke fra vannkranen til abonnentene. Det tas dermed ikke hensyn til den videre transporten gjennom stikkeledninger og rør innomhus før vannet når det reelle tappepunktet.

1.2 Problemstilling

Målet med denne masteroppgaven var å undersøke betydningen av innomhus vannledninger på hvordan patogenkonsentrasjonen fordeler seg i en boligblokk, samt om det kunne forsvares å bruke forenklete smitterisikomodeller.

Følgende delmål inngår i denne masteroppgaven:

1. Utføre litteratursøk etter tilstrekkelig informasjon for å kunne konstruere høyoppløselige forbrukskurver for en norsk boligblokk med studenthybler, samt lage et skript for å generere disse stokastiske forbrukskurvene.

2. Undersøke om programvaren EPANET i samarbeid med tilhørende MATLAB Toolkit fungerer tilfredsstillende for simulering av patogenspredning innad i en større boligblokk, med små innomhus vannledninger og forbrukskurver med små tidssteg.
3. Analysere hvordan patogenspredningen i boligblokken varierer med tid på døgnet, forurensningstidspunkt og avstand fra hovedledningen.
4. Vurdere om modellen kan brukes til å validere forenklete smitterisikomodeller med vannuttak på hovedledningen.

2. Bakgrunn

2.1 Vannbåren sykdom og drikkevann

2.1.1 Drikkevann og helse

Tilgang til trygt drikkevann er høyst avgjørende for folkehelse og defineres både som en menneskerett (Verdens helseorganisasjon, 2004) og som et av FNs 17 bærekraftsmål frem mot 2030 (De Forente Nasjoner, 2020b). Til tross for at 71% av verdens befolkning i 2017 hadde tilgang på trygge vannkilder (De Forente Nasjoner, 2020a), estimerte Forouzanfar mfl. (2016) at utrygge vannkilder resulterte i et tap av 71.7 millioner helsetapsjusterte leveår (Disability Adjusted Life Years, DALYs, se kapittel 2.3.3) og 1.2 millioner dødsfall i 2015, noe som gjør vannbårne infeksjoner til en av de største dødsårsakene verden over (Griffiths, 2017). Vannbåren smitte utgjør en stor helserisiko grunnet en relativt høy dødsrate og evne til å enkelt ramme mange individer i løpet av svært kort tid (Schroeder og Wuertz, 2003). I fr forventes forverring av fremtidig vannkvalitet og økt vannmangel som følge av klimaendringer og befolkningsvekst (Bruaset, 2014; De Forente Nasjoner, 2020b).

I Norge er krav til vannkvalitet og vannforsyning fastslått i drikkevannsforskriften, med hjemmel i blant annet matloven og folkehelseloven (drikkevannsforskriften, 2017). Forskriften sier at man skal ha tilgang til trygt og tilstrekkelig mengde drikkevann, men også at vannet skal være klart og ikke ha noen tydelig lukt, smak eller farge. Kjemiske og fysiske stoffer i vannet vil kunne ha stor helsemessig betydning og har dermed tilhørende bestemmelser av grenseverdier i drikkevannsforskriften. Lovverket stiller også krav til hygieniske barrierer, risikovurdering og jevnlig analyse. Vannkvaliteten bør undersøkes jevnt over distribusjonsnett, inkludert i høydebasseng, og optimalt sett bør antallet kontrollerte prøveområder korrelere med antallet forgreininger og soner.

Til tross for strenge renskrav og kontrollrutiner av det norske drikkevannet forekommer det jevnlig smitteutbrudd av varierende omfang, som likevel forventes å kun representere en brøkdel av realiteten (Folkehelseinstituttet, 2014). De store mørketallene skyldes trolig at det ikke er vanlig å kontakte lege ved kortvarig mage- eller diaré sykdom, slik

vannbåren smitte gjerne forårsaker (Folkehelseinstituttet, 2018). Som følge av dette er det komplisert å fastslå hvor smitten stammer fra og hvor mange som faktisk blir rammet. Folkehelseinstituttet (FHI) igangsatte i 2018 en landsdekkende spørreundersøkelse for å få et bedre oversiktsbilde over sykdom fra drikkevann i Norge. Drikkevannsstudien, med rundt 11.000 deltakere og varighet på 12 måneder, forventes å gi gode data for vannforbruk og -konsum. Den vil dermed utgjøre et solid grunnlag med norske tall for fremtidige studier og risikoanalyser (Folkehelseinstituttet, 2018).

2.1.2 Patogener og vannbårne utbrudd

Bakterier

Bakterier er encellede prokaryoter, celler uten cellekjerner, med en mikroskopisk størrelse varierende fra 0,2-2 mikrometer (Institutt for biovitenskap, 2011a). De finnes i enorme antall og formerer seg svært raskt og er utbredt over hele kloden, både i luft og vann (Tønjum, 2019a). Til tross for store mengder bakteriearter, er det kun et fåtall av disse som faktisk er sykdomsfremkallende for mennesker (Tønjum, 2019a). I vannbehandling fjernes bakterier i varierende grad gjennom fysisk fjerning, mens desinfeksjon som rensetrinn til gjengjeld fungerer svært godt.

Bakterier, deriblant *Campylobacter jejuni*, *Salmonella* og *E. coli*, er blant de vanligste årsakene til mat- og vannbåren infeksjon i Norge, og bringer med seg infeksjoner av ulik varighet og alvorlighetsgrad (Folkehelseinstituttet, 2014). Typiske symptomer omfatter diaré, magesmerter og feber, men kan tidvis også ramme mer alvorlig, eksempelvis hos personer som har nedsatt immunforsvar (Folkehelseinstituttet, 2019b, 2010b; Tønjum, 2019b). Både *Campylobacter* og *E. coli* tilhører den lange listen over zoonotiske patogene mikroorganismer og finnes i avføring hos dyr og mennesker (Forberg Liane mfl., 2010).

Campylobacteriose (tarminfeksjon) forekommer jevnlig i Norge som følge av utenlandsreiser, men det har også oppstått større utbrudd grunnet kontaminert drikkevann (Folkehelseinstituttet, 2014). Senest sommeren 2019 ble i overkant av 2.000 mennesker syke i Askøy kommune som følge av bakterien *Campylobacter* i vannforsyningen (Folkehelseinstituttet, 2019d). Av de smittede ble 76 personer innlagt på sykehus og man antar 2 dødsfall som følge av utbruddet (Paruch mfl., 2019). Alle de syke var tilknyttet samme høydebasseng, og man har i ettertid konkludert med at det må ha forekommet innlekking av dyreavføring til bassenget som følge av intens nedbør (Paruch mfl., 2019). Foruten utbruddet på Askøy var det også et større antall personer som ble syke som følge av *Campylobacter* i drikkevannet på Røros i 2007 (Folkehelseinstituttet, 2007). Denne hendelsen rammet omtrent halvparten av befolkningen og resulterte i rundt 1500 registrerte sykdomstilfeller (Folkehelseinstituttet, 2007). Det var mye usikkerhet rundt hva som hadde forårsaket forurensingen av drikkevannet, og teoriene omhandlet blant annet

tilsig til grunnvannsbrønner og forurensing grunnet gravearbeid tilknyttet reservebrønn (Folkehelseinstituttet, 2007). To år senere, i 2009, fant nok en forurensningshendelse sted på Røros, denne gangen langt mindre alvorlig, da ingen personer ble rapportert syke (Folkehelseinstituttet, 2007). Det ble fastslått at årsaken var avføring fra fugler rundt grunnvanskilden, og at det i 2007 trolig var noe av det samme som hadde skjedd, da i kombinasjon med snøsmelting og for liten umettet sone i bakken (Folkehelseinstituttet, 2007).

Parasitter

Parasitter tilhører gruppen protozoer, som er betegnelsen på bevegelige encellede organismer (Tønjum, 2020). Variasjonen innad i gruppen er stor, både hva gjelder oppbygging, egenskaper og bevegelse, men felles for parasitter er at de generelt er mer resistente mot klorbehandling av vann enn bakterier og virus (Norsk Vann, 2005b). I norsk vannbehandling fokuseres det gjerne på gruppene *Giardia* og *Cryptosporidium*, som begge er normalt tilstedeværende i overflatevannkilder (Robertson og Gjerde, 2001) og tidligere har medført store vannbårne sykdomsutbrudd (Forberg Liane mfl., 2010).

Parasitten *Giardia lamblia*, ofte betegnet som *G. intestinalis* eller *G. duodenalis* (Verdens helseorganisasjon, 2017), er i rekken zooflagellater som er kjennetegnet ved at de har en eller flere tynne piskehaler (flageller) for bevegelse (Institutt for biovitenskap, 2011b). Parasitten forekommer i to ulike former i løpet av livssyklusen; trofozoitt, som er bilateralt symmetriske og ellipsoide, og cyste, som har en egg-aktig form og en størrelsen på 8-12 mikrometer. Verdens Helseorganisasjon (WHO) rapporterer om en cystekonsentrasjon så høy som 88.000 cyster per liter i rå kloakk, samt opp til 240 cyster per liter i overvannskilder (Verdens helseorganisasjon, 2004). Smitteoverføring til mennesker varierer stort og forkommer mest i rekreasjonsvann og som følge av forurensede vannkilder (Verdens helseorganisasjon, 2017). Symptomene på giardia-smitte ved humanpatogene genotyper, dvs. arter som kan smitte mennesker, kan være kraftig vanntynn diaré samt mage- og tarmlager (Folkehelseinstituttet, 2019c; Forberg Liane mfl., 2010). I 2004 opplevde Bergen et utbrudd av *G. lamblia*, som i ettertid anses som et av de mest alvorlige tilfellene av vannbåren smitte i Norge (Verdens helseorganisasjon, 2017). Årsaken var forurensning av drikkevannskilden Svartediket, hvor påfølgende vannbehandling besto av siling og klorering. UV-bestråling som desinfeksjonsmetode ble først installert i etterkant av utbruddet (Eikebrokk mfl., 2006). I Bergen ble det diagnostisert ca. 1.500 pasienter med *Giardia*, men det antas å ha vært totalt ca. 5.000-6.000 faktisk smittede (Eikebrokk mfl., 2006).

Cryptosporidium-ocyster har en størrelse på 4-6 mikrometer og skilles ut i avføring. Slekten har omtrent 13 arter, men de smittetilfellene en ser hos mennesker er hovedsakelig forårsaket av *Cryptosporidium hominis* og *Cryptosporidium parvum*, der genotype én

fører infeksjonen fra person til person og genotype to påvirker hovedsaklig storfe (Chen mfl., 2002; Verdens helseorganisasjon, 2017). Det er rapportert om at andre arter også kan forårsake infeksjon, men dette er av sjelden sort. I 2010-2011 ble over 12.000 mennesker (Forberg Liane mfl., 2010) smittet i Østersund, Sverige med parasitten *Cryptosporidium*, trolig som følge av avløpsvann i råvannskilden (Folkehelseinstituttet, 2019a). Omfanget av utbruddet er mye omdiskutert og noen kilder hevder at antall smittede mennesker er så høyt som 27.000 (Folkhälsomyndigheten, 2019). Parasitten er svært motstandsdyktig og gav de smittede personene symptomer som feber, kvalme og diaré (Folkehelseinstituttet, 2019a). Hos friske mennesker vil symptomene vanligvis reduseres etter en uke, men varigheten og alvorligheten til kryptosporidiose varierer sterkt med alder og immunstatusen til den smittede.

I tillegg til helserisiko medfører store *Cryptosporidium*-utbrudd også en stor samfunnsøkonomisk belastning. Et utbrudd i Milwaukee i USA i 1993, der 400.000 mennesker ble smittet, hadde en estimert kostnad på 96,2 millioner dollar (Verdens helseorganisasjon, 2017) og utbruddet i Sverige hadde en kostnad på 220 millioner svenske kroner (Folkhälsomyndigheten, 2019). Den viktigste kilden til smitte er fra mennesker og unge husdyr, eksempelvis kalver. Det er rapportert en konsentrasjon på opptil 14.000 oocyster per liter i rå kloakk og 5.800 oocyster per liter i overflatevann, og disse oocystene kan overleve opp til flere måneder i ferskvann (Verdens helseorganisasjon, 2017). Det er ifølge WHO få teknikker som kan gi gode indikasjoner på infeksjonsfaren og informasjon om artene som er smittsomme for mennesker. Grunnet *Cryptosporidium*s høye smittsomhet vil det kreve et relativt lite antall oocyster for å smitte et friskt menneske.

Virus

Vi finner virus blant de aller minste patogene mikrobenes vi kjenner til. Diameteren på disse mikroorganismene varierer vanligvis fra ca. 20-300 nanometer, og de er altså i en mindre størrelsesorden enn både bakterier og parasitter (Tønjum, 2019b). Virus har en langt enklere oppbygging enn hva bakterier har, og de er fullstendig avhengige av vertsceller for metabolisme og videre formering (Tønjum, 2019b). Flesteparten av virus er vertsspesifikke og vil gjennom vann kun smitte fra menneske til menneske og fra dyr til dyr (Forberg Liane mfl., 2010). I følge Norsk Vanns rapport 177 fra 2010 regner man i praksis med at det kun er virus som smitter fekalt-oralt som har betydning for smitte av mennesker i forbindelse med vannbåren forurensning (Forberg Liane mfl., 2010).

Utenom bakterien *Campylobacter* er det noroviruset, eller det nærliggende sapoviruset, som er den vanligste årsaken til mat- og vannbårne utbrudd i Norge (Folkehelseinstituttet, 2010a). Smitte fører vanligvis med seg diaré, magesmerter og oppkast, men kan også gi feber og pustevansker (Guillot, Emmanuelle; Loret, 2009). Hva gjelder norovirus, forekommer matbårne utbrudd hyppigere enn utbrudd i drikkevann, men vannbårne

utbrudd kan få større konsekvenser og ramme langt flere personer. I 2001 ble omtrent 400 mennesker syke av norovirus grunnet presset bruk og kontaminering av en privat drikkevannsforsyning (Andersen, 2016). Det forventes store mørketall for hvor mange som faktisk rammes av norovirus, da det ikke er noen alminnelig meldeplikt for dette, og mange lar være å oppsøke fastlege ved omgangssyke.

Dråpe- og kontaktsmitte er trolig de mest tradisjonelle smitteveiene for noroviruset, som gjerne er årsak til årlige bølger av omgangssyke. Dette medfører store utfordringer ved utbrudd ved institusjoner som skoler, sykehjem eller i en alminnelig husstand (Folkehelseinstituttet, 2010a). Spredning av norovirus gjennom matvarer er også jevnlig årsak til utbrudd av gastroenteritt ved eksempelvis samlinger, hoteller eller cruisebåter. Noroviruspartikler smitter svært lett, i følge dose-respons-modeller (se kapittel 2.2.1) trengs det ned mot én partikkel for infeksjon (Teunis mfl., 2008), og i tillegg er de robuste nok til å overleve over lengre tid på overflater, eksempelvis dørhåndtak (Folkehelseinstituttet, 2010a).

Indikatorer og inaktivering

For å kontrollere og sikre kvaliteten på drikkevannet tas det regelmessige prøver, både ved vannverk og forsyningsnett. Siden det ville vært en umulig oppgave å teste drikkevannet for alle patogene mikroorganismer, er det i dag bransjestandard å undersøke om vannet er preget av fekal forurensing (Folkehelseinstituttet, 2012). Dette gjøres ved å se på konsentrasjonen av utvalgte indikatorbakterier som normalt forekommer i avføring hos mennesker eller dyr vi deler smittestoffer med (Folkehelseinstituttet, 2012). Funn av *Clostridium perfringens*, intestinale enterokokker, koliforme bakterier eller *E. coli*, eller sammensetninger av disse, gir ulike indikasjoner på vannkvaliteten. Eksempelvis vil funn av intestinale enterokokker, uten påvisning av *E. coli*, indikere en tilstedeværelse av virus (Norsk Vann, 2005a). Påvises *C. perfringens*, men ikke *E. coli*, kan dette tyde på at det finnes parasittcyster i vannet (Norsk Vann, 2005a). I tillegg til indikatorbakterier gjennomføres det også jevnlig analyse av *kimtallet* i drikkevannet. Denne parameteren brukes primært for å undersøke begroing av biofilm i distribusjonsnettet, men høye verdier kan også være tegn på forurensninger, sedimenter eller mangelfull vannbehandling. Felles for indikatoranalysene er at de bør være enkle i gjennomføring og kunne gi raske nøyaktige svar.

2.1.3 Årsaker til vannbårne utbrudd

I en studie av Guzman-Herrador mfl. (2015) har det blitt sett nærmere på vannbårne smitteutbrudd i Norge, Finland, Danmark og Sverige fra 1998 til 2011/2012. Her ble det konkludert med at forurensning og mangelfull rensning av drikkevannskilden ga 54.3% (95 av 175) av utbruddene, mens mens feil i ledningsnett resulterte i 14.9% (26 av 175) av

utbruddene. De resterende utbruddene var som følge av ukjente årsaker. Ledningsnettets behandles videre i kapittel 2.1.4.

Drikkevannskilden

Forurensning i drikkevannskilder, som for eksempel overflatevann, har vært årsaken til flere smitteutbrudd. Overflatevann er svært sårbare for forurensning, og uønskede stoffer kan stamme fra en rekke ulike kilder, som for eksempel dyreekskrementer og avløpsvann (Sjøvold mfl., 2008). I 2001 måtte det bli sendt ut kokevarsel i Beiarn kommune som varte i 14 dager grunnet påviste fekale indikatorbakterier i drikkevannet. Dette var trolig grunnet de beitende sauene i området, samtidig som UV-anlegget sviktet da fargetallet var for høyt (Gjerstad, 2004). Det er også dokumenterte episoder der feil utførelse av arbeid på vannledninger i nærhet av drikkevannskilden har ført til forurensning av vannet, som ikke kunne bli tilstrekkelig rensset av de etablerte renseteknikkene på vannverket. Et eksempel på dette er forurensning bestående av overflødig sement i en innsjø i Alstadhaug i 1999, som omtalt i NORVAR rapport 136 (Gjerstad, 2004). Grunnet en drikkevannsbrønn som ble infisert etter en lang tørkeperiode med påfølgende intens nedbør, ble det utsendt kokevarsel til i underkant av 750.000 mennesker i Hertfortshire/NW London i England i 1997. Nesten 350 mennesker ble dokumentert smittet og syke pga. *Cryptosporidium*, se delkapittel om *Cryptosporidium* over, 2.1.2.

Høydebasseng

Høydebassenger som befinner seg i fjell kan være utsatt for forurensning via fjellsprekker, mens basseng med fritt vannspeil potensielt kan forurennes av fremmedelementer som dyreekskrementer fra fugler (Sjøvold mfl., 2008). I 1988 ble 500 mennesker syke på grunn av en flomepisode i Oslo hvor overvannet strømmet inn i et høydebasseng (K. Nygård, 2007, referert i Sjøvold mfl. (2008)). Også utbruddet av *Campylobacter* på Askøy sommeren 2019 (se kapittel 2.1.2) er nevneverdig her, da det var innlekking av dyreavføring til høydebassenget som resulterte i over 2.000 smittede (Paruch mfl., 2019).

2.1.4 Nærmere om ledningsnettets rolle og sårbarhet

Innsug av forurensning på vannledningsnettets er avhengig av den generelle kvaliteten på rørene og dermed lekkasjeandelen på ledningsnettets (Flatin mfl., 2009). Norge er blant landene i Europa med høyest prosentvis lekkasjeandel på drikkevannsnettets (EurEau, 2017). Tallene varierer mellom kommuner, og i en studie gjort av Norsk Vann og Asplan Viak i 2009 (Flatin mfl., 2009), hvor lekkasjenivåene i ulike kommuner ble anslått, ble lekkasjenivået funnet til å være på 14 - 40%. Gjøvik og Godt Vann Drammensregionen (GVD) hadde høyest lekkasjeandel på 40%. Lekkasjeandelen viser til selve tilstanden på ledningene, og feil på vannledninger kan gi økt kontamineringsfare. Studien til van

Lieverloo mfl. (2007) fant at forurensningskilden med høyest sannsynlighet for å kontaminere selve ledningsnett er jord eller høyt grunnvannsnivå. Studien van Lieverloo mfl. (2007) sine resultater antyder at fekal kontaminasjon ofte oppstår som en lokal og midlertidig hendelse.

Norsk Vanns rapport 171 (Flatin mfl., 2009) peker på noen hovedårsaker til at lekkasjeandelen er såpass høy i Norge: Historisk sett har det alltid vært relativ god tilgang på vann i Norge, i tillegg til lave kostnader og krav knyttet til vannbehandling. Siden 1990-tallet har kravene for vannkvalitet økt betraktelig og med dette også kostnadene per kubikk drikkevann. Tidligere var fokuset sjeldent rettet mot å spare mest mulig vann og ledningsnett er dermed ikke optimalisert for færrest mulig lekkasjer.

Norge har en topografi som fører med seg stort trykk i ledningene, noe som bidrar til å øke lekkasjeandelen. Vannføringen, Q , er avhengig av trykket, P , og utformingen på utløpet ved koeffisient K , med sammenhengen $Q = KA\sqrt{2gP}$, hvor A er arealet, og g er tyngdeakselerasjon (Flatin mfl., 2009)). En tommelfingerregel beskrevet i Norsk Vanns rapport 171 sier at en trykkreduksjon på x prosent vil gi x reduksjon i lekkasjemengde. Formelen ovenfor er gjeldende for en stråle i friluft. For en lekkasje i løsmasser finner man gjerne at vannføringen, Q , ikke går mot roten av P , men nærmere P i første potens. Det må settes høye krav til kunnskap, prosjektering og utførelse av ledningsnett for å takle de varierende grunnforholdene og temperaturene, samt redusere problemer tilknyttet frost og tining i Norge (Flatin mfl., 2009).

Andre typiske årsaker til høye lekkasjetall er bruk av materialer med kort levealder eller feil bruk og montering av rørmaterialer og -deler. Mange kommuner i Norge har gamle ødelagte vannledninger som ikke er dimensjonert for dagens behov og det har ikke vært et tilfredstillende tempo for utskiftingen av disse ledningene i forhold til det økende behovet (Flatin mfl., 2009). Valg av ledningstype har stor betydning for hvilke svakheter en kan forvente og hvor det er størst sannsynlighet for brudd og lekkasje. Dersom ledningene er av gammelt støpejern uten utvendig korrosjonsbeskyttelse er det erfart at utvendig korrosjon har størst betydning for aldring av ledningene. Man ser for eksempel at PVC-rør er utsatt for langsgående sprekker, mens grå støpejernsrør ofte har tverrbrudd (Flatin mfl., 2009). Begge disse får ofte såkalte *sprøe brudd* som kjennetegnes med store vannlekkasjemengder. Stålrør og duktile støpejern får ofte små korrosjonshull som ikke gir like store konsekvenser, men som til gjengjeld er mer krevende å lokalisere (Flatin mfl., 2009). Asbestsement, som ble mye brukt i årene 1950 - 1975, er ansett som rørtypen med dårligst faktisk levetid i forhold til forventet levetid, som er på 100 år. Skjøter, anborings- og reparasjonsklammer på rørene består av tetningsringer, gjerne laget av gummi som kan eldres relativt raskt, som er essensielle for tetthetsnivået på rørsystemet. Dersom det er svakheter i skjøtene kan dette være et potensielt innlekkings-

punkt for forurensing inn på ledningsnettet. Armatur, rørdeler og spesielt brannventiler plassert i kummer er eksponert for mye oksygen og vil dermed ha større korrosjonrisiko enn de rørdelene som ligger nedgravd (Sjøvold mfl., 2008).

Stikkledninger

Til tross for at stikkledninger utgjør opp mot 2/3 av den totale lengden vann- og avløpsledninger i Norge (Folkedal mfl., 2014) er det tradisjonelt sett kommunale hovedledninger som har fått mesteparten av oppmerksomheten (Ødegård mfl., 2013). Stikkledninger har som funksjon å levere vann til forbrukerne fra den kommunale forsyningsledningen. Disse er hovedsakelig privateid, ofte fra og med anboringsklammer på hovedledningen. Som en følge av dette er det begrenset hvor god oversikt det offentlige har over stikkledninger. Men heller ikke de private eierne har god nok kontroll over stikkledningene: I følge en spørreundersøkelse utført av Sentio på oppdrag fra Norsk Vann er det kun 40% som har kjennskap til hvor disse ligger på eiendommen sin, og 26% vet ikke om de eier stikkledninger for vann og avløp (Meyer og Hofshagen, 2017). Det er naturlig å anta at privatpersoner heller ikke har utbredt kunnskap hva angår vedlikehold eller utbygging av stikkledninger, og at disse ledningene dermed tillates å forringes og i større grad utsettes for forureningsmuligheter enn det øvrige forsyningsnettet.

I følge Norsk Vanns rapport 207 fra 2014 oppstår 50% - 75% av antall lekkasjer på det norske vann- og avløpsnettet på stikkledninger (Folkedal mfl., 2014). Siden disse ledningene ofte er utenfor kommunal kontroll og oversikt, antar man at lekkasjeandelen her ofte bare er delvis eller ikke er registrert (Flatin mfl., 2009).

Kostnadsbesparende lekkasjereduksjon

Ved å redusere lekkasjer på drikkevannsnettet vil man minske kostnader tilknyttet både drikkevann og spillvann. Lekkasjereduksjon vil først og fremst minke mengden rent vann som lekker ut av ledningene og dermed redusere kostnader for nødvendig produksjonsvolum ved vannverkene. En betydelig del av vannet som lekker ut i grunnen rundt rørene vil ende opp i spillvannsrørene og medvirke til mengden spillvann som krever rensing. Dette gir økte driftskostnader for renseanleggene. Lavere belastning på ledningsnettene vil dessuten gi redusert belastning på tilhørende pumpestasjoner og rørsystemer, som kan gi kostnadsbesparinger som følge av mindre behov for reparasjoner og service (Flatin mfl., 2009).

Forurensinger

Sannsynligheten for at en forurensning skal finne sted i ledningsnett vil avhenge av en kombinasjon av følgende tre faktorer (Lindley og Buchberger, 2002):

- Vesentlig trykkreduksjon på nettet som følge av undertrykk eller trykkbølger.
- Tilstedeværelsen av en inntrengningsvei for fremmedvann inn på nettet, slik som hull og sprekker i røret, eller gjennom tilbakespyling, feilkoplinger og ventiler.
- Forekomst av forurensning i grunnen omkringliggende røret.

Ved å ha god utforming og tilstrekkelig trykksetting av ledningsnett sikrer man god drift, leveringssikkerhet og minsker sannsynligheten for innsug av smittestoffer som følge av trykkfall. Størrelse og varighet på slike trykkhendelser avhenger i stor grad av hva som iverksatte hendelsen. Faren for varig undertrykk er stor ved eksempelvis reparasjoner, bruk av brannvann, strømstans eller større lekkasjer og rørbrudd andre steder på nettet, mens trykkstøt gjerne forårsakes av rask åpning eller stenging av ventiler. I en undersøkelse publisert i American Water Works Association (AWWA) (Craun og Calderon, 2001) var 50% av sykdomsutbruddene fra de offentlige ledningene grunnet krysskoblinger og innsug av smittestoffer ved undertrykk i ledningene. Andre faktorer som korrosjon og fysisk ødelagte ledninger var kun ansvarlig for ti prosent av utbruddene. Ved et branntilfelle der et stort vannvolum blir tappet fra ledningen over kort tid, vil trykklinjen kunne ligge under selve ledningen og det kan oppstå innsug. Det kan derfor være hensiktsmessig å installere vakuumentiler på ledningsnett for å sikre tilstrekkelig lufttilførsel og hindre undertrykk i systemet. Bruk av private eller kommersielle trykksatte installasjoner, som f.eks. høytrykkspyler, vil også kunne være med på å senke trykket i ledningene til et risikabelt nivå (Sjøvold mfl., 2008).

Dersom trykket faller under normaltrykk legges det til rette for innsug gjennom eventuelle inntrengningsveier i rørene. Eksempler på slike kan være hull/sprekker (både tverrbrudd og langsgående) eller lekkasjer ved koplinger/ledd. Rørene kan svikte av en rekke ulike årsaker som korrosjon, deformasjon (eksempelvis tøyning av diameter) eller ved at de skades ved gravearbeid. Tilbakestrømning fra tilkoblede abonnenter, altså gjennom stikkledninger, kan også utgjøre en forurensningsfare dersom det ikke er installert tilbakeslagsventiler (Sjøvold mfl., 2008). Tilstedeværelse av en transportrute utgjør ikke noen stor sannsynlighet for kontaminering alene, da det også må opptre en betydelig reduksjon av trykk innad i vannledningen for at fremmedvann skal kunne suges inn. I tillegg må det være patogener tilstede i fremmedvannet.

Standardpraksisen i Norge er å legge avløpsledningen under vannledningen for å hindre forurensning, men det finnes mange tilfeller der disse ligger like høyt plassert i grøften.

Dersom avløpsledningen har svakheter og mulighet for lekkasje, øker risikoen for transport av patogene mikroorganismer inn i vannledningen. Vannledningene skal helst ligge i en separat grøft fra avløpsledningen. Nedgravde deponier, tungmetaller og oljeledninger og -tanker er eksempler på kilder til grunnvannsforurensning. Disse utgjør en risiko for både spredning av helsefarlige stoffer og en korrosjonsrisiko for selve ledningene. Ved store nedbørsmengder vil overvann kunne skylle med seg forurensninger som tungmetaller eller dyreavføring, og oversvømme ventiler og felleskummer, som er kummer delt av både vann- og avløpsledninger.

2.2 QMRA for ledningsnett

2.2.1 Oversikt over QMRA

Quantitative microbial risk assessment (QMRA) er et konsept som originalt ble utviklet for kjemisk risikoanalyse (Seidu mfl., 2007), og bruker prinsippene for risikovurdering for å gi en vurdering av helseeffekten ved forurensing av patogene mikroorganismer. QMRA kan gjøre det lettere å simulere og forutse sårbare fremtidige situasjoner i vannverkene, samtidig som det kan gi en god oversikt over svake punkter i vannforsyningsystemet som krever ekstra overvåkning og tiltak (Seidu mfl., 2007). I tillegg kan en slik risikovurdering gi informasjon som kan føre til riktige valg og bestemmelser for vannforsyningen (Howard mfl., 2006). De fire hovedkomponentene som utgjør en QMRA er (Haas mfl., 2014; Seidu mfl., 2007):

1. Fareidentifikasjon - Hvilke patogene mikroorganismer er aktuelle og hva er de helsemessige konsekvensene av smitte?
2. Eksponeringsvurdering - Hvor mange patogene mikroorganismer (dose) får den aktuelle populasjonen i seg?
3. Dose-respons-forhold - En matematisk karakterisering av sammenhengen mellom dose og infeksjons-/sykdomssansynlighet.
4. Risikokarakterisering - Estimering av helserisiko ved hjelp av på de førnevnte komponentene.

Fareidentifikasjon

Hovedoppgaven til dette trinnet er å få en oversikt over: hvilke viktige avgjørelser for risikostyring som er nødvendig, hva slags bevisgrunnlag behøver en for å ta disse avgjørelsene og hvilke patogene trusler, forurensningshendelser, mulige eksponeringsveier og de potensielle følgende helseplager må tas hensyn til. Omfanget av QMRA kan variere

med tanke på kompetansenivå, mengde data, tidsbruk og matematisk raffinement. Riktig bruk av QMRA vil kunne gi informasjon for en mer effektiv tildeling av ressurser til de mest utsatte punktene eller mest risikable situasjonene (Verdens helseorganisasjon, 2016).

Eksponeeringsvurdering

Eksponeeringsvurdering har hovedfokus på å bestemme frekvensen og størrelsen på den mulige eksponeeringen for patogener. Konsentrasjonen av patogener i drikkevannet er avhengig av mengden patogener en får inn i renseprosessen og hvilke miljømessige og rensetekniske faktorer som påvirker transporten og inaktiveringen av patogenene. Effektiviteten til renseprosessen er ofte rapportert som \log_{10} -reduksjon i konsentrasjon av mikroorganismer (Pettersen mfl., 2006). Det er behov for kvantitativ data om patogenkonsentrasjoner i vannkildene og patogenenes oppførsel gjennom hygieniske barrierer i både vanlige driftssituasjoner og ved utbrudd. I tillegg trengs data vedrørende størrelse på den eksponerte befolkningen (abonnenter til det aktuelle vannledningsnett), mulige deler av befolkningen med større sykdomsrisiko og hvor ofte abonnementene blir eksponert for den patogene trusselen (Verdens helseorganisasjon, 2016). For å kunne foreta en eksponeeringsvurdering må først data samles inn ved enten å analysere vannprøver for det ønskede patogenet (ofte dyrt og komplisert) eller analysere for referansepatogener. Bruk av data fra litteratur er vanlig, men kan føre til estimeringsproblemer, se *Styrker og begrensninger ved QMRA*. I tillegg må mengden vann som konsumeres av abonnementene kvantifiseres, dette er verdier som avhenger av flere faktorer som alder, nasjonalitet og fysisk aktivitet (Pettersen mfl., 2006).

Eksponeeringsvurdering for ledningsnett blir gjort i tre trinn: Forurensningskilde, barrierer og eksponeeringsmekanismer (Verdens helseorganisasjon, 2016). Først blir de mulige konsentrasjonsverdiene estimert, og det bemerkes svake punkter på distribusjonsnett hvor det kan skje en inntrenging av patogener. Det kan være en kompleks oppgave å skulle fastslå forurensningskilde og patogenkonsentrasjon. Forurensninger fra en nærliggende avløpsledning vil ha svært varierende patogenkonsentrasjoner som avhenger av flere ulike faktorer, blant annet antall personer, både smittede og ikke smittede, tilknyttet avløpsledningen. Samtidig vil vannforbruket til abonnentene og mengden overvann i ledningen ha en stor betydning for konsentrasjonen av patogener som potensielt kan overføres til drikkevannsledningen (Svanemyr, 2019; Hansen, 2019).

Neste trinn vil være å undersøke hvilket distribusjonsmønster den patogene forurensingen vil ha, noe som eksempelvis kan modelleres hydraulisk i EPANET, se kapittel 2.4.1. Mulige barrierer i ledningsnett som kan være med på å minske forekomsten av patogener mikroorganismer er ikke diskutert i denne oppgaven grunnet barrierenes komplekse og høyt variable natur. Hvilke eksponeeringsruter som er mest sannsynlige, som f.eks.

inntak av vanlig drikkevann fra springen, konsum av vann under tannpuss eller dusjing, diskuteres i kapittel 2.2.3.

Dose-respons-forhold

Dette steget analyserer relasjonen mellom konsumert dose hos individer i en populasjon og sannsynligheten for infeksjon som følge av dette. Ulike patogener vil kunne opptre svært ulikt, og det benyttes derfor tilpassede modeller for ulike mikroorganismer. Ved tilfeller hvor det ikke eksisterer noen dose-respons-modell for den aktuelle mikroben, anbefales det av Verdens helseorganisasjon (2004) å bruke referansepatogener, som er organismer med høy nok overlevelsesgrad og ineffektivitet slik at ved kontroll av denne, vil man også kunne anta kontroll av liknende patogener. Dose-respons-forhold.steget inkluderer helseeffekter (både primære, sekundære og kroniske helseeffekter) og forholdet mellom inntatt dose og sannsynligheten for infeksjon (Verdens helseorganisasjon, 2016). Formler utviklet for dose-respons-forhold er sett mer på senere i denne masteroppgaven, se kapittel 2.3.3.

Risikokarakterisering

Risikokarakterisering kombinerer informasjonen hentet fra de tidligere trinnene for å gi en vurdering av de ulike risikoscenarier og hvor alvorlige de følgende helseeffektene er. Merk at QMRA ikke beregner faktiske sykdomsutfall, men oppgir en sannsynlighet for at en smitte kan forekomme via drikkevannsdistribusjonsnett. Risikoen kan uttrykkes på ulike måter, blant annet risiko for enkelteksponeringshendelser eller på årsbasis. Kvantifiseringen kan også variere, f.eks. i smittesannsynlighet, forventede antall sykdomstilfeller eller i Disability Adjusted Life Years (DALYs, se punkt 2.3.3). DALYs er et mål på hvor mange år et menneske lever med en sykdom og hvor mange år denne personen mister som følge sykdommen (sammenlignet med den lokale gjennomsnittlige levealderen). DALYs er beregnet som sannsynligheten til hver sykdom multiplisert med en alvorlighetsfaktor og varighet (Peterson mfl., 2006). Variabilitet og usikkerhet må vurderes i alle trinn ved en sensitivitetsanalyse i QMRA. I tillegg må det vurderes usikkerhetskilder som ekstrapolering fra dose-respons-data, begrensninger og estimater brukt underveis i risikovurderingen. En QMRA-modell kan enten være deterministisk eller probabilistisk. En deterministisk modell bruker enkeltverdier til å beskrive estimater av QMRA-variabler til å beregne den resulterende risikovurderingen. Et probabilistisk modell bruker statistiske fordelinger til å beskrive variabler brukt i QMRA, noe som bedre vil gjenspeile modellvariablenes stokastiske natur. Merk at bruk av referansepatogener vil medføre nok en usikkerhetsfaktor til QMRA-modellen. Som følge av dette vil det ofte bli brukt Monte Carlo-simuleringer for å ta hensyn til variansen og usikkerheten

i frekvensdistribusjonen (Howard mfl., 2006; Verdens helseorganisasjon, 2004).

Styrker og begrensninger ved QMRA

QMRA er en metode som gir en detaljert kvantifisering og vurdering av helserisikoer med en objektiv og transparent tilnærming som tar for seg hele spredningsveien til et patogen, fra kilde til vannuttak for abonnentene (Verdens helseorganisasjon, 2016; Medema og Smeets, 2009). Som følge av dette kan QMRA være et godt grunnlag for driftsmessige valg, fordeling av ressurser i et drikkevannsverk samt kost-nytte av risiko-kontrollstrategier. Metoden kan også brukes ved utvikling av ny teknologi og bedring av ytelse ved å bestemme om visse mikrobielle helsemessige mål faktisk kan nås. Sammenliknet med tradisjonelle risikoanalyser krever QMRA-metoden riktignok en mer teknisk innsikt, kunnskap og ressurser (Verdens helseorganisasjon, 2016). En kompleks og nøyaktig QMRA kan bli gjennomført i rike land med mye ressurser og støtte fra offentlige departementer, men vil være krevende å få gjennomført i utviklingsland (Howard mfl., 2006). Den minimale tilgjengeligheten på god data for forekomsten, transport og overlevelse av patogener i drikkevann, samt rensseffekten fra vannbehandlingsprosesser, tvinger QMRA-modeller til å bruke *verst tenkelige* antakelser fra litteratur. Med disse antakelsene forekommer tendenser til å overestimere risikoen, og brukeren av QMRA-resultatene vil ikke kunne vite usikkerheten til den resulterende risikoen. Dermed bør en bruke et spekter av estimater som godt kan representere usikkerheten i analysen (Verdens helseorganisasjon, 2016). Kilden til patogenet, selve transporten og rensingen i vannverket er meget komplekse prosesser som avhenger av mange ulike faktorer. Disse omfatter blant annet hydrologi, hydrodynamikk, vannrensingsteknikk og design, samt uberegnelig menneskelig oppførsel (Pettersen mfl., 2006). En klar usikkerhet ved bruk av modeller i dose-respons-trinnet, spesielt de utarbeidet fra kliniske undersøkelser, er at flertallet bygger på data hvor det er friske voksne som er blitt utsatt for de aktuelle mikrobene (Verdens helseorganisasjon, 2016). Dette kan underrepresentere den faktiske infeksjonsrisikoen hos sårbare forbrukere slik som barn, eldre, gravide eller øvrige personer med nedsatt immunforsvar (Nwachuku og Gerba, 2004).

2.2.2 Hovedelementer i en nett-QMRA

Forurensningsmengde

Hvor stort forurensningsvolum som kan forventes å bli sugd inn på ledningsnettet ved lekkasjer kan være nyttig, men utfordrende å estimere. Det inntrengende volumet vil avhenge av en rekke parametre som trykkforskjeller, varighet på trykkhendelsen, omkringliggende grunnvannsnivå og grøftematerie, samt antall, form og størrelse på hull i vannrøret (Besner mfl., 2011). Videre vil den reelle smitterisikoen avhenge av konsentra-

sjon og type patogener i det nevnte volumet. Foruten de overnevnte faktorene vil også beregningsmetode i stor grad avgjøre hvor stort forurensningsvolum det kan forventes inn på nettet.

For å kvantifisere størrelsen på det innsugde vannvolumet kan man ta utgangspunkt i blendeformelen fra studien til Kirmeyer mfl. (2001), hvor det ble modellert følgende sammenheng for volumstrøm inn på ledningsnett ved undertrykkshendelser:

$$Q_i = \frac{\pi C_D D_i^2}{4} \sqrt{2g\Delta H} \quad (2.1)$$

Hvor Q_i - Volumstrøm, C_D - Utløpskoeffisient, D_i - Diameter på lekkasjen, g - Tyngdeakselerasjon, ΔH - Trykkdifferanse for innside/utside rør

Blendeformelen er på mange måter en forenkling da den ikke tar høyde for jordforholdene rundt røret, strømningsregime gjennom lekkasjen eller det faktum at trykkhendelsen kan endre både form og størrelse på hullet i rørledningen under lekkasjen (Collins og Boxall, 2013). Collins og Boxall (2013) foreslår dermed bruk av blendeformelen som en øvre grense for hva som kan forventes av innsugsvolum, og gjerne i kombinasjon med deres modifiserte likning for å kvantifisere den lavere grensen:

$$Q_i = \frac{1}{\sqrt{k' + \frac{D_i g \sqrt{GB}}{6}}} \frac{\pi D_i^2}{4} \sqrt{2g\Delta H} \quad , \quad k' = f \frac{t}{D_i} \quad (2.2)$$

Hvor Q_i - Volumstrøm, D_i - Diameter på lekkasjen, g - Tyngdeakselerasjon, G - Geometrikoeffisient, B - Treghet i det porøse medier, ΔH - Trykkdifferanse for innside/utside rør, f - Friksjonsfaktor, t - Rørtykkelse

Blendeformelen (2.1) utgjør grunnlaget for de teoretiske beregningene i Boyd mfl. (2004a,b) hvor det ble presentert tre tilnærminger for estimering av forurensningsvolum med tilhørende ulikheter og årsaker. En kort forurensningshendelse med like forhold lå til rette for de tre tilnærmingene, med en undertrykkvarighet som følge av trykkstøt på 1 sekund og -0,82 atm samt ytre trykkehøyde på 0,9 m. Boyd mfl. (2004a,b) viste ved å bruke massebalanse og cesium som sporstoff at det kan forventes 11 ml og 71 ml inntrengt volum for sirkulære lekkasjeåpninger med diameter 3,2 mm og 6,4 mm. Til sammenlikning ga volumetriske målemetoder 47 ml og 119 ml, mens teoretiske beregninger resulterte i 62 ml og 227 ml for de respektive lekkasjestørrelsene. Det er en rekke forhold som ligger til rette for de sprikende resultatene i forventet volum, men i hovedsak skyldes ulikhetene feil som følge av manuelt arbeid rundt ventiler i forsøkene, blendeformelens forenklinger og fortykning av sporstoffet cesium (Boyd mfl., 2004a,b).

Ved en potensiell innsugshendelse av avløpsvann vil det være gunstig å ha kunnskap om konsentrasjoner av ulike patogener mikroorganismener i nevnt volum. Men dette

kan være vanskelig å estimere, og det finnes heller ingen grundig undersøkelse av norsk avløpsvann som gir noen endelig og omfattende sammensetning (Ødegaard, 2014). I denne oppgaven ble det valgt å fokusere på *Campylobacter jejuni*, en organisme normalt tilstedeværende i avløpsvann og som er blant patogenene ansvarlige for jevnlig drikkevannsbårne sykdomsutbrudd i Norge (Folkehelseinstituttet, 2014). Litteratursøk gir sprikende resultater, men fra Hokajärvi mfl. (2013) får vi at antall kolonidannende enheter (CFU) av *Campylobacter* i avløpsvann ligger på rundt 100-10.000 i Finland, mens det i Tyskland ble rapportert opp mot 100.000 CFU per liter (Rechenburg og Kistemann, 2009).

Studien til Blokker mfl. (2018) brukte en konsentrasjon på 10^4 *Campylobacter*-organismer i den isolerte seksjonen, men dette tallet kunne variere veldig ettersom konsentrasjonen av fekal forurensing er meget variabel. En gjennomsnittlig isolasjonsseksjon er $3.4m^3$ i volum, så dermed ble den gjennomsnittlige konsentrasjonen av mikroorganismer i Blokker mfl. (2014) 0.3 per 100ml.

2.2.3 Eksisterende QMRA-studier for ledningsnett

I en QMRA estimeres potensiell risiko ved kortsiktige forurensningshendelser. I Blokker mfl. (2014) hvor det ble fokusert på forurensing av drikkevann som følge av reparasjoner på ledningsnettet, ble det konkludert med at konsentrasjonen av kontaminanten er den mest avgjørende parameteren for risiko, etterfulgt av størrelsen på patogendose-responsforholdet. Yang mfl. (2011) og Teunis mfl. (2010), som begge så på innsugshendelser av virus til drikkevannsnettet, fant derimot at konsentrasjonen av kontaminanten hadde liten påvirkning på risikoen for smitte og at det heller var varigheten på innsughendelsen som var avgjørende. I takt med økt varighet vil også sannsynligheten for at virustoppen sammenfaller med tidspunktet en forbruker fyller et vannglass øke, og med dette også smitterisikoen. Vektleggingen av ulike parametre varierer stort blant epidemiologiske studier, gjerne grunnet forskjeller som ulike patogener eller inkludering og påvirkning fra restklor eller kloraminer i den hydrauliske modellen. Blokker mfl. (2014) så ikke på bruk av klorering ettersom dette er utypisk for Nederland. I Blokker mfl. (2014) ble det sett på ulike scenarioer, for eksempel ett der vann blir konsumert hver time og ett der vann blir konsumert til hvert måltid. Det ble ikke sett på kombinasjonen av en hydraulisk modell og en eksponering- og risikomodell, dette gjorde at studiet ikke tok hensyn til hvilken påvirkning antall forbrukshendelser har på sannsynligheten for infeksjon. Tidspunktet for inntrengning av forurensing har en betydning for denne sannsynligheten. Andre viktige parametere var vist å være tidspunktet til åpningen av selve vannkranen og tidspunktet til konsum av vannet. Artikkelen indikerer at selve lokasjonen og mengden forbruk av det kontaminerte vannet har en mindre betydning enn de tidligere nevnte faktorene (Blokker mfl., 2014). For å simulere et varierende antall

personer per husholdning benyttet Teunis mfl. (2010) en poissonfordeling av gjennomsnittlig antall forbrukere per node dividert på antall tidsenheter per dag. I undersøkelsen til Teunis mfl. (2010) ble det simulert antall inntak av drikkevann tilsvarende likt totalt antall personer, da hver av personene antas å konsumere hver sin daglige dose vann fra springen.

I studien til Blokker mfl. (2014) ble den stokastiske modellen SIMDEUM (se kapittel 2.3.2) brukt i kombinasjon med en EPANET-modell for å simulere fordelingen av kontaminert vann gjennom vannledningsnett i byen Zandvoort. Forbruksmønstre ble generert med SIMDEUM med tidsteg 5 minutter og tidssteget for vannkvalitetssimuleringene var på 1 minutt. Plasseringen av innlekkingspunktet for forurensingen er koblet til sannsynligheten for vedlikehold i nettverket, samt rørmateriale og diameter. Simuleringstiden var tre dager. Det er antatt i modellen at mesteparten av drikkevannet går til toalett og dusjforbruk. To variabler ble brukt: Mengden konsumert vann og konsumeringstid. Det ble benyttet en poissonfordistribusjon med hensyn på antall glass vann konsumert, som ble estimert til å være 1,43 per dag. Patogenene som ble sett på i studien var: *Giardia*, *Campylobacter*, *Cryptosporidium* og enterovirus. Da en viderutvikling av denne studien ble utgitt i 2018 (Blokker mfl., 2018) ble det ikke tatt hensyn til virkningen av viktige risikofaktorer som kryssforbindelser til *ikke-drikkelig* vann eller biofilm med patogenvekst.

Risikoen for at en abonnent på forsyningsnett blir infisert avhenger av dosen (antall patogene mikroorganismer konsumert) og infeksiositeten til patogenet (Teunis mfl., 1999). Schijven mfl. (2016) antar at inntak av vann via tannpuss og inhalering av forurensede aerosoldråper under dusjing også har en stor betydning for den totale risikoen. Schijven mfl. (2016) konkluderte med at pussing av tenner har like stor betydning på forurensningsrisikoen som vanlig konsum av drikkevann. Dette er fordi de fleste personer pusser tennene to ganger om dagen og selv et lite volum konsumert forurenset vann kan gi infeksjon. Dersom patogenet har en høy smittsomhet vil også inhaleringen av vann når en dusjer utgjøre en risiko for smitte (Schijven mfl., 2016).

I studien gjort av Westrell mfl. (2003) ble effekten av hver enkelt svikt i et drikkevannrensaneanlegg i Göteborg og dets distribusjonsnett estimert. Her ble konsentrasjonen av koliforme bakterier funnet under forurensningshendelser relatert til de konsentrasjonene funnet i avløpet. Konsentrasjonen av patogener i drikkevannet ble også brukt til å estimere en infeksjonsrisiko for forbrukerne med hensyn på varigheten til forurensningshendelsen og størrelsen på det berørte området. Studiet fant at den resulterende årlige infeksjonsrisikoen ved forurensningshendelser var mindre enn risikoen ved normal drift av systemet.

I følge van Lieverloo mfl. (2007) vil tiltak som kokevarsel og tilsatte desinfeksjonsmidler

ha en uviss effekt på det kontaminerte vannet. Kokevarselet vil bare følges av ca. 80% av befolkningen (Karagiannis mfl., 2009) og klorresistente patogener, som for eksempel *Cryptosporidium*, vil ikke nødvendigvis bli deaktivert av desinfeksjonsmidlene. Når risikoen for infeksjon skal evalueres, bør det som en konservativ tilnærming antas at beskyttende tiltak ikke har noen effekt.

2.2.4 Tidligere relaterte masteroppgaver fra NMBU

Modellering av patogen-spredning i et vanddistribusjonssystem

Svanemyr (2019) står bak masteroppgaven *Modellering av patogen-spredning i et vanddistribusjonssystem etter forurensning forårsaket av undertrykk på ledningsnett* som deler tematikk og utgjør noe av grunnlaget for denne oppgaven. Svanemyr bygde en hydraulisk modell over ledningsnett til Spydeberg kommune i EPANET. Deretter ble det skapt en teoretisk forurensningshendelse med tilhørende spredning som ble simulert gjennom EPANET, EPANET-MSX og EPANET-MATLAB Toolkit. Med dette skapte Svanemyr (2019) en innledningsfase til en QMRA for distribusjonsnett til Spydeberg kommune. Svanemyr (2019) anså modellen sin som tilstrekkelig for vannkvalitetsanalyser, men at det ble gjort antakelser og begrensninger som medfører at modellen avviker såpass fra virkeligheten at den ikke vil bidra til en realistisk risikoanalyse. Herunder mangel på kalibreringsdata samt bruk av identisk vannforbruk og forbrukskurver for alle noder, uavhengig av antall personer tilknyttet dem. Store mengder data i oppgaven til Svanemyr førte med seg utfordringer knyttet til beregningstid og visualisering av resultater, som legger til rette for videre arbeid hva gjelder effektivisering av script gjennom EPANET-MATLAB Toolkit.

Smitterisiko som følge av innsug på vannledningsnett

Masteroppgaven *Smitterisiko som følge av innsug på vannledningsnett – simuleringer i Spydeberg kommune* (Hansen, 2019) forsetter på arbeidet til Svanemyr (2019). Her ved å skrive et program til å bruke EPANET-MATLAB Toolkit og EPANET-MSX for å utføre en risikovurdering for vannledningsnett i Spydeberg kommune. Simuleringstiden til en vannkvalitetsanalyse ble betraktelig redusert i forhold til Svanemyr (2019) samtidig som det ble utviklet et metode for å kjøre flere vannkvalitetsanalyser.

Hansen (2019) er kritisk til sin QMRA ettersom leddene kun bruker gjennomsnittlige verdier og gir ett punktestimat over antall smittede som resultat, og disse ikke opplyser om variasjon og usikkerhet. Masteroppgaven til Hansen (2019) konkluderte med behov for mer arbeid med programmet for å kunne gi gode punktestimater for risikovurdering og representative resultater etter en innsugshendelse på ledningsnett. I vår masteroppgave blir også EPANET-MATLAB Toolkit også brukt, men ettersom det ikke blir sett

på klorkonsentrasjon eller et flertall av patogener, er det ikke relevant å bruke EPANET-MSX. Hansen (2019) oppdaget problemer med visualisering av resultatene og fremmet at dette er en viktig del av forståelsen av fordelingen av patogenener i vannledningsnettet. Det blir også pekt på at estimatet for smitterisikoen vil bli betydelig bedret ved bruk av norske tall for de ulike forbrukspostene, eksempelvis for konsum av drikkevann, og at publiseringen av Drikkevannsstudien fra Folkehelseinstituttet vil kunne gi gode data til videre arbeid, se kapittel 2.1.1.

2.3 Nærmere om vannforbruk for en nett-QMRA

2.3.1 Vannforbruk

Kunnskap om husholdningers spesifikke vannforbruk er viktig for ressursforvaltning og tilstrekkelig dimensjonering av vannverk og forsyningsnett. Det vil også være økonomisk gunstig å kjenne det korrekte vannforbruket da det i større grad blir mulig å gjøre rede for hvor store vannmengder som lekker ut av ledningsnettet. Det mest nøyaktige anslaget for vannforbruk får man ved installasjon av vannmålere i hver husholdning, hvor det i tillegg registreres detaljer som antall beboere, eventuelt næringsforbruk og hva slags type bolig det er snakk om (Sivertsen mfl., 2016). Ved å basere seg på data fra ni norsk kommuner, som alle har vannmålerdekning over 80%, anslo Norsk Vann i 2016 at det gjennomsnittlige vannforbruket i husholdninger i Norge er 138 l/pe/d (Sivertsen mfl., 2016). Dette er langt lavere enn 182 l/pe/d, som er det estimerte daglige husholdningsforbruket i Norge i 2018 i følge Statistisk sentralbyrå (2020). Denne oversikten har riktignok store variasjoner med kommuner som oppgir alt mellom 45 l/pe/d og 484 l/pe/d. Det vil selvsagt forekomme forskjeller mellom kommuner og husholdninger, men da Norsk Vanns studie baserer seg på bruk av vannmålere, anses anbefalingen på 140 l/pe/d som pålitelig å følge (Sivertsen mfl., 2016).

Forbruksvariasjoner

Det forekommer store variasjoner i vannforbruk i løpet av et døgn, med toppunkter om morgenen og ettermiddagen. I tillegg vil forbruket også variere gjennom året, med høyere verdier om sommeren enn om vinteren grunnet vann til jordbruk og hager (Ødegaard, 2014).

Forbruksposter

Det kan være vanskelig å estimere hvor stor del av det daglige vannforbruket som går til ulike forbruksposter i hjemmet. I et forsøk på å estimere fremtidig vannbesparing i Oslo så Bomo og Schade (2015) nærmere på en omtrentlig fordeling av husholdningsforbruket.

En slik fordelingsoversikt ble også produsert i en studie om vannforbruk og besparing i Australia (Stewart mfl., 2012), som anses å være representativt for Norge. Tall fra Stewart mfl. (2012) stemmer nokså godt overens med hva Bomo og Schade (2015) kom frem til: Hygiene (31%), toalett (23%), klesvask (19%), oppvask (15%), mat/drikke (6%) og annet (6%).

Konsumering

Hovedruten til eksponering av vannbåren smitte er gjennom inntak av vann, og det er derfor svært viktig med gode estimater på konsumert volum i forbindelse med risikoanalyse (Besner mfl., 2011; Nygard mfl., 2007). Mengden vann konsumert er ofte antatt å ha en lognormal fordeling med hensyn på det daglige inntaksvolumet, som da betyr at mengden vann konsumert er aldri lik eller lavere enn null (Teunis mfl., 2010; Yang mfl., 2011; Schijven mfl., 2016). I en svensk undersøkelse med ett års varighet fant Säve-Söderbergh mfl. (2018) at et godt estimat på daglig inntak av ukokt drikkevann vil være 1 l/pe/d for voksne. Data om drikkevannskonsum ble samlet inn gjennom intervjuer via telefon, internett og SMS. Deltakerne i studien var mellom 18 og 80 år på intervju-tidspunktet. I denne studie ble det også funnet at drikkevann fra springen konsumert i hjemmet utgjør 65%-75% av det totale daglige inntaket, og Säve-Söderbergh mfl. (2018) fastslår derfor at en gjennomsnittlig faktor på 0,7 vil være passende ved undersøkelser på nettopp dette. Studien av Schijven mfl. (2016) fremmer at vannkonsumering grunnet tannpuss er en viktig faktor i risikoanalyse og bruker et inntaksvolum på 1-5 ml.

2.3.2 SIMDEUM

Den stokastiske modellen SIMDEUM beregner maksimale forbruksmønstre for ulike husholdninger, bygninger eller deler av distribusjonsnettverket (Blokker mfl., 2017). Modellen ble først introdusert i Blokker (2010) for drikkevannskonsum. Modellen behøvde input-parametere som vannforbruk, atferd (deriblant varigheter og frekvenser), husholdningssammensetning og typiske vannrelaterte verdier for husholdningsapparater. SIMDEUM har en oppløsning på 1 kran (*spatial scale*), som har sitt eget unike stokastiske forbruksmønster og ved *bottom-up approach* kan modellens skala aggregeres opp til en husholdning, gate eller by, samt en tidsskala på ett sekund til én time. Blokker mfl. (2011) viderutviklet SIMDEUM til å håndtere både private og ikke-private forbruksmønstre ved bruk av *funksjonelle rom*. Pieterse-quirijns mfl. (2015) presenterte det neste steget som var SIMDEUM HW som tok for seg vannbehovet og energibruken til varmtvann. Pieterse-Quirijns mfl. (2012) tilførte bruksmønstre for avløp inn i modellen, SIMDEUM WW, som inkluderte næringsbelastningen og den termiske energien avløpsvann fører med seg.

SIMDEUM har blitt utprøvd og validert på mange ulike punkter over diverse studier

siden modellen først ble presentert (Blokker mfl., 2017), og ser foreløpig ut til å være det eneste reelle forsøket i den vitenskapelige litteraturen på å simulere forbruksmønstre helt ned på tappepunktnivå. Mange antakelser og forbruksmønstre i denne masteravhandlingen er derfor hentet fra SIMDEUM-litteraturen. De estimerte forbruksmønstrene fra modellen har blitt satt opp mot faktiske innsamlede data fra blant annet ca. 40 hjem i Nederland (Blokker mfl., 2010) og Ohio i USA (Blokker, 2010), samt validert forbruksmønstre for både kaldt- og varmtvann mot innsamlet data fra leilighetskomplekser med ca. 200 hjem (Pieterse-Quirijns og Beverloo, 2013) refert i Blokker mfl. (2017).

2.3.3 QMRA *Campylobacter*

Det har blitt eksperimentert med infeksjon av *Campylobacter jejuni* i flere studier, blant annet i Chen mfl. (2006), der det ble gjort forsøk med kyllinger for å finne dose-responsmodeller, og i Tribble mfl. (2010) der det ble sett på sykdomsutviklingen hos infiserte og smittede mennesker. Studiene diskutert i Rose mfl. (2017) har hovedsaklig brukt beta-poisson-modellen, se likning 2.3, for å forklare dose-responsen til *C. jejuni*. Denne modellen ble også brukt av Hansen (2019) i sin masteroppgave.

$$P(\text{respons}) = 1 - \left[1 + \text{dose} \frac{2^{\frac{1}{\alpha}} - 1}{N_{50}}\right]^{-\alpha} \text{ der } \alpha = 0.024 \text{ og } N_{50} = 0.011 \quad (2.3)$$

$P(\text{respons})$ representerer den daglige infeksjonsrisikoen med modellparametre tilhørende det passende patogenet, her *C. jejuni*. Dose viser til selve forurensningen og tilsvarer konsentrasjonen, c [CFU/V], av *C. jejuni* multiplisert med forurensningsvolumet, V . Hansen (2019) brukte modellparameterne $\alpha = 1.44 \times 10^{-1}$ og $N_{50} = 8.9 \times 10^2$ fra studien av Black mfl. (1988), mens Petterson mfl. (2006) fremmer bruk av parameterne fra Teunis mfl. (2005) ettersom den er representativ for en hel populasjon, ikke bare friske voksne. Parameterverdiene fra Teunis mfl. (2005) er $\alpha = 0.024$ og $N_{50} = 0.011$. Ved bruk av disse påpeker Petterson mfl. (2006) at helserisikoen er høyere ved lavere doser enn ved parameterne brukt i Black mfl. (1988).

Den årlige infeksjonsrisikoen:

$$P_{inf,a} = 1 - (1 - P_{inf,d})^N \quad (2.4)$$

Hvor $P_{inf,d}$ er den daglige infeksjonsrisikoen fra formel (2.3) og N settes lik antall hendelser per år. Sayato (1989) satte den akseptable risikoen for infeksjon på 10^{-4} per person per år, altså kan én person av 10.000 personer bli infisert i løpet av et år. Dette tallet har også blitt brukt som standard i flere tidligere studier (Trussel mfl., 2013; Soller mfl., 2016; Ryu mfl., 2007). Verdens helseorganisasjon (2016) anbefaler 10^{-6} DALYs/person-

år. DALYs er brukt i WHOs retningslinjer og uttrykker en generell samfunnsbelastning der sykdomsscenarioer blir vektet etter alvorlighet for helseutfallet og ulike typer helse- risikoer blir sammenlignet.

Sykdomsbyrden, D (DALYs/person-år):

$$D = R \times \omega \quad , \quad R = P_{inf,a} \times S \times I \quad (2.5)$$

Hvor R er risikoen for sykdom per år for en individuell person, S er andelen av befolkningen er mottakelig for infeksjon, I er andelen av befolkningen som vil utvikle symptomatisk sykdom etter en infeksjon, ω er helsebelastningen i DALYs per case. Verdens helseorganisasjon (2016) setter helsebelastningen for *C. jejuni* lik 4.6×10^{-3} Dalys/case og R lik 0.3.

2.3.4 Varmtvannsbereder

Hovedeksponeringsruten til patogener er gjennom direkte konsumering av drikkevann fra kran, men både konsumering av aerosoldråper under dusjing samt konsumering av vann under tannpuss er betydelige potensielle eksponeringsruter (Schijven mfl., 2016). Ved dusjing er vannet gjerne varmet opp ved bruk av en varmtvannsbereder. Flere studier har undersøkt effekten av varmtvannspredere i vannledningsnett. Rhoads mfl. (2015) fant en klar sammenheng mellom temperaturen på vannet og vekstredusering av *Legionella pneumophila* i både ledningsnett og kraner. Der ble det blant annet funnet at ved en temperatur på 39°C var konsentrasjonen av *L. pneumophila* 28.7 ganger større enn ved 51°C. Vannrapport 123 av Pettersen (2015) setter legionellabakterienes foretrukne veksttemperatur på 20-50°C, og det er først ved over 60°C at det blir ubetydelig formering og etablering av bakteriene. Derfor anbefaler rapporten at vannet skal varmes opp såpass i varmtvannsberederen at vannet med tappepunktene kan holde en temperatur på opp til 60°C.

Studiene Blaser mfl. (1980), Pickert og Botzenhart (1985) og Terzieva og McFeters (1991) viser til at mikroorganismer som *C. jejuni* har økt overlevelsesrate i lave temperaturer, spesielt rundt 4°C. Buswell mfl. (1998) testet overlevelsessevne til flere *C. jejuni*-stammer i temperaturer fra 4°C til 37°C, der utholdenhetstiden økte noe frem til 10-16 °C og alle stammene overlevelse ble betraktelig redusert ved økning av temperatur fra 10 °C og oppover. Dusjer i Norge har vanligvis en temperatur på rundt 40 grader i dusjhode og slange (Pettersen, 2015). Denne temperaturen kan være høy nok for å begrense forekomsten av *C. jejuni*, men kan gi gode vekstvilkår for andre patogener, deriblant legionellabakterier.

2.4 Programvare

2.4.1 EPANET

Modelleringsprogramvaren EPANET 2.0, heretter omtalt som EPANET, er gunstig å bruke for å simulere hydraulikk og spredning av patogener i et trykksatt ledningsnett. Dette er et Windows-basert program utviklet av United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) med åpen kildekode og gode muligheter for modellering, visualisering og analyse av ledningsnett. For å bygge representative nettmodeller kan det legges inn kummer, rør, ventiler, pumper, reservoarer eller høydebasseng med tilhørende dimensjoner og kotehøyder. Disse kategoriseres enten som grener eller noder, hvor noder representerer forgreningspunktene som knytter grenene i nettet sammen. Det kan settes tidsrammer for simuleringene og en rekke parametre som for eksempel trykk, energitap, strømningshastighet eller vannkvalitet, herunder patogenkonsentrasjon og vannalder.

Transport av vann i EPANET bygger på adveksjon, såkalt *plug-flow* strømning, og det sees dermed helt bort fra diffusjon og dispersjon. Denne neglisjeringen vil ha liten betydning i turbulente strømningsregimer, men kan ha virkning i mindre rørsystemer. I en studie gjort av Piazza mfl. (2019) ble det sett på hvilken betydning diffusjon og dispersjon har for forurensninger i vannledningsnettet. I følge Axworthy og Karney (1996) vil diffusjon bli relevant for vannføring med Reynoldstall under 50.000, som er vanlig i urbane vannledningsnett. Det ble ikke funnet en generell regel for når ingen dispersjon kan antas, men man kan anta at dispersjonen er neglisjerbar ved høye hastigheter (Axworthy og Karney, 1996). Piazza mfl. (2019) konkluderte med at dispersjon og diffusjon kan neglisjeres når vannstrømningen får et Reynoldstall høyere enn 35 000 og turbulensen i røret er stabil.

Blokker mfl. (2018) antar at forurensningen i isolasjonsseksjonen er jevnt fordelt og fortynt, men dette er en antakelse som må evalueres ved videre studier. I EPANET antas det at all miksing foregår i nodene (Rossman, 2000), mens det i realiteten også vil forekomme i rørestrekkene grunnet hastighetsforskjeller og turbulente forhold. I noen tilfeller kan dette føre til at EPANET underestimerer den faktiske miksing som foregår.

2.4.2 EPANET-MATLAB Toolkit

I denne oppgaven ble det benyttet et MATLAB-toolkit som gir et programmeringsgrensesnitt for EPANET utviklet av KIOS Research Center for Intelligent Systems and Networks ved Universitetet på Kypros (Eliades mfl., 2016). Toolkitet er gratis, har åpen kildekode og tilgang til de samme funksjonene som i EPANET, da det er bygget på

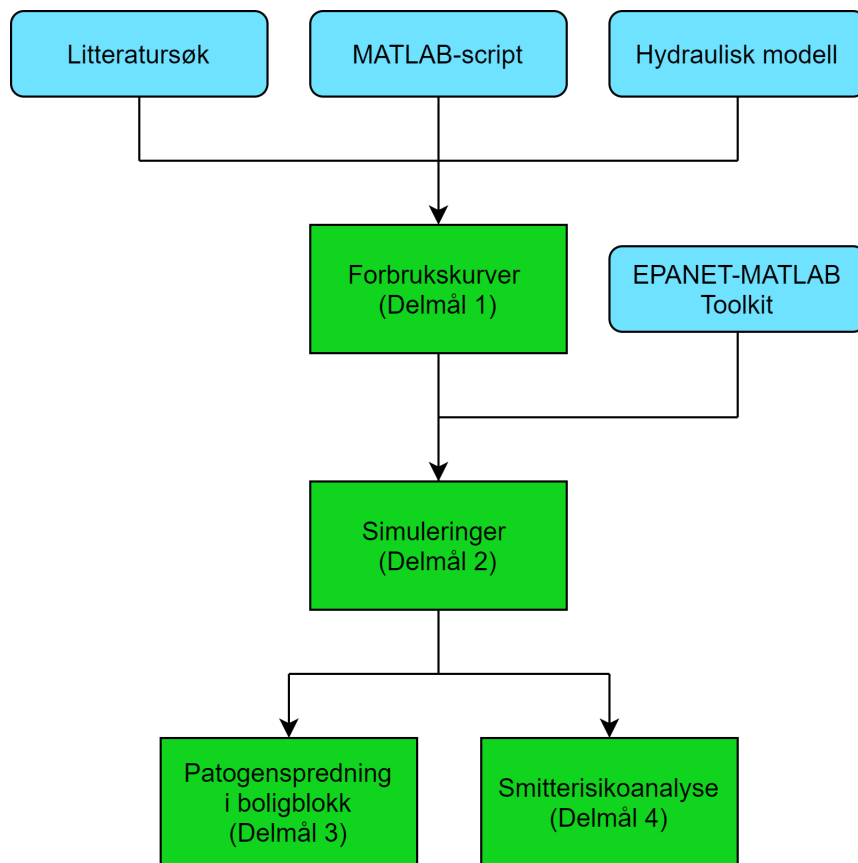
en EPANET-klasse (epanet.m). Hvor det i EPANET kan kjøres én simulering av gangen, legger EPANET-MATLAB Toolkit (EMT) til rette for å lage script for å analysere mange simuleringer med varierende inndata og variabler. EPANET tilbyr som nevnt gode muligheter for plotting av verdier og utfall av analysene, men ved å bruke toolkitet utvides disse ytterligere da man kan i høyere grad kan styre utdata og analyser av disse.

3. Metode

Hoveddelen av denne masteroppgaven tar for seg utviklingen av en hydraulisk modell i EPANET og programmering i MATLAB ved bruk av EPANET-MATLAB Toolkit. Modellen skal brukes som basis i en QMRA og videre for betydning av stikkledninger og innomhus ledninger for patogenkonsentrasjon i forhold til konsentrasjonen i hovedledningen. Se figur 3.1 for en oversikt over delmålene i denne masteroppgaven. Hovedfokuset i risikoanalysen vil ligge på tappepunkter for kaldtvannkonsum for å se hvordan helse- og risikoen ved vannbåren smitte kan fordele seg utover i et stort bygg. I dette kapitlet blir de viktigste parameterne i modellen gjennomgått, som valg av friksjonskoeffisient, ledningslengder, nodeoppsett osv. Det blir gjennomgått beregninger for forbrukskurver og grunnforbruk for alle de relevante forbrukskategoriene. Det blir en gjennomgang av programmeringen som skal oppdatere EPANET-modellen med forbrukskurver ved hver simulering, samt kjøre 1000 simuleringer for 6 ulike forurensningshendelser. Til slutt blir fremgangsmåten til en QMRA beregning med fokus på mindre innendørs vannledningen gjennomgått.

3.1 Studieområde

Denne masteroppgaven tar utgangspunkt i studentboligene *Nye Skogveien* som er under oppføring i Ås kommune. Studentsamskipnaden i Ås (SiÅs) står for drift og eierskap av de ni nye blokkene i massivtre som forventes ferdigstilt fra høsten 2020. Prosjektet skal resultere i 795 nye hybler til en antatt totalverdi på ca. 660 millioner kroner (Veidekke, 2018). I tillegg vil fire eksisterende bygg i Skogveien bestå slik at hele området, ved ferdigstilling, vil ha plass til totalt ca. 1.000 beboere (Veidekke, 2018). Det er blitt bygget en hydraulisk modell i EPANET av vannledningsnettet i et av de største byggene, Skogveien 18A, som skal huse 141 studenter fordelt på 12 kollektiv. Her vil 5, 8 eller 16 studenter dele kjøkken, mens hvert soverom er utstyrt med eget bad. Se figur 3.2 for et illustrasjonsbilde over Nye Skogveien 18A og figur 3.3 for VA-plan for studieområdet.



Figur 3.1: Oversikt over delmål for denne masteroppgaven.



Figur 3.2: Oversiktsillustrasjon over Nye Skogveien fra Dyrø og Moen (2020).



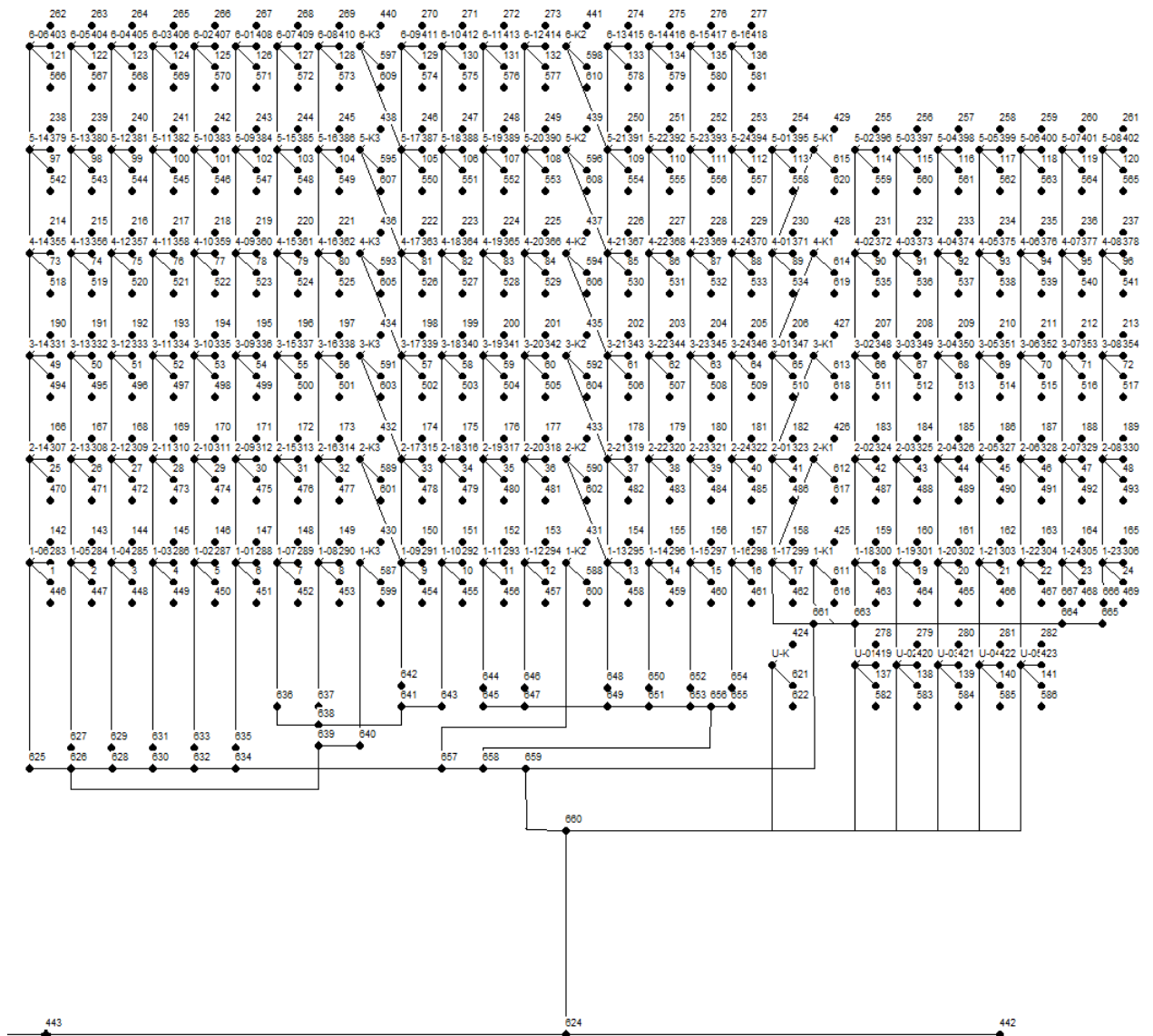
Figur 3.3: VA-plan for Nye Skogveien (Veidekke, 2019).

3.2 Hydraulisk modell

Modelleringen av ledningsnettets i Nye Skogveien 18A med tilhørende forsyningsledninger er basert på topologiskjema, detaljerte rørtegninger og VA-plan for området (se figur 3.3). Boligblokken er koblet til Ås kommunes hovedledning i en kum 32 meter fra husveggen, som også resten av boligområdet er tilknyttet. Den hydrauliske modellen ble bygget i EPANET og inneholder 821 ledninger og 822 noder fordelt over syv plan, se figur 3.4. Med unntak av underetasjen, hvor det befinner seg fem boenheter som utgjør et kollektiv, er plantegningene til etasjene så å si identiske. Kjøkken og boenheter forsynes stort sett med vann fra enhetene under, og ledningsnettets i modellen består derfor i hovedsak av 16 vertikale vannledninger som strekker seg opp fra kjelleren. De nederste boenhetene har ikke hver sin forsyningsledning fra kjelleren, men er heller til en viss grad gruppert.

Siden en hybel inneholder et bad utstyrt med vask, toalett og dusj, er hver hybel representert ved en hjelpenode med romnummer som fordeler vann til tre noder i samme høyde med kort ledningsavstand. Dette fremheves i figur 3.5. En av disse, som representerer toalettcranen, sender også vann videre til en node som skal simulere vannmengden som går med til å pusse tenner på badet. Fra hjelpenoden går vannet videre opp til boenheten, og i noen tilfeller også til kjøkkenet, over. Fellesarealene forsynes nemlig ikke fra tilsvarende rom under, men heller fra vannledninger tilknyttet hybler i etasjen nedenfor. Hver hjelpenode for kjøkkenet fordeler vann videre i to noder som representerer kjøkkenvask og oppvaskmaskin (se figur 3.5). På kjøkkenet i 5- og 8-mannskollektiv vil det være en av hver, mens det vil være to kjøkkenvasker og to oppvaskmaskiner i hvert av 16-mannskollektivene.

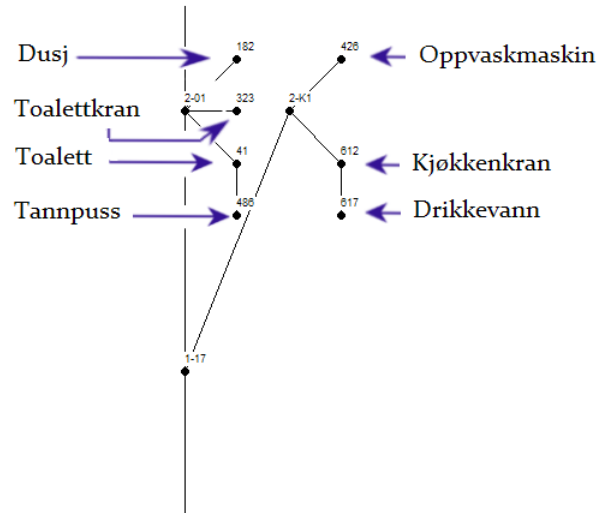
Fra alle nodene som representerer kjøkkenvasker vil det kalde drikkevannet videreføres til en annen node. Det kalde drikkevannet består av vann fra kjøkkenvasken som konsumeres direkte av beboerne. Nodene i modellen er i hovedsak gruppert etter forbruksposter, se figur 3.1, mens oppvaskmaskinene og kjøkkenvaskene i tillegg er sortert etter om de er plassert i 5-, 8- eller 16-mannskollektiv. Ved å strukturere nodenes ID på denne måten ble det enklere å kalle på dem og gi dem tilhørende forbruksmønstre og sannsynlighetsfordelinger gjennom EPANET-MATLAB Toolkit.



Figur 3.4: EPANET-modell over Nye Skogveien 18A med tilhørende nodeverdier.

Tabell 3.1: Oversikt over forbruksposter med tilhørende nodeverdier i EPANET-modellen.

Forbrukspost	Node
Dusj	142-282
Toalett	1-141
Toalettcran	283-423
Tannpuss	446-586
Kjøkkencran 16-manns	587-598
Kjøkkencran 8-manns	611-615
Kjøkkencran 5-manns	621
Drikkevann 16-manns	599-610
Drikkevann 8-manns	616-620
Drikkevann 5-manns	622
Oppvaskmaskin 16-manns	43-441
Oppvaskmaskin 8-manns	425-429
Oppvaskmaskin 5-manns	424
Forurensing	443
Hjelpenoder	623-822



Figur 3.5: Utsnitt fra EPANET-modell som viser plassering av noder.

3.2.1 Ledningsdiameter

Fra topologiskjema og rørtegninger fikk vi at ledningsmaterialet består av alupex, et flerlagsrør bestående av polyetylen og aluminium (Georg Fisher, [udatert](#)), eller PEX. Disse har varierende diametre som antas å representere den ytre diameteren på rørene. For simuleringer i EPANET trengs indre diameter (Rossman, [2000](#)), og det ble derfor benyttet et utvalg produktkataloger for å finne representative verdier for tykkelsen på ledningene (Henco, [2010](#); Pipelife AS, [2020](#); Wavin, [2020](#)). Fra ytre diameter fant vi tykkelsen på rørveggene til å være mellom 1,5 mm og 4,5 mm. Ledningsdiameterne i modellen ble endret deretter.

3.2.2 Rørlengder

Rørlengdene i modellen er basert på rørtegninger med tilhørende målestokk (1:50/1:500) for bygningen og boligområdet. Den høye oppløsningen på tegningene gjorde det mulig å benytte digitale måleverktøy for .PDF-filer for å finne avstander og lengder på rørene. Disse verdiene ble deretter implementert i modellen vår. Planhøyden inkludert takelementer og isolasjon ble oppgitt til å være 3,1 m mellom hver etasje.

3.2.3 Ruhet

Ruheten, som er et mål på hvor ujevn overflaten inne i et rør er, avhenger i stor grad av ledningsmaterialet. I EPANET kan man benytte seg av Hazen-Williams, Darcy-Weisbach eller Chezy-Mannings formel for å beregne tap gjennom ledningene (Rossman, 2000). Av de tre er Darcy-Weisbach (formel (3.1)) anerkjent som den mest teoretisk korrekte, og ble derfor anvendt i denne oppgaven.

$$h_L = f \frac{L v^2}{D 2g} \quad (3.1)$$

Hvor: h_L - Tapshøyde, f - Friksjonsfaktor, L - Rørlengde, D - Rørdiameter, v - Strømningshastighet, g - Tyngdeakselerasjon.

Friksjonsfaktoren, f , er ikke konstant og vil blant annet bestemmes av rørdiameter, friksjonskoeffisient, viskositet og strømningshastighet. Hvordan EPANET beregner f avhenger av Reynoldstallet og pågående strømningsregime (Rossman, 2000):

- For laminær strømning ($Re < 2.000$) brukes Hagen-Poiseuille formelen.
- I overgangsfasen ($2.000 < Re < 4.000$) brukes det en metode for interpolering av Moody-diagrammet.
- For turbulent strømning ($Re > 4.000$) brukes Swamee og Jain sin tilnærming til Colebrook-Whites formel.

Friksjonskoeffisienten, ϵ [mm], bestemmes av rørmaterialet og hentes fra Ødegaard (2014). Her får vi at den teoretiske ruheten for plastrør ligger mellom 0,002 - 0,007 mm, men at det i praksis ofte brukes verdier mellom 0,1 - 0,4 mm. Det ble her valgt en friksjonskoeffisient lik 0,4 mm for å ta høyde for bend i ledningsnett.

3.3 Forbruksmønstre

Vannforbruket til en befolkning varierer både gjennom året og fra dag til dag. I helger er flere hjemme på dagtid, og folk står gjerne opp senere. Døgnvariasjon avhenger av personers døgnrytme, tidpunkter for måltider og arbeidstider. Forbruksmønstre har blitt utviklet for å studere, forutse og påvirke vannforbruket til en by, gate eller husholdning. Ved å studere disse forbruksmønstrene kan en optimalisere vannfordelingssystemer ved å se på kritiske tidspunkter på døgnet. Ved videre arbeid med forbrukskurver kan man også bruke dem til å estimere fremtidig forbruk, altså hvordan forbruket vil endre seg de neste timer, dager eller år (Blokker, 2010). Slikt bruk av forbrukskurver vil kunne gi større nøyaktighet for dimensjonering av nye systemer. Forbruksmønstre kan være med på å øke kunnskapen til befolkningen om sitt eget forbruk og oppmuntre til redusering

av nettopp dette. Forbruksmønstre blir ofte utviklet med høy tidsmessig skala, gjerne én time eller ett døgn, med basis i data fra vannmålere i husholdninger, pumpestasjoner og rensesetninger (Blokker, 2010). I denne masteroppgaven er det valgt å bruke en relativt liten tidsskala på ett minutt for å kunne skape en detaljert modell over forbruket innad i én bygning i løpet av en dag. Se oversikt over genereringen av forbruksmønstre i figur 3.14 og detaljer i seksjonene nedenfor.

3.3.1 Dusj

Tidspunkt for dusjing - Normalfordeling

Det ble antatt at dusjene i modellen enten er skrudd på eller av, altså vil forbruket i disse nodene enten være lik én eller null. I tillegg ble det antatt at intensiteten vil være konstant. Forbrukskurven for dusjnoder er laget med utgangspunktet i en oversikt over ulike sannsynligheter for om det blir tatt en dusj ved de respektive tidspunktene fra Blokker (2006) referert i Schijven mfl. (2016). Nederlandske data er trolig representativt for Norge grunnet sosiale, kulturelle og økonomiske likheter mellom landene (Roose, 2012). Denne fordelingen er representert i Schijven mfl. (2016) som en sannsynlighetstetthetsfunksjon (*probability density function*, forkortet PDF) for to normalfordelinger. Sannsynlighetstettheten ($f(x)$) har tre hovedegenskaper som gjør den lett gjenkjennelig: den består utelukkende av positive verdier, $P(a \leq X \leq b)$ er lik arealet mellom a og b, samt at det totale arealet under hele kurven er lik 1 (Løvås, 1999).

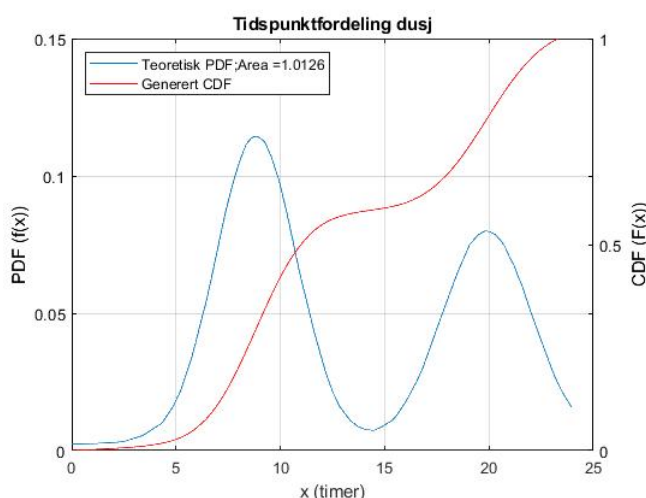
Normalfordeling er definert ved bruk av gjennomsnittet/forventningen μ og standardavviket σ (Arora, 2012). Vanlige kjennetegn på en normalfordeling er at den symmetriske kurven, som har areal lik 1, og medianen, gjennomsnittsverdien og modusen (som er verdien med høyest frekvens i fordelingen) har lik verdi (Løvås, 1999). De to kombinerte normalfordelingene fra Schijven mfl. (2016), som vises ved to topper i tidspunktfordelingen, en for morgener og en for kvelder, ble sammensatt for å passe data fra Blokker (2006). Normalfordelingen for morgenen hadde $\mu = 08:32$ og $\sigma = 1,59$ timer, og fordelingen på kvelden hadde $\mu = 19:49$ og $\sigma = 2,12$ timer. Denne PDF-en ble interpolert til å kunne brukes i et forbruksmønster med ett-minuttsintervall, og deretter omgjort til en CDF $F(x)$ (*cumulative distribution function* eller kumulativ fordelingsfunksjon). Den generelle versjonen av $F(x)$ er gitt ved formelen (3.2) og beskriver sannsynligheten for at variabelen X , som her representerer tidspunkter i løpet av 24 timer, har en verdi som er mindre eller lik x . En CDF er lett gjenkjennelig ved at funksjonen går mellom verdiene 0 og 1 på y-aksen og at den *akkumulerer* sannsynligheten over x (Løvås, 1999). En kontinuerlig PDF ($f(x)$) ved x kan beskrives som den deriverte av CDF ($F(x)$), se formel (3.3) (Løvås, 1999; Arora, 2012). PDF for normalfordeling er gitt ved formel (3.4) (Løvås, 1999). For å trekke ut punkter fra PDF-en, ble en CDF, se figur 3.6,

generert ved å numerisk integrere den kumulative sannsynlighetstettheten.

$$F(x) = P[X \leq x] = \int_{-\infty}^x f(u) du \quad (3.2)$$

$$f(x) = \frac{dF(x)}{dx} \quad (3.3)$$

$$f(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma^2}} \exp\left[-\frac{(x - \mu)^2}{2\sigma^2}\right] - \infty < x < \infty \quad (3.4)$$



Figur 3.6: Sannsynlighetstetthet (PDF) for tidspunkter for dusjing basert på data fra Blokker et al. 2006 referert i Schijven mfl. (2016) og en beregnet kumulativ fordelingsfunksjon.

Antall dusjhendelser - Binomialfordeling

I Blokker (2010) ble en binomisk statistisk fordeling brukt til å forklare antall dusjer tatt per dag. En binomisk fordeling tar utgangspunktet i $n \geq 1$ statistisk uavhengige forsøk som enten ender i suksess (A) eller feil (*ikke- A*), samt at sannsynligheten $p = P(A)$ har samme verdi for alle forsøk (Løvås, 1999; Philippou og Antzoulakos, 2011). Parameteren p og q er definert som $0 < p < 1$ og $q = 1 - p$ og fordelings PMF $f(x)$ (se kapittel 3.3.2) er gitt ved formel 3.5 (Løvås, 1999; Philippou og Antzoulakos, 2011). Den kumulative fordelingsfunksjonen (CDF) er uttrykt ved formel (3.6) (Philippou og Antzoulakos, 2011).

$$f(x) = P(X = x) = \binom{n}{x} p^x q^{n-x} \text{ for } x = 0, 1, 2, \dots, n, \quad (3.5)$$

$$\text{der } \binom{n}{x} = \frac{n!}{x!(n-x)!} \text{ for } 0 \leq x \leq n$$

$$F(x) = P(X \leq x) = \sum_{i=0}^x \binom{n}{i} p^i q^{n-i} \quad (3.6)$$

I Blokker (2010) er det brukt et gjennomsnitt på 0,7 dusjer per dag, mens i Thiel (2017) ble frekvensdata for dusjing delt inn i aldersgrupper. Den gjennomsnittlige frekvensen for dusjing i aldersgruppen 18 til 24 år (som er den aldersgruppen med høyest frekvens) er på 0,78 dusjer per dag i følge Thiel (2017). Gjennomsnittsfrekvensen fra Thiel (2017) ble brukt i EPANET-modellen ettersom den best representerer beboerne i Nye Skogveien 18A. Dermed ble en PDF for binomialfordeling generert med $p = 0,78$ og $n = 1$. Utvalget n ble lik 1 ettersom forbrukskurvene blir generert per person for ett døgn.

Varighet - Lognormal fordeling

Dusjvarighet har en skjev fordeling, som er vanlig når det ikke er mulighet for negative verdier, det er lave gjennomsnittverdier og høy varians. Lognormale fordelinger er ofte gode tilnærminger til slike skjeve fordelinger, i motsetning til normale fordelinger som er symmetriske (Limpert mfl., 2001). Som navnet *lognormal fordeling* tilsier, vil en x -variabel som er lognormalt fordelt ha en logaritme av x ($y = \ln(x)$), som er normalfordelt (Maymon, 2018). Blokker (2010) fant at dette passet godt til data fra en undersøkelse fra Foekema og Engelsma (2001) referert til i Blokker (2010). Den lognormale fordelingen har vanligvis de to parameterne μ og σ^2 , som er henholdsvis gjennomsnittet, eller den forventede verdien, og variansen for logaritmiske verdier (Everitt, 2002; Limpert mfl., 2001). PDF og CDF for lognormal fordeling følger formel (3.7) og (3.8) (Everitt, 2002; Chang, 2015)

$$f(x) = \frac{1}{x\sigma\sqrt{2\pi}} e^{[-\frac{1}{2\sigma^2}(-\ln x - \mu)^2]}, \quad 0 \leq x \leq \infty \quad (3.7)$$

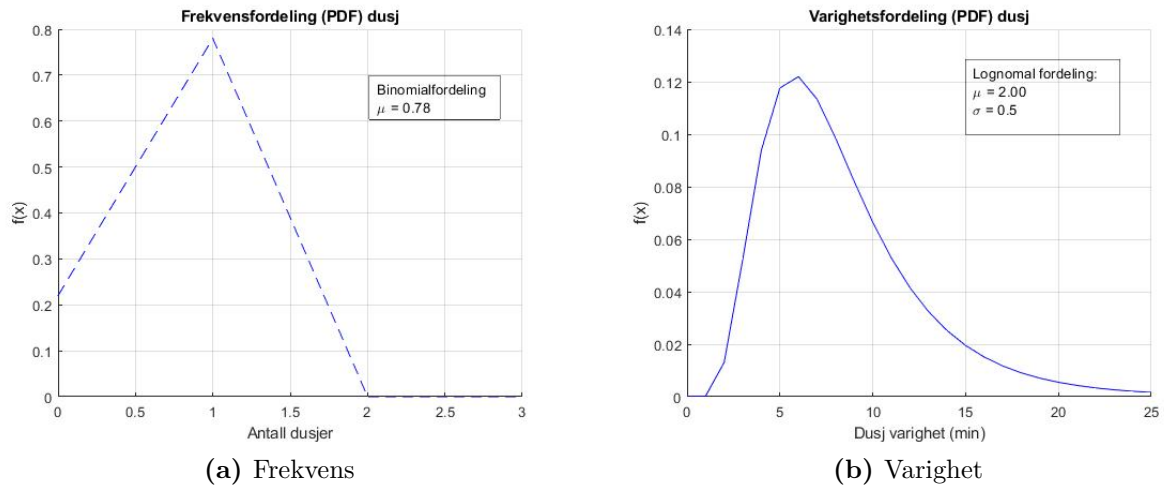
$$F(x) = \int_{-\infty}^{\ln(x)} \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma_Y} e^{-\frac{1}{2}(\frac{\ln(x)-\mu_Y}{\sigma_Y})^2} \quad (3.8)$$

$$\sigma^2 = e^{2\mu+\sigma^2} (e^{\sigma^2} + 1) \quad (3.9)$$

$$\mu = e^{\mu+\frac{1}{2}\sigma^2} \quad (3.10)$$

Varigheten til én dusj vil variere. Blokker (2010) brukte en lognormal fordeling for dette med en $\mu = 2$ og $\sigma = 0,5$, som ga en gjennomsnittlig varighet på 8,37 minutter. Denne gjennomsnittsvarigheten sammenfaller godt med resultater fra Thiel (2017), som fant at aldersgruppen 18-24 år, som har nest høyest varighet for dusjing, bruker i gjennomsnitt 8,7 minutter mot befolkningens gjennomsnitt på 7,6 minutter. Ved å bruke den lognormale fordelingen fra Blokker (2010) ble 1.000 tilfeldige varigheter plukket ut på samme måte som tidspunkter med utgangspunkt i varighetsfordelingen. Det ble så generert en

varighetsfordeling ved likning (3.7) som kan ses i figur 3.7b.



Figur 3.7: (a) Frekvensfordelingen for dusjing fra Blokker (2010) og Thiel (2017) (b) Varighetsfordeling for dusjing fra Blokker (2010).

Dusj forbruksmønster

Selve forbruksmønsteret ble generert ved innsetting av de tilfeldige valgte varighetene i de tilfeldige valgte tidspunktene for dusjing. 1.000 forskjellige realisasjoner for forbruksmønsteret til hver dusj ble generert, dvs. 141.000 realisasjoner, og kan ses i figur 4.1a. Forbrukskurven har et tidssteg på 1 minutt.

Grunnforbruk

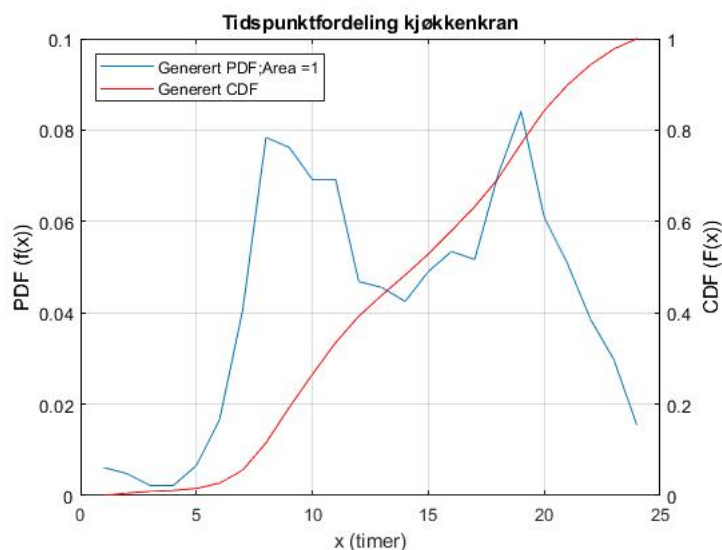
Thiel (2017) fant at aldersgruppen 18-24 år bruker mest vann per dusj, 57,6 l/p/d, mot gjennomsnittet på 44,2 l/p/d for alle aldergruppene. Dusjkranene i Nye Skogveien 18A vil være av modellen Oras Nova 7460, og det ble i databladet til modellen opplyst om at dusjsettet har *ECO-Flow*. Dette begrenser vannforbruket slik at man bruker en mer økovenlig vannmengde på 0,19 l/s ved 300 kPa (Oras Nova, 2020). Denne verdien ble satt inn som grunnforbruk i EPANET-modellen.

3.3.2 Vask på kjøkken

Daglige forbrukstidspunkter

Tidsvariasjonen, som PDF for vannforbruket i kjøkkenkranen, er generert med utgangspunkt i data fra en australsk studie (Beal mfl., 2011). Denne ble også brukt hos Stewart mfl. (2012), der forbruket er inndelt etter effektivitetsgrad på husene i studien. Effektivitetsgraden er gitt i Beal mfl. (2011) som graden av vannbesparelse på husholdningsartikler, som f.eks oppvaskmaskin, hos husholdningene. Det er i denne oppgaven valgt

å bruke data fra de noe mindre effektive husene, ettersom vi kan anta at bygningen modellert i denne oppgaven har et *normalt* vannforbruk for forbrukspostene. Beal mfl. (2011) samlet inn data for vannbruk i ulike kategorier ved hjelp av smarte vannmålere, og dagbøker. Data ble samlet inn fra 191 husholdninger fra Gold Coast, Brisbane, Ipswich og Sunshine Coast i Australia i 2010. Tidserien (vannforbruket) fra Beal mfl. (2011) ble i denne oppgaven omgjort til en PDF ved å dividere hvert punkt med totalforbruket for kjøkkenvask (arealet under kurven). Deretter ble en CDF for forbruket generert ved å integrere PDF-en. Både PDF og CDF for vask på kjøkkenet kan ses i figur 3.8.



Figur 3.8: Sannsynlighetstetthet (PDF) for tidspunkter for bruk av kjøkkenkran og kumulativ fordelingsfunksjon (CDF) basert på data fra Stewart mfl. (2012).

Antall kjøkkenkran-hendelser - Negativ binomial frekvensfordeling

Antall bruk av kjøkkenkranen er plukket ut fra en negativ binomial frekvensfordeling fra Blokker (2010), der parameterene r er lik 3,00 og p er lik 0,19. En negativ binomialfordeling er en diskret *probability mass function*, PMF, eller sannsynlighetsmassefunksjon. En PDF er i motsetning til PMF en kontinuerlig fordeling (Thomson og Emery, 2014).

En negativ binomialfordeling har store likheter med en binomial frekvensfordeling, som er en sekvens med identiske uavhengige forsøk, ved at hvert forsøk har en p sannsynlighet for suksess (Hodges, 1994). Negativ binomialfordeling har ikke et fast antall forsøk, men fortsetter frem til man får $r \geq 0$ antall suksesser. Den er også skjevere (mot høyre) enn binomialfordelingen (McBride, 2005). Den negative binomiale frekvensfordelingen tillater høyere varians enn poissonfordelingen, se seksjon 3.3.3, og har mye overdispersjon. Dette vil si at variansen er større enn gjennomsnittet (McBride, 2005). Negativ binomialfordeling er som oftest presentert som x antall ikke-suksessfulle eksperimenter før den r 'te suksessen. PMF kan uttrykkes ved formel (3.11) (Hodges, 1994; McBride, 2005).

$$P(x; r, p) = \binom{x+r-1}{r-1} p^r (1-p)^x \text{ for } x = 0, 1, 2, \dots \text{ } x = 0 \text{ for andre verdier av } x \quad (3.11)$$

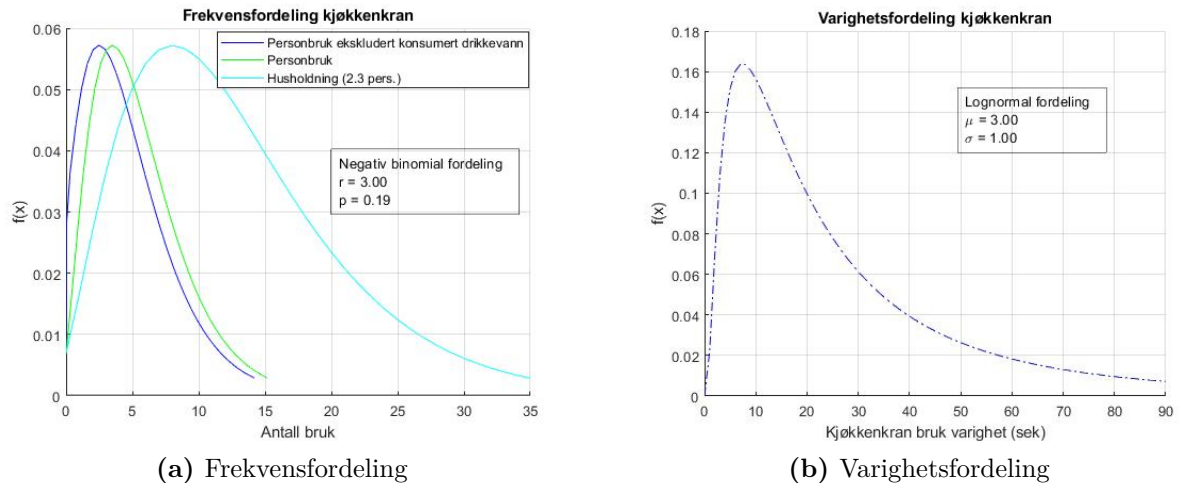
Den negative binomiale frekvensfordelingen for antall bruk av kjøkkenkranen fra Blokker (2010) er uttrykt i antall bruk per husholdning, der den gjennomsnittlige størrelsen på husholdningen er på 2,3 personer. Frekvensen av tapping fra kjøkkenvasken ble antatt å være mindre relatert til hvert individ, ettersom vasken ofte blir brukt til felles aktiviteter som matlaging og oppvask (Blokker, 2010). I denne masteroppgaven ble det antatt at kollektivene fungerer som flere små husholdninger. Eksempelvis vil et 8-mannskollektiv fungere som $\frac{8}{2,3} = 3,48$ husholdninger. Frekvensfordelingen fremmet i Blokker (2010) ble så omgjort til å gjelde antall bruk *per person* ved dividering av frekvens på det den gjennomsnittlige husholdningsstørrelsen (2,3 personer). Deretter ble frekvensene summert til antall personer tilknyttet hver kjøkkenvask. Denne omgjørelsen fra husholdning til per person kan gi noe lavere frekvens enn i realiteten. Dette grunnet at flere av beboerne ofte vil lage mat helt alene og vil dermed bruke vasken hyppigere enn om de lagde mat sammen med andre. Frekvensfordelingen fra litteratur og den omgjorte fordelingen til *per person* kan ses i figur 3.9a. Ettersom forbruket for vanlig bruk av kjøkkenkranen og konsumert drikkevann er separert i denne masteroppgaven, har frekvensfordelingen fra Blokker (2010) blitt modifisert til å ekskludere den gjennomsnittlige frekvensen til konsumert drikkevann (1,001 antall bruk, se kapittel 3.3.6).

Varighet - Lognormal fordeling

Varighetene for bruk av kjøkkenkranen, dvs. hvor lenge kranen blir brukt hver gang, er plukket ut fra en lognormal fordeling, se kapittel 3.3.1. Denne er foreslått av Blokker (2010) med μ lik 3 sekunder og σ lik 1 sekund, se figur 3.9b.

Kjøkkenkran forbruksmønster

Forbruksmønsteret for kjøkkenkranen ble generert ved å plukke ut tilfeldige antall bruk fra figur 3.9a med et tidspunkt per hendelse iht. CDF vist i figur 3.8. Hver hendelse ble deretter fordelt over en tilfeldig varighet (figur 3.9b). EPANET bruker faktoren *multiplier* for å endre etterspørselen (*demand*) ved hvert tidsteg for hver node. Dersom varigheten var mindre enn ett minutt ble multiplieren i forbruksmønsteret lik varighet dividert på 60 sekunder. Om den var lenger enn ett minutt, f.eks 3 minutter og 50 sekunder, ble multiplieren lik 1, 1, 1 og 0,83, da med den midterste multiplieren i det utplukkede tidspunktet. Dersom to hendelser ble plassert innenfor hverandres varigheter, f.eks en hendelse klokken 10:58 og en annen klokken 10:59, og begge hendelsene varer i 3 minutter hver, ble varighetene addert sammen. Den andre hendelsen ble dermed forflyttet 3



Figur 3.9: 8a) Negativ binomial frekvensfordeling kjøkkenkran bruk for en husholdning (Blokker, 2010), samt frekvensfordeling for en enkeltperson både med og ekskludert drikkevannforbruk. (b) Lognormalfordeling for varighet for bruk av kjøkkenkran (Blokker, 2010).

minutter fremover i tid, men ettersom to personer ikke kan bruke vasken samtidig, ble dette ansett som en realistisk måte å løse problemet på. Som følge av at det modellerte bygget består av ett 5-manns, fem 8-manns og seks 16-mannskollektiv, ble det laget tre forskjellige typer forbruksmønstre for kjøkkenkranene. Disse representerer antall studenter som bruker kjøkkenet. Det er tatt høyde for at det i f.eks. 8-mannskollektivet finnes åtte ulike brukere med åtte ulike forbruksmønstre samlet i ett forbruksmønster. Et eksempel på et slikt mønster kan ses i figur 4.1b. Merk at multiplieren i forbrukskurven har en maksimal verdi på 1 som da vil tilsvare det gjennomsnittlige forbruket i l/min for en kjøkkenkran.

Grunnforbruk

Beregning av grunnforbruk krever detaljert kunnskap om frekvens, varighet og intensitet for hver av de relevante kategoriene for kjøkkenkranforbruket. Blokker (2010) har inndelt forbruket i kjøkkenkranen i fire kategorier: Konsum (drikkevann, kaffe/te og matlaging), oppvask, håndvask og annet. Disse kategoriene har fått hver sin gjennomsnittlige intensitet og varighet, men ingen fordeling av frekvens. Thiel (2017) sin undersøkelse fra 2016 i Nederland kom frem til gjennomsnittlige frekvenser per husholdning for ulike forbrukskategorier innad i kjøkkenkranforbruket. I samme studie ble det presentert penetrasjonsverdier for hver kategori, altså andelen av befolkningen som bruker kjøkkenvasken til det kategorien omhandler. Det ble derimot ikke funnet noen intensiteter, varigheter eller tall for gjennomsnittlig husholdningsstørrelse brukt i studien. Dermed måtte data fra disse kildene kombineres på en måte som beholder bruksfordelingen fra Thiel (2017), og fordeler dette over frekvens, varighet og intensitet fra Blokker (2010).

Tabell 3.2 inneholder hovedverdiene fra beregningen av grunnforbruk og hvert steg i denne prosessen er gjennomgått nedenfor.

Andre kolonne i tabell 3.2 viser frekvensen fra Thiel (2017) korrigert (multiplisert) med de tilhørende penetrasjonsverdier. I tredje kolonne i tabell 3.2 er vekten av hver frekvenskategori vist. Her er frekvensen for hver enkelt kategori dividert på totalsummen av alle frekvensene. Blokker (2010) oppgir kun en totalfrekvens for alle kjøkkenforbruk på 12,6 bruk per husholdning per dag. Denne totalfrekvensen ble dividert på den gjennomsnittlige husholdningsstørrelsen på 2,3 personer (Blokker, 2010) for å omgjøre frekvensen til per person. Vekten av frekvensene i kolonne 3 ble multiplisert med den personlige totalfrekvensen ($12/2,3 = 5,217$ bruk/dag/person) for å gi frekvensfordelingen vist i kolonne 4 i tabell 3.2. Verdier for intensitet og varighet hentet fra Blokker (2010) er listet opp i kolonne 5 og 6 i tabell 3.2. Det gjennomsnittlige forbruket i liter per dag, se kolonne 7 i tabell 3.2, ble beregnet ved å multiplisere den korrigerede frekvensen (bruk/dag) med varighet (sekunder) og intensiteten (l/sek), vist i henholdsvis kolonne 4, 5 og 6 i tabellen. Den korrigerede frekvensen for drikkevannet ble beregnet til å være gjennomsnittlig 1,001 ganger per dag. Merk at den gjennomsnittlige frekvensen for drikkevann fra Blokker (2010) er ulik den gjennomsnittlige frekvensen brukt i kapittel 3.3.6. Dette fordi Blokker (2010) har brukt en annen fordeling for volum konsumert per gang kjøkkenkranen ble brukt til drikkevann, i motsetning til Säve-Söderbergh mfl. (2018) hvor det ble brukt et fast volum på 200 ml per glass.

Det totale forbruket i kolonne 7 er summen av alle forbruk minus drikkevannsforbruket. En ny vektfordeling for forbruket ble utregnet i kolonne 8, med hensyn på det totale kjøkkenkran-forbruket ekskludert forbruket for drikkevannet. Eksempelvis ble vekten for matlagingsforbruket lik $0,81(l/d)/8,35(l/d) = 0,097$. Drikkevannet ble ekskludert ettersom det kategoriseres som et eget hovedforbruk med egen node i EPANET. Andre vannkonsum som kaffe, te og vann i matlaging vil fortsatt være under forbrukskategorien kjøkkenkran. Dette fordi disse typene konsum består av vann som blir kokt og dermed har en minimal sannsynlighet for å videreføre vannbåren smitte.

Intensiteten (kolonne 6 i tabell 3.2 for de ulike kategoriene fra Blokker (2010) ble korrigerert med den respektive vekten (kolonne 8) til forbruket og deretter summert. Den resulterende summen på $0,094$ l/s er kjøkkenkranens grunnforbruk (*base demand*). Dette ble deretter satt inn i EPANET-modellen, se tabell 3.2. Merk at Thiel (2017) fant at vannforbruket i kjøkkenkranen har sunket fra 11,9 l/p/d til 7,6 l/p/d fra 2010 til 2016, dette er videre diskutert i 5.1.2.

Tabell 3.2: Verdier for frekvens, varighet, intensitet for ulike kjøkkenkranforbruk fra Blokker (2010), samt de korrigerede frekvens og intensitetverdiene med hensyn på frekvensfordeling på Thiel (2017). Summering av de vekt-korrigerede intensitetverdiene for kjøkkenforbruk, ekskludert drikkevann, gir grunnforbruket for kjøkkenkran noder brukt i EPANET modellen.

¹ Thiel (2017)

² Blokker (2010)

Kategori	Frekvens ¹ (korrigert med penetrasjon) (bruk/d)	Vekt av frekvens mot total frekvens (-)	Korrigert frekvens fra ² (bruk/d)	Varighet (sek) ²	Intensitet (l/s) ²	Forbruk (l/d)	Vekt forbruk (-)	Vekt-korrigert intensitet (l/s)
Matlaging	1,95	0,11	0,61	16,00	0,083	0,81	0,097	0,008
Rengjøring	1,14	0,07	0,36	48,00	0,125	2,14	0,256	0,032
Håndvask	5,86	0,33	1,83	15,00	0,083	2,28	0,273	0,023
Vanning av planter	0,36	0,02	0,11	37,00	0,083	0,35	0,041	0,003
Kaffe/te	3,73	0,21	1,17	16,00	0,083	1,55	0,186	0,015
Drikkevann	3,20	0,18	1,00	16,00	0,083	1,33		
Andre	1,27	0,07	0,40	37,00	0,083	1,22	0,146	0,012
TOTAL	17,51		5,48	26,43		8,35		
Grunnforbruk (l/s)								0,094

3.3.3 WC

Daglige forbrukstidspunkter

Metoden for utvikling av forbruksmønsteret for toalettbruk har utgangspunkt i en tids-serie for vannforbruk fra den australske studien av Beal mfl. (2011). Denne tidsserien ble, på samme måte som tidsserien for kjøkkenkran i seksjonen over, omgjort til en fordeling av sannsynlighetstetthet og en kumulativ fordeling som begge kan ses i figur 3.10a.

Antall WC-bruk - Poissonfordeling

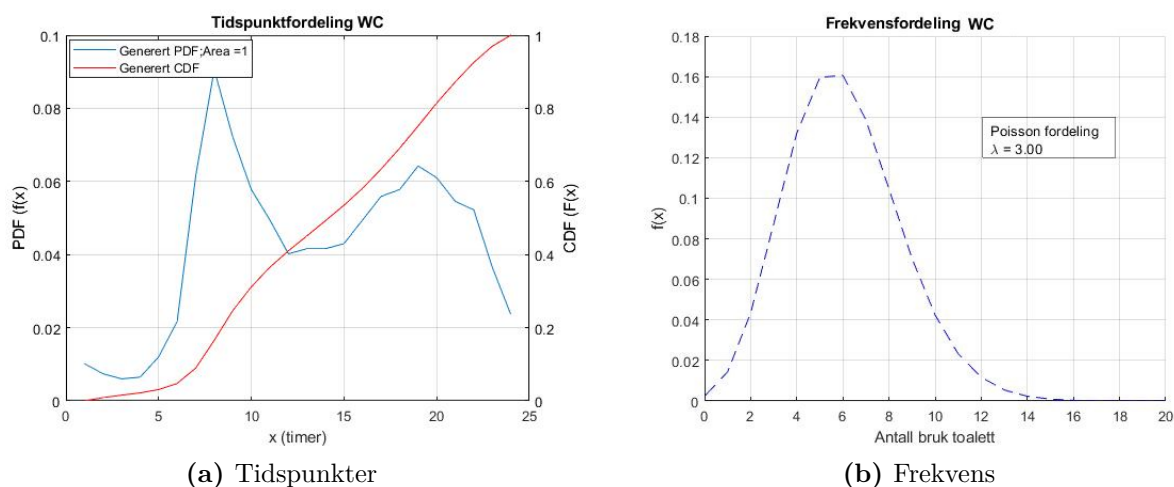
I Blokker (2010) ble det funnet at en poissonfordeling passet best med data for WC-bruk fra en undersøkelse av Foekema og Engelsma (2001) referert i Blokker (2010). Parameteren λ er den eneste som trengs for å generere en poissonfordeling, der λ kan uttrykkes om $\lambda = nT$. Her tilsvarende n gjennomsnittet av hendelser per tidsenhet og T antall tidsenheter (Wallisch mfl., 2014).

Stephenson (2016) definerte poissonfordelingen sin, PMF (se seksjon 3.3.2), matematisk ved formel (3.12). P er den andel av prøver som inneholder r objekter dersom et gjennomsnitt på m objekter blir tilfeldig distribuert over prøvene.

$$f(k; \lambda) = Pr(X = k) = \frac{e^{-\lambda} \lambda^k}{k!} \quad (3.12)$$

I Blokker (2010) ble det brukt λ lik 6,04, som ga fordelingen som kan ses i figur 3.10b.

Forbruksmønsteret for bruk av WC for en simulering ble generert ved å trekke ut tilfeldige frekvenser som viser til n antall hendelser. Deretter ble det generert n antall tilfeldige tidspunkter fra henholdtvis figur 3.10b og 3.10a for hver simulering. For at hvert av de 141 toalettene skulle ha et ulikt og tilfeldig valgt forbruksmønster per simulering, ble det generert 1.000 forskjellige realisasjoner for hvert toalett. Dette resulterte i totalt 141.000 realisasjoner for WC-bruk for å sikre fullstendig tilfeldige omstendigheter ved kjøring av modellen. Et eksempel på forbrukskurven for ett toalett i 6 ulike simuleringer er vist i figur 4.2a. Det ble antatt at toalettsisternene fylles opp samtidig som det vaskes hender under toalettcranen.



Figur 3.10: (a) Sannsynlighetstetthet (PDF) for tidspunkter for bruk (spyling) av WC og kumulativ fordelingsfunksjon (CDF) basert på data fra Stewart mfl. (2012). (b) Poissonfordeling for bruk av WC (Blokker, 2010).

Grunnforbruk

En nederlandsk rapport fra 2016 konkluderte med at et daglig vannforbruk til toalettspyling utgjør 32,7 liter per person (Thiel, 2017). I samme rapport ble det fastslått at en person går på toalettet gjennomsnittlig 5,87 ganger i løpet av en dag (Thiel, 2017). Gjennomsnittlig daglig forbruk og frekvens medfører gjennomsnittlig forbruk lik 5,57 l per spyling. Thiel (2017) så også på WC-vannforbruket til ulike aldersgrupper. Her ble det funnet at vannforbruket øker med alder og er høyest hos personer over 65 år. Aldersgruppen 18 til 24 år hadde i 2016 et forbruk på 27,4 liter per person per dag. Da den gjennomsnittlige studenten antas å passe inn i nettopp denne aldersgruppen, er det dette vannforbruket som ble brukt videre i denne oppgaven.

Grunnforbruket til toalettbruk er beregnet med utgangspunktet i det gjennomsnittlige daglige forbruket og frekvensen fra Thiel (2017) for 18 til 24 åringer. Studien til Freitas mfl. (2019) fant at det tok mellom 8 og 10 sekunder før toalettsisternen var fylt opp. Som følge av dette ble den samme varigheten hos oss antatt til å være under ett minutt.

Det ble også antatt at forbruket per spyling av toalett var det samme for den aktuelle aldersgruppen som for gjennomsnittet i befolkningen. Dette ga en frekvens på $\frac{27,4 \text{ l/p/d}}{5,57 \text{ l/bruk}} = 4,92 \text{ bruk/d}$. Grunnforbruket for toalettnodene i EPANET-modellen er beregnet ved intensitet (5,57 l/bruk) dividert på 60 sekunder. Dette resulterte i et grunnforbruk på 0,0928 l/s.

3.3.4 Tannpuss

Daglige forbrukstidspunkter, frekvens og varighet

Det er valgt å simulere tannpuss i en egen node med eget forbruksmønster for å kunne analysere mengden vann som blir konsumert av beboerne i Nye Skogveien. Det antas at hver beboer pusser tenner på samme tidspunkt som ved dagens første og dagens siste toalettbesøk, og forbruksmønsteret for toalettbruk er derfor brukt som utgangspunkt for mønsteret for tannpuss. Schijven mfl. (2016) brukte tidspunktfordeling til dusjing til å trekke ut tider for tannpuss, men dette er valgt å gå bort fra i denne oppgaven ettersom den metoden kan føre til små urealistiske mellomrom mellom morgen- og kveldstannpuss. Det antas at hver person pusser tenner to ganger om dagen (Schijven mfl., 2016), men dette tallet kan i realiteten være noe lavere. En studie av Ganss mfl. (2009) i Giessen i Tyskland observerte 103 mennesker i alderen 20 til 55. Her fant Ganss mfl. (2009) at 11,7% av deltakerne i studien pusset tennene én gang om dagen, 79,6% pusset tennene to ganger om dagen og 8,7% pusset tenner mer enn to ganger om dagen. Den gjennomsnittlige varigheten på tannpuss i studien til Ganss mfl. (2009) var på $96,6 \pm 6,2$ sekunder.

Det ble antatt at toalettkranen blir brukt jevnt i to hele minutter per hendelse, der forbrukskurven har en tidsopløsning på ett minutt. Forbrukskurvene er laget slik at om en tannpusshendelse starter akkurat 23:59 vil det andre minuttet gå over i det neste døgnet. Schijven mfl. (2016) bruker et inntaksvolum av vann ved tannpuss på 1-5 ml per hendelse (uniform fordeling), dette blir brukt som utgangspunkt for konsumeringsvolum i QMRA (kapittel 3.8). Eksempler på forbrukskurver fra ulike simuleringer til tannpuss er vist i figur 4.2b. Det er generert 141.000 ulike forbrukskurver for pussing av tenner, ett for hvert bad i bygget, for alle de 1.000 simuleringene.

Grunnforbruk

Blokker (2010) har brukt en intensitet for bruk av toalettkranen ved tannpuss lik 0,042 l/s. Denne intensiteten er valgt å sette til grunn for grunnforbruket i EPANET-modellen. Ettersom det er satt tidssteg lik 1 minutt i forbrukskurvene, måtte det antas at kranen står åpen med svak stråle i 120 sekunder. I realiteten ville kranen blitt brukt gjennomsnittlig i ca. 15 sekunder (Blokker, 2010) i starten og i slutten av tannpussen. Dermed

ble vannforbruket ved åpen kran i 15 sekunder ($15 \text{ s} \times 0,042 \text{ l/s} = 0,63 \text{ l}$) fordelt over 60 sekunder, slik at grunnforbruket i tannpusnodene i EPANET-modellen ble lik $\frac{0,63 \text{ l}}{60 \text{ s}} = 0,0105 \text{ l/s}$. Videre i riskikooanalysen, se kapittel 3.8, ble det brukt et konsumeringsvolum på 2,5 ml, som er gjennomsnittet av inntaksvolumet fra Schijven mfl. (2016) per tannpuss.

3.3.5 Toalettcran

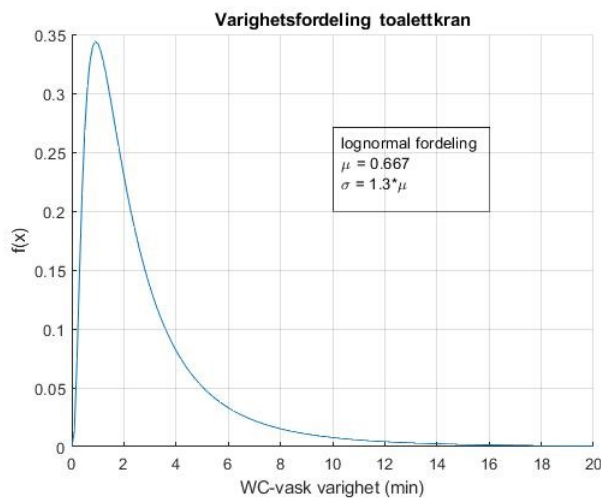
Daglige forbrukstidspunkter, frekvens og varighet

Det ble antatt at vasken på badet blir brukt rett etter bruk av toalettene. Forbrukskurven for sistnevnte (figur 4.2a) ble dermed brukt som utgangspunkt for forbrukskurven for baderomskranen. Da ligger det også til grunn en antakelse om at alle beboere i Nye Skogveien 18A alltid vasker hender etter toalettbesøk, noe som ikke nødvendigvis realistisk. En studie om håndvaskpraksis i universitetsbyen for Michigan State University (Borchgrevink mfl., 2013) observerte over 3.700 personer. Her ble det funnet at 10,6 % av personer i universitetsalder, tilsvarende aldersgruppen fokusert på i denne masteroppgaven, ikke vasket hender etter bruk av toalettet. Den samme studien viser også en kjønnsfordeling der andelen som ikke vasket hendene var på 14,6% for menn og 7,1% for kvinner.

Frekvensen for bruk av toalettcranen ble dermed satt til å være lik frekvensen for bruk av toalettet. En lognormal bruksvarighet, se kapittel 3.3.1, presentert i Blokker (2010) ble benyttet og er vist i figur 3.11 med μ lik 0,667 min (40 sek) og σ lik 130% av μ . Et eksempel på de genererte forbrukskurvene for toalettcranen er vist i figur 4.3a.

Grunnforbruk

Intensiteten til toalettcranene (0,042 l/s) fra Blokker (2010) ble også valgt som grunnforbruket i EPANET-modellen. Bruk av toalettcran i eksempelvis 30 sekunder vil da gi et forbruk på $0,042 \text{ l/s} \times \frac{1}{2} \times 60 \text{ s} = 1,26 \text{ l}$. Grunnet en minsteoppløsning på ett minutt måtte varighetene (i sekunder) omgjøres til minutter.



Figur 3.11: Lognormal fordeling for varigheten til bruk av toalettcran (Blokker, 2010).

3.3.6 Drikkevann

Daglige forbrukstidspunkter

Forbruksmønsteret for drikkevann tar utgangspunkt i en empirisk PDF brukt i den nederlandske studien av Schijven mfl. (2016). Tidspunktene for bruk av kjøkkenkran til drikkevann ble hentet fra *Dutch National Food Consumption Survey 2007-2010* (van Rossum mfl., 2011), hvor over 3.800 mennesker ble intervjuet angående deres drikkevannskonsum. Det ble funnet at relativt få av de intervjuede menneskene drikker vann om natten og det er høyest forekomst av drikkevannskonsum klokken 18:00. Fra denne datainnsamlingen, som hadde en tidsoppløsning på 1 time, ble det utviklet en tidspunktfordeling, som i denne masteroppgaven ble interpolert til å passe det valgte tidssteget på ett minutt i forbruksmønsteret. Både den empiriske PDF-en, interpolert til 1-minuttsoppløsning, og den genererte CDF-en kan ses i figur 3.12a.

Antall hendelser - Gammafordeling

Antall daglige glass med kaldt vann fra springen i denne masteroppgaven ble trukket ut av en gammafordeling presentert i Säve-Söderbergh mfl. (2018), som diskutert i 2.3.1. Denne fordelingen hadde *shape*-parameter lik 3,938 og *rate*-parameter lik 0,791, se figur 3.12b. Den gjennomsnittlige frekvensen fra Säve-Söderbergh mfl. (2018) var på 4,9 glass og fordelingen har et definert volum på 200 ml per glass. De utplukkede frekvensverdiene fra den kontinuerlige gammadistribusjonen ble rundet opp/ned til det nærmeste heltallet før det ble brukt videre i genereringen av forbruksmønsteret. I studien til Säve-Söderbergh mfl. (2018) er det dokumentert totalt antall vannglass konsumert per dag,

også utenfor hjemmet. Men i denne masteroppgaven begrenses det til kun å se på antall glass drukket hjemme. Rundt 70% av daglig drikkevannskonsum er fra kranen hjemme hos befolkningen (gjennomsnittlig for alle aldersgrupper) (Säve-Söderbergh mfl., 2018). Fra Thiel (2017) får vi at aldersgruppen 18-24 år drikker mer vann per dag enn de eldre aldersgruppene. Personer i aldersgruppen 18-24 drikker gjennomsnittlig 0,4 l/p/d mot eksempelvis 0,2 l/p/d i aldersgruppen 55+.

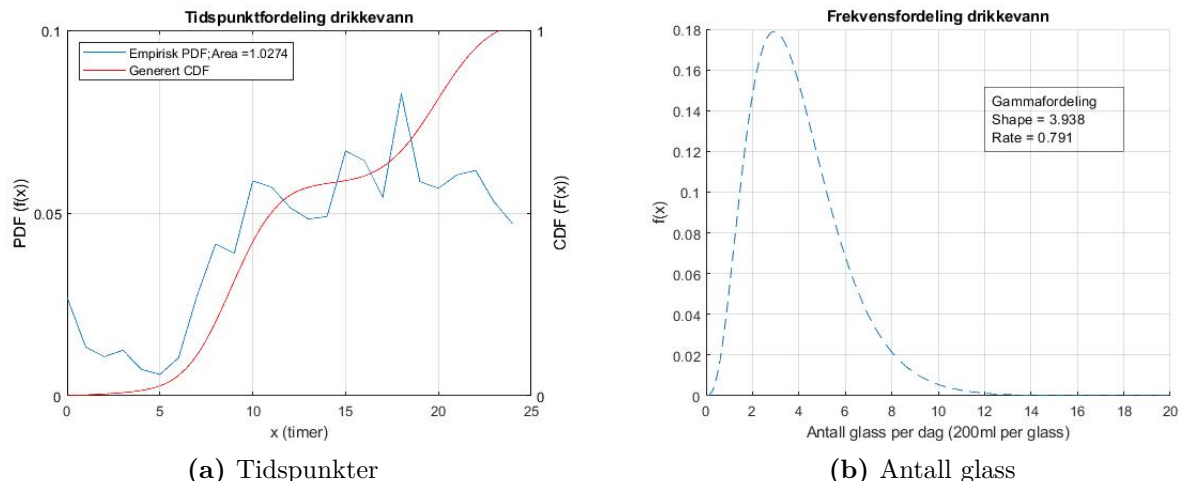
En gammafordeling er beskrevet av to parametere, α og β , som tilsvarende henholdsvis *shape* og *rate*. Forholdet mellom α og β er middelverdien (forventningsverdien) til gammafordelingen. Sannsynlighetstetthetsfunksjonene (PDF) er gitt ved formel (3.13) (McBride, 2005; Zhan og Shao, 2020)

$$f(x) = \Gamma(x | \alpha, \beta) = \frac{\beta^\alpha}{\Gamma(\alpha)} x^{\alpha-1} e^{-x\beta} \text{ der } \bar{x} = \frac{\alpha}{\beta} \quad (3.13)$$

Forbruksmønsteret for drikkevann er generert ved å trekke ut en tilfeldig frekvens med utgangspunkt i PDF for antall vannglass konsumert per person. Deretter ble dette antallet fordelt på ulike tidspunkter på dagen etter figur 3.12a. En hendelse (bruk av kran) er representert med en multipliser i forbruksmønsteret lik én. Forbruksmønstrene per person ble generert og deretter omgjort til å gjelde de respektive antall beboerne i 5-, 8- og 16-mannskollektivene. For eksempel ble en av forbrukskurvene til et 16-mannskollektiv laget ved å summere antall hendelser per tidsenhet for åtte ulike personlige forbrukskurver, ettersom det er to kjøkkenvasker i ett 16-mannskollektiv. Dersom antall hendelser (antall glass med vann) skulle overstige én per minutt, ville forbruket multipliseres med antall hendelser per minutt. Altså om flere personer, eksempelvis tre, bruker kjøkkenkranen til å fylle ett glass med vann hver i løpet av 60 sekunder vil multipliseren i forbruksmønsteret i EPANET være lik tre. Et eksempel på en ferdig generert forbrukskurve for drikkevann er vist i figur 4.3b.

Grunnforbruk

Grunnforbruket for drikkevannsnodene i EPANET-modellen er beregnet ved å bruke antakelsen om 200 ml vann per glass (Säve-Söderbergh mfl., 2018). Den faktiske varigheten til bruk av kranen vil variere og gjerne ha en lavere varighet enn ett minutt. Men grunnet valget om et fast volum og tidssteg i forbrukskurvene på ett minutt, ble det antatt at volumet på 200 ml fordeles jevnt utover det ene minuttet. På grunnlag av dette ble grunnforbruket lik $\frac{200 \text{ ml}}{60 \text{ s}} = 0,00333 \text{ l/s}$.



Figur 3.12: (a) Sannsynlighetstetthet (PDF) for tidspunkter ved konsumering av drikkevann fra undersøkelsen til van Rossum mfl. (2011) hentet fra Schijven mfl. (2016) og en beregnet kumulativ fordelings funksjon (CDF). (b) Gammafordeling for antall vannglass konsumert per dag per person (Säve-Söderbergh mfl., 2018).

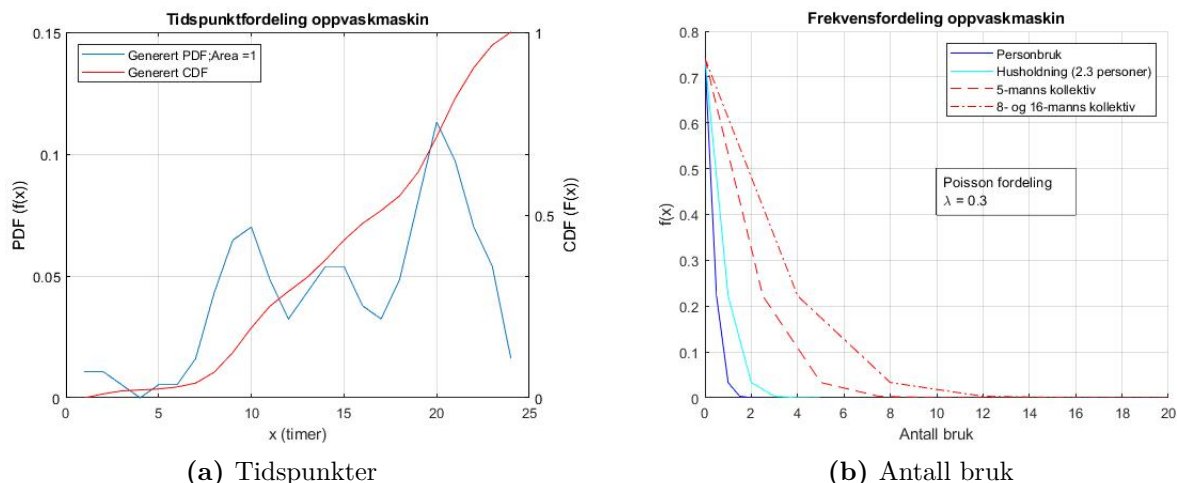
3.3.7 Oppvaskmaskin

Daglige forbrukstidspunkter

Fra Beal mfl. (2011) og Stewart mfl. (2012) får vi en tidsserie for daglig forbruk i $l/p/h/d$ for oppvaskmaskin med tilhørende toppunkt mellom klokken 20 og 21, samt et noe lavere om morgenen. Fra dette mønsteret ble det generert en PDF ved å dividere hvert punkt i tidsserien med totalforbruket over et døgn for oppvaskmaskiner (hentet fra Stewart mfl. (2012)). Det ble antatt at intensiteten i døgnforbruket fra Beal mfl. (2011) forholder seg konstant gjennom hele dagen og at det er kun bruken per tidspunkt som skaper variasjonen i tidsfordelingen. Det ble deretter generert en CDF fra PDF-en. Både kumulativ fordeling og sannsynlighetstetthet for oppvaskmaskin er vist i figur 3.13a.

Antall hendelser

Blokker (2010) fant at en poissonfordeling, se seksjon 3.3.3, er best egnet som frekvensfordeling, da med $\lambda = 0.3$ for bruk av oppvaskmaskin for en husholdning med gjennomsnittlig 2,3 personer. Denne poissonfordelingen er brukt i denne masteroppgaven, men ble omgjort til å representere 5-, 8-, og 16-mannskollektiv. For 5-mannskollektivet ble da frekvensfordelingen fra Blokker (2010) multiplisert med $\frac{5}{2.3} = 2.17$. Disse fordelingene er vist i figur 3.13b. En midlertidig forbrukskurve ble generert ved bruk av CDF for tidspunkter og PDF for frekvensfordelingen. Dette resulterte i en forbrukskurve med et pseudotilfeldig antall 1-tall, som representerte bruk av oppvaskmaskinen, plassert etter tidspunktsfordelingen fra litteraturen.



Figur 3.13: (a) Generert sannsynlighetstetthet (PDF) og kumulativ fordelingsfunksjon (CDF) for tidspunkter ved bruk av oppvaskmaskin med data hentet fra Stewart mfl. (2012). (b) Poissonfordeling for frekvens (antall bruk av oppvaskmaskin per dag) for 5-, 8- og 16-mannskollektiv. Fordeling hentet fra Blokker (2010).

Varighet

En vanlig oppvaskmaskin har mellom tre og åtte sykluser (Mayer mfl., 1999). Blokker (2010) opererer med fire sykluser med en total tid for innsug av vann på 84 sekunder (1,4 minutter) som gir en innsugingstid på 21 sekunder per syklus. Etersom tidsoppløsningen i forbruksmønstrene i denne oppgaven var på ett minutt, ble det valgt å runde opp denne innsugingstiden til ett minutt. Oppvaskmaskinene som skal brukes i Nye Skogveien er av typen Miele PG8059 i 16-mannskollektivene og Miele PG8310 i 5- og 8-mannskollektivene. Miele PG8059 har et vannforbruk på 8 liter per vask og bruker ca. 23 minutter for en standardvask (Miele, 2016). Standardvasken har fire sykluser: forskylning, hovedvask, mellomskylning og sluttskylning. Denne typen oppvaskmaskin er koblet til både kaldt- og varmtvannsledningen for å få en kortest mulig programtid. Standardprogrammet for oppvaskmaskinene i 5-, og 8-mannskollektivene (Miele PG 8310) har et vannforbruk på 15,2 liter, totaltid på 215 minutter og fire sykluser for vanninnsuging (Miele, 2018). De fire syklusene har fått varighet for vanninnsug lik 1 minutt jevnt fordelt utover programtiden. En kjøring av oppvaskmaskinen ble representert som en vektor med fire 1-minutts-punkter med multipliere lik 1. Grunnet programtidene ble de fire punktene separert med multipliere lik 0 i 5 og 53 minutter for henholdsvis oppvaskmaskinene 16- og 5-/8-mannskollektiv. Det midlertidige forbruksmønsteret var 1×1.440 vektorer med hovedsakelig nuller, med noen 1-tall som indikerte bruk av oppvaskmaskin. Dette mønsteret ble så oppdatert ved å sette inn vektoren som representerer en kjøring av maskinen inn i forbruksmønsteret. De tidligere genererte 1-tallene i det midlertidige forbruksmønsteret ga midttidspunktene for kjøring av oppvaskmaskinen. De ferdig genererte forbruksmønstrene for 5-, 8- og 16-mannskollektiv er vist i figur 4.4a og 4.4b.

Grunnforbruk

Grunnforbruket i nodene for oppvaskmaskiner i EPANET-modellen ble beregnet ved å bruke det gjennomsnittlige totalforbruket til de spesifikke oppvaskmaskinmodellene. Oppvaskmaskinene i 16-mannskollektivene fikk et forbruk på 8 liter per bruk (Miele, 2016), mens 5- og 8-mannskollektivene fikk et forbruk på 15,2 liter per bruk (Miele, 2018). I Blokker (2010) blir det brukt en innsugingstid for vann på 21 sekunder for fire omganger (sykluser). Vi brukte denne varigheten og grunnforbruket ble dermed beregnet ved formel (3.14). Grunnforbruket for oppvaskmaskinene i 16- og 5-/8-mannskollektivene er satt til henholdsvis 0,095 l/s og 0,181 l/s. Oppvaskmaskinene for 5- og 8-mannskollektiv har en betydelig høyere intensitet i grunnforbruket. Dette grunnet at disse oppvaskmaskinene er mindre effektive og vannbesparende, og at det er antatt like mange innsugingssykluser med lik varighet som maskinen brukt i 16-mannskollektivene.

$$\text{Grunnforbruk} = \frac{\text{Totalforbruk (l/bruk)}}{\text{Innsugingstid} \times \text{antall sykluser}} \quad (3.14)$$

3.3.8 Totalforbruk

Forbrukskurve

Det totale forbruket til Nye Skogveien 18A er generert ved å trekke ut tilfeldige forbrukskurver for hver forbrukskategori. For eksempel ble det for hver simulering trukket ut 141 tilfeldige forbrukskurver fra dusjer og 12 forbrukskurver for kjøkkenvask i 16-mannskollektiv. For komplett oversikt over antall forbrukskurver generert for hver simulering henvises det til tabell 3.3. Disse tilfeldige forbrukskurvene ble modifisert ved å multiplisere alle multiplierne i forbrukskurven med forholdet mellom nodekategoriens *base demand* (se tabell 3.3) og det gjennomsnittlige *base demand* (summen av alle kategoriens grunnforbruk dividert på antall kategorier). Merk at *vekt-modifisert forbrukskurve* = *grunnforbruk/gjennomsnittlig grunnforbruk* = k . Dette er gjort for å gi en større vektlegging på eksempelvis toalettforbruket enn vannforbruket ved tannpuss. Tannpussforbruket er, som funnet i kapittel 3.3.4, lik 0,0105 l/s og det gjennomsnittlige grunnforbruket for alle 13 forbrukskategorier er lik 1,0838 l/s. Dermed måtte alle forbrukskurver for tannpuss multipliseres med $k = \frac{0,0105 \text{ l/s}}{1,0838 \text{ l/s} \times 13} = 0,126$. Det samme ble gjort for alle forbrukskategorier med tilhørende k -verdi.

Det ble plukket ut totalt 618 forbruksmønstre for hver simulering, noe som tilsvarer antallet noder i EPANET-modellen med eget vannforbruk. Disse 618 tilfeldig utplukkede og vektmodifiserte forbruksmønstrene ble satt sammen til totalforbruksmønsteret for én simulering. Dette ble gjort ved å addere alle multiplier-verdier for samme tidspunkt. Hjelpenoder ble tildelt et tomt forbruksmønster med 1×1.440 nuller, og bidrar

dermed ikke til genereringen av forbrukskurven for totalforbruket. For å kunne bruke totalforbrukskurven med kun ett grunnforbruk i EPANET må den gjennomsnittlige multiplieren i mønsteret være lik 1. Dermed ble totalforbruksmønsteret modifisert ved å dividere alle multipliere på gjennomsnittet av disse, som ga et nytt gjennomsnitt på 1. MATLAB-koden for totalforbruket kan sees i figur A.16. Denne endelige forbrukskurven for det totale forbruket ble så generert 1.000 ganger på lik linje med de andre forbrukskategoriene. Et eksempel på forbrukskurve for totalforbruket kan ses i figur 4.5a.

Forurensningspunktet er plassert på en hovedledning som forsyner alle nye bygninger i Nye Skogveien, og forbruket til disse bygningene vil derfor være en betydelig faktor i patogendistribusjonen i vannledningsnett. Den totale forbrukskurven ble brukt som en tilnærming av forbruket i de andre bygningene i Nye Skogveien. Det er ikke laget egne forbrukskurver for hver enkelt bygning siden dette ligger utenfor denne masteroppgavens begrensninger og det heller er valgt å fokusere på forbruket innad i bygning 18A. Dermed som en forurensning kommer inn på hovedledningsnett i nærheten av stikkledningen til 18A vil forurensningen både gå videre på hovedledningen, men også inn på stikkledningen. De andre bygningene som er koblet til hovedledningen er én bygning tilsvarende 18A og nybygde mindre boligblokker. Hovedledningen som forsyner Nye Skogveien er koblet til det kommunale ledningsnett ved tre punkter, noe som vil også ha betydning for spredningen av en eventuell forurensning i hovedledningsnett. Det antas for enkelhetens skyld at alle byggene har samme forbrukskurver som bygning 18A, noe som medfører at modellen vil vike vesentlig fra realiteten.

Grunnforbruk

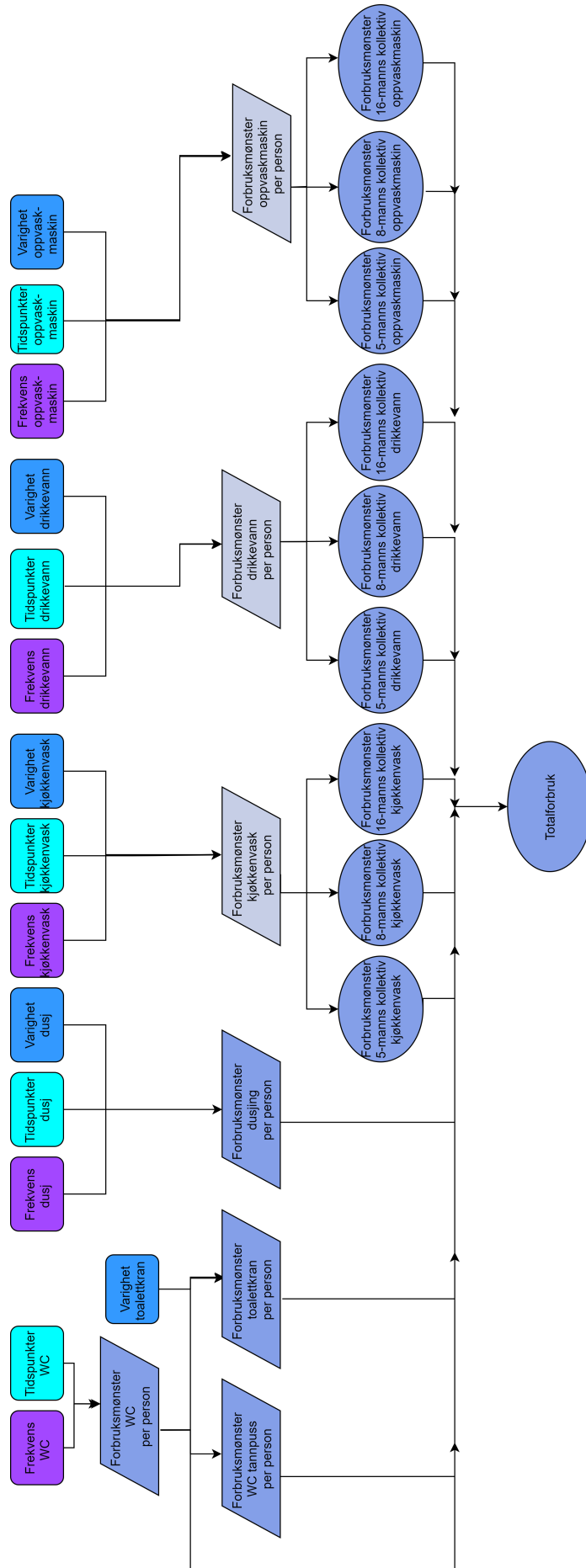
Grunnforbruket for de andre bygningene er basert på et estimert antall beboere på 795, se kapittel 3.1, minus de 141 beboerne i bygning 18A. Det antas at de eksisterende byggene ikke skal kobles på den nye hovedvannledningen. Fra boligdirektør i Student-samskipnaden i Ås (SiÅs), Pål Magnus Løken, ble vi via mailkorrespondanse informert om at studenter i tilsvarende boligblokker og kollektiv hadde et gjennomsnittlig årsforbruk på 38,35 kubikkmeter vann i 2018/2019. Men det antas i stor grad at studentene reiser bort rundt jul, påske og i sommerferien, og at vannforbruket i disse tidsperiodene derfor er langt lavere. Det anses dermed fornuftig å fordele årsforbruket over 9 måneder fremfor 12, noe som resulterer i et gjennomsnittlig døgnforbruk på 140,1 l/pe/dag, tilsvarende likt anbefalingen fra Sivertsen mfl. (2016).

Totalforbruket i bygning 18A varierer mellom hver simlering, da dette avhenger av de ulike forbrukskurverne. Et eksempel på forbruket er vist i figur 4.5b der hver person bruker gjennomsnittlig 158,2 l/pe/dag. Dette forbruket er hentet ut fra EPANET sin funksjon *System Flow Balance* med hensyn på systemets *konsumerte* vannmengde.

Et estimat for grunnforbruket for bygning 18A er det gjennomsnittlige døgnforbruket for hele bygningen omgjort til liter per sekund ($\frac{140.1 \text{ l/pe-dag} \times 141 \text{ pe}}{24 \times 60 \times 60 \text{ sek}} = 0,2290 \text{ l/s}$). For å finne et representativ grunnforbruk for de resterende bygningene i Nye Skogveien ble det totale grunnforbruket for bygning 18A dividert på 141 personer og deretter multiplisert med antall personer den videre vannledningen skal forsyne (654 personer). Grunnforbruket ble da lik 1,0605 l/s. Se oversikt over alle grunnforbruk i tabell 3.3.

Tabell 3.3: Oversikt over nodekategorier, antall forbrukskurver generert per kategori og kategoriernes grunnforbruk som blir brukt i EPANET-modellen. Det ble kjørt totalt 1000 simuleringer per forurensningstidspunkt.

Nodekategori	Antall noder	Antall ulike forbrukskurver generert	Grunnforbruk (l/s)
Dusj	141	141.000	0,1900
Toalett	141	141.000	0,0928
Toalettkran	141	141.000	0,0420
Toalett tannpuss	141	141.000	0,0105
Kjøkkenkran 16-manns	12	12.000	0,0940
Kjøkkenkran 8-manns	5	5.000	0,0940
Kjøkkenkran 5-manns	1	1.000	0,0940
Drikkevann 16-manns	12	12.000	0,0033
Drikkevann 8-manns	5	5.000	0,0033
Drikkevann 5-manns	1	1.000	0,0033
Oppvaskmaskin 16-manns	12	12.000	0,0952
Oppvaskmaskin 8-manns	5	5.000	0,1810
Oppvaskmaskin 5-manns	1	1.000	0,1810
Totalforbruk øvrige bygninger	1	1.000	1,0605



Figur 3.14: Oversiktskart over generering av forbrukskurver for de ulike nodekategoriene.

3.4 Antakelser

3.4.1 Antakelser med basis i litteratur

- Ser bort ifra virkningen av diffusjon i ledningene (Piazza mfl., 2019).
- Ingen betydelig mengde restklor i vannledningene (Blokker mfl., 2014).
- Hovedeksponeringsruten er gjennom kaldt drikkevann (Besner mfl., 2011; Nygard mfl., 2007).
- Antar ingen effekt fra beskyttende tiltak slik som kokevarsel (Karagiannis mfl., 2009).
- Tannpuss og dusjing er viktige eksponeringruter for vannbåren smitte (Schijven mfl., 2016), men den høye temperaturen i dusjen vil begrense forekomsten av *Campylobacter jejuni* (Buswell mfl., 1998; Pettersen, 2015).

Se figur 3.4 for oversikt over alle verdier fra litteratur brukt i oppbygning av hydraulisk modell og generering av forbrukskurver.

3.4.2 Antakelser uten basis i litteratur

- Det er ingen badekar, mulighet for vanning av hage eller vasking av bil, dermed disse forbrukspostene er neglisjert i dette oppgaven.
- Antar at den relevante studentmassen er i aldersgruppen er 18-24 år.
- Testbolig er en studentbolig, dermed forventes betydelig lavere/null forbruk rundt jul, påske og i sommerferien, og blir årsforbruket blir fordelt over 9 måneder.
- Forekommer ikke vannforbruk til vaskemaskiner i boligblokken.
- Vannforbruket kategoriseres som *normalt* iht. til studien Beal mfl. (2011).
- Alle studenter bruker vasken på toalettet etter et toalettbesøk, dermed blir frekvensen for bruk av toalettkranen lik den for WC.
- Det finnes ett handicaptoalett i gangen i hver av etasjene, men det antas at disse brukes sjeldent og sporadisk. Disse er dermed ekskludert fra beregningene i denne masteroppgaven.
- Antar likt forbruk for alle beboere i Nye Skogveien, ekskludert 18A, ved beregning av forbruk knyttet til hovedvannledningen. Det antas at de gamle bygningene i Skogveien ikke kobles på det nye vannledningen.

Tabell 3.4: Oversikt over verdier brukt i generering av forbrukskurver og EPANET-modell samt verdier brukt i QMRA som hentet fra tidligere studier. *Omberegnet med hensyn på Nye Skogveien 18A.

Kategori	Parametere	Referanse	
Forbrukskurver	Dusj	Normalfordeling (PDF)	$\mu = 08 : 32 / 19 : 45$ og $\sigma = 1, 59 / 2, 12$
	Kjøkkenvask	Tidsfordeling	Blokker (2006)
	WC	Tidsfordeling	Beal mfl. (2011)
	Drikkevann	Tidsfordeling	Beal mfl. (2011)
Frekvens	Oppvaskmaskin	Tidsfordeling	van Rossum mfl. (2011)
	Dusj	Binomisk fordeling	Beal mfl. (2011)
	Kjøkkenvask	Negativ binomial fordeling	Thiel (2017)
	WC	Poissonfordeling	Blokker (2010)
Varighet	Tappuss	(-)	Foekema (2001) referert i Blokker (2010)
	Drikkevann	Gammafordeling	Schijven mfl., 2016
	Oppvaskmaskin	Poissonfordeling	Säve-Söderbergh mfl. (2018)
			Blokker, 2010
Grunnforbruk (Intensitet)	Dusj	Lognormal fordeling	Foekema (2001) referert i Blokker (2010)
	Kjøkkenvask	Lognormal fordeling	Blokker (2010)
	Toalettcran	Lognormal fordeling	Blokker (2010)
	Oppvaskmaskin	(-)	Blokker (2010)
Andre	Dusj	(-)	Oras Nova (2020)
	Kjøkkencran	(-)	Thiel (2017) og Blokker (2010)
	WC	(-)	Thiel (2017)
	Tappuss	(-)	Blokker (2010)
Dose-respons-modell	Toalettcran	(-)	Blokker (2010)
	Drikkevann	(-)	Säve-Söderbergh mfl. (2018)
	Oppvaskmaskin	(-)	Miele (2016, 2018)
		(-)	
Konsentrasjon forurensning	Dose-respons-modell	Beta-Poisson	Rose mfl. (2017) og Tennis mfl. (2005)
	Ruhet	Darcy-Weisbach	Rossmann (2000)
		<i>Campylobacter jejuni</i>	Hokajärvi mfl. (2013) og Milo et al. Nucl. Acids Red. (2010)

3.5 Valg av forurensning

Det ble i denne studien tatt utgangspunkt i en kort forurensningshendelse forårsaket av bakterien *Campylobacter jejuni*. Det ble antatt 10.000 CFU per liter, som samsvarer med resultater fra avløpsvann i Finland (Hokajärvi mfl., 2013). Da konsentrasjoner i EPANET må oppgis i mg/l, ble dette tallet videre multiplisert med 10^{-8} g, som er den antatte vekten av en bakterieenhet (Milo et al. Nucl. Acids Red., 2010). Dette ga oss en konsentrasjon på 10^{-5} mg *Campylobacter* per liter som ble satt inn i EPANET-modellen som *Node Source Quality*. Det antas at det ikke skjer noen fortykning eller inaktivering av patogener fra forurensningspunktet til tappepunktene. I tillegg til å se på virkningen av ulike forbruksmønstre på spredningen av patogenkonsentrasjon innad i bygget, se kapittel 3.3, ble det også satt inn tidspunktet for forurensning som variabel. Den simulerte forurensningen ble plassert på 6 ulike tidspunkter, der alle har samme innsugskonsentrasjon av patogener. Tidspunktene er valgt for å for å kunne gi en god, men håndterbar presentasjon over hvordan patogenkonsentrasjonen vil fordele seg ut over ledningene i bygningen ved ulike scenarioer. Med dette ble det valgt å sette tidspunktene for innsug av forurensning på ledningsnett klokken 06:00, 09:00, 10:00, 14:00, 19:00 og 02:00. Disse tidspunktene er valgt med hensyn til total-forbrukskurven til bygningen, se figur 4.5a. Forurensningstidspunktene er plassert: rett før, på maksimal-forbrukstidspunktet, etter frokost/morgenstell, midt på dagen, maksimal-forbrukstidspunktet for middag/kveldsstell og til slutt ett punkt noen timer etter midnatt som er den minst aktive tiden på døgnet.

3.6 Programmering

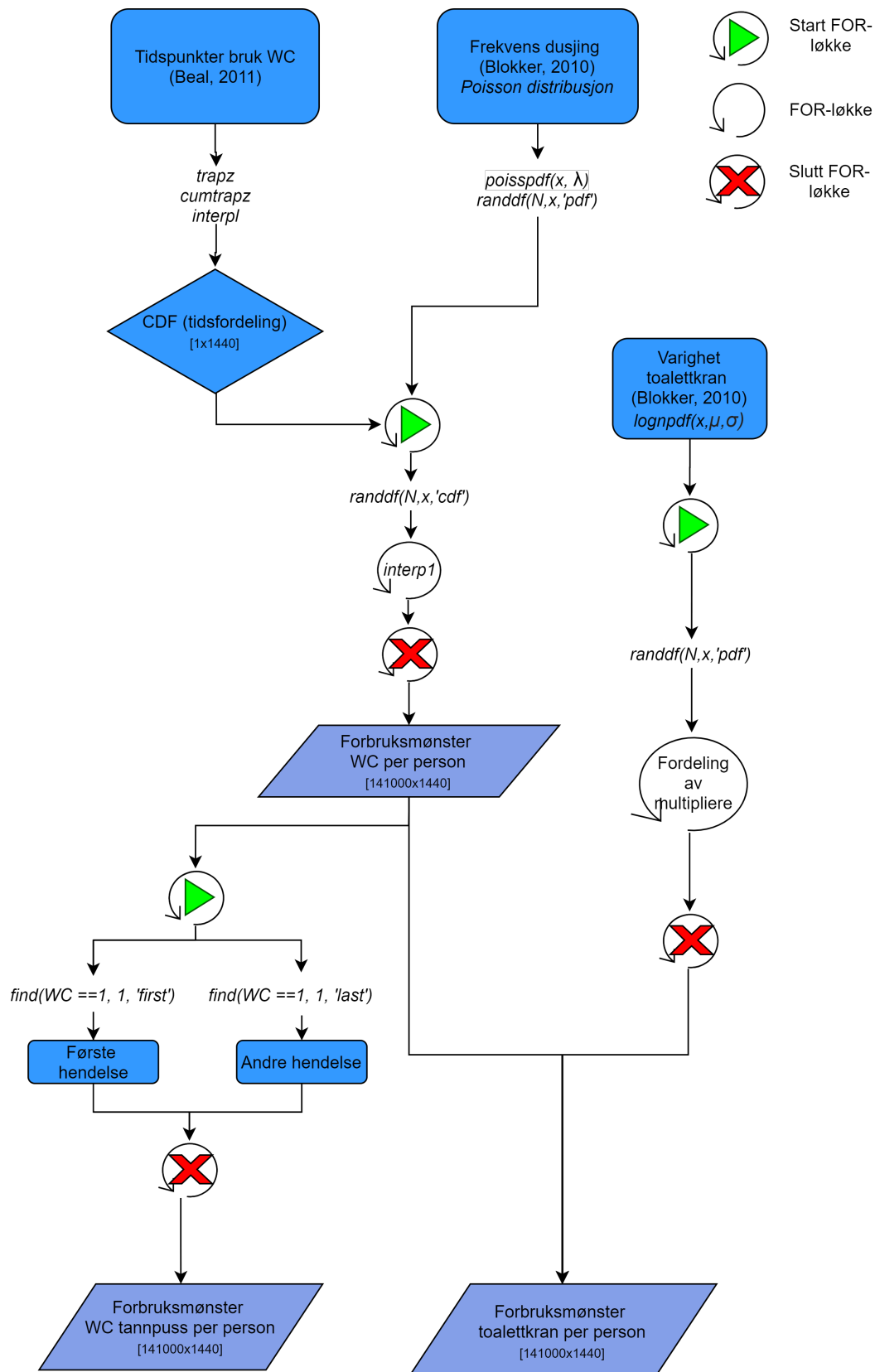
3.6.1 Forbrukskurver

Forbrukskurvene generert i denne masteroppgaven har i hovedsak samme fremgangsmåte bestående av tre steg, se figur 3.15 for oversikt over fremgangsmåten i programmeringen. Først ble det generert tids- og frekvensfordelinger etterfulgt av generering av tilfeldige tidspunkter med tilfeldig frekvens fra fordelingen. Neste steg var å plukke ut tilfeldige varigheter fra en generert varighetsfordeling og fordele disse varighetene over de førgenererte tidspunktene. Alle forbrukskurvene startet med utgangspunkt i daglige tidsfordelinger fra Beal mfl. (2011), Schijven mfl. (2016), Blokker (2006) og van Rossum mfl. (2011) som ble dublert ved bruk av online program der datapunkter ble plukket ut og interpolert. Tidsfordelingene fra Blokker (2006) og van Rossum mfl. (2011) var allerede presentert som en PDF, mens tidsfordelingene fra Beal mfl. (2011) måtte omgjøres ved å dividere hvert enkelt punkt på totalarealet. De genererte frekvensfordelingene er hentet fra ulike studier, diskutert under 3.3, og det ble brukt innebygde funksjoner

i MATLAB for å generere de samme fordelingene som i de diskuterte studiene. For å generere en PDF, y , for poisson-, gamma-, lognormal-, normal-, binomial- og negativ binomialfordeling ble det brukt henholdsvis $y = \text{poisspdf}(x, \text{lambda})$, $y = \text{rate} \times \text{pdf}(\text{makedist}('Gamma', 'a', \text{shape}), \text{frekvens}_x)$, $y = \text{lognpdf}(x, \mu, \sigma)$, $y = \text{binopdf}(x, n, p)$ og $y = \text{nbinspdf}(x, r, p)$. Der fordelingen fra litteraturen er presentert per husholdning ble frekvensen dividert på husholdningsstørrelsen 2,3 fra Blokker (2010). Frekvensfordelingen ble så multiplisert til det antallet personer som skal bruke de aktuelle nodene.

Det ble valgt å splitte opp genereringen av selve forbruksmønsteret for flere av forbrukskategoriene grunnet lite programmeringserfaring og oversiktighet. Det var lettere å oppdage feil dersom forbrukskurven først bare besto av enere og nuller. Det ble først generert i antall midlertidige forbrukskurver, se tabell 3.3, ved en for-løkke som plukket ut n antall frekvenser etter personer per node, og deretter tilsvarende antall tidspunkter fra tidsfordelingene. Det ble lagt inn en ekstra linje med kode $r(r \leq 0) = 0$ som forsikret utelukkende positive frekvensverdier. Det ble brukt innebygde MATLAB-funksjoner for å plukke ut tilfeldige verdier fra fordelingene, $r = \text{randdf}(n, \text{filnavn}, 'pdf')$ og $r = \text{randdf}(n, \text{filnavn}, 'cdf')$ for henholdsvis PDF og CDF, der n er antall verdier plukket ut og filnavn er en matrise med både x- og y-verdiene til enten en PDF eller CDF. 1-tall ble plassert på riktig plassering i en 1×1.440 vektor ved interpoleringsfunksjonen $\text{ind} = \text{interp1}(x, v, xq, \text{method})$ med *nearest*-metoden for å finne indeksene (tidspunktene) som ligger nærmest de tilfeldig utvalgte hendelsestidspunktene.

Forbrukskurvene for drikkevann ble generert ved å først generere kurvene per person i kollektivet og dermed summere disse. Dersom det var flere enn én hendelse ved samme minutt ble multiplieren i forbruksmønsteret ved det tidspunktet lik summen av alle hendelsene. Innsetning av varigheten varierte litt for de ulike forbrukskurvene, men hovedtrekkene var noenlunde like. De førgenererte 1-tallene ble midtpunktet på hendelsene i forbrukskurvene. Dersom varigheten var kortere enn ett minutt ble multiplieren lik $\text{varigheten}(\text{sek})/60(\text{sek})$. Dersom varigheten var lenger enn ett minutt ble det lagt til multipliere lik 1 frem til varigheten var møtt. For eksempel vil en dusjhendelse med varighet lik 3 minutter og 25 sekunder ha multipliere lik $[1 \ 1 \ 1 \ 0,42]$. Dersom en vannforbrukshendelse starter rett før eller etter midnatt, vil hendelsen, dersom varigheten er større enn ett minutt, strekke seg over til starten eller slutten av simuleringstiden. I realiteten vil hendelsen være satt til ett annet døgn, men det er valgt å gjøre det på denne måten ettersom modellen bare skal ha en 24 timers simuleringstid og det er viktig å få med alt vannforbruket. For eksempel vil en dusj som varer i 4 minutter og 30 sekunder med midtpunkt akkurat ved midnatt få forbrukskurven $[1 \ 1 \ 0,5 \ 0 \ 0 \ 0 \ 0 \dots \ 0 \ 0 \ 0 \ 0 \ 1]$. Alle forbruksmønstre ble lagret som v7.3 fil for å håndtere de store datamengdene. Figur 3.15 er en flytdiagram som viser hovedkomponentene i genereringen av forbrukskurvene for WC, toalettcran og tannpuss.



Figur 3.15: Flytdiagram for utvikling av WC, toalettcran og tannpuss forbrukskurve.

3.6.2 EPANET-MATLAB Toolkit

Toolkitet og `epanet` klassen i MATLAB hentes inn ved å bruke kommandoene `start_toolkit` og `G.epanet('filnavn.inp')`. `.INP`-filen er en eksportert network-fil fra EPANET. Når modellen er lastet inn i MATLAB kan diverse informasjon hentes ut ved funksjoner, hvorav noen er beskrevet i Eliades mfl. (2016). Den originale `.INP`-filen med EPANET-modellen vår inneholdt 15 tomme forbruksmønstre som er fordelt utover alle noder med hensyn til de ulike forbrukskategoriene. Hver node trengte hvert sitt unike tomme forbruksmønster ettersom disse skulle byttes ut etter hver simulering. Oppretting av 807 (antall noder minus de eksisterende forbruksmønstrene) nye forbruksmønstre foregikk ved bruk av en enkel for-løkke og funksjonen `addPattern`, der alle mønstrene fikk ID $P+\text{indeks}$. De nye forbruksmønstrene ble fordelt ved å først finne alle noder med ett gammelt forbruksmønster-ID, deretter fordele ett og ett forbruksmønster utover denne nye gruppen. Dette ble gjort etter nodens indeksplassing innad i gruppene og hvilken gruppe der tilhører. For eksempel vil en dusjnode med ID 150 og indeks 236, som var nummer 43 i gruppen med forbruksmønster P1, fått forbruksmønster lik P43. En toalettcran-node med ID 291 og indeks 235, som var nummer 43 i gruppen P2, fikk forbruksmønster P185. Når alle nye forbruksmønster-ID-ene hadde blitt plassert med riktig indeks i vektoren `values` ble de faktiske forbruksmønsterindeksene for alle noder oppdatert ved bruk av funksjonen `setNodeDemandPatternIndex(values)`.

Ved bruk av `matfile`, istedet for vanlig import av filer, kan variablene i filen hentes ut uten å laste inn hele filen inn i workspace i MATLAB, og det kan dermed spares både minne og tidsbruk. De 13 matrisene med forbrukskurvene for alle noder i 1.000 simuleringer ble importert som matfiler, og brukt videre til å lage en cellestruktur. Hver celle i denne strukturen inneholdt 822 forbrukskurver riktig plassert med hensyn på de oppdaterte forbruksmønsterindeksene. Disse var de endelige forbrukskurvene som skulle brukes i modellen ved hver simulering. Den endelig fulle samlingen med forbrukskurver ble lagret som en v7.3 fil og fjernet fra workspace for å frigi minne.

Forurensningsmønsteret fikk indeks lik 620 og ble satt til noden med indeks 822 ved hjelp av funksjonen `setNodeSourcePattenIndex`. Dette mønsteret simulerer forurensningsshendelsen av *Campylobacter jejuni* og fikk tildelt en konsentrasjon lik 10^{-5}mg/l ved hjelp av funksjonen `setNodeSourceQuality`. Forurensningsmønsteret ble først laget som en 1×1.440 stor vektor med nuller med et valgt forurensningstidspunkt som varer i ett minutt. På eksempelkode i figur 3.16 er forurensningstidspunktet satt til indeks 600 som tilsvarer klokken 10:00.

Samlingen med forbrukskurver ble lastet inn som `matfile` og med det kunne selve kvalitetsanalysen kan starte. Prosessen startet med å hente riktig celle med de 822 forbrukskurvene og bruke en for-løkke samt funksjonen `setPattern` for å gi hver node de

riktige forbrukskurvene for den nåværende simuleringen. Analysen ble satt igang ved funksjonen *solveQualityAnalysis* som kjørte den hydrauliske simuleringen for hvert tidssteg. Vannkvalitetsanalysen ble åpnet ved bruk av funksjonen *openQualityAnalysis* og initialiseres ved *initializeQualityAnalysis*. Den sistnevnte funksjonen startet også opp simuleringstiden, som var på totalt 86.400 sekunder. En while-løkke brukte simuleringstiden til å hente ut resultater for både hydraulikk og kvalitetsanalysen ved funksjonen *runQualityAnalysis*. Konsentrasjonen av *C. jejuni* i nodene ble hentet ut ved bruk av *getNodeActualQuality* og lagt til i en matrise. Funksjonen *stepQualityAnalysisTimeLeft* ga den nye gjenværende simuleringstiden, som nå var ett sekund mindre enn før. While-løkken fortsatte i ett-sekunds tidssteg frem til den gjenværende simuleringstiden, tlefft, var lik null. Ved slutten av hver simulering ble konsentrasjonsresultatene lagt til i en cellestruktur som heter *output_result*. Deretter ble vannkvalitetsanalysesystemet stengt for å frigi det midlertidige minnet i MATLAB. Hele denne prosessen ble kjørt 1.000 ganger for de seks scenarioene hvor forurensningstidspunktet var variabelen.

03.04.20 16:20 C:\Users\InaElisabeth\Docu...\main kort.m 1 of 1

```

%% START OG LOAD
start_toolkit; %Starter EPANET-MATLAB toolkit
G = epanet('Skogveien18A.inp'); %henter EPANET modell

%% SETTER NODE SOURCE PATTERN INDEX - Konsentrasjon på patogenforurensning
concentration = 10^(-5); %mg/l
G.setNodeSourceQuality(822,concentration)

%% Lager forurensningsmønster
Pattern_forurensning(600) = 1; %forurensning i 1 minutt klokken 10:00

%% 1000 KVALITETSANALYSER
output_result = cell(1,1000);
for m = 1:1:Simulations
%bytter ut "sett" med forbruksmønster ved hver simulering fra
%forhåndsgenerert samling med størrelse 1000x822x1440.
Pattern_current = All_pattern.Pattern_samling(1,m);
for i = 1:1:822 %Setter inn riktig forbruksmønster for riktig node
    G.setPattern(i,Pattern_current(1,1)(i,:))
    G.setPattern(620, Pattern_forurensning); %Setter forurensningsmønster
end
% Kjører kvalitetsanalyse steg for steg
G.solveCompleteHydraulics; %Kjører hydraulisk simulering for hvert tidspunkt
G.openQualityAnalysis %Åpner vannkvalitetsanalysen
G.initializeQualityAnalysis %initialiserer kvalitetsanalyse og simuleringstid
tleft=1;T=[];Q=[];
while (tleft>0)
    t=G.runQualityAnalysis; % Henter resultater for hydraulikk og vannkvalitet
    Q=[Q; G.getNodeActualQuality]; %Plukker ut forurensningskonsentrasjonene i nodene
    T=[T; t];
    tleft = G.stepQualityAnalysisTimeLeft; %Går ett tidsteg videre i prosessen, tleft
        %er den gjenværende tiden i simuleringen.
end
output_result{1,m} = Q; %Legger resultatene for en hel simulering i en celle
G.closeQualityAnalysis; %Stenger vannkvalitetsanalyse systemet for å frigi minne
end

```

Figur 3.16: Utdrag fra hovedkoden der det ble kjørt 1.000 simuleringer via EPANET-MATLAB Toolkit.

3.6.3 Validering av programmering

Programmeringen gjort med EPANET-MATLAB Toolkit ble sammenlignet med resultater fra EPANET ved én simulering ved ett forurensningstidspunkt. Hansen (2019) hadde problemer med at resultatene fra EPANET-MATLAB Toolkit og EPANET veket fra hverandre. Dette ble antatt å skyldes at toolkitet ikke kunne lese av *Rule-based-controls* i EPANET samt at MATLAB-klassen epanet.m fortsatt er under utvikling og har stort forbedringspotensiale. Det ble kjørt en simulering med en forurensningshendelse klokken 10:00 med EPANET-MATLAB Toolkit. Deretter ble den oppdaterte modellen lagret med riktig forbruksmønstre, forurensningstidspunkt, konsentrasjon osv. som INP.-fil og ble videre importert inn i EPANET. I dette steget ble betydningen av forholdet mellom *Hydraulic Time Step* og *Quality Time Step* tydeliggjort med en betydelig forskjell i grafens form. Kvalitetsanalysen kjørt med 1.000 simuleringer per forurensningstidspunkt hadde både *Hydraulic Time Step* og *Quality Time Step* lik ett minutt. Resultatene fra MATLAB har en nøyaktighet på 10^{-30} , og selv ved innsetning av den samme nøyaktigheten i EPANET ville ikke resultatene gi mer en seks desimaler. Som følge av dette er mange av resultatene gitt i EPANET satt lik null i tabeller og grafer. Grunnet få desimaler i resultatene i EPANET var det umulig å se nøyaktig hvor stor forskjellen mellom simuleringene kjørt i EPANET og MATLAB var. Men det er likevel en klar forskjell mellom resultatene, se figur 3.17a og 3.17a. Forskjellene i resultatene kan være grunnet ubalanse i systemet, da kjøringen av EPANET-modellen ga feilmeldinger om *ubalansert system* hvert tredje minutt i hele simuleringstiden.

Det ble deretter testet å kjøre en simulering i MATLAB og EPANET med *Hydraulic Time Step* lik ett minutt og *Quality Time Step* lik 6 sekunder for å unngå mest mulig masseubalanse i systemet. Det ble valgt å bruke såpass korte tidssteg ettersom det hydrauliske tidssteget må være mindre eller lik *Pattern Time Step* som er på ett minutt. Det blir kjørt én simulering med de nye tidsstegene i MATLAB og EPANET, figur 3.18a og 3.18b. Ved å kun vurdere formen på grafene over patogenkonsentrasjon, siden det ikke var mulig å få de faktiske grafverdiene i EPANET, ble det klart at resultatene er svært like de generert i MATLAB.

Det ble valgt å bruke kvalitetstidssteg lik ett minutt for alle simuleringer bortsett fra for QMRA grunnet begrensninger med tid. For QMRA-beregninger er det kun behov for én simulering. Det ble dermed kjørt ti simuleringer per tidspunkt med kvalitetstidssteg lik 6 sekunder. Av disse ble det valgt ut én tilfeldig simulering ved et valgt forurensningstidspunkt.

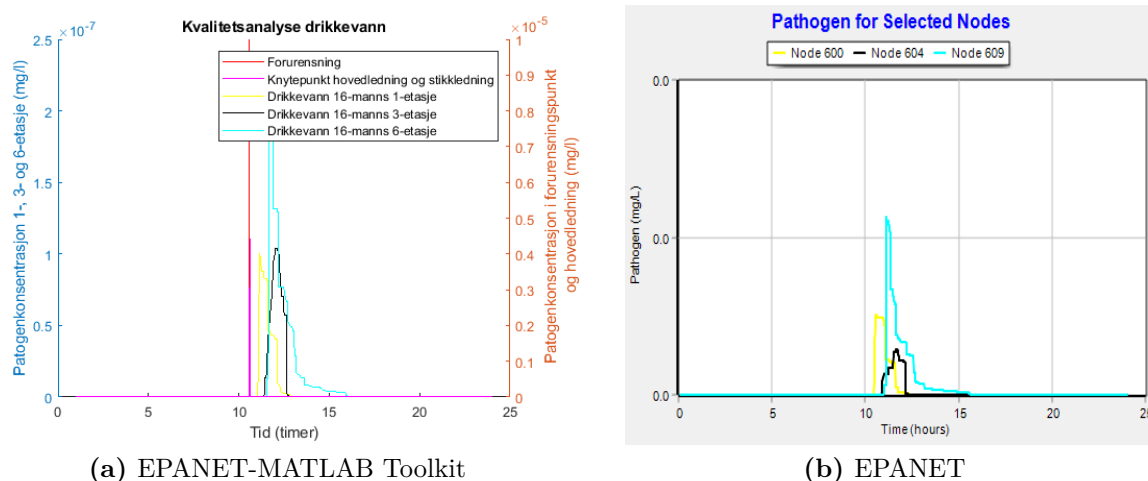


Figure 3.17: *Hydraulic Time Step* og *Quality Time Step* er lik 1 minutt. Konsentrasjoner ved 3 drikkevannsnoder fra (a) EPANET-MATLAB Toolkit. (b) EPANET.

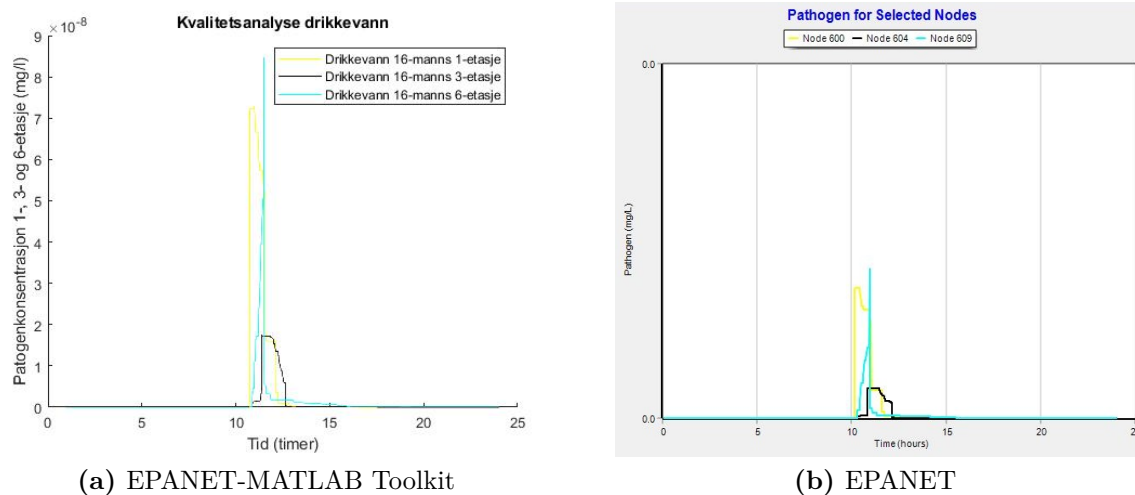


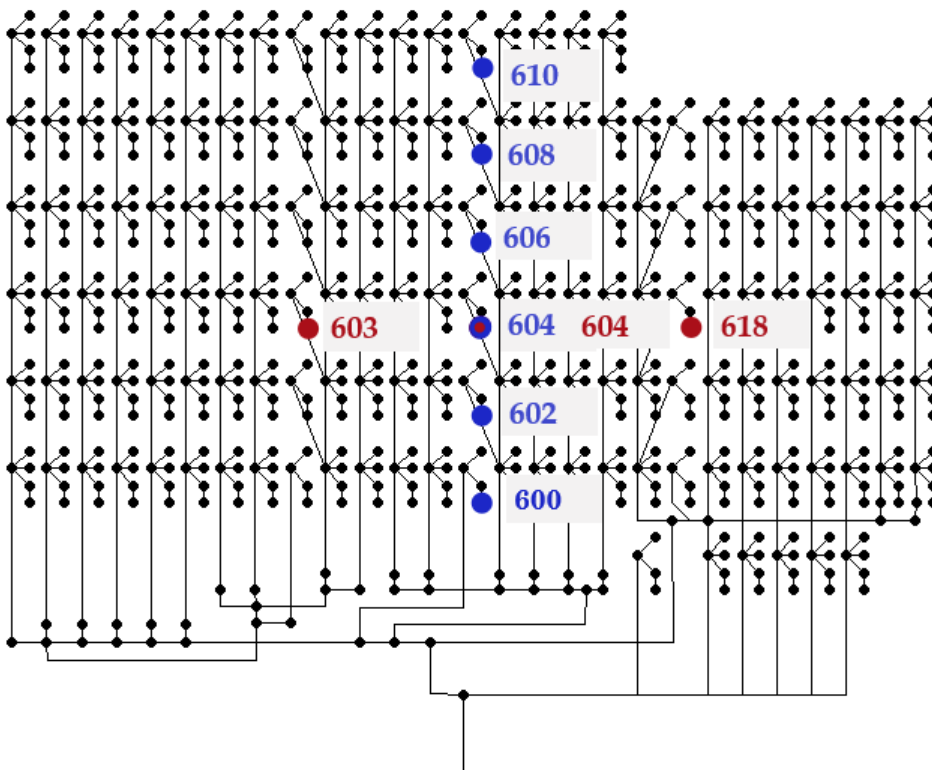
Figure 3.18: *Hydraulic Time Step* er lik 1 minutt og *Quality Time Step* er lik 6 sekunder. Konsentrasjoner ved 3 drikkevannsnoder fra (a) EPANET-MATLAB Toolkit. (b) EPANET.

3.7 Valg av noder for analyse - Spredning i boligblokk

EPANET-modellen i denne masteroppgaven består av 822 noder, ekskludert høydebasseng, hvorav 202 er hjelpenoder uten forbruk. Etersom hovedeksponeringsruten for vannbåren smitte er gjennom drikkevannsnodene, er det satt mest fokus på disse nodene ved analysen. Et av målene med denne oppgaven var å undersøke forskjellen i smitterisiko for beboere i ulike etasjer og deler av bygningen. Dermed må nodene valgt i analysen være gode representativer for forholdene innad i testbygningen. Ledningsnettets i Nye

Skogveien 18A er komplisert og lengden på ledningene frem til en node avhenger av mer enn nodens etasje.

For vertikal påvirkning er det valgt å se på seks noder som er plassert ovenfor hverandre i boligblokken. Node 600, 602, 604, 606, 608 og 610 er alle drikkevannsnoder i 16-mannskollektiv, der kjøkkenene er plassert omtrentlig midt i bygget. For horisontal påvirkning er det valgt å se på noder som ligger i samme høyde og dermed ikke nødvendigvis i samme type kollektiv. Det er valgt å se på drikkevannsnoder i 3. etasje, men merk at alle kjøkkennoder er koblet til vannrør ved bad i etasjen under. Node 603, 604 og 618 ble valgt, hvorav de to første er i et 16-mannskollektiv og den tredje er i et 8-mannskollektiv. Se figur 3.19 for oversikt over de valgte noder for analyse.



Figur 3.19: Oversikt av hvilke noder som brukes videre i analysen.

3.7.1 Patogenkonsentrasjon vs. ledningslengde

Det er valgt å bruke drikkevann- og tannpussnoder for å se på effekten av ledningslengden på patogenkonsentrasjonen. Disse nodene gir sammen et bredt spekter av plasseringen i modellen vår med hensyn på ledningslengder, høyder og kollektiv-tilhørighet. I tillegg blir det valgt å legge til noen hjelpenoder for å gi best representasjon av modellen. Ledningslengdene for de totalt 169 nodene ble beregnet manuelt ved å for hver node legge sammen alle ledningslengdene fra hovedledning til noden. Fra hovedledningen inn til

aller første node inne i bygningen er ledningslengden 32 meter. Her ble kvalitetsanalysen med *Quality Time Step* lik 6 sekunder brukt, ettersom det ikke er behov for mer enn 10 simuleringer. Kvalitetsanalysen ble kjørt for et forurensningstidspunkt klokken 02:00 for størst spredning i patogenkonsentrasjonen, som funnet i figur 4.6a under delmål 2. Fra denne data ble konsentrasjonene ved de utvalgte nodene, ved 288 tidspunkter og med faste mellomrom, hentet ut og plottet i figur 4.10.

3.8 Kvantitativ mikrobiell risikoanalyse

Den generelle fremgangsmåten for QMRA er gjennomgått i seksjon 2.2.1. Det ble valgt å bruke *Campylobacter jejuni* som forurensningspatogen i drikkevannsfordelingssystemet, og dermed ble det kun fokusert på dette patogenet i risikovurderingen. Det antas at det ikke finnes noen barrierer, som f.eks. restklor, som vil redusere patogenkonsentrasjonen som kommer inn og føres videre i ledningsnett. Forurensningsverdien på 10^{-5} mg/l ble bestemt i seksjon 3.5. Det ble antatt at de eneste eksponeringsrutene er gjennom drikkevannsnoder og tannpussnoder. Bruk av drikkevannsnodene ga et 200ml glass med kaldt drikkevann og bruk av tannpussnoder ga en konsumeringsvolum på 2,5 ml. Dose-respons-modell og parametere er diskutert i seksjon 2.3.3 og det ble valgt å brukt parametere fra Teunis mfl. (2005), der $\alpha = 0.024$ og $N_{50} = 0.011$, i beta-poisson-modellen. *Sensitivitetsanalyser* gjort i denne oppgaven består bare av forbruksmønstre og forurensningstidspunkt som parametre, se figurer 4.6a til 4.8b, grunnet tidsbruk. Fra sensitivitetsanalysen er det klart at det er størst spredning i konsentrasjonsresultatene ved forurensningstidspunkter lengst unna forbrukstoppene.

Risikoanalyse for noder innad i bygningen krever informasjon om dosen patogener hver person konsumerer iløpet av en dag. Måten dette ble gjort på er ved å først hente ut konsentrasjonsdata for alle tannpuss- og drikkevannsnoder ved en forurensningshendelse klokken 02:00. Ved bruk av forbrukskurvene generert tidligere i oppgaven, se figurer i seksjon 4.1, er det mulig å finne nøyaktige tidspunkter for tannpuss for hver enkelt person, samt tidspunkter for bruk av drikkevannsnodene i felleskjøkken. Konsentrasjonene i nodene ved riktig tidspunkter ble deretter hentet ut. Merk at dersom konsentrasjonen varierte stort iløpet av varigheten på konsumeringshendelsen, ble dette tatt hensyn til ved å se på arealet under konsentrasjonskurven mellom start og slutt punktet til varigheten. Deretter ble dataene gruppert etter hver enkelt person. For eksempel har gruppe med navn 446 tannpussnoden 446, som er i et 16-mannskollektiv i første etasje. I tillegg har denne gruppen 1/8 av forbruket i drikkevannsnoden 599, grunnet de to kjøkkenvaskene. Forbruket i drikkevannsnodene ble fordelt på de riktige person-gruppene ved å dividere antall hendelser med konsum av drikkevann på antall personer tilknyttet drikkevannsnoden for å få antall tidspunkter per person. Brukstidspunktene ble så fordelt tilfeldig

utover gruppene ved en *randperm()* funksjon.

Nå besto hver gruppe av konsentrasjoner for to tannpusshendelser samt et visst antall drikkevannshendelser. Gjennomsnittlig frekvens for drikkevannshendelser per person var lik 4. Konsentrasjonene ble omgjort til doser (antall organismer per volumenhet) ved først å multiplisere konsentrasjonen i mg/l med konsumert volum, som henholdsvis var 0,0025 l og 0,200 l. Deretter ble det dividert på vekten til én *Cambylobacter jejuni*-enhet, som ble antatt å være 10^{-8} g/enhet (Milo et al. Nucl. Acids Res., 2010). Dermed hadde vi at $dose = \frac{konsentrasjon(mg/l) \times V(l)}{10^{-8}}$. Dosene for hver gruppe ble summert og ga totaldosen per dag for hver person. Se et eksempel på tidspunkter, konsentrasjon og dose for to grupper i tabell 3.5.

Tabell 3.5: Eksempel på gruppering og data for risikoanalyse for to nodergrupper.

Gruppe	446		447	
	Tid_index	Dose (antall/liter)	Tid_index	Dose antall/liter
Tannpuss	<i>Node 446</i>		<i>Node 447</i>	
	4.260	2,51E-10	3.350	5,22E-09
	4.270	1,15E-10	3.360	3,85E-09
	12.530	4,86E-14	11.170	2,21E-15
	12.540	5,19E-15	11.180	2,36E-16
Drikkevann	<i>Node 599</i>		<i>Node 599</i>	
	13.600	1,22E-17	1.450	2,99E-16
	11.850	1,53E-18	11.770	1,68E-18
	12.140	2,66E-17	14.030	5,72E-21
	11.130	1,56E-18	5.610	1.05E-09
	SUM dose (antall/liter)	3,67E-10		1,01E-8

Den daglige infeksjonsrisikoen ble beregnet ved bruk av formel (2.3) og de summerte dosene per nodegruppe. Nodegruppene ble deretter sortert etter stigende mengde summert dose, se tabell 3.6, og fikk et rangeringstall hver med hensyn på de rangerte dosene. CDF for infeksjonsrisikoen ble beregnet ved å dividere dosenummeret på totalt antall dosenummer, 141 stk.

Sammenlikning av daglig infeksjonsrisiko for vannuttak fra noder innad i bygningen og vannuttak på hovedledningen er nødvendig for å kunne forstå betydningen av det private ledningsnettets på infeksjonsrisikoen. Tradisjonelt blir det bare tatt hensyn til patogenkonsentrasjoner i hovedledningen, og for å se forskjellen i dose og risiko på vannprøver tatt på hovedledninger versus i kranene inne i bygningen må tidspunktene for alle vannprøver og konsumeringsvolumer stemme overens. Det ble valgt å bruke de nøyaktig samme tidspunktene for vannuttak og gruppeinndelingene fra analysen innad i bygningen. Konsentrasjonene i hovedledningen ble hentet fra node 624, som er knutepunktet mellom hovedledningen og stikkledningen inn til Skogveien 18A. Dosene per tidspunkt ble beregnet på samme måte som analysen innad i bygningen ved å ta hensyn til de respektive inntaksvolumene til tannpuss og drikkevann, så summert opp per nodegruppe.

De summerte dosene ble så sortert i stigende rekkefølge og rangert slik at en CDF for infeksjonsrisiko med uttak på hovedledningen kunne bli generert. Figur 4.11a viser både CDF for uttak på hovedledning og uttak innad i bygningen.

Tabell 3.6: Eksempel fra beregninger av CDF for daglig infeksjonsrisiko.

Node	Dose (enhet/liter)	P_respons	Rangeringstall	CDF
565	1,57E-16	0,00117	1	0,0070922
488	2,40E-16	0,00176	2	0,0141844
493	2,96E-16	0,00215	3	0,0212766
517	1,70E-15	0,01032	4	0,02836879
⋮	⋮	⋮	⋮	⋮
470	5,50E-7	0,36586	140	0,9929078
472	1,49E-6	0,38081	141	1

Den årlige infeksjonsrisikoen, $P_{inf,a}$, ble utregnet ved formel (2.4) der det antas kun én forurensningshendelse, N, per år. Sykdomsbyrder ble regnet ut for hver enkelte daglige infeksjonsrisiko funnet tidligere i QMRA-beregningene. Altså for alle 141 nodegrupper med doser for hver persons vannkonsum innenfor tannpuss og drikkevann. Sykdomsbyrder ble beregnet etter formel (2.5) med risikoen for sykdom, R, lik 0.3 og helsebyrden, ω , satt til 4.6×10^{-3} DALYs per case (Verdens helseorganisasjon, 2016). Resulterende sykdomsbyrder for alle node-grupper er plottet i 4.11b.

4. Resultater

I dette kapitlet er resultater for denne masteroppgavens fire ulike delmål presentert. Alle beregninger og genererte grafer er gjort ved bruk av MATLAB og metoder beskrevet i kapittel 3. *Delmål 2* (simulering ved bruk av EPANET-MATLAB Toolkit) har ikke egne grafiske resultater, men brukes for å generere resultatene under *delmål 3* og *4*.

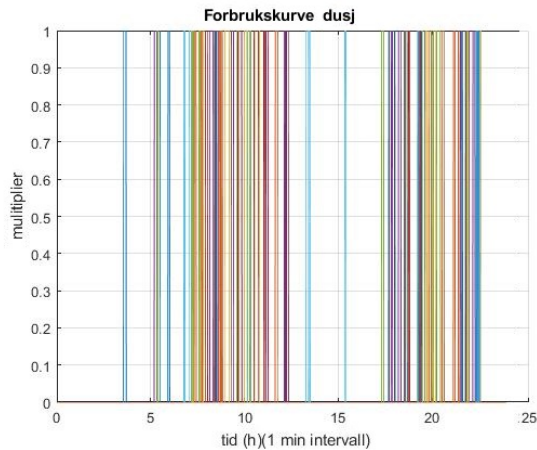
4.1 Forbrukskurver

Det første delmålet omhandler søk etter eksisterende litteratur og data for å kunne konstruere høyoppløselige forbrukskurver for en norsk studentblokk. De resulterende forbrukskurvene ble utviklet etter metoden beskrevet i seksjon 3.3 og er vist i figurene nedenfor. Alle forbruksmønstre varer i 24 timer med en tidsoppløsning på ett minutt og spatial oppløsning på ett tappepunkt/kran. Forbruksmønstrene for dusj, toalett, tannpuss og toalettcran representerer forbruket per person. Kjøkkenkraner, drikkevann og oppvaskmaskin har forbruksmønstre som representerer alle brukere av kjøkkenet der tappepunktet er plassert. Det totale forbruksmønsteret i figur 4.5a er brukt som et estimat av forbruket i de andre nybygde boligblokkene i Nye Skogveien, som er koblet til samme hovedledning som modelleringsbygget i denne masteroppgaven. Multiplierne på y-aksene representerer andelen av grunnforbruket som blir brukt i hvert tidspunkt.

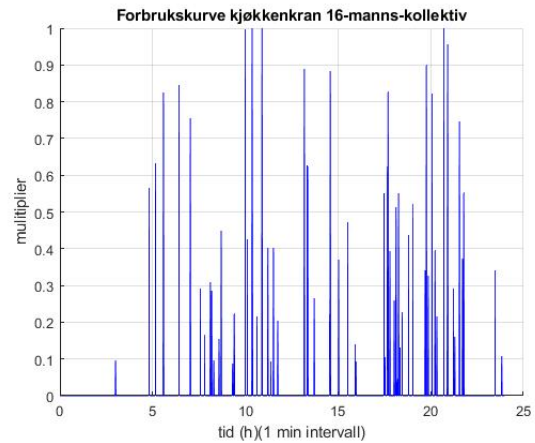
100 eksempler på forbrukskurver for dusjing er vist i figur 4.1a der hver farge representerer hver sin simulering og multipliererene enten er lik 0 eller 1. Dette gjelder også for forbrukskurvene til WC, tannpuss og oppvaskmaskiner (figur 4.2a, 4.2b, 4.4a og 4.4b). Forbrukskurvene for kjøkkenkraner og toalettcran, figur 4.1b og 4.3a, har multipliererverdier som er avhengig av bruksvarigheten. Forbrukskurvene for drikkevann (figur 4.3b) har hovedsaklig multipliererverdier på enten 0 eller 1 utenom de tilfeller hvor det blir fylt opp flere glass med vann iløpet av ett minutt i samme tappepunkt.

Figur 4.5a er et eksempel på totalforbruket i hele boligblokken for én simulering. Totalforbruket er generert ved sammensetning av de øvrige forbrukskurvekategoriene, se kapittel 3.3. Figur 4.5b er et eksempel på selve vannstrømningen gjennom systemet i løpet av 24 timer, her er det gjennomsnittlige totalforbruket lik 158,2 liter per person

per dag.

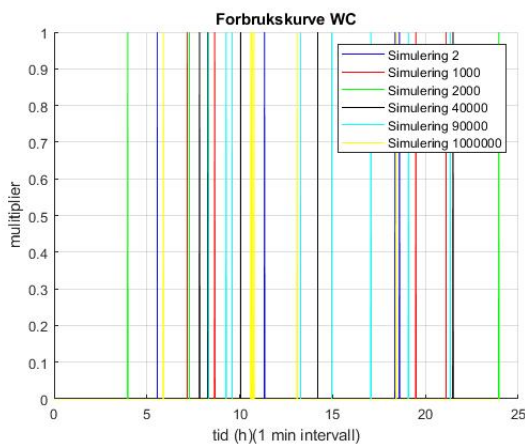


(a) Forbrukskurve dusj

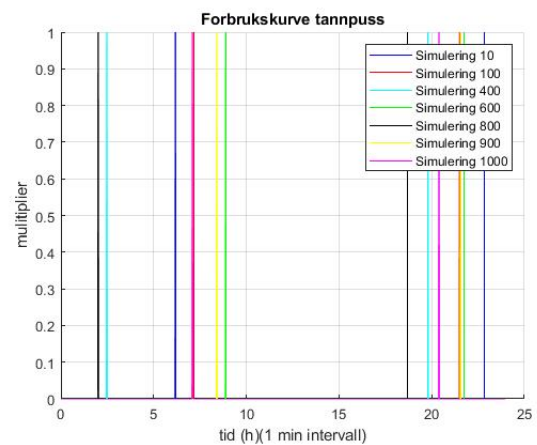


(b) Forbrukskurve kjøkkenkran

Figur 4.1: (a) 100 ulike dusj-forbrukskurver, dvs. 100 av de totalt 141.000 forbrukskurvne generert, og tidssteg lik 1 minutt. Hver farge representerer hver sin forbrukskurve. (b) Forbrukskurve for kjøkkenkranen i et 16-mannskollektiv.

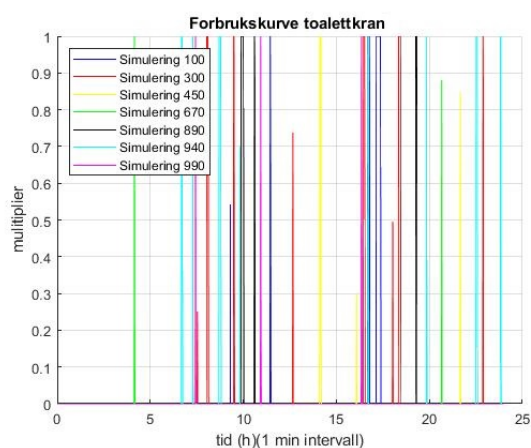


(a) Forbrukskurve WC

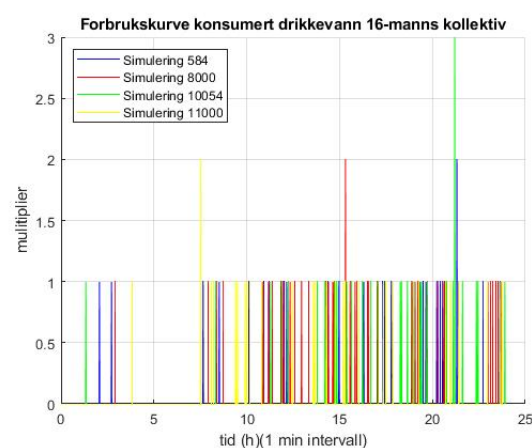


(b) Forbrukskurve tannpuss

Figur 4.2: (a) Forbrukskurven for seks ulike simuleringer for ett toalett. (b) Forbrukskurven for syv ulike simuleringer tannpuss.

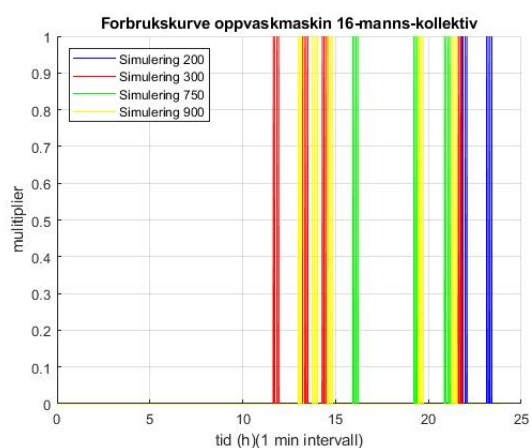


(a) Forbrukskurve toalettcran

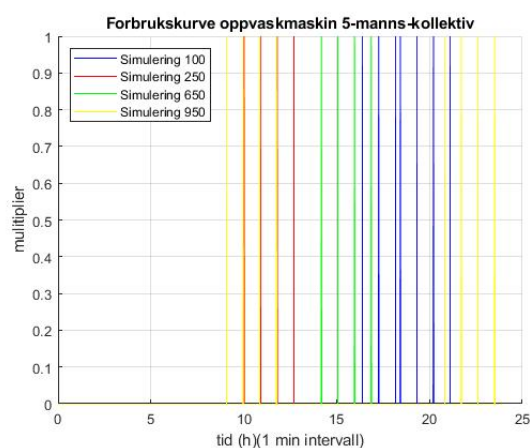


(b) Forbrukskurve drikkevann

Figur 4.3: (a) Eksempler på generert forbrukskurve for bruk av toalettcran. (b) Eksempel på forbrukskurve for drikkevann i et 16-mannskollektiv, en simulering. Hver multiplier lik 1 tilsvarer ett vannglass på 200 ml.

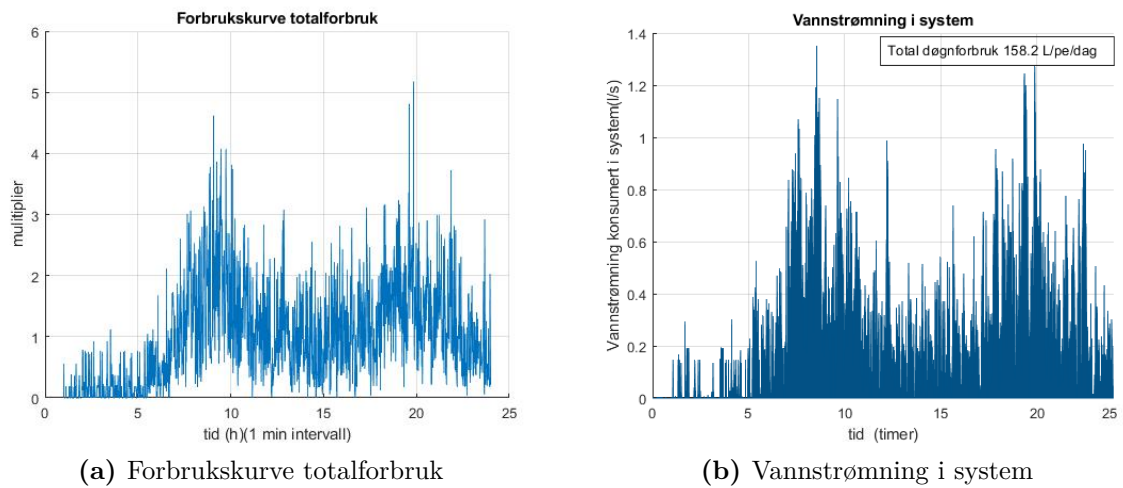


(a) 16-mannskollektiv



(b) 5- og 8-mannskollektiv

Figur 4.4: (a) Generert forbrukskurve for oppvaskmaskin i 16-mannskollektiv. Standard program varer i 23 minutter med 4 sykluser. (b) Generert forbrukskurve for oppvaskmaskin i 5-mannskollektiv. Standard program varer i 215 minutter med fire sykluser.



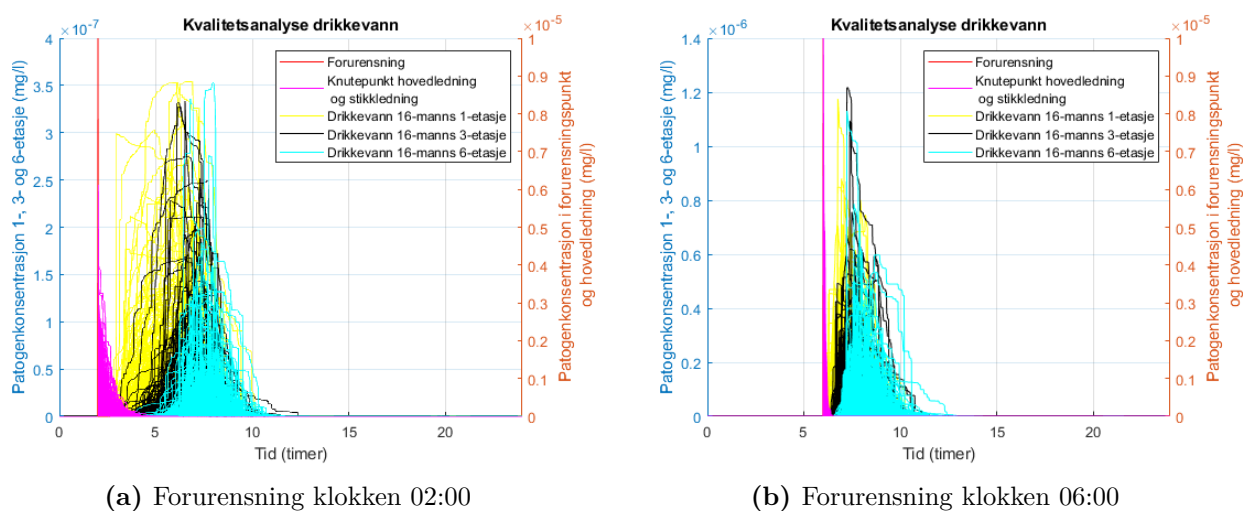
Figur 4.5: (a) Eksempel på forbrukskurve for totalforbruket i bygning 18A. (b) Eksempel på vannstrømning gjennom boligblokken i løpet av et simuleringsdøgn. For denne simuleringer er totalforbruket lik 158,2 liter per person per dag.

4.2 Kvalitetsanalyser med EPANET-MATLAB Toolkit

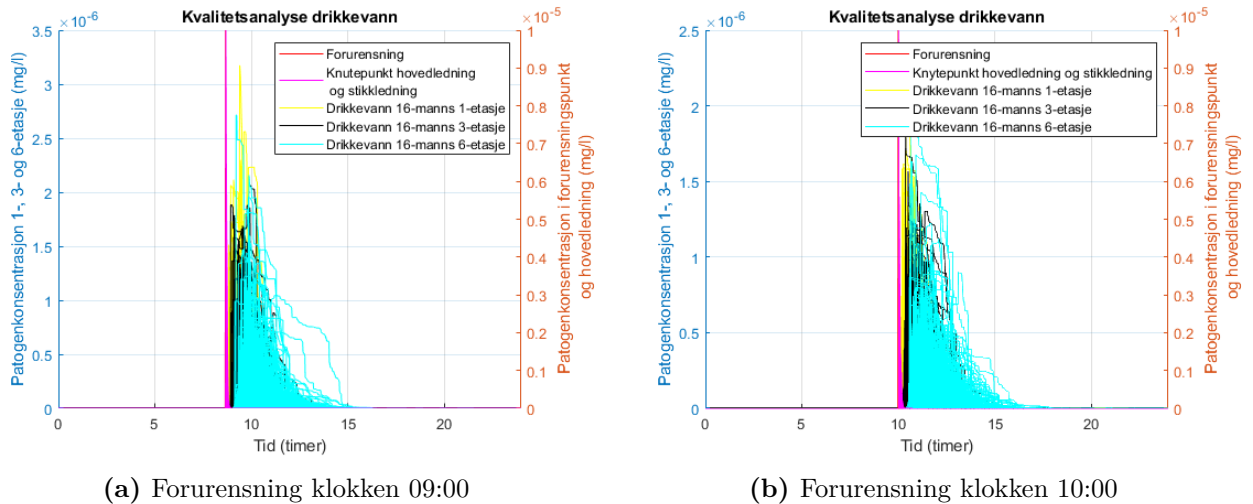
Simulering og analyse av patogenkonsentrasjoner i noder innad i boligblokk og i hovedledning i henhold til *delmål 2* og *3* er vist i figurer nedenfor. *Delmål 2* omhandler simuleringen av patogenspredning i det modellererte vannledningsnettet ved bruk av EPANET-MATLAB Toolkit. *Delmål 3* går ut på analyse av forurensningskonsentrasjonene for utvalgte noder over tid og hvordan patogenene sprer seg innad i bygningen.

4.2.1 Forurensningstidspunkt

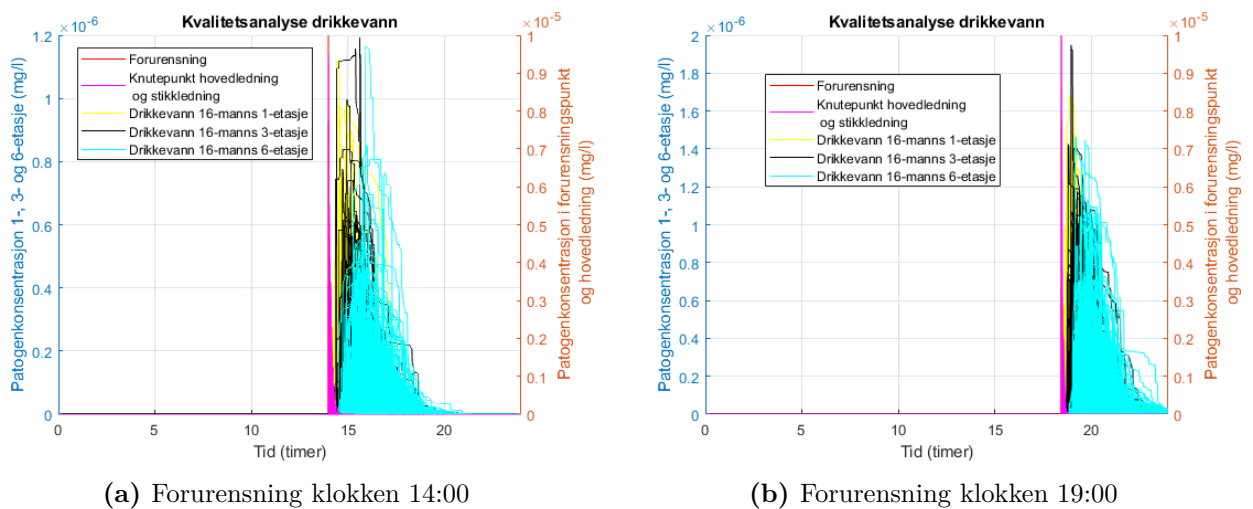
Det ble kjørt 1.000 simuleringer for hver av de 6 hovedscenariene med hvert sitt forurensningstidspunkt. De 1.000 simuleringene har forbrukskurver som hovedvariabler, se eksempler i figurer 4.1a til 4.5a. Kvalitetsanalyser ble kjørt for alle 822 noder for 24 timer med tidssteg 1 minutt. Resultatene for analyse av patogenspredning, med hensyn til forurensningstidspunkt, er vist i figurene 4.6a, 4.6b, 4.7a, 4.7b, 4.8a og 4.8b. I de nevnte figurene er patogenkonsentrasjonene ved forurensningsnoden og knutepunktet mellom hovedledningen og stikkledningen vist på høyre y-akse. Konsentrasjonen i drikkevannsnoder i 1-, 3- og 6-etasje er vist på den venstre y-aksen.



Figur 4.6: Kvalitetsanalyse ved 1.000 simuleringer. Node 822: forurensningspunkt, node 624: tilknytning stikkledning og hovedledning, node 600: drikkevann 16-manns 1-etasje, node 604: drikkevann 16-manns 3-etasje, node 609: drikkevann 16-manns 6-etasje. a) Forurensning klokken 02:00. b) Forurensning klokken 06:00.



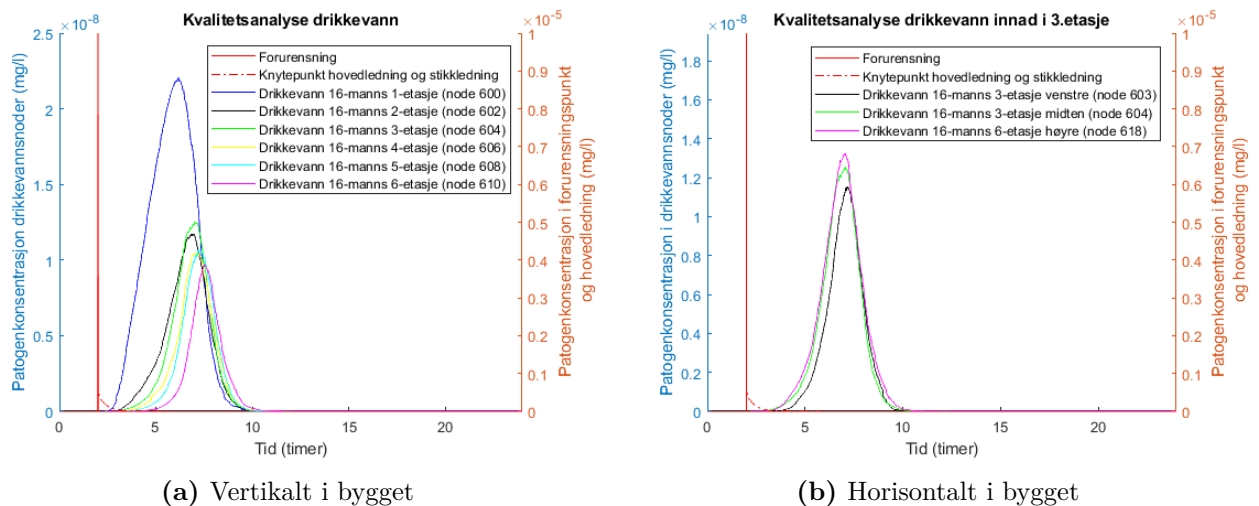
Figur 4.7: Kvalitetsanalyse ved 1.000 simuleringer. Node 822: forurensningspunkt, node 624: tilknytning stikkledning og hovedledning, node 600: drikkevann 16-manns 1-etasje, node 604: drikkevann 16-manns 3-etasje, node 609: drikkevann 16-manns 6-etasje. a) Forurensning klokken 09:00. b) Forurensning klokken 10:00.



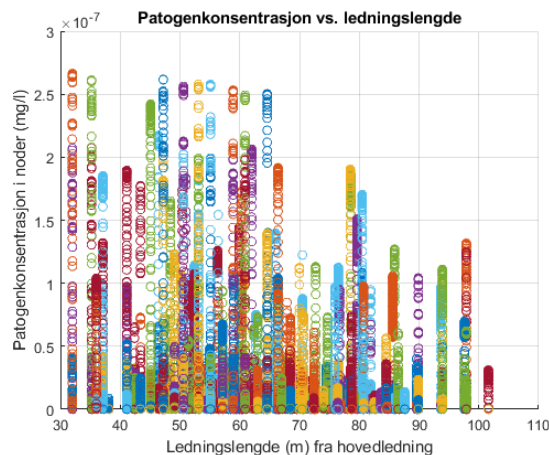
Figur 4.8: Kvalitetsanalyse ved 1.000 simuleringer. Node 822: forurensningspunkt, node 624: tilknytning stikkledning og hovedledning, node 600: drikkevann 16-manns 1-etasje, node 604: drikkevann 16-manns 3-etasje, node 609: drikkevann 16-manns 6-etasje. a) Forurensning klokken 14:00. b) Forurensning klokken 19:00.

4.2.2 Patogenspredning i boligblokk

Videre i delmål 3 ble differansen i patogenkonsentrasjon analysert med hensyn på plassering i boligblokken og ledningslengde. Konsentrasjonene i utvalgte drikkevannsnoder plassert vertikalt og horisontalt i forhold til hverandre er vist i henholdsvis figur 4.9a og 4.9b. Konsentrasjonsverdier for noder innad i bygningen er vist på den venstre y-aksen, mens konsentrasjonen i hovedledningen er vist på den høyre y-aksen. X-aksen har enhet i timer og oppløsningen på kvalitetsanalysen er i minutter. Kvalitetsanalysen for vertikal påvirkning, figur 4.9a, viser store forskjeller i patogenkonsentrasjon, der konsentrasjonen er drastisk høyere i 1.etasje enn de videre etasjene. Konsentrasjonene synker fra 2. etasje til 6. etasje, men det er ikke like store forskjeller som mellom 1. og 2. etasje. Kvalitetsanalysen for horisontal påvirkning, figur 4.9b, viser en svak økning i patogenkonsentrasjon fra venstre til høyre node. I figur 4.10 er patogenkonsentrasjonene (y-aksen) plottet for utvalgte noder ved 10 simuleringer. De tilhørende ledningslengdene (fra hovedledningen) er gitt ved x-aksen. Betydningen av ledningslengdene gir en svak antydning til minkende patogenkonsentrasjon ved økte ledningslengde.



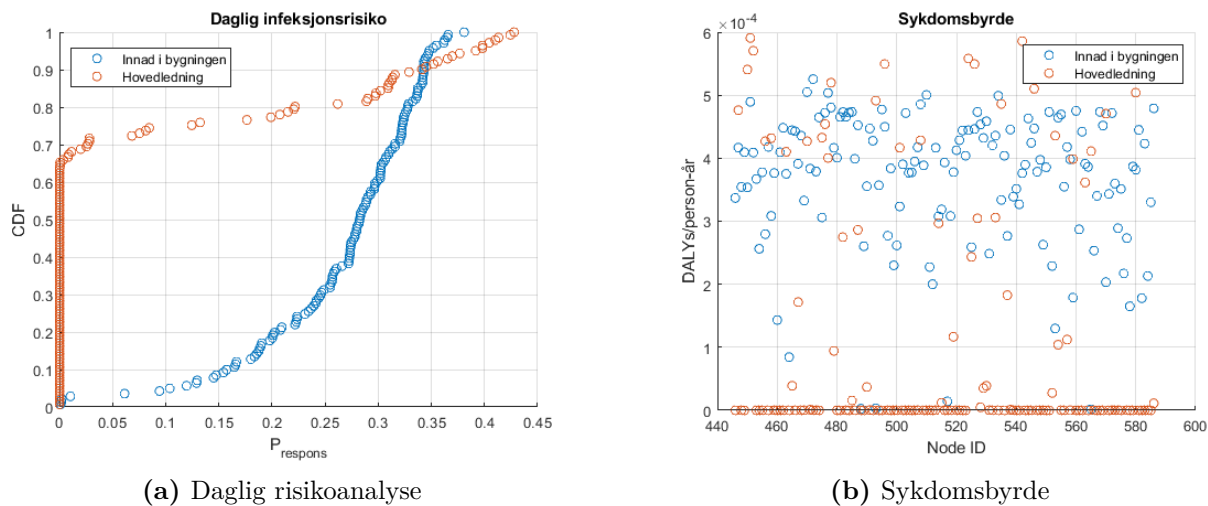
Figur 4.9: Gjennomsnittsverdier fra kvalitetsanalyse ved 1.000 simuleringer av drikkevannsnoder (a) Vertikal konsentrasjonsspredning. (b) Horisontal konsentrasjonsspredning



Figur 4.10: Patogenkonsentrasjonen for 169 noder vs. tilhørende ledningslengde.

4.3 Kvantitativ mikrobiell risikoanalyse

Figurene 4.11a og 4.11b viser resultater for denne masteroppgavens tredje delmål. Dette delmålet gikk ut på å utføre en enkel risikoanalyse ved bruk av det innvendige ledningsnett i en boligblokk og sammenligne dette med en risikoanalyse med kun fokus på hovedledninger. Den førstnevnte grafen viser den daglige infeksjonsrisikoen for alle personer med hensyn på alt ukokt drikkevann den personen konsumerer iløpet av 24 timer. Infeksjonsrisikoen, P_{repons} er presentert som en CDF (beskrevet i seksjon 3.8). Gjennomsnittlig infeksjonsrisiko for analyse med hensyn på innendørs ledningsnett er 0,2658 per person, og med hensyn på kun hovedledning er 0,0828 per person. Sykdomsbyrden i DALYs per person-år er vist i figur 4.11b der hvert punkt er beregnet for hver sin person i bygget. Resultater fra risikoanalysen ved bruk av patogenkonsentrasjoner i noder inne i selve bygningen er presentert med blå farge i figur 4.11a og 4.11b, mens resultater fra analysen av patogenkonsentrasjoner på hovedledningen er presentert med rød farge.



Figur 4.11: (a) Daglig risikoanalyse for konsumeringsnoder innad i bygningen (drikkevann og tannpuss) og for node 624 på hovedledningen. (b) Sykdomsbyrden i DALYs per person-år for noder innad i bygningen og for node 624 på hovedledningen.

5. Diskusjon

5.1 Forbrukskurver - Usikkerheter

Atferdsdata brukt i denne masteroppgaven for de ulike forbrukskategoriene, som frekvens, tidspunkter og varighet, er generelt internasjonale, hovedsakelig nederlandske og australske. Dette er fordi det ikke finnes detaljerte nok norske studier på vannforbruk i de ulike kategoriene. Det er valgt å bruke data fra land som ligner på Norge, både sosiologisk, geografisk og økonomisk, men internasjonal data gir en større usikkerhet i resultatene for denne oppgaven. Forbrukskurvene vil kunne gjøres mer realistiske ved bruk av studier som ser videre på frekvens, varighet og tidsfordeling på vannforbruk i norske forhold, gjerne inndelt i aldersgrupper og samfunns kategorier, for eksempel studenter i alderen 18-24. Studentboliger skiller seg ut fra vanlige husholdninger ved flere punkter: Det er generelt fremmede mennesker som bor sammen og dermed har ulike atferdsmønstre. Det antas at alle beboere er unge voksne mellom 18 og 24 år, men merk at dette ikke nødvendigvis er helt realistisk, da mange studenter også er eldre. Studenter er som regel også borte fra boligen sin opp til 3 måneder av året ettersom mange drar til hjemstedet sitt i sommerferien, helger og juleferien, noe som medfører at boligblokken kan stå nesten tomt i flere måneder. Scenarier simulert i denne masteroppgaven er antatt å være i en vanlig skolemåned der alle rom i bygget er bebodd. Nedenfor vil de mulige feilkilder og usikkerheter for de ulike forbrukskategoriene bli gjennomgått.

5.1.1 Dusj

Tidspunkter for hendelser i forbrukskurven ble laget med utgangspunkt i data fra Blokker (2006), også er brukt i Schijven mfl. (2016), der det nederlandske datagrunnlaget er gjeldende for alle aldersgrupper. Tidspunkter for dusjing og andre vannforbruk er knyttet opp mot alder og livssituasjon. Studenter, som gjerne har fleksible arbeidsdager på skolen samt deltidsjobber på kvelder/i helger, kan ha noe annerledes tidsfordeling for dusjhendelser. Det ble antatt at beboerne i Nye Skogveien 18A er i aldersgruppen 18-24 år, og fra Thiel (2017) rapporteres det at denne aldersgruppen bruker mest vann per dag og har nest høyest gjennomsnittlig varighet for dusjing samt høyest frekvens. Dette

kan indikere at varighet- og frekvensfordelingen i realiteten burde hatt større verdier for å ta hensyn til forskjell i de ulike aldersgruppene. I grunnforbruket på dusjnodene er det tatt utgangspunkt i at beboerne bruker standard øko-stråletrykk på 300 kPa, men dersom det blir byttet til et annet dusjsett uten EcoFlow kontroll, vil vannmengden i antall l/s øke.

5.1.2 Vask på kjøkken

Tidspunktene brukt som utgangspunkt for vannforbrukskurven til kjøkkenvask-nodene i EPANET-modellen ble hentet fra den australske studien av Beal mfl. (2011). Australia har mange sosiale og økonomiske likheter med Norge, men har store forskjeller i geografiske forhold og temperatur. Det er også en mulighet for differanse i vannforbruk grunnet forskjeller i vannpriser i de ulike landene. Dette kan føre til ulike vaner for vannforbruk og dermed ulik tidspunktfordeling utover dagen. Det ikke ble funnet andre gode studier på tidspunktfordeling av vannforbrukskategorier med bedre sosiale, geografiske og økonomiske likheter til Norge. Dermed ble studien av Beal mfl. (2011) brukt for flere av forbrukskategoriene i denne oppgaven, selv om det kan føre til noe mer usikkerhet i resultatene.

Data fra Thiel (2017) viser til en reduksjon av vannforbruket i kjøkkenkranen, fra 11,9 l/p/d til 7,6 l/p/d fra 2010 til 2016. Dette skyldes trolig at det stadig introduseres nye vannbesparende kjøkkenfasiliteter, og økt kunnskap om personlig vannforbruk hos befolkningen. Vannforbruket i kjøkkenvasken beregnet i denne oppgaven er på 8,35 l/p/d, se tabell 3.2, men kan i realiteten være lavere om reduksjonstrenden i vannforbruket også er gjeldende i Norge. Frekvensen for bruk av kjøkkenkran for de ulike kategoriene, matlaging, rengjøring, håndvask osv., har blitt noe redusert fra 2010 til 2016 for alle kategorier bortsett fra håndvask og kaffe/te (Thiel, 2017). I tillegg har også brukstiden gått betydelig nedover for alle kategorier (Thiel, 2017). Dette betyr at forbrukskurvene generert for kjøkkenvaskene i denne masteroppgaven i virkeligheten ville hatt noe færre hendelser per dag med en del kortere varighet.

Frekvensen for kjøkkenkranforbruket i Blokker (2010) er preget av at husholdningene brukt i studien hovedsaklig er familier som lager mat og vasker opp etter maten samtidig. Dette har vi antatt er tilfellet i studentboligene, og kollektivene fungerer som flere små husholdninger, da noen lager mat sammen. I realiteten kan enkeltpersoner ofte foretrekke å kun lage mat og vaske opp for seg selv. Ettersom det bare er to vasker i 16-mannskollektivene og én vask i 5- og 8-mannskollektivene, samt begrenset med plass til matlaging, er det naturlig å anta at bare én person bruker vann til matlaging/vasker opp per vask om gangen. Et større usikkerhetsmoment ligger i at det ikke finnes studier på hvor stor andel av studentene som lager mat alene versus sammen med andre, og i

så fall med hvor mange. I 16-mannskollektivene er det vilkårlig hvilken av de to tilgjengelige vaskene som blir brukt, og frekvensfordelingen per vask kan dermed avvike noe fra virkeligheten dersom en vask konsekvent blir mer brukt enn en annen vask. Grunnet den store ledningsavstanden mellom disse to vaskene, se oversikt i figur 3.4, kan denne usikkerheten i frekvensfordelingen være betydelig for patogendistribusjonen i store deler av ledningsnett.

5.1.3 WC

Tidspunktene er hentet fra Beal mfl. (2011) og har dermed samme usikkerhetsmomenter som i seksjon 5.1.2. Frekvens av toalettbesøk per dag er hentet fra Foekema og Engelsma (2001) refert i Blokker (2010), men vi ser fra Thiel (2017) at frekvensen for toalettbruk har minsket fra 5,96 ganger per dag i 2004 til 5,87 ganger per dag i 2016. Det kan dermed tenkes at frekvensen brukt i denne masteroppgaven er noe høy. Varigheten til innsuging av vann i toalettet vil variere med toalettmodell, og dermed kan varigheten være både mindre eller større i virkeligheten enn den brukt i denne EPANET modellen. Grunnforbruket er beregnet etter tall fra Thiel (2017). Ved beregning av vannforbruk per dag har det blitt tatt hensyn til aldersgrupper, men det er antatt at vannforbruket per fylling av sisterner er likt for alle aldersgrupper. I realiteten vil forbruket også avhenge av valg av spyleknapp, som kan være avhengig av alder.

5.1.4 Tannpuss

Det blir antatt at tannpuss sammenfaller med dagens første og siste toalettbesøk, men dette er en antakelse uten litterær begrunnelse, grunnet få eksisterende studier for tidspunkter for tannpuss. Schijven mfl. (2016) har brukt tidsfordelingen for dusjing som basis for tannpuss, men dette vil gi et feil bilde av tannpussfordelingen da mange dusjhendelser også forekommer midt på dagen. Bruken av toalettbesøk som grunnlag til tidspunktet for tannpuss vil ta hensyn til at noen pusser tenner sent på formiddagen eller tidlig på kvelden. Samtidig oppstår det meget sjeldent en situasjon der en person både har morgen og kvelds-tannpussen i løpet av noen få timer, som kunne vært utfallet av situasjonen ved bruk av dusjing for tidspunktene.

Frekvensfordelingen for tannpuss er overestimert i denne modellen da bare 79,6% av befolkningen pusser tenner to ganger om dagen, mens 11,7% pusser bare én gang om dagen (Ganss mfl., 2009). Da dette tallet er fra 2009 kan det ha skjedd en økning i frekvens frem til i dag, men man kan likevel anta at ikke alle beboerne i Nye Skogveien 18A pusser tenner to ganger om dagen. Det ble antatt i denne masteroppgaven at toalettcranen blir brukt jevnt i to hele minutter per hendelse, som er en forenkling av virkeligheten ettersom ikke alle lar vannet stå på mens de pusser tennene. Ettersom

forbruksmønstrene har en tidsoppløsning på 1 minutt, vil denne antakelsen likevel gi det mest korrekte resultatet. Grunnforbruket er beregnet ut fra antakelsen om at en ville brukt like mye vann per minutt om en brukte de realistiske varighetene på 15 sekunder, som om en skulle latt kranen stå på og knapt renne i hele to minutter. Dette er ikke en fullstendig realistisk antakelse, men nødvendig for at modellen skal kunne gi de mest riktige resultatene.

Det antas at alle beboere i bygget har helt individuelle adferdsrytmer ettersom dette er studentboliger med hovedsaklig fremmede personer som bor sammen, men det kan være flere som har lignende rytmer. Dette er fordi de tilbringer mye tid sammen og da for eksempel kan ha lignende kveldsrutiner. Grunnet få studier på hvor stor andel av studenter som tilbringer betydelig tid sammen med kollektivet sitt, har vi her antatt at alle beboere har helt individuelle vannforbrukskurver.

5.1.5 Toalettcran

Det er antatt i denne masteroppgaven at hver beboer i Nye Skogveien 18A bruker vasken på toalettet etter hver gang toalettet blir brukt, men fra Borchgrevink mfl. (2013) får vi at hele 14,6% av mannlige studenter og 7,1% av kvinnelige studenter ikke vasker hender etter et toalettbesøk. Dette er ikke reflektert i frekvensen av toalettcranbruk per dag i modellen og vil føre til en større usikkerhet i resultatene.

For varigheten til bruk av toalettcraner er det i Blokker (2010) benyttet et gjennomsnitt hentet fra tidligere datainnsamlinger. Studien hadde ikke noe grunnleggende data fra virkeligheten for standardavviket for varigheten, bare en estimert verdi. Standardavviket antatt av Blokker (2010) er det samme som standardavviket for bruksvarigheten til kjøkkencran (130 % av gjennomsnittet), som er beregnet ut fra innhentet data. Antakelsen til Blokker (2010) ble brukt i vår modell ettersom vi ikke fant andre gode alternativer til varighetsfordeling for toalettcran. Men vi ser at varigheten til kjøkkenvasken ikke nødvendigvis er representativ for toalettcranen og at dette gir en større usikkerhet i modellen. Intensiteten (*base demand*) i toalettcran-nodene ble beregnet ved å bruke intensitet fra Blokker (2010), men en kan forvente at den virkelige intensiteten er noe forandret, da toalettcranene i Nye Skogveien 18A er helt nye og moderne samt at forbruksatferden kan ha endret seg i løpet av de siste ti år.

5.1.6 Drikkevann

Direkte konsumering av drikkevann fra springen er en av hovedkildene til vannbåren smitte fra kontaminert vann i Norge (Mons mfl., 2007). Derfor er det valgt å lage egne noder som er koblet til kjøkkenvasken for å kunne separere det kalde drikkevannet fra vann til for eksempel oppvask, matlaging eller annet bruk. Disse nodene kan brukes til å

analysere nøyaktig hvor stor konsentrasjon av patogener beboerne vil konsumere dersom det skulle forekomme en forurensing på ledningsnett. Det er verdt å legge merke til at tidspunktet for konsumering og tidspunktet for tapping av vann fra springen ikke nødvendigvis er likt, da en beboer for eksempel kan fylle en vannflaske som blir drukket av flere ganger i løpet av flere timer.

Tidspunktfordelingen hentet fra Schijven mfl. (2016) har opprinnelig en oppløsning på 1 time. Disse tidspunktene ble så integrert over 24 timer i 1-minutts oppløsning for å kunne brukes i EPANET-modellen vår. Dette er problematisk ettersom det gir en stor usikkerhetsfaktor allerede i startpunktet for utvikling av forbruksmønsteret for drikkevann. Fysisk aktivitet, alder, nasjonalitet, helse og økonomisk status har betydning på hvor mye springvann en person konsumerer per dag (Mons mfl., 2007; Petterson mfl., 2006). Samme studie anbefalte å bruke mest mulig lokal data for frekvens av drikkevannskonsum, og derfor er det valgt å bruke data fra den relativt lokale studien Säve-Söderbergh mfl. (2018) fra Sverige, som har mange sosiale og økonomiske likheter med Norge. Mons mfl. (2007) mente at poissonfordelingen passet best til frekvensfordelingen, mens Säve-Söderbergh mfl. (2018) fremmet gammafordeling som den mer realistiske statistiske fordelingen. Å skrive en dagbok ble funnet til å være en god metode for innsamling av data for drikkevannskonsum (Mons mfl., 2007). Likevel har både Säve-Söderbergh mfl. (2018) og Schijven mfl. (2016) har brukt tilbakekallingsmetoder der deltakerne i studien bare opplyste om drikkevannsforbruket sitt én gang per dag, noe som kan føre til feil i både tidspunkt og forbruk ifølge Mons mfl. (2007). Data brukt for tidspunkter og frekvens i denne masteroppgaven kan dermed være feil eller overestimert. Ettersom frekvensdata fra Säve-Söderbergh mfl. (2018) er rapportert for hele dagen, inkludert det vannet som er konsumert utenom hjemmet (som er estimert til 30% av vannforbruket), bør frekvensen justeres etter dette. Thiel (2017) fant at personer i den aktuelle aldersgruppen, 18-24 år, drikker nesten dobbelt så mye vann som den generelle befolkningen, og vi valgte dermed å beholde den originale gammelfordelingen fra Säve-Söderbergh mfl. (2018), ettersom de to justerende faktorene så å si nulltet hverandre ut. Denne antakelsen kan medføre ekstra usikkerhet i resultatene.

Som nevnt antas frekvenser og tidspunkter å være uavhengige av hverandre, da *husholdningene* i boligblokken består av studenter som blant annet ikke alltid forventes å spise måltider, og dermed drikke vann, i fellesskap til samme tidspunkter. Konsumert volum vil i realiteten ikke alltid være 200 ml som modellert her, men variere med en volumfordeling som i Schijven mfl. (2016). Men da frekvensen for bruk av drikkevannsnoden er hentet fra Säve-Söderbergh mfl. (2018), ble det for riktighetens skyld valgt å bruke samme volum som i Säve-Söderbergh mfl. (2018) for å ikke over- eller underestimere vannforbruket.

5.1.7 Oppvaskmaskin

Tidspunktene for bruk av oppvaskmaskin er hentet fra Beal mfl. (2011) og har dermed usikkerheter diskutert i kapittel 5.1.2. Disse tidspunktene, som opprinnelig er for en vanlig husholdning, vil avhenge av ulike faktorer. Heriblant størrelse på husholdningen og tidspunkt for måltid, da mange setter på oppvaskmaskinen etter f.eks middag. Studenter i et kollektiv vil ikke nødvendigvis spise middag sammen, og ettersom det er begrenset med plass på et felles kjøkken, vil heller ikke de alle de 16 studentene kunne sette inn oppvask i oppvaskmaskinen rundt samme tidspunkt. Dermed blir tiden fra første person setter inn oppvask i oppvaskmaskinen til den er full være mye lengre enn for en vanlig husholdning. De få studiene vi har funnet som omtaler bruk av oppvaskmaskiner har alle fokusert på normale husholdninger, og dermed blir forbrukskurvene generert i denne masteroppgaven et grovt estimat grunnet lite litterær bakgrunnsinformasjon. Vi har antatt at hver beboer setter inn oppvask i oppvaskmaskinen helt uavhengig av hverandre og bruker frekvensen fra Blokker (2010) dividert på den gjennomsnittlige husholdningsstørrelsen for å beskrive hvor mange ganger per døgn oppvaskmaskinen må startes dersom den bare brukes av én person. Denne verdien ble så multiplisert med antall beboere det faktisk er per oppvaskmaskin, fem for 5-mannskollektiv, åtte for 8-mannskollektiv og åtte for 16-mannskollektiv. Det medfører en usikkerhet på hvilken av de to oppvaskmaskinene i 16-mannskollektivene som blir brukt, ettersom det er mulig å favorisere en maskin, slik at den blir brukt hyppigere enn den andre. Rørstrekket mellom oppvaskmaskinene er betydelig, se figur 3.4 og favorisering av en maskin kan ha en påvirkning på den endelige patogendistribusjonen for et relativt stort område.

Oppvaskmaskinene er av bestemte modeller med programvarigheter hentet fra produsentens hjemmesider. Det er valgt å bruke tidene for *standard*programmene, men beboernes valg av program kan i realiteten variere. Produsentene oppgav ingen informasjon om antall innsuginger av vann per programsyklus, og tiden disse innsugingene tar. Derfor er det valgt å anta at det skjer en innsuging av vann ved hver *skyllingstype*, eksempelvis forskylling og hovedvask. Dette gir fire innsugingssykluser for begge oppvaskmaskinene ved standard vaskeprogram. Ettersom innsugingstiden er ukjent er det valgt å bruke tall fra Blokker (2010), men dette kan avvike fra virkeligheten da ulike oppvaskmaskiner kan ha ulike innsugingstid.

Etter gjennomføring av alle simuleringer og kvalitetsanalyse av modellen, ble det opplyst fra Veidekke om en tidligere feilinformering angående oppvaskmaskinmodeller i Skogveien 18A. Denne masteroppgaven har brukt modellen *Miele PG8310* i 5- og 8-mannskollektivene og den langt mer effektive, med hensyn på vann- og tidsforbruk, modellen *Miele PG8059* i 16-mannskollektivene. Iht. ny informasjon skal modellen *Miele PG8310* brukes i 5- og 16-mannskollektivene mens modellen *Miele PG8059* skal brukes

i 8-mannskollektivene. Grunnet begrenset tid var det ikke mulig å kjøre simuleringene på nytt da denne nye informasjonen kom til lys. Resultatene fra kvalitetsanalysen kan derfor være preget av feil grunnforbruk og forbrukskurver i oppvaskmaskin-noder. Bruken av ukorrekte modelltyper vil medføre en betydelig usikkerhetsfaktor på konsentrasjonsfordelingen i vannledningsnettet.

5.1.8 Totalforbruk

Totalforbrukskurven ble generert ved å legge sammen vektjusterte forbruk for alle noder innad i boligblokken for hver simulering. Det ble valgt, grunnet tidsbegrensning, i denne masteroppgaven å bare fokusere på spesifikke forbruksmønstre i bygning 18A. Det totale forbruksmønsteret ble så brukt til å simulere videre vannføring i ledningen til de andre nye byggene i Nye Skogveien. Dette er en antakelse som vil vike betydelig fra virkeligheten da de andre byggene ikke nødvendigvis er like 18A i størrelse, beboere eller innhold. For eksempel har nabobygget 18B like mange beboere og størrelse på kollektiv, men har også et stort vaskeri i kjelleren som vil kreve et stort ekstra vannforbruk. Det legges til grunn en antakelse om at de eksisterende byggene, se figur 3.3, ikke blir koblet på den nye ledningen. Ved tilkobling av disse vil vannforbruket øke betydelig i videreføringsnoden. Den nye ledningen er koblet til den kommunale hovedledningen ved to punkter, og det antas at vannføringen går fra vest til øst, se figur 3.3.

Et eksempel på totalforbruket er vist i figur 4.5b. Det gjennomsnittlige vannforbruket på 158,2 l/pe/dag er noe høyere enn det forventede vannforbruket på 140,1 l/pe/dag som diskutert i kapittel 3.3.8. Det er forventet at det totale forbruket varierer like mye som forbrukskurvene varierer for hver simulering. Dermed kan det totale vannforbruket på 158,2 l/pe/dag indikere en god pålitelighet til de genr

5.2 Simuleringer med EPANET-MATLAB Toolkit

5.2.1 Hydraulisk modell

I den hydrauliske modellen over Skogveien 18A ble nodene i stor grad plassert som i et rutenett for å sikre oversiktighet. Dette ble gjort ved å eksportere .map-filen fra EPANET inn i Microsoft Excel hvor nodene enkelt kunne fordeles med gitte x- og y-koordinater. Med dette var det også relativt problemfritt å legge til flere noder ved senere tidspunkter. Det var ikke like enkelt å importere .map-filer (via .txt) om disse inneholdt rørlengder, spesielt rørlengder med konstruerte knekkpunkter, da dette resulterte i et uforutsigbart ledningskaos som enklest ble løst ved å slette rørene og tegne dem opp på nytt i EPANET.

Blant forenklingene foretatt i den hydrauliske modellen nevnes konstruksjonen av hvert enkelt badrom i EPANET. Fra hver hjelpenode strekker det seg tre identiske rør med 1 meters lengde videre til nodene for dusj, toalett og toalettcran. Fra sistnevnte ble det laget et rør på 0,1 meter videre til noden for tannpuss. Denne enkle oppbyggingen speiler ikke virkeligheten, men ble heller ikke antatt avgjørende for resultatene eller for den simulerte patogenspredningen gjennom boligblokken.

EPANET tar ikke høyde for faktiske bend i rørsystemene og eventuelle knekkpunkter ble konstruert kun for det visuelle i modellen. Som følge av dette kan det forventes et underestimat av tap i de hydrauliske simuleringene. I denne oppgaven ble likevel ikke dette ansett til å gi store utslag, da vår modell inneholder mange relativt korte ledningsstrekker som hovedsakelig strekker seg vertikalt oppover i bygget. Dessuten ble det valgt friksjonskoeffisient i det øvre sjiktet for materialet for å ta noe hensyn til bend, T-rør, forgreningspunkter og svinger. EPANET sin antakelse om at all miksing foregår i nodene kan medføre underestimering av miksing og påfølgende følgefeil. Dette ble likevel ikke ansett som noen svakhet ved vår modell, da den inneholder ca. like mange knutepunkter som ledninger. For øvrig kan det ha forekommet feiltolkninger av prosjekttegninger med følgefeil til bygging av modellen.

I EPANET finnes det muligheter for en rekke ulike tidsjusteringer, deriblant *hydraulic time step* og *reporting time step*, som begge har standardverdi på 1 time. En slik oppløsning var uaktuell for denne oppgaven fordi det gir for lite detaljnivå, og kan dessuten føre med seg unøyaktigheter grunnet algoritmene til EPANET. Davis mfl. (2018) viste at lange tidssteg kan resultere i tap- og masseubalanse, og at dette reduseres ved å øke antall steg. Men selv ved tidssteg ned mot 60 sekunder for *hydraulic time step* og *reporting time step* og 6 sekunder for *quality time step*, kan det oppstå signifikante feil (Davis mfl., 2018). Se videre diskusjon om valg av tidssteg i kapittel 5.2.3. Økt oppløsning vil være innvirkende på tidsbruken for hver simulering, men kan også trekke opp nøyaktigheten.

5.2.2 Erfaringer med EPANET-MATLAB Toolkit

EPANET-MATLAB Toolkit har vært et nyttig hjelpemiddel for å kunne kjøre modellen fra EPANET flere tusen ganger, hver gang med ulike forhold og innstillinger, uten problemer. Vår største utfordring har vært mangelen på tidligere studier med tydelig og spesifikk informasjon om hvordan toolkitet kan brukes. Det fulgte heller ikke med noen brukermanual ved nedlasting, kun en liste med kort informasjon om de ulike funksjonene. Dermed ble det en god del ekstra arbeid i starten for å forstå hvordan toolkitet kunne brukes til vårt formål. En annen utfordring var den lange simuleringstiden. Ettersom forbrukskurvene for alle 822 noder skulle skiftes ut for hver simulering, ble beregnings-

tiden for vannkvalitetsanalysen på ca. 24 timer for 1.000 simuleringer. Denne analysen måtte gjentas for de seks valgte tidspunktene for forurensninger. Kvalitetsanalysen resulterte i en 1×1.000 celle som inneholder forurensningskonsentrasjonene for 822 noder for hver av de 14.400 tidsenhetene, og dermed vil den store størrelsen på denne filen resultere i enda større tidsforbruk for videre dataarbeid. Det ble brukt *MAT-files* med delvis lasting av filer fremfor vanlig fil-innlasting i MATLAB for å spare tid og midlertidig lagringsplass i programmet. Videre programmeringsarbeid er anbefalt for å minske tidsforbruket til kvalitetsanalysen ved mange simuleringer.

5.2.3 Generell programmering

Store deler av denne masteroppgaven består av mye programmering som kan bære preg av lite erfaring og kunnskap om både MATLAB og EPANET-MATLAB Toolkit, som igjen gjenspeiles i kodeeffektiviteten. Videre arbeid med programmet vil senke tidsbruket for generering av forbrukskurver og hele simuleringer av modellen. Det ble programmert testkoder som kjørte simuleringer på en øvingsmodell med enklere ledningsnett og kun et par forbruksmønstre som fornyet seg for hver simulering. Det ble brukt en god del tid på dette som ikke gjenspeiler seg i resultatene, men som var nødvendig for å lære å bruke EPANET-MATLAB Toolkit på en hensiktsmessig måte. Koden er preget av mange endringer underveis etter tilegning av ny kunnskap om statistikk og programmering, samt endring av antall simuleringer, forurensninger og andre tekniske detaljer i selve EPANET-modellen. Dette kan reflekteres i koden som ineffektivitet i forhold til om man hadde skrevet koden nærmere slutten av oppgaven. Hvert steg i programmeringen ble testet, også opp mot en vanlig simulering kjørt i EPANET (da bare for én simulering), og kvalitetsanalysene fremsto som om de stemte overens. Likevel kan det ikke garanteres for korrekte resultater grunnet lite tidligere erfaring rundt programvaren.

Validering av programmering - Valg av *Quality Time Step*

Som gjennomgått i seksjon 3.6.3 ble det forsøkt å sammenligne resultater for én tilfeldig valgt simulering ved forurensning klokken 10 generert i MATLAB og EPANET, kun ved fokus på kurvenes form. Formen for grafene med bruk av *Quality Time Step* lik *Hydraulic Time Step*, se figur 3.17a og 3.17b er ganske lik for bruk av EPANET-MATLAB Toolkit og EPANET, men avviker på blant annet maksimalkonsentrasjonen i noden i tredje etasje. Sammenligningen ved bruk av *Quality Time Step* lik 1/10 av *Hydraulic Time Step* virket lovende, se figur 3.18a og 3.18b og det ser ut til å gi de mest korrekte resultatene. Med hensyn til tidsbegrensninger i denne masteroppgaven ble det ikke gjort videre valideringsarbeid, men heller antatt at programmeringen tilsynelatende fungerer som den skal. Videre arbeid med modellen krever grundig validering med flere simuleringer og konkrete sammenligningsverdier mellom MATLAB og EPANET.

For alle kvalitetsanalyser der det var behov for å kjøre 1.000 simuleringer for hvert forurensningstidspunkt ble det valgt å bruke kvalitetstidssteg lik 1 minutt, til tross for medfølgende økt usikkerhet i resultatene grunnet masseubalanse. Årsaken til dette valget var tidspress på masteroppgaven. Bruk av lavere kvalitetstidssteg ga en simuleringstid på 20 minutter per simulering, og det var ikke realistisk å gjennomføre nok simuleringer innen oppgavens innleveringsfrist med denne tidsinnstillingen. For beregninger av QMRA er det kun behov for 1 simulering, og der var det dermed tidsmessig mulig å bruke de mer korrekte tidsinnstillingene. Vi anbefaler at det ved videre arbeid med en modell som den laget i denne masteroppgaven blir brukt et lavt kvalitetstidssteg, og avsatt svært god tid til gjennomkjøringene av analyser.

5.3 Patogenspredning i boligblokk

Varmtvann

Konsumering av aerosoldråper under dusjing er en betydelig eksponeringsrute for vannbåren smitte (Schijven mfl., 2016), og bør tas hensyn til i videre utvikling av vår modell. Patogenet i fokus i denne masteroppgaven er *Campylobacter jejuni* som overlever i temperaturer fra 4 til 37°C (Buswell mfl., 1998), og forekomsten blir dermed kraftig redusert ved dusjtemperaturer rundt 40 grader, som er normalt i norske husholdninger (Pettersen, 2015). Modellering av varmtvannsbereder, egne varmtvannsledninger for alle noder samt omfattende beregninger for andel varmtvann versus kaldtvann brukt i hver vannforbruk-hendelse krever mye arbeidstid og antakelser uten grunnlag i eksisterende studier. Det er derfor valgt å se bort fra bruk av varmtvannsbereder i denne masteroppgaven, med unntak av varmtvannets begrensende effekt på patogenkonsentrasjonen i dusj-noder. Det antas at alt øvrig vannforbruk har samme lave temperatur som ikke påvirker patogenkonsentrasjonen i vannledningene. Den resulterende risikoanalysen kan fortsatt være approksimativt pålitelig da det kan antas at hoveddelen av konsumert drikkevann og vann til tannpuss har en lav temperatur samt at det er en begrenset forekomst av *Campylobacter jejuni* i aerosoldråper i dusj ved 40°C.

5.3.1 Forurensningstidspunkt

Drikkevannsanalyser gjort via EPANET-MATLAB Toolkit viser en klar sammenheng mellom valg av forurensningstidspunkt og spredningen av patogenkonsentrasjon. Forurensningskurven for totalforbruket, figur 4.5a, indikerer når på dagen det er høyest forbruk i boligblokken, med topper omtrent klokken 08:00 og 20:00. Hvis forurensningstidspunktet er i nærheten av en av disse forbrukstoppene, se figur 4.7a og 4.8b, vil konsentrasjonene inne i bygget øke raskt til en høy maksimalkonsentrasjon. Der forurensningstidspunktet er langt fra forbrukstoppene, se figur 4.6a og 4.8a, kommer toppen på

konsentrasjonene inne i bygningen betydelig senere og med generelt lavere verdier. Kvalitetsanalysen viser også en større spredning på konsentrasjonene i de ulike etasjene i bygget for forurensningstidspunkt ved lite forbruk enn ved stort forbruk. Ved forurensning klokken 02:00 er det en klar sammenheng mellom etasje og konsentrasjonsspredning. Noden i første etasje vil få en tidligere økning, samt noe høyere maksimalverdier for patogenkonsentrasjon, enn tredje og sjette etasje. Fra de andre forurensningstidspunktene kan vi ikke trekke noen klare konklusjoner for sammenhengen mellom etasje og maksimal patogenkonsentrasjon.

5.3.2 Plassering i bygget og ledningslengder

Noder for analyse er valgt ut med hensyn på deres beliggenhet horisontalt og vertikalt i blokken. For å se på betydningen av etasje for patogenkonsentrasjonen er det valgt å se på 6 drikkevannsnoder som ligger direkte vertikalt ovenfor hverandre og er koblet sammen; Node 600, 602, 604, 606, 608 og 610 som henholdvis er plassert i første til sjette etasje i et 16-mannskollektiv, se figur 3.19. Figur 4.9a, som følger en drikkevannsanalyse ved forurensningstidspunkt klokken 02:00 der den gjennomsnittlige konsentrasjonsverdier for alle simuleringen ble plottet for hvert tidspunkt. Figur 4.9a gir klare indikasjoner på en sammenheng mellom etasje og konsentrasjon, der den maksimale konsentrasjonen synker med økende etasjenummer.

Det var på forhånd forventet minimale konsentrasjonsforskjeller i kvalitetsanalysen for node 603, 604 og 618, som er drikkevannsnoder i henholdvis 16-, 8-, og 5-mannskollektiv i tredje etasje. Dette er grunnet meget små forskjeller i ledningslengder mellom like typer noder i samme etasje. Figur 4.9b, som er generert på samme måte som den vertikale sammenligningen, indikerer at konsentrasjonene øker med plassering mot høyre i bygningen, men konsentrasjonsforskjellene er såpass små at det ikke kan trekkes noen klar konklusjon fra denne analysen alene.

Den hydrauliske modellen laget i denne masteroppgaven har et komplisert ledningsnett, der mange faktorer har betydelig påvirkning på den resulterende patogenkonsentrasjonen. Figur 4.10 gir en svak antydning til lavere konsentrasjoner ved lengre ledningslengde, men ingen klar antydning til en resulterende sammenheng. Dette er trolig grunnet at de faktiske ledningsavstandene er korte og det kompliserte ledningsnettet innad i bygningen.

5.4 Kvantitativ mikrobiell risikoanalyse

Hovedfokuset for denne masteroppgaven var å se på effekten av mindre ledninger innad i en boligblokk på beboernes konsumerte patogendoser og infeksjonsrisiko. QMRA-

prosessen fører med seg flere usikkerhetsmomenter, hvorav flere har blitt diskutert. Valg av forurensningsverdi er en krevende oppgave med stor feilmargin (Svanemyr, 2019; Hansen, 2019). Store variasjoner i patogenvolum fra mange mulige kilder krever grundig og omfattende arbeid som går utenfor denne masteroppgavens omfang. Det er derfor valgt å kun bruke et estimat for volum og forurensningssted selv om dette kan medføre større feilmarginer. Som diskutert i bakgrunnskapitlet 2.2.1 vil det være en betydelig eksponering for patogener gjennom dusjing, men dette er ikke tatt med i denne risikovurderingen grunnet antagelsen om minimalt patogenforekomst ved høye vanntemperaturer (se kapittel 5.3). Her blir det kun tatt hensyn til det kalde drikkevannet og vannvolumet konsumert under tannpuss. Eksponeringsfaren er tilknyttet tidspunktet vannet blir tappet fra kranen, ikke når det faktisk blir konsumert. Det burde blitt gjennomført flere sensitivitetsanalyser for de ulike faktorene i risikoanalysen, ved å for eksempel sette inn ulike verdier for patogenkonsentrasjon, slik som i Hansen (2019). På denne måten kan man se betydningen av disse faktorene på den endelige helserisikoen for beboerne. Da simuleringer med de ulike forbruksmønstrene og forurensningstidspunkter tok betydelig tid og PC-kapasitet, har det her blitt valgt å ikke igangsette flere simuleringer med forurensningsvolum og plasseringer som parametere.

De resulterende verdiene for daglig infeksjonsrisiko er høye grunnet høyt forurensningsvolum på hovedledningen. Dette volumet ville i virkeligheten trolig vært utvannet ved innsug. Men ettersom hensikten med forsøket var å se på forskjellen mellom hovedledning og konsentrasjon innad i bygningen, er de høye infeksjonsrisikoene likevel relevante. Fra grafen 4.11a får vi at det ved forenklet risikoanalyse av vannkvalitet ved hovedledningen sannsynligvis ikke vil være positive utslag på patogenkonsentrasjon. Om analysen gir utslag, vil konsentrasjonen mest sannsynlig være veldig høy. Dette er et forventet resultat etter tidligere kvalitetsanalyser, se eksempelvis figur 4.6b, der patogenkonsentrasjonen har en kortvarig og intensiv vekst frem til en høy konsentrasjonstopp, før den raskt synker igjen. Konsentrasjonen innad i bygningen har en mye slakere kurve og lavere maksimalkonsentrasjon enn prøver fra hovedledningen. Det vil si at det er mye større sannsynlighet for at at en vannprøve tatt innomhus på et vilkårlig tidspunkt vil gi utslag på patogenkonsentrasjon. Grunnet de høye infeksjonsrisikoene vil naturligvis de tilhørende sykdomsbyrdene, se figur 4.11b, være urealistisk høye. Analysen for noder innad i bygningen gir sykdomsbyrdeverdier høyere en WHO's anbefaling for akseptabel risiko på 10^{-6} DALYs/person-år for nesten alle personer i bygget. Ved analyse av vann fra hovedledningnettet blir sykdomsbyrdene lik null for majoriteten av personene. Derimot vil sykdomsbyrden for noder der det faktisk blir registrert en infeksjonsrisiko ligge på samme nivå som det øvre sjiktet av analyse med noder innad i bygget.

6. Konklusjon

Hovedproblemstillingen i denne masteroppgaven var å se på betydningen av mindre innomhus vannledninger for risikoanalyse ved et utbrudd av patogene mikroorganismer på vannledningsnett. Oppgaven er delt inn i fire delmål som omhandler konstruksjon av forbrukskurver og en hydraulisk modell, samt testing og vurdering av hovedproblemstillingen.

Denne masteroppgavens første delmål var å undersøke om det er mulig å konstruere høyoppløselige forbrukskurver i MATLAB for bruk innad i en bygning fra dagens tilgjengelige litteratur. Grunndata brukt i utviklingen av forbrukskurver er hovedsaklig fra internasjonale kilder. Norske undersøkelser, eksempelvis Drikkevannsstudien til Folkehelseinstituttet (2018), som er under utvikling, vil kunne gi mer relevante data for blant annet tids-, frekvens- og varighetsfordelinger. I denne masteroppgaven har det blitt illustrert at det er mulig å utvikle høyoppløselig forbrukskurver, her med oppløsning på ett minutt og ett tappepunkt.

Masteroppgavens andre delmål var å undersøke bruken av EPANET-MATLAB Toolkit for å simulere patogenspredning innad i en boligblokk. Det ble bygget en hydraulisk modell av denne bygningen ved bruk av EPANET. Det ble utarbeidet et script ved bruk av EPANET-MATLAB Toolkit som utførte 1.000 simuleringer ved seks forurensnings-scenarier. Denne masteroppgaven har vist at det er mulig å bruke EPANET-MATLAB Toolkit til å simulere patogenspredning i en detaljert hydraulisk EPANET-modell med høyoppløselige forbrukskurver.

Det tredje delmålet gikk ut å undersøke hvordan patogenkonsentrasjonen vil spre seg gjennom små innomhus vannledninger i en boligblokk med tanke på tid, forurensningstidspunkt og ledningslengde. Valg av forurensningstidspunkt har en betydelig virkning på spredningen av patogenkonsentrasjonen i ledningsnett. Patogenspredningen i boligblokken ble analysert ved et forurensningstidspunkt ved minimalt vannforbruk, da konsentrasjonsspredningen var størst i dette tidspunktet. Analysen av noder vertikalt viser en klar sammenheng mellom etasje og konsentrasjon, der konsentrasjonen minker med økende etasjenummer. Analysen av ledningslengdenes effekt på konsentrasjonen ga

en indikasjon på minkende konsentrasjon ved økt ledningslengde.

Det fjerde delmålet var å undersøke betydningen av stikkledninger og innomhus vannledninger på en kvantitativ mikrobiell risikoanalyse. Bruk av forenklete risikoanalysemodeller der patogenkonsentrasjonen kun måles på hovedledningen, kan indikere en lavere sannsynlighet for smittehendelser på vannledningen enn det er i virkeligheten. Dermed vil forenklete risikoanalysemodeller, dersom de neglisjerer ledningsnettets innad i bygninger, gi en underestimert risiko for infeksjonsrisikoen. Derimot, hvis de forenklete modellene faktisk påviser smitte, vil de mest sannsynlig overestimere infeksjonsrisikoen per person.

Gjennom arbeid med denne masteroppgaven har det blitt gjort antakelser som øker usikkerheten i resultatene betraktelig. Videre arbeid med høyoppløselige forbrukskurver bør ta utgangspunkt i norske datagrunnlag. Det anbefales for hydrauliske modeller å se på effekten av forholdet mellom *Quality Time Step* og *Hydraulic Time Step*, og helst kjøre alle simuleringer med kvalitets-tidssteget lik maks 1/10 av det hydrauliske tidssteget for å minske sannsynligheten for masseubalanse i systemet. Ved beregning av forurensningsvolum inn på vannledningen ved innsug bør det tas hensyn til utvanning i grøft.

Denne masteroppgaven har vist at det er mulig med dagens tilgjengelige litteratur å generere høyt detaljerte forbrukskurver som kan videre brukes i simuleringer og kvalitetsanalyser ved bruk av EPANET og EPANET-MATLAB Toolkit. Detaljerte og virkelighetsnære forbrukskurver kan brukes til presis kartlegging av vannforbruk i store og små kommuner, samt optimalisere dimensjoneringen av fremtidige vannledningsnett. Høyt oppløselige kvalitetsanalyser, som tar hensyn til effekten til stikkledninger og mindre ledninger innad i bygg, gir større nøyaktighet til risikoanalyser. Bedre risikovurdering av vannbåren smittefare i drikkevannsnett vil kunne bidra til å forebygge fremtidige utbrudd og sikre god folkehelse.

Referanser

- Andersen, B. M. (2016). *Practice and Theory Prevention and Control of Infections in Hospitals*. Tekn. rapp. DOI: [10.1007/978-3-319-99921-0](https://doi.org/10.1007/978-3-319-99921-0).
- Arora, J. S. (2012). Additional Topics on Optimum Design. I: *Introduction to Optimum Design*. Elsevier: 731–784. DOI: [10.1016/B978-0-12-381375-6.00029-2](https://doi.org/10.1016/B978-0-12-381375-6.00029-2).
- Axworthy, D. H. og Karney, B. W. (1996). Modeling Low Velocity/High Dispersion Flow in Water Distribution Systems. *Journal of Water Resources Planning and Management* 122 (3): 218–221. DOI: [10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(1996\)122:3\(218\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(1996)122:3(218)).
- Beal, C., Stewart, R., Rey, E. og Huang, T.-T. (2011). South East Queensland Residential End Use Study (SEQREUS). *Water* 38.
- Besner, M.-C., Prévost, M. og Regli, S. (2011). Assessing the public health risk of microbial intrusion events in distribution systems: Conceptual model, available data, and challenges. *Water Research* 45 (3): 961–979. DOI: [10.1016/J.WATRES.2010.10.035](https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2010.10.035).
- Black, R. E., Levine, M. M., Clements, M. L., Hughes, T. P. og Blaser, M. J. (1988). Experimental *Campylobacter jejuni* Infection in Humans. *The Journal of Infectious Diseases* 157 (3): 472–479. URL: <http://www.jstor.org/stable/30136650>.
- Blaser, M. J., Hardesty, H. L., Powers, B. og Wang, W. L. (1980). Survival of *Campylobacter fetus* subsp. *jejuni* in biological milieus. *Journal of Clinical Microbiology* 11 (4): 309–313. URL: <https://jcm.asm.org/content/11/4/309>.
- Blokker, E. J. M. (2006). Modelleren van afnamepatronen; beschrijving en evaluatie van simulatiemodel SIMDEUM. *Kiwa N.V.* (BTO 2006.010).
- Blokker, E. J. M. (2010). Stochastic water demand modelling for a better understanding of hydraulics in water distribution networks. *Journal of Water Resources Planning and Management*. DOI: [10.2166/9781780400853](https://doi.org/10.2166/9781780400853).
- Blokker, E. J., Vreeburg, J. H. og van Dijk, J. C. (2010). Simulating residential water demand with a stochastic end-use model. *Journal of Water Resources Planning and Management*. DOI: [10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0000002](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000002).
- Blokker, E. J., Pieterse-Quirijns, E. J., Vreeburg, J. H. og van Dijk, J. C. (2011). Simulating nonresidential water demand with a stochastic end-use model. *Journal of Water Resources Planning and Management* 137 (6): 511–520. DOI: [10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0000146](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000146).
- Blokker, M., Smeets, P. og Medema, G. (2014). QMRA in the Drinking Water Distribution System. *Procedia Engineering* 89: 151–159. DOI: [10.1016/J.PROENG.2014.11.171](https://doi.org/10.1016/J.PROENG.2014.11.171).
- Blokker, M., Agudelo-Vera, C., Moerman, A., van Thienen, P. og Pieterse-Quirijns, I. (2017). Review of applications for SIMDEUM, a stochastic drinking water demand model with a small temporal and spatial scale. *Drinking Water Engineering and Science* 10 (1): 1–12. DOI: [10.5194/dwes-10-1-2017](https://doi.org/10.5194/dwes-10-1-2017).

- 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. DOI: [10.1016/J.MRAN.2017.12.002](https://doi.org/10.1016/J.MRAN.2017.12.002).
- Bomo, A.-M. og Schade, M. (2015). Vannforbruk i husholdninger. En erfaringsinnhenting. *Norsk Vannforening* 2.
- Borchgrevink, C. P., Cha, J. M. og Kim, S. H. (2013). Hand washing practices in a college town environment. *Journal of environmental health* 75 (8): 18–24.
- Boyd, G. R., Wang, H., Britton, M. D., Howie, D. C., Wood, D. J., Funk, J. E. og Friedman, M. J. (2004a). Intrusion within a simulated water distribution system due to hydraulic transients. I: Description of test rig and chemical tracer method. *Journal of Environmental Engineering* 130 (7): 774–777. DOI: [10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2004\)130:7\(774\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2004)130:7(774)).
- Boyd, G. R., Wang, H., Britton, M. D., Howie, D. C., Wood, D. J., Funk, J. E. og Friedman, M. J. (2004b). Intrusion within a simulated water distribution system due to hydraulic transients. II: Volumetric method and comparison of results. *Journal of Environmental Engineering* 130 (7): 778–783. DOI: [10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2004\)130:7\(778\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2004)130:7(778)).
- Bruaset, S. (2014). Forventede effekter av klimaendringer på vannforsyningssystemet, fra nedbørfelt til tappekran. Finnes det metoder for å tilpasse seg? *Norsk Vannforening* 4.
- Buswell, C. M., Herlihy, Y. M., Lawrence, L. M., McGuiggan, J. T., Marsh, P. D., Keevil, C. W. og Leach, S. A. (feb. 1998). Extended survival and persistence of *Campylobacter* spp. in water and aquatic biofilms and their detection by immunofluorescent-antibody and -rRNA staining. eng. *Applied and environmental microbiology* 64 (2): 733–741. URL: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/9464415%20https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC106109/>.
- Chang, K. H. (2015). *e-Design: Computer-aided engineering design*. Elsevier Inc.: 1–1234.
- Chen, L., Geys, H., Cawthraw, S., Havelaar, A. og Teunis, P. (2006). Dose Response for Infectivity of Several Strains of *Campylobacter jejuni* in Chickens. *Risk Analysis* 26 (6): 1613–1621. DOI: [10.1111/j.1539-6924.2006.00850.x](https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2006.00850.x).
- Chen, X., Keithly, J., Paya, C. og LaRusso, N. (2002). Cryptosporidiosis. *New England Journal of Medicine* 436 (22): 1723–1731. DOI: [10.1056/nejmra013170](https://doi.org/10.1056/nejmra013170).
- Collins, R. og Boxall, J. (2013). Influence of ground conditions on intrusion flows through apertures in distribution pipes. *Journal of Hydraulic Engineering* 139 (10): 1052–1061. DOI: [10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0000719](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000719).
- Craun, G. F. og Calderon, R. L. (2001). Waterborne disease Outbreaks Caused by Distribution System Deficiencies. *Journal - AWWA* 93 (9): 64–75. DOI: [10.1002/j.1551-8833.2001.tb09287.x](https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2001.tb09287.x).
- Davis, M. J., Janke, R. og Taxon, T. N. (2018). Mass imbalances in EPANET water-quality simulations. *Drink. Water Eng. Sci* 11: 25–47. DOI: [10.5194/dwes-11-25-2018](https://doi.org/10.5194/dwes-11-25-2018).
- De Forente Nasjoner (2020a). *Rent vann og gode sanitærforhold*. URL: <https://www.fn.no/Om-FN/FNs-baerekraftsmaal/Rent-vann-og-gode-sanitaerforhold> (sjekket 11.05.2020).
- De Forente Nasjoner (2020b). *FNs bærekraftsmål*. URL: <https://www.fn.no/Om-FN/FNs-baerekraftsmaal> (sjekket 12.02.2020).
- drikkevannsforskriften (2017). *Forskrift om vannforsyning og drikkevann av 30. desember 2016 nr. 1868*. URL: <https://lovdata.no/dokument/LTI/forskrift/2016-12-22-1868> (sjekket 12.02.2020).

- Dyrø og Moen (2020). *Skogveien Studentboliger*. URL: <https://www.dmarkitekter.no/prosjekt/skogveien-studentboliger/> (sjekket 22.02.2020).
- Eikebrokk, B., Gjerstad, K. O., Hindal, S., Johanson, G., Røstum, J. og Rytter, E. (2006). *Giardia-utbruddet i Bergen høsten 2004 Rapport fra det eksterne evalueringsutvalget*. Tekn. rapp. Bergen Kommune.
- Eliades, D. G., Kyriakou, M., Vrachimis, S. og Polycarpou, M. M. (2016). *EPANET-MATLAB Toolkit: An Open-Source Software for Interfacing EPANET with MATLAB*. The Netherlands. DOI: [10.5281/ZENODO.831493](https://doi.org/10.5281/ZENODO.831493).
- Emery, W. J. og Thomson, R. E. (1997). *Data analysis methods in physical oceanography*. Pergamon. DOI: [10.2307/1353059](https://doi.org/10.2307/1353059).
- EurEau (2017). *Europe's water in figures*. Tekn. rapp. Brussel: The European Federation of National Associations of Water Services.
- Everitt, B. S. (2002). *The Cambridge Dictionary of Statistics*. Cambridge, UK. URL: <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true%7B%5C%7Ddb=e000xww%7B%5C%7DAN=120231%7B%5C%7Dsite=ehost-live>.
- Flatin, A., Unhjem, A. og Jenssen Sola, K. (2009). Erfaringer med lekkasjekontroll. *Norsk Vann* 171: 7–8, 17–23, 36. URL: www.norskvann.no.
- Folkedal, B. T., Ording, F. B. og Asplan Viak AS (2014). *Stikkledninger – ansvar og teknisk utforming*. Tekn. rapp. Norsk Vann. URL: <https://www.norskvann.no/index.php/kompetanse/va-bokhandelen/produkt/489-stikkledninger-ansvar-og-teknisk-utforming>.
- Folkehelseinstituttet (2007). *Utbrudd av diaré sykdom i Røros kommune, mai 2007*. Tekn. rapp.: 25. URL: <https://fhi.no/globalassets/dokumenterfiler/rapporter/2009-og-eldre/rapport-om-campylobacterutbrudd-roros-2007.pdf>.
- Folkehelseinstituttet (2010a). *Norovirus og Sapovirus-enteritt - veileder for helsepersonell*. URL: <https://www.fhi.no/nettpub/smittevernveilederen/sykdommer-a-a/norovirusenteritt---veileder-for-he/> (sjekket 07.01.2020).
- Folkehelseinstituttet (2010b). *Salmonellose - veileder for helsepersonell*. URL: <https://www.fhi.no/nettpub/smittevernveilederen/sykdommer-a-a/salmonellose---veileder-for-helsepe/> (sjekket 07.01.2020).
- Folkehelseinstituttet (2012). *Mikrobiologiske drikkevannsanalyser - hva forteller de?* URL: <https://www.fhi.no/ml/drikkevann/nasjonalt-vannvakt/mikrobiologiske-drikkevannsanalyser/>.
- Folkehelseinstituttet (2014). *Mat- og vannbårne infeksjoner*. URL: <https://www.fhi.no/nettpub/hin/smitte/mat-og-vannbarne-infek/> (sjekket 06.01.2020).
- Folkehelseinstituttet (2018). *Drikkevannsstudien - prosjektbeskrivelse*. URL: <https://www.fhi.no/prosjekter/drikkevannsstudien-prosjektbeskrivelse/> (sjekket 24.02.2020).
- Folkehelseinstituttet (2019a). *Cryptosporidiose - veileder for helsepersonell*. URL: <https://www.fhi.no/nettpub/smittevernveilederen/sykdommer-a-a/kryptosporidiose---veileder-for-hel/> (sjekket 04.04.2020).
- Folkehelseinstituttet (2019b). *Fakta om campylobacter*. URL: <https://www.fhi.no/nyheter/2019/fakta-om-campylobacter/> (sjekket 04.04.2019).
- Folkehelseinstituttet (2019c). *Giardia – parasittinfeksjon i magen*. URL: <https://helsenorge.no/sykdom/mage-og-tarm/giardia> (sjekket 04.04.2019).
- Folkehelseinstituttet (2019d). *Utbrudd av Campylobacter, Askøy, juni 2019*. URL: <https://www.fhi.no/globalassets/dokumenterfiler/tema/utbrudd/utbrudd%7B%5C%7Daskoy%7B%5C%7Dweb.pdf> (sjekket 04.04.2019).

- Folkhälsomyndigheten (2019). *Sjukdomsinformation om cryptosporidiuminfektion*. URL: <https://www.folkhalsomyndigheten.se/smittskydd-beredskap/smittsamma-sjukdomar/cryptosporidiuminfektion/> (sjekket 07.01.2020).
- Forberg Liane, S., Østerhus, W. S., Eikebrokk, B. og Kleppen, M. H. (2010). *Drikkevannskvalitet og kommende utfordringer – problemoversikt og status*. Tekn. rapp. Norsk Vann: 62.
- Forouzanfar, M. H. mfl. (2016). Global, regional, and national comparative risk assessment of 79 behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks, 1990–2015: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2015. *The Lancet* 388 (10053): 1659–1724. DOI: [10.1016/S0140-6736\(16\)31679-8](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(16)31679-8).
- Freitas, L. L. G., Henning, E., Kalbusch, A., Konrath, A. C. og Walter, O. M. F. C. (2019). Analysis of water consumption in toilets employing Shewhart, EWMA, and Shewhart-EWMA combined control charts. *Journal of Cleaner Production* 233: 1146–1157. DOI: [10.1016/j.jclepro.2019.06.114](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.114).
- Ganss, C., Schlueter, N., Preiss, S. og Klimek, J. (2009). Tooth brushing habits in uninstructed adults—frequency, technique, duration and force. *Clin Oral Inves* 13. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00784-008-0230-8>.
- Georg Fisher (udatert). *Alupex*.
- Gjerstad, K. O. (2004). *Hygieniske barrierer og kritiske punkter i vannforsyningen: Hva har gått galt?* Tekn. rapp.
- Griffiths, J. K. (2017). Waterborne Diseases. I: *International Encyclopedia of Public Health*. Elsevier Inc.: 388–401. DOI: [10.1016/B978-0-12-803678-5.00490-2](https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803678-5.00490-2).
- Guillot, Emmanuelle; Loret, J.-F. (2009). *Waterborne Pathogens: Review for the Drinking Water Industry | IWA Publishing*. Tekn. rapp. Global Water Research Coalition. URL: <https://www.iwapublishing.com/books/9781843391791/waterborne-pathogens-review-drinking-water-industry>.
- Guzman-Herrador, B., Carlander, A., Ethelberg, S., De Blasio, B. F., Kuusi, M., Lund, V., Löfdahl, M., MacDonald, E., Nichols, G., Schönning, C., Sudre, B., Trönnberg, L., Vold, L., Semenza, J. C. og Nygård, K. (2015). Waterborne outbreaks in the Nordic countries, 1998 to 2012. *Eurosurveillance* 20 (24): 1–10. DOI: [10.2807/1560-7917.es2015.20.24.21160](https://doi.org/10.2807/1560-7917.es2015.20.24.21160).
- Hamsch, B., Böckle, K. og van Lieverloo, J. H. M. (2007). Incidence of faecal contaminations in chlorinated and non-chlorinated distribution systems of neighbouring European countries. *Journal of Water and Health* 5 (S1): 119–130. DOI: [10.2166/wh.2007.143](https://doi.org/10.2166/wh.2007.143).
- Hansen, M. T. (2019). Smitterisiko som følge av innsug på vannledningsnettet : simuleringer i Spydeberg kommune. Masteroppg. NMBU. URL: <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/2629446>.
- Henco (2010). *Henco produktkatalog*. URL: <https://isiflo.no/%7B~%7D/media/Isiflo/Produktkataloger/Norge/20100325%20Henco%20produktkatalog%20WEB.ashx>.
- Hodges, L. (1994). 2. Common univariate distributions. I: *Methods in Experimental Physics*. DOI: [10.1016/S0076-695X\(08\)60252-5](https://doi.org/10.1016/S0076-695X(08)60252-5).
- Hokajärvi, A. M., Pitkanen, T., Siljanen, H. M., Nakari, U. M., Torvinen, E., Siitonen, A. og Miettinen, I. T. (2013). Occurrence of thermotolerant *Campylobacter* spp. and adenoviruses in Finnish bathing waters and purified sewage effluents. *Journal of Water and Health* 11 (1): 120–134. DOI: [10.2166/wh.2012.192](https://doi.org/10.2166/wh.2012.192).
- Howard, G., Pedley, S. og Tibatemwa, S. (2006). Quantitative microbial risk assessment to estimate health risks attributable to water supply: Can the technique be applied in develo-

- ping countries with limited data? *Journal of Water and Health* 4 (1): 49–65. DOI: [10.2166/wh.2006.0004](https://doi.org/10.2166/wh.2006.0004).
- Haas, C. N., Rose, J. B. og Gerba, C. P. (2014). *Quantitative Microbial Risk Assessment*. Wiley. URL: <https://books.google.no/books?id=ejTKAwAAQBAJ>.
- Haas, C. N. (1983). Estimation of Risk due to Low Doses of Microorganisms: A Comparison of Alternative Methodologies. *American Journal of Epidemiology* 118 (4): 573–582. DOI: [10.1093/oxfordjournals.aje.a113662](https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aje.a113662).
- Institutt for biovitenskap, U. (2011a). *Bakterier*. URL: <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/b/bakteri.html> (sjekket 04.04.2019).
- Institutt for biovitenskap, U. (2011b). *Protozoa*. URL: <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/p/protozoa.html> (sjekket 04.04.2019).
- Karagiannis, I., Schimmer, B. og de Roda Husman, A. M. (2009). Compliance with boil water advice following a water contamination incident in the Netherlands in 2007. *Eurosurveillance* 14 (12).
- Kirmeyer, G. J., Freidman, M., Martel, K., Howie, D., LeChevallier, M., Abbaszadegan, M., Karim, M., Funk, J. og Harbour, J. (2001). *Pathogen intrusion into the distribution system*. Denver, CO: American Water Works Association.
- Limpert, E., Staehel, W. A. og Abbt, M. (2001). Log-normal Distributions across the Sciences: Keys and Clues. *BioScience* 51 (5): 341. DOI: [10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0341:Indats\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0341:Indats]2.0.co;2).
- Lindley, T. R. og Buchberger, S. G. (2002). Assessing Intrusion Susceptibility in Distribution Systems. *Journal - American Water Works Association* 94 (6): 66–79. DOI: [10.1002/j.1551-8833.2002.tb09490.x](https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2002.tb09490.x).
- Løken, P. M. (2020). *Personlig kommunikasjon*. Ås.
- Løvås, G. G. (1999). *Statistikk - for universiteter og høyskoler*. Norsk (Bokmål). Oslo: Universitetsforl. URL: https://urn.nb.no/URN:NBN:no-nb%7B%5C_%7Ddigibok%7B%5C_%7D2008092404015.
- Mayer, W., DeOreo, B., Opitz, E. M., Kiefer, J. C., Davis, W. Y., Dziegieliewski, B. og Nelson, J. O. (1999). *Residential End Uses of Water*. Tekn. rapp.
- Maymon, G. (2018). *Stochastic Crack Propagation*: 9–18. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814191-5.00002-4>.
- McBride, G. B. (2005). *Using Statistical Methods for Water Quality Management : Issues, Problems and Solutions*. Wiley-Interscience.
- Medema, G. og Smeets, P. (2009). Quantitative risk assessment in the Water Safety Plan: case studies from drinking water practice. *Water Science and Technology: Water Supply* 9 (2): 127–132. DOI: [10.2166/ws.2009.297](https://doi.org/10.2166/ws.2009.297).
- Meyer, M. og Hofshagen, T. (2017). *Pressemelding: Kjenner du dine stikkledninger?* URL: <https://www.norskvann.no/index.php/meninger/presse/1600-pressemelding-kjenner-du-dine-stikkledninger> (sjekket 23.01.2020).
- Miele (2010). *Datablad for husholdningsoppvaskmaskiner Etter delegert forordning (EU) nr. 1059/2010*.
- Miele (2016). *Bruksanvisning Oppvaskmaskin for storhusholdning PG 8059*. URL: [https://www.miele.no/professional/oppvaskmaskiner-430.htm?mat=10672820%7B%5C%7Dname=PG%7B%5C_%7D8059%7B%5C_%7D\[MK%7B%5C_%7DHYGIENE\]](https://www.miele.no/professional/oppvaskmaskiner-430.htm?mat=10672820%7B%5C%7Dname=PG%7B%5C_%7D8059%7B%5C_%7D[MK%7B%5C_%7DHYGIENE]).

- Miele (2018). *Bruksanvisning Oppvaskmaskin for storhusholdning PG 8130 / PG 8130 U / PG 8130i / PG 8130 U / i / PG 8131i / PG 8132 SCi*. URL: https://www.miele.no/professional/oppvaskmaskiner-430.htm?mat=10638370%7B%5C%7Dname=PG%7B%5C_%7D8130%7B%5C_%7Di%7B%5C%7Ddtptd.
- Milo et al. Nucl. Acids Red. (2010). *Total weight of one E. coli B/r cell in exponential phase on glucose medium, mass doubling time of 40 min - BNID 103905*. URL: <https://bionumbers.hms.harvard.edu/bionumber.aspx?%7B%5C%7Ddid=103905%7B%5C%7Dver=6> (sjekket 20.03.2020).
- Molugaram, K. og Rao, G.-S. (2017). *Statistical Techniques for Transportation Engineering*: 113–279. DOI: [10.1016/B978-0-12-811555-8.00004-0](https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811555-8.00004-0).
- Mons, M. N., van der Wielen, J. M. L., 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. *Journal of Water and Health* 5 (S1): 151–170. DOI: [10.2166/wh.2007.141](https://doi.org/10.2166/wh.2007.141).
- Norsk Vann (2005a). Indikatorbakterier i drikkevann. *VA Faktaark V8*.
- Norsk Vann (2005b). Parasitter i drikkevann. *VA Faktaark V2*.
- Nwachuku, N. og Gerba, C. P. (2004). *Microbial risk assessment: Don't forget the children*. Tekn. rapp. 3: 206–209. DOI: [10.1016/j.mib.2004.04.011](https://doi.org/10.1016/j.mib.2004.04.011).
- Nygard, K., Wahl, E., Krogh, T., Tveit, O. A., Bohleng, E., Tverdal, A. og Aavitsland, P. (2007). Breaks and maintenance work in the water distribution systems and gastrointestinal illness: a cohort study. *International Journal of Epidemiology* 36 (4): 873–880. DOI: [10.1093/ije/dym029](https://doi.org/10.1093/ije/dym029).
- Oras Nova (2020). *7460 Oras Nova Dusjkran*. URL: <https://www.oras.com/no/produkter/oras-nova/product/7460/>.
- Paruch, L., Paruch, A. M. og Sørheim, R. (2019). DNA-based faecal source tracking of contaminated drinking water causing a large *Campylobacter* outbreak in Norway 2019. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*: 113420. DOI: [10.1016/j.ijheh.2019.113420](https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2019.113420).
- Payment, P. (1999). Poor efficacy of residual chlorine disinfectant in drinking water to inactivate waterborne pathogens in distribution systems. *Canadian Journal of Microbiology* 45 (8): 709–715. DOI: [10.1139/w99-063](https://doi.org/10.1139/w99-063).
- Petterson, J. E. (2015). *Forebygging av legionellasmitte - en veiledning*. Tekn. rapp. Folkehelseinstituttet. URL: www.fhi.no/legionellaveileder.
- Petterson, S., Signor, R., Ashbolt, N. og Roser, D. (2006). *QMRA methodology*. Tekn. rapp. April: 64.
- Philippou, A. N. og Antzoulakos, D. L. (2011). Binomial Distribution. I: *International Encyclopedia of Statistical Science*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg: 152–154. DOI: [10.1007/978-3-642-04898-2_146](https://doi.org/10.1007/978-3-642-04898-2_146).
- Piazza, S., Blokker, E. J. M., Freni, G., Puleo, V. og Sambito, M. (2019). Impact of diffusion and dispersion of contaminants in water distribution networks modelling and monitoring. *Water Supply*. DOI: [10.2166/ws.2019.131](https://doi.org/10.2166/ws.2019.131).
- Pickert, A. og Botzenhart, K. (1985). [Survival of *Campylobacter jejuni* in drinking water, river water and sewage]. *Zentralblatt für Bakteriologie, Mikrobiologie und Hygiene. Serie B, Umwelthygiene, Krankenhaushygiene, Arbeitshygiene, präventive Medizin* 182 (1): 49–57. URL: <http://europepmc.org/abstract/MED/3939052>.

- Pieterse-Quirijns, E. J., Agudelo-Vera, C. M. og Blokker, E. J. M. (2012). Modelling sustainability in water supply and drainage with SIMDEUM ®. (1): 23–36.
- Pieterse-Quirijns, E. J. og Beverloo, H. (2013). *Validatie rekenregels voor waterverbruik woontorens*. Tekn. rapp. KWR, Nieuwegein: KWR 2013.018.
- Pieterse-quirijns, I., Moerman, A., Slingerland, E., de Groote, W. og Blokker, M. (2015). Sustainable design of building 's installations by taking into account real drinking water use. I: *Proc. of the 32nd CIB W78 Conference 2015, 27th-29th October 2015, Eindhoven, The Netherlands*: 629–638.
- Pipelife AS (2020). *Pipelife produktdatabase*. URL: http://katalog.pipelife.no/dev/?%7B%5C_%7Dtop (sjekket 02.02.2020).
- Rechenburg, A. og Kistemann, T. (2009). Sewage effluent as a source of *Campylobacter* sp. in a surface water catchment. *International Journal of Environmental Health Research* 19 (4): 239–249. DOI: [10.1080/09603120802460376](https://doi.org/10.1080/09603120802460376).
- Rhoads, W., Ji, P., Pruden, A. og Edwards, M. (2015). Water heater temperature set point and water use patterns influence *Legionella pneumophila* and associated microorganisms at the tap. *Microbiome* 3. DOI: [10.1186/s40168-015-0134-1](https://doi.org/10.1186/s40168-015-0134-1).
- Robertson, L. og Gjerde, B. (jan. 2001). Occurrence of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in raw waters in Norway. *Scandinavian journal of public health* 29: 200–207. DOI: [10.1177/14034948010290030901](https://doi.org/10.1177/14034948010290030901).
- Roose, J. (2012). Die quantitative Bestimmung kultureller Unterschiedlichkeit in Europa. *KZfSS Kölner Zeitschrift für Soziologie und Sozialpsychologie* 64 (2): 361–376. DOI: [10.1007/s11577-012-0170-9](https://doi.org/10.1007/s11577-012-0170-9).
- 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%7B%5C_%7Dresponse%7B%5C_%7Dassessment.
- Rossmann, L. A. (2000). *EPANET 2 USERS MANUAL*. Tekn. rapp. United States Environmental Protection Agency.
- Ryu, H., Alum, A., Mena, K. og Abbaszadegan, M. (2007). Assessment of the risk of infection by *Cryptosporidium* and *Giardia* in non-potable reclaimed water. *Water Science and Technology* 55 (1-2): 283–290. DOI: [10.2166/wst.2007.047](https://doi.org/10.2166/wst.2007.047).
- Sayato, Y. (1989). WHO guidelines for drinking-water quality. *Eisei Kagaku* 35 (5): 307–312. DOI: [10.1248/jhs1956.35.307](https://doi.org/10.1248/jhs1956.35.307).
- 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. DOI: [10.1016/J.WATRES.2016.03.057](https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2016.03.057).
- Schroeder, E. og Wuertz, S. (2003). Bacteria. I: *Handbook of Water and Wastewater Microbiology*. Elsevier: 57–68. DOI: [10.1016/B978-012470100-7/50004-2](https://doi.org/10.1016/B978-012470100-7/50004-2).
- Seidu, R., Heistad, A., Lindholm, O., Vråle, L., Jenssen, P. D. og Stenström, T. A. (2007). Integrating Quantitative Microbial Risk Assessment into Health Risk Management of Water Supply Systems in Norway. *Tidsskriftet VANN* 42 (4): 329–336. URL: <http://googl/rAEXJW>.
- Sivertsen, E., SINTEF, Bomo, A.-M. og Norconsult (2016). *Norske tall for vannforbruk med fokus på husholdningsforbruk*. Tekn. rapp.
- Sjøvold, F., Hansen, A. og Rønning, C. (2008). *Helsemessig sikkert vannledningsnett*. Tekn. rapp. Norsk Vann. URL: www.norskvann.no.

- Soller, J. A., Eftim, S. E., Warren, I. og Nappier, S. P. (2016). Evaluation of microbiological risks associated with direct potable reuse. *Microbial Risk Analysis* 5: 3–14. DOI: [10.1016/j.mran.2016.08.003](https://doi.org/10.1016/j.mran.2016.08.003).
- Statistisk sentralbyrå (2020). *Kommunal vannforsyning, 25. juni 2019*. URL: <https://www.ssb.no/statbank/table/11787/tableViewLayout1/> (sjekket 10.02.2020).
- Stephenson, F. (2016). *Calculations for Molecular Biology and Biotechnology*. 3. utg. Academic Press: 43–79. DOI: [10.1016/B978-0-12-802211-5.00003-5](https://doi.org/10.1016/B978-0-12-802211-5.00003-5).
- Stewart, R. A., Beal, C. D. og Carragher, B. J. (2012). Quantifying the influence of residential water appliance efficiency on average day diurnal demand patterns at an end use level: A precursor to optimised water service infrastructure planning. *Resources, Conservation and Recycling*. DOI: [10.1016/j.resconrec.2012.02.008](https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2012.02.008).
- Svanemyr, M. J. (2019). Modelling av patogen-spredning i et vanddistribusjonssystem etter forurensning forårsaket av undertrykk på ledningsnett. Masteroppg. NMBU. URL: <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/2597292>.
- Säve-Söderbergh, M., Toljander, J., Mattisson, I., Åkesson, A. og Simonsson, M. (2018). Drinking water consumption patterns among adults - SMS as a novel tool for collection of repeated self-reported water consumption. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 28 (2): 131–139. DOI: [10.1038/jes.2017.8](https://doi.org/10.1038/jes.2017.8).
- Terzieva, S. I. og McFeters, G. A. (1991). Survival and injury of *Escherichia coli*, *Campylobacter jejuni*, and *Yersinia enterocolitica* in stream water. *Canadian Journal of Microbiology* 37 (10): 785–790. DOI: [10.1139/m91-135](https://doi.org/10.1139/m91-135).
- Teunis, P. F. M., Xu, M., Fleming, K. K., Yang, J., Moe, C. L. og LeChevallier, M. W. (2010). Enteric Virus Infection Risk from Intrusion of Sewage into a Drinking Water Distribution Network. *Environmental Science & Technology* 44 (22): 8561–8566. DOI: [10.1021/es101266k](https://doi.org/10.1021/es101266k).
- Teunis, P., van den Brandhof, W., Nauta, M., Wagenaar, J., van der Kerkhof, H. og van Pelt, W. (2005). A reconsideration of the *Campylobacter* dose–response relation. *Epidemiology and Infection* 133 (4): 583–592. DOI: [10.1017/S0950268805003912](https://doi.org/10.1017/S0950268805003912).
- Teunis, P. F. M., Nagelkerke, N. J. D. og Haas, C. N. (1999). Dose Response Models For Infectious Gastroenteritis. *Risk Analysis* 19 (6): 1251–1260. DOI: [10.1111/j.1539-6924.1999.tb01143.x](https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.1999.tb01143.x).
- Teunis, P. F. M., Chappell, C. L. og Okhuysen, P. C. (2002). *Cryptosporidium* Dose Response Studies: Variation Between Isolates. *Risk Analysis* 22 (1): 175–185. DOI: [10.1111/0272-4332.00014](https://doi.org/10.1111/0272-4332.00014).
- Teunis, P. F., Moe, C. L., Liu, P., Miller, S. E., Lindesmith, L., Baric, R. S., Le Pendu, J. og Calderon, R. L. (2008). Norwalk virus: How infectious is it? *Journal of Medical Virology* 80 (8): 1468–1476. DOI: [10.1002/jmv.21237](https://doi.org/10.1002/jmv.21237).
- Thiel, L. V. (2017). *Watergebruik Thuis 2016*. Tekn. rapp. Vewin. URL: <https://www.vewin.nl/SiteCollectionDocuments/Publicaties/Cijfers/Watergebruik-Thuis-2016.pdf>.
- Thomson, R. E. og Emery, W. J. (2014). Statistical Methods and Error Handling. I: *Data Analysis Methods in Physical Oceanography*. Elsevier: 219–311. DOI: [10.1016/B978-0-12-387782-6.00003-X](https://doi.org/10.1016/B978-0-12-387782-6.00003-X).
- Tribble, D. R., Baqar, S., Scott, D. A., Oplinger, M. L., Trespalacios, F., Rollins, D., Walker, R. I., Clements, J. D., Walz, S., Gibbs, P., Burg, E. F., Moran, A. P., Applebee, L. og Bourgeois, A. L. (apr. 2010). Assessment of the Duration of Protection in *Campylobacter jejuni* Experimental Infection in Humans. *Infection and Immunity* 78 (4): 1750–1759. DOI: [10.1128/IAI.01021-09](https://doi.org/10.1128/IAI.01021-09).

- Trussel, R. R., Salveson, A., Snyder, S., Trussel, A. S., Gerrity, D. og PEcson, B. M. (2013). Potable Reuse: State of the Science Report and Equivalency Criteria for Treatment Trains. *WaterReuse Research Foundation*. URL: <https://watereuse.org/watereuse-research/11-02-2-potable-reuse-state-of-the-science-report-and-equivalency-criteria-for-treatment-trains/>.
- Tønjum, T. (2019a). *Bakterier*. URL: <https://sml.snl.no/bakterier> (sjekket 04.04.2019).
- Tønjum, T. (2019b). *Virus*. URL: <https://sml.snl.no/virus> (sjekket 07.01.2020).
- Tønjum, T. (2020). *Parasitter*. URL: <https://sml.snl.no/parasitter> (sjekket 13.05.2020).
- van Lieverloo, J. H. M., Blokker, E. J. M. og Medema, G. (2007). Quantitative microbial risk assessment of distributed drinking water using faecal indicator incidence and concentrations. *Journal of Water and Health* 5 (S1): 131–149. DOI: [10.2166/wh.2007.134](https://doi.org/10.2166/wh.2007.134).
- 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*. Tekn. rapp.
- Veidekke (2018). *Veidekke med kontrakt om oppføring av 795 studenthybler i massivtre på Ås [Pressemelding]*. URL: <http://veidekke.no/om-oss/nyheter-og-media/pressemeldinger/article29527.ece> (sjekket 11.03.2020).
- Veidekke (2019). *VA-plan for Skogveien studentbolig H01*.
- Verdens helseorganisasjon (2004). Guidelines for Drinking-water Quality. *Verdens Helseorganisasjon (WHO)* 1 (3rd Edition): 564. DOI: [10.1016/S1462-0758\(00\)00006-6](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(00)00006-6).
- Verdens helseorganisasjon (2016). Quantitative microbial risk assessment. *Verdens Helseorganisasjon (WHO)*. URL: <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/246195/9789241565370-eng.pdf;jsessionid=4EF5B016C196F1A082F89159508D390B?sequence=1>.
- Verdens helseorganisasjon (2017). Guidelines for Drinking-Water Quality. *Microbial fact sheet 11 (Fourth Edition Incorporating the First Addendum)*. URL: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK442360/>.
- Wallisch, P., Lusignan, M. E., Benayoun, M. D., Baker, T. I., Dickey, A. S. og Hatsopoulos, N. G. (2014). MATLAB for Neuroscientists. (2): 57–102. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-383836-0.00003-5>.
- Wavin (2020). *VVS katalog 2020*. (Sjekket 02.02.2020).
- Westrell, T., Bergstedt, O., Stenström, T. og Ashbolt, N. (2003). A theoretical approach to assess microbial risks due to failures in drinking water systems. *International Journal of Environmental Health Research* 13 (2): 181–197. DOI: [10.1080/0960312031000098080](https://doi.org/10.1080/0960312031000098080).
- Yang, J., LeChevallier, M. W., Teunis, P. F. M. og Xu, M. (2011). Managing risks from virus intrusion into water distribution systems due to pressure transients. *Journal of Water and Health* 9 (2): 291–305. DOI: [10.2166/wh.2011.102](https://doi.org/10.2166/wh.2011.102).
- Zhan, W. og Shao, Z. (2020). Test patterns reordering method based on Gamma distribution. *Integration* 72: 66–71. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.vlsi.2019.12.008>.
- Zhang, K., Achari, G., Sadiq, R., Langford, C. H. og Dore, M. H. (2012). An integrated performance assessment framework for water treatment plants. *Water Research* 46 (6): 1673–1683. DOI: [10.1016/j.watres.2011.12.006](https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.006).
- Ødegaard, H. (2014). *Vann- og avløpsteknikk*. 2. utg. Norsk Vann.
- Ødegård, J., Persson, M. og Baade-Mathiesen, T. (2013). *Investeringsbehov i vann- og avløpssektoren*. Tekn. rapp.

Vedlegg A. Vedlegg

15.04.20 14:07 C:\Users\InaElisabeth\...\main code pdf.m 1 of 4

```

%% START OG LOAD
start_toolkit; %Starter EPANET-MATLAB toolkit
G = epanet('Skogveien18A.inp'); %henter EPANET modell

%% FÅ VIKTIGE PARAMETERE
NodeCount = G.getNodeCount; %Antall noder i EPANET modell
node_pattern_index = G.getNodePatternIndex; %Finner indeksene til de ulike pattern
% i EPANET
node_demand_pattern_index = G.getNodeDemandPatternIndex; %Index til demand pattern
nodedemandpatternid = G.getNodeDemandPatternNameID; %Pattern navn
patternTimeStep = G.getTimePatternStep;
%% SETT INN VERDIER
Simulations = 1000; %antall simulasjoner
PatternVarighet = 24; %24 timer simulasjon

%% FORDELE NYE PATTERN ID PÅ NODER
%Legger til riktig antall forbruksmønstre (822 stk. totalt)
for j = 15:1:(NodeCount-1) %det var opprinnelig 15 forbruksmønstre i modell
    number = strcat('P', num2str(j));
    G.addPattern(number);
end

%Hver node får eget tomt forbruksmønster
old_pattern_index = 0;
values = G.getNodePatternIndex;
for ii = 1:1:16
    v = strcat('Pattern_ind', num2str(ii));
    Pattern_index(v) = find(node_pattern_index == ii);
    for iii = 1:1:length(Pattern_index(v))
        new_index = old_pattern_index + iii;
        current_node = Pattern_index(v)(iii);
        values(1,current_node) = new_index;
    end
    old_pattern_index = old_pattern_index + iii;
end
G.setNodeDemandPatternIndex(values)

%% IMPORT av genererte forbrukskurver
Pattern_dusj = matfile('Pattern_dusj_v73.mat');
Pattern_toalet = matfile('Pattern_WC_v73.mat');
Pattern_wc_vask = matfile('Pattern_WC_Vask_v73.mat');
Pattern_tannpuss = matfile('Pattern_tannpuss_v73.mat');
Pattern_kjokkenvask_16 = matfile('Pattern_kjokkenkran_16_manns_v73.mat');
Pattern_kjokkenvask_8 = matfile('Pattern_kjokkenkran_8_manns_v73.mat');
Pattern_kjokkenvask_5 = matfile('Pattern_kjokkenkran_5_manns_v73.mat');
Pattern_drikkevann_16 = matfile('Pattern_drikkevann_16_manns_v73.mat');
Pattern_drikkevann_8 = matfile('Pattern_drikkevann_8_manns_v73.mat');
Pattern_drikkevann_5 = matfile('Pattern_drikkevann_5_manns_v73.mat');
Pattern_oppvaskmaskin_16 = matfile('Pattern_oppvask_16_v73.mat');
Pattern_oppvaskmaskin_8 = matfile('Pattern_oppvask_8_manns_v73.mat');
Pattern_oppvaskmaskin_5 = matfile('Pattern_oppvask_5_manns_v73.mat');
Pattern_totalforbruk = matfile('Pattern_totalforbruk_v73.mat');
Pattern_forurensning = matfile('Pattern_forurensning_v73.mat');

```

Figur A.1: Hovedkode der det blir kjørt 1000 simuleringer via EPANET-MATLAB toolkit. Del 1.

15.04.20 14:07 C:\Users\InaElisabeth\...\main code pdf.m 2 of 4

```

%% Innsetting av alle forbrukskurver
old_pattern_index_sim = 0;
Pattern_samling = cell(1,1000);
for m = 1:1:1000
    old_pattern_index = 0;
    for mm = 1:1:(length(Pattern_index.Pattern_ind1))
        row_in_pattern = (old_pattern_index_sim*141) + mm;
        G.setPattern(mm, Pattern_dusj.Pattern_DUSJ(row_in_pattern,:));
    end
    old_pattern_index = old_pattern_index + mm;
    for mm = 1:1:(length(Pattern_index.Pattern_ind2))
        new_index = old_pattern_index + mm;
        row_in_pattern = (old_pattern_index_sim*141) + mm;
        G.setPattern(new_index, Pattern_toalett.Pattern_WC(row_in_pattern,:));
    end
    old_pattern_index = old_pattern_index + mm;
    for mm = 1:1:(length(Pattern_index.Pattern_ind3))
        new_index = old_pattern_index + mm;
        row_in_pattern = (old_pattern_index_sim*141) + mm;
        G.setPattern(new_index, Pattern_wc_vask.Pattern_WC_Vask(row_in_pattern,:));
    end
    old_pattern_index = old_pattern_index + mm;
    for mm = 1:1:(length(Pattern_index.Pattern_ind4))
        new_index = old_pattern_index + mm;
        row_in_pattern = (old_pattern_index_sim*141) + mm;
        G.setPattern(new_index, Pattern_tannpuss.Pattern_tannpuss(row_in_pattern,:));
    end
    old_pattern_index = old_pattern_index + mm;
    for mm = 1:1:(length(Pattern_index.Pattern_ind5))
        new_index = old_pattern_index + mm;
        row_in_pattern = (old_pattern_index_sim*12) + mm;
        G.setPattern(new_index, Pattern_kjokkenvask_16.Pattern_kjokkenkran_16_manns
(row_in_pattern,:));
    end
    old_pattern_index = old_pattern_index + mm;
    for mm = 1:1:(length(Pattern_index.Pattern_ind6))
        new_index = old_pattern_index + mm;
        row_in_pattern = (old_pattern_index_sim*5) + mm;
        G.setPattern(new_index, Pattern_kjokkenvask_8.Pattern_kjokkenkran_8_manns
(row_in_pattern,:));
    end
    old_pattern_index = old_pattern_index + mm;
    for mm = 1:1:(length(Pattern_index.Pattern_ind7))
        new_index = old_pattern_index + mm;
        row_in_pattern = (old_pattern_index_sim*1) + mm;
        G.setPattern(new_index, Pattern_kjokkenvask_5.Pattern_kjokkenkran_5_manns
(row_in_pattern,:));
    end
    old_pattern_index = old_pattern_index + mm;
    for mm = 1:1:(length(Pattern_index.Pattern_ind8))
        new_index = old_pattern_index + mm;
        row_in_pattern = (old_pattern_index_sim*12) + mm;
        G.setPattern(new_index, Pattern_drikkevann_16.Pattern_drikkevann_16_manns
(row_in_pattern,:));
    end
end

```

Figur A.2: Hovedkode der det blir kjørt 1000 simuleringer via EPANET-MATLAB toolkit. Del 2.

15.04.20 14:07 C:\Users\InaElisabeth\...\main code pdf.m 3 of 4

```

    old_pattern_index = old_pattern_index + mm;
    for mm = 1:1:(length(Pattern_index.Pattern_ind9))
        new_index = old_pattern_index + mm;
        row_in_pattern = (old_pattern_index_sim*5) + mm;
        G.setPattern(new_index, Pattern_drikkevann_8.Pattern_drikkevann_8_manns ✓
    (row_in_pattern, :));
    end
        old_pattern_index = old_pattern_index + mm;
    for mm = 1:1:(length(Pattern_index.Pattern_ind10))
        new_index = old_pattern_index + mm;
        row_in_pattern = (old_pattern_index_sim*1) + mm;
        G.setPattern(new_index, Pattern_drikkevann_5.Pattern_drikkevann_5_manns ✓
    (row_in_pattern, :));
    end

        old_pattern_index = old_pattern_index + mm;
    for mm = 1:1:(length(Pattern_index.Pattern_ind11))
        new_index = old_pattern_index + mm;
        row_in_pattern = (old_pattern_index_sim*12) + mm;
        G.setPattern(new_index, PatternOppvaskmaskin_16.PatternOppvask_16_manns ✓
    (row_in_pattern, :));
    end
        old_pattern_index = old_pattern_index + mm;
    for mm = 1:1:(length(Pattern_index.Pattern_ind12))
        new_index = old_pattern_index + mm;
        row_in_pattern = (old_pattern_index_sim*5) + mm;
        G.setPattern(new_index, PatternOppvaskmaskin_8.PatternOppvask_8_manns ✓
    (row_in_pattern, :));
    end
        old_pattern_index = old_pattern_index + mm;
    for mm = 1:1:(length(Pattern_index.Pattern_ind13))
        new_index = old_pattern_index + mm;
        row_in_pattern = (old_pattern_index_sim*1) + mm;
        G.setPattern(new_index, PatternOppvaskmaskin_5.PatternOppvask_5_manns ✓
    (row_in_pattern, :));
    end
        old_pattern_index = old_pattern_index + mm;
    for mm = 1:1:(length(Pattern_index.Pattern_ind14))
        new_index = old_pattern_index + mm;
        row_in_pattern = (old_pattern_index_sim*1) + mm;
        G.setPattern(new_index, Pattern_totalforbruk.Pattern_totalforbruk ✓
    (row_in_pattern, :));
    end
        old_pattern_index = old_pattern_index + mm;
    for mm = 1:1:(length(Pattern_index.Pattern_ind15))
        new_index = old_pattern_index + mm;
        G.setPattern(new_index, Pattern_forurensning.Pattern_forurensning(1, :));
        %BARE ETT TIDSPUNKT FOR FORURENSING
    end
    old_pattern_index = old_pattern_index + mm;
    for mm = 1:1:(length(Pattern_index.Pattern_ind16)) %er bare nuller!
        new_index = old_pattern_index + mm;
        G.setPattern(new_index, Pattern_hjelpenoder(mm, :));
    end
    old_pattern_index_sim = old_pattern_index_sim + 1;

```

Figur A.3: Hovedkode der det blir kjørt 1000 simuleringer via EPANET-MATLAB toolkit. Del 3.

15.04.20 14:07 C:\Users\InaElisabeth\...\main code pdf.m 4 of 4

```

Pattern = G.getPattern;
Pattern_samling(m) = Pattern;
disp(m)
end

%% Lagrer og fjerner midlertidig Pattern_samling grunnet begrenset midlertidig minne
save('Pattern_samling_ny700','Pattern_samling','-v7.3','-nocompression');
clearvars Pattern_samling

%% SETTER NODE SOURCE PATTERN INDEX - Konsentrasjon på patogenforurensning
SourcePatternIndex = G.getNodeSourcePatternIndex;
G.setNodeSourcePatternIndex(822,620); %gir node med index 822 (node 443) pattern med
                                     %index 620 (forurensning);
concentration = 10^(-5); %mg/l
G.setNodeSourceQuality(822,concentration)

%% Lager forurensningsmønster
Pattern_forurensning = zeros(1,1440);
Pattern_forurensning(600) = 1; %forurensning i 1 minutt klokken 10:00

%% 1000 KVALITETSSANALYSER
%Henter forhåndsgenererte forbruksmønstre
All_pattern = matfile('Pattern_samling_ny.mat'); % 1x1000 celler med 822x1440 i
                                                % hver celle
output_result = cell(1,1000);
for m = 1:1:Simulations
% Kjører kvalitetsanalyse steg for steg
Pattern_current = All_pattern.Pattern_samling(1,m); %bytter ut "sett" med forbruks-
                                                    %mønster ved hver simulering
for i = 1:1:822 %setter inn riktig forbruksmønster for riktig node
    G.setPattern(i,Pattern_current(1,1)(i,:))
    G.setPattern(620, Pattern_forurensning); %setter forurensningsmønster
end
G.solveCompleteHydraulics; %Kjører hydraulisk simulering for hvert tidspunkt
G.openQualityAnalysis %Åpner vannkvalitetsanalysen
G.initializeQualityAnalysis %initialiserer kvalitetsanalyse og simuleringstid
tleft=1;T=[];Q=[];

while (tleft>0)
    t=G.runQualityAnalysis; % Henter resultater for hydraulikk og vannkvalitet
    Q=[Q; G.getNodeActualQuality]; %Plukker ut forurensningskonsentrasjonene i nodene
    T=[T; t];
    tleft = G.stepQualityAnalysisTimeLeft; %Går ett tidsteg videre i prosessen,
                                           %tleft er den gjenstående tiden i
simuleringen.
end
output_result(1,m) = Q; %Legger resultatene for en hel simulering i en celle
G.closeQualityAnalysis; %Stenger vannkvalitetsanalyse systemet for å frigi minne
end

```

Figur A.4: Hovedkode der det blir kjørt 1000 simuleringer via EPANET-MATLAB toolkit. Del 4.

24.04.20 17:10 C:\Users...\dusj forbrukskurve oversikt.m 1 of 2

```

%% Import data for tidspunktfordeling from Blokker,2006 (ref. i Schijven,2016
% xq_shower og yq_shower: x- og y-verdier fra tidsfordeling

%% Tidspunktfordeling: PDF til CDF
% utgangspunkt i tidsvariasjonen fra Blokker 2006.

integral = cumtrapz(xq_shower,yq_shower); %gjør om PDF til CDF
CDF_shower = [integral' ; xq_shower'];
r=randdf(141000,CDF_shower,'cdf'); %trekker ut 141000 tilfeldige verdier
%fra CDF_shower

%% FREKVENNS BRUK
%Binominal distribusjon (Thiel2017)
frekvens_x = (-1:0.1:3);
frekvens_pdf = binopdf(frekvens_x,1,0.78); %n = 1, p = 0.78

PDF_frekvens_y_x = [frekvens_pdf ; frekvens_x];
r_frekvens=randdf(141000,PDF_frekvens_y_x,'pdf');
r_frekvens(r_frekvens <= 0 ) = 0;

%% Midlertidig forbrukskurve uten varighet (per person)
resultMID = zeros(141000,1440);
for n = 1:1:141000
    antall = r_frekvens(i);
    if (antall >= 1) %Dersom det faktisk er en dusjhendelse
        ii = round(antall);
        r=randdf(ii,CDF_WC,'cdf');
        for iii = 1:1:length(r)
            val = r(iii);
            ind = interp1(xq_shower,1:length(xq_shower),val,'nearest');
            resultMID(n,ind) = 1;
        end
    end
end

%% Dusj varlighet fordeling
%fig. 3-3 a fra Blokker2010

xlog = 0:1:25;
mu = 2;
sigma = 0.5;
ylog = lognpdf(xlog,mu,sigma) ;
PDF_varighet = [ylog ; xlog];
r_varig=randdf(141000,PDF_varighet,'pdf'); % plukker1000 random varigheter
% utifra PDF for dusjvarighet

%% DEMAND PATTERN
%steg i mønsteret er 1 minutt
varighet = [];
Pattern_dusj = resultMID;
for f = 1:1:141000
    %f=1;
    aa = Pattern_dusj(f,:);
    t = find(aa ==1) - round((double(r_varig(f))/2)); %runder opp

```

Figur A.5: Programmering for generering av forbrukskurver for dusjer. Del 1.

24.04.20 17:10 C:\Users...\dusj forbrukskurve oversikt.m 2 of 2

```
t(t<1)=1;
varighet = t + r_varig(f); %varighet er den index nummer der dusjen slutes å brukes
if varighet<= 1440 %for hendelser som slutter før dagen er omme
    Pattern_dusj(f,t:varighet) = 1;
elseif varighet>= 1440 %For hendelser som varer over midnatt
    V = [];
    for v = t:1:1440
        V = [V v] ;
    end
    t_start = length(V);
    t_end = varighet - 1440;
    t_start_ny = t+t_start;
    Pattern_dusj(f,t:t_start_ny) = 1;
    Pattern_dusj(f,1:t_end) = 1;
end
end
```

Figur A.6: Programmering for generering av forbrukskurver for dusjer. Del 2.

14.04.20 11:37 ... \kjokken vask forbrukskurve oversikt.m 1 of 2

```
% |KJØKKENVASK FORBRUKSKURVE 5-MANNS KOLLEKTIV|

%% Import data for tidspunktfordeling from Beal,2011
% x_kjokken og y_kjokken: x- og y-verdier fra tidsfordeling

%% Omgjøring fra tidsserie til PDF og CDF
Areal = trapz(x_kjokken,y_kjokken)
for i = 1:length(x_kjokken_diurnal)
    y_kjokken_PDF(i) = (y_kjokken_diurnal(i))/Areal;
end
y_kjokken_CDF = cumtrapz(x_kjokken_diurnal,y_kjokken_PDF);

%% Interpolering
xq_kjokken = (0:0.0166667:24)'; %interpolerer over disse 1440 punktene for å få
                                %24 timer i 1-minutts intervaller.
yq_kjokken = interp1(x_kjokken,y_kjokken_CDF,xq_kjokken);
yq_kjokken(1:60) = 0; %De første 60 punkter var NaN

%% FREKVENNS Antall bruk av kjøkkenvask per dag
%negativ binomial: r = 3,00, p = 0.19 (Blokker2010)
frekvens_x_husholdning = (0:1:35);
frekvens_pdf = nbinpdf(frekvens_x_husholdning,3,0.19);
frekvens_x_person = frekvens_x_husholdning/2.3
frekvens_x_person = frekvens_x_person_med_drikkevann - 1.0008;
%1.0008 er den gjennomsnittlige frekvensen for konsumering av vann
frekvens_x_person(frekvens_x_person <= 0) = 0;

PDF_frekvens_y_x = [frekvens_pdf ; frekvens_x];

%% Simulasjon på n-antall "random" tidspunkt med utgangspunkt i tidsvariasjonen

CDF_kjokken = [yq_kjokken' ; xq_kjokken'];
resultEND = cell(1000,1);
for n = 1:1:1000
    r_frekvens=randdf(5,PDF_frekvens_y_x,'pdf'); % trekker ut 5 frekvenser per
                                                % simulering pga.
                                                % 5-manns kollektiv
    r_frekvens(r_frekvens <= 0) = 0; %Setter negative frekvenser lik null
    resultMID = [];
    for i = 1:1:5 % 5-manns kollektiv
        antall = r_frekvens(i);
        ii = round(antall);
        r=randdf(ii,CDF_kjokken,'cdf');
        result = zeros(1,length(xq_kjokken));
        for iii = 1:1:length(r)
            val = r(iii);
            ind = interp1(xq_kjokken,1:length(xq_kjokken),val,'nearest');
            result(ind) = 1;
        end
        resultMID = [resultMID;result];
    end
    resultEND(n) = resultMID;
end
```

Figur A.7: Programmering for generering av forbrukskurver for kjøkkenvaskene i 5-mannskollektiv. Del 1.

14.04.20 11:37 ... \kjokken vask forbrukskurve oversikt.m 2 of 2

```

%% Sette sammen vektorene (som nå er per person) til en "pattern" per kjøkken
nyResultEND = [];
for m = 1:length(resultEND)
    nyResult = zeros(1,1440);
    Tot_bt = [];
    CurrentResult = resultEND(m);
    for mm = 1:size(CurrentResult,1)
        bb = CurrentResult(mm,:);
        bt = find(bb==1);
        Tot_bt = [Tot_bt bt];
    end

    for mmm = 1:length(Tot_bt)
        btt = Tot_bt(mmm);
        nyResult(btt) = 1;
    end
nyResultEND = [nyResultEND;nyResult];
end

%% PUNKT 3: kjøkkenkran varlighet fordeling
%fig. 3-3 a fra Blokker2010
xlog = 0:1:90;
mu = 3;
sigma = 1;
ylog = 5*lognpdf(xlog,mu,sigma) ; %lognormal fordeling

%% PUNKT 4: DEMAND PATTERN
PDF_varighet = [ylog ; xlog];
varighet = [];
Pattern_kjokkenkran = nyResultEND;
for f = 1:1:1000
    r_varig=randdf(1000,PDF_varighet,'pdf'); %1000 random varigheter urifra PDF
                                         %for dusjvarighet

    aa = Pattern_kjokkenkran(f,:);
    t = find(aa==1);
    for mm = 1:length(t);
        varighet = r_varig(mm)/60; %pattern er i minutter
        tt = t(mm);
        if varighet <= 1
            multiplier = varighet;
            Pattern_kjokkenkran(f,tt) = multiplier;
        else
            multiplier = 1;
            multiplier_2 = varighet - 1;
            Pattern_kjokkenkran(f, tt) = multiplier;
            Pattern_kjokkenkran(f, tt+1) = multiplier_2;
        end
    end
end
end

```

Figur A.8: Programmering for generering av forbrukskurver for kjøkkenvaskene i 5-mannskollektiv. Del 2.

14.04.20 11:52 C:\Users\I...\WC forbrukskurve oversikt.m 1 of 1

```
% |KJØKKENVASK FORBRUKSKURVE 5-MANNS KOLLEKTIV|

%% Import data for tidspunktfordeling from Beal,2011
% x_WC og y_WC: x- og y-verdier fra tidsfordeling

%% Omgjøring fra tidsserie til PDF og CDF
Areal = trapz(x_WC,y_WC);
for i = 1:length(x_WC)
    y_WC_PDF(i) = (y_WC(i))/Areal;
end
y_WC_CDF = cumtrapz(x_WC,y_WC_PDF);

%% INTERPOLERING
xq_WC = (0:0.0166667:24)'; %interpolerer over disse 1440 punktene for å få
                        %24 timer i 1-minutts intervaller.
yq_WC = interp1(x_WC,y_WC_CDF,xq_WC);
yq_WC(1:60) = 0;

%% FREKVENNS BRUK
%Poisson distribusjon (Blokker2010), lambda = 6.04,
frekvens_x = (0:1:20);
frekvens_pdf = poisspdf(frekvens_x,6.04); %Poisson distribusjon

PDF_frekvens_y_x = [frekvens_pdf ; frekvens_x];
r_frekvens=randdf(141000,PDF_frekvens_y_x,'pdf');
r_frekvens(r_frekvens <= 0 ) = 0;

%% DEMAND PATTERN.
%Hver hendelse varer 1 minutt!
CDF_WC = [yq_WC' ; xq_WC'];
Pattern_WC = zeros(141000,1440);
for i = 1:141000
    antall = r_frekvens(i);
    ii = round(antall);
    r=randdf(ii,CDF_WC,'cdf');
    r(r <= 0 ) = 0;
    %tidspunkter(i) = r;
    %result = zeros(1,length(xq_WC));
    for iii = 1:length(r)
        val = r(iii);
        ind = interp1(xq_WC,1:length(xq_WC),val,'nearest');
        % result(ind) = 1;
        Pattern_WC(i,ind) = 1;
    end
end
end
```

Figur A.9: Programmering for generering av forbrukskurver toalett.

14.04.20 11:57 C:\Us...\WC vask forbrukskurve oversikt.m 1 of 1

```
% |PATTERN WC VASK|

%% IMPORT - importerer forbruksmønsteret til WC
load('Pattern_WC.mat');

%% varighet WC-vask-ved bruk av toalett
%Blokker2010: Duration, mu = 40 s (Lognormal).
xlog = 0:0.1:20; % i minutter
mu = 0.667; %40 sek i minutter = 0.667 min
sigma = 1.3*mu;
ylog = lognpdf(xlog,mu,sigma); %lognormal distribusjon

%% PUNKT 4: DEMAND PATTERN
varighet = [];
Pattern_WC_Vask = Pattern_WC;
for f = 1:1:141000
r_varig=randdf(1000,PDF_varighet,'pdf'); %1000 random varigheter utifra PDF
                                %for WC-vask varighet

aa = Pattern_WC_Vask(f,:);
t = find(aa==1);
for mm = 1:1:length(t);
    varighet = floor(r_varig(mm)); %runder NED
    tt = t(mm);
    slutt_verdi = r_varig(mm) - varighet;
    start_index = tt-(floor(varighet/2));
    slutt_index = start_index + (varighet-1);
    if varighet < 1
        Pattern_WC_Vask(f,tt) = r_varig(mm);
    elseif (slutt_index <= 1439) && (varighet>=1)
        Pattern_WC_Vask(f, start_index:slutt_index) = 1;
        slutt_index_desimal = slutt_index+1;
        Pattern_WC_Vask(f,slutt_index_desimal)= slutt_verdi;
    elseif (slutt_index > 1439) && (varighet>=1)
        Pattern_WC_Vask(f,start_index:1440) = 1;
        slutt_index2 = slutt_index-1440 ;
        Pattern_WC_Vask(f, 1:slutt_index2) = 1;
        slutt_index_desimal = slutt_index2+1;
        Pattern_WC_Vask(f,slutt_index_desimal)= slutt_verdi;
    end
end
end
end
```

Figur A.10: Programmering for generering av forbrukskurver for toalettcranene.

14.04.20 12:00 C:\U...\tannpuss forbrukskurve oversikt.m 1 of 1

```
% |TANNPUSS|

%% IMPORT - importerer forbruksmønsteret til WC
load('Pattern_WC.mat');

%% Forbrukskurve
%Antar varighet lik 2 minutter per hendelse
Pattern_tannpuss = zeros(141000,1440);
for n = 1:1:141000
    WC_besok = Pattern_WC(n,:);
    val1 = find(WC_besok==1, 1, 'first'); %Første tannpuss
    val2 = find(WC_besok==1, 1, 'last'); %Andre tannpuss
    Pattern_tannpuss(n, val1) = 1;
    Pattern_tannpuss(n, val1+1) = 1;
    if val2 < 1440
        Pattern_tannpuss(n, val2) = 1;
        Pattern_tannpuss(n, val2+1) = 1;
    else
        Pattern_tannpuss(n, val2) = 1;
        Pattern_tannpuss(n, 1) = 1;
    end
end
end
```

Figur A.11: Programmering for generering av forbrukskurver for tannpuss ved toalettcran

14.04.20 12:24 C:\...\drikkevann forbrukskurve oversikt.m 1 of 2

```

% |DRIKKEVANN FORBRUKSKURVE 8-MANNS KOLLEKTIV|

%% Import data for tidspunktfordeling from van Rossum, 2011
% x_drikkevann og y_drikkevann: x- og y-verdier fra tidsfordeling

%% Interpolering og omgjøring til CDF
xq_drikkevann = (0:0.0166667:24)'; %interpolerer over disse 1440 punktene for
                                %å få 24 timer i 1-minutts intervaller.
yq_drikkevann = interp1(x_drikkevann,y_drikkevann,xq_drikkevann);
for j = 1380:1:1440
    yq_drikkevann(j) = yq_drikkevann(j-1) -0.0001;
end
integral = cumtrapz(xq_drikkevann,yq_drikkevann); %omgjøring til CDF

%% FREKVENNS Antall glass drukket per dag
%Gamma distribusjon fra Säve-Söderbergh et al
frekvens_x = 0:0.1:20;
pd = (makedist('Gamma', 'a', 3.938));
rate = 0.791;
a = 3.938;
frekvens_pdf = rate*pdf(pd,frekvens_x);
PDF_frekvens_y_x = [frekvens_pdf ; frekvens_x];

%% DEMAND PATTERN: Simulasjon på n-antall "random" tidspunkt med utgangspunkt i
tidsvariasjonen
%
CDF_drikkevann = [integral' ; xq_drikkevann'];
Pattern_drikkevann_8_manns = cell(5000,1); % 5 ulike 8-mannskollektiv. Behøver 5000
forbrukskurver
for n = 1:1:5000
    r_frekvens=randdf(8,PDF_frekvens_y_x,'pdf'); %%%%%%%%%%BYTT
    r_frekvens(r_frekvens <= 0 ) = 0;
    resultMID = [];
    for i = 1:1:8 %8-manns kollektiv.
        antall = r_frekvens(i);
        ii = round(antall);
        r=randdf(ii,CDF_drikkevann,'cdf');
        r(r <= 0 ) = 0;
        result = zeros(1,length(xq_drikkevann));
        for iii = 1:1:length(r)
            val = r(iii);
            ind = interp1(xq_drikkevann,1:length(xq_drikkevann),val,'nearest');
            result(ind) = 1;
        end
        resultMID = [resultMID; result];
    end
    resultEND(n) = resultMID;
end

Pattern_drikkevann_8_manns = [];
for m = 1:1:length(resultEND)
    nyResult = zeros(1,1440);
    Tot_bt = [];
    CurrentResult = resultEND(m);
    for mm = 1:1:size(CurrentResult,1)

```

Figur A.12: Programmering for generering av forbrukskurver for drikkevann i 8-mannskollektiv. Del 1.

14.04.20 12:24 C:\...\drikkevann forbrukskurve oversikt.m 2 of 2

```
    bb = CurrentResult(mm,:);
    bt = find(bb==1);
    Tot_bt = [Tot_bt bt];
end
for mmm = 1:1:length(Tot_bt)
    btt = Tot_bt(mmm);
    if nyResult(btt)==0
        nyResult(btt) = 1;
    else
        nyResult(btt) = nyResult(btt)+1;
    end
end
Pattern_drikkevann_8_manns = [Pattern_drikkevann_8_manns;nyResult];
end
```

Figur A.13: Programmering for generering av forbrukskurver for drikkevann i 8-mannskollektiv. Del 2.

03.04.20 16:00 C:\Users\InaEli...\Oppvask til overleaf.m 1 of 2

```

%% OPPVASKMASKIN FORBRUKSKURVER - 16-manns-kollektiv

%% IMPORT tidsfordelingsdata fra Beal mfl.,2011
%Import tidspunkter_Beal
x_oppvask_diurnal = tidspunkter_Beal(1,:);
y_oppvask = tidspunkter_Beal(4,:);

%% Tidsserie til PDF og CDF
Areal = trapz(x_oppvask_diurnal,y_oppvask);
for i = 1:length(x_oppvask_diurnal)
    y_oppvask_PDF(i) = (y_oppvask(i))/Areal;
end
y_oppvask_CDF = cumtrapz(x_oppvask_diurnal,y_oppvask_PDF);
x_oppvask = x_oppvask_diurnal;

%% INTERPOLERING
xq_oppvask = (0:0.0166667:24)'; %interpolerer over disse 1440 punktene for å få
    %24 timer i 1-minutts intervaller.
yq_oppvask = interp1(x_oppvask,y_oppvask_CDF,xq_oppvask);
yq_oppvask(1:60) = 0; %interpolering gir NaN i de første 60 punktene, setter disse
    %lik 0

%% FREKVENNS BRUK
%Poisson distribusjon (Blokker, 2010), lambda = 0.3,
frekvens_x_husholdning = (0:1:5);
frekvens_pdf = poisspdf(frekvens_x_husholdning,0.3);
frekvens_x_person = frekvens_x_husholdning/2.3; %Gjennomsnittlig husholdning er på
    %2.3 personer
frekvens_x_16_manns = frekvens_x_person*8; %To oppvaskmaskiner per kollektiv
frekvens_x_int = (0:0.01:5)'; %interpolerer over disse 1440 punktene for å få 24 timer
    %i 1-minutts intervaller.
frekvens_y_int = interp1(frekvens_x_16_manns,frekvens_pdf,frekvens_x_int);
PDF_frekvensint_y_x = [frekvens_y_int' ; frekvens_x_int'];
PDF_frekvensint_y_x (PDF_frekvensint_y_x < 0 ) = 0; %setter mulige
    %negative frekvenser lik 0

%% PUNKT2: simulasjon på n-antall "random" tidspunkt.
%Forbruksmønster uten varighet, bare frekvens og tidspunkt.
CDF_oppvask = [yq_oppvask' ; xq_oppvask'];
resultEND = zeros(141000,1440);
for i = 1:141000
    antall =randdf(1,PDF_frekvensint_y_x,'pdf');
    ii = round(antall);
    r=randdf(ii,CDF_oppvask,'cdf');
    r(r <= 0 ) = 0;
    if ii >= 1;
        for iii = 1:length(r)
            val = r(iii);
            ind = interp1(xq_oppvask,1:length(xq_oppvask),val,'nearest');
            resultEND(i,ind) = 1;
        end
    end
end

%% PUNKT 3: kjøkkenkran varlighet fordeling

```

Figur A.14: Programmering for generering av forbrukskurver for oppvaskmaskiner i 16-mannskollektiv. Del 1.

03.04.20 16:00 C:\Users\InaEli...\Oppvask til overleaf.m 2 of 2

```

Antall_sykluser = 4; %4 vanninnsugnings sykluser per program
Tot_tid = 23; %Tid for Standard program
Tid_mellom_syklus = (Tot_tid-Antall_sykluser)/Antall_sykluser; %Hver syklus varer
                                                    %i ett minutt

%Lage vektor som skal simulere de fire syklusene med 1 minutt innsugningtid
En_oppvask = zeros(1,Tot_tid);
En_oppvask(1)=1;
for s = 1:1:(Antall_sykluser-1)
    t = s*round(Tid_mellom_syklus)+s;
    En_oppvask(t)=1;
end

%% PUNKT 4: DEMAND PATTERN
%Setter inn varigehten inn i forbruksmønsteret
Pattern_oppvask = resultEND;
for f = 1:1:1000
    aa = Pattern_oppvask(f,:);
    t = find(aa==1);
    for mm = 1:1:length(t);
        start_cycle = t(mm)-(round(Tot_tid/2));
        end_cycle = start_cycle+Tot_tid-1;
        if (start_cycle>=1) && (end_cycle<=1440)
            Pattern_oppvask(f,start_cycle:end_cycle)= En_oppvask;
        elseif start_cycle<1
            For_midnatt = -start_cycle;
            For_midnatt_index = 1440+start_cycle+1;
            Pattern_oppvask(f,For_midnatt_index:1440)= En_oppvask(1:For_midnatt);
            end_cycle_ny = end_cycle +1;
            For_midnatt_ny = For_midnatt+1;
            Pattern_oppvask(f,1:end_cycle_ny)= En_oppvask(For_midnatt_ny:Tot_tid);
        elseif end_cycle>1440
            Etter_midnatt_index = end_cycle-1440;
            For_midnatt = Tot_tid-Etter_midnatt_index;
            Pattern_oppvask(f,start_cycle:1440)= En_oppvask(1:For_midnatt);
            For_midnatt_ny = For_midnatt+1;
            Pattern_oppvask(f,1:Etter_midnatt_index)= En_oppvask(For_midnatt_ny:Tot_tid);
        end
    end
end
end

```

Figur A.15: Programmering for generering av forbrukskurver for oppvaskmaskiner i 16-mannskollektiv. Del 2.

14.04.20 12:28 C:\U...\generell forbrukskurve oversikt.m 1 of 3

```
% |GENERELL FORBRUKSKURVE|

% Base Demand:
base_dusj = 0.19;
base_toalett=0.0928;
base_wc_vask = 0.042;
base_tannpuss = 0.0105;
base_kjokkenvask_16 = 0.0940;
base_kjokkenvask_8 = 0.0940;
base_kjokkenvask_5 = 0.0940;
base_drikkevann_16 = 0.0033;
base_drikkevann_8 = 0.0033;
base_drikkevann_5 = 0.0033;
base_oppvaskmaskin_16 = 0.0952;
base_oppvaskmaskin_8 = 0.1810;
base_oppvaskmaskin_5 = 0.1810;

base_total = 1.0838;

Average_base=base_total/13; %13 er antall forbruksmønstre

%% load alle pattern
Pattern_dusj = matfile('Pattern_dusj_v73.mat');
Pattern_toalett = matfile('Pattern_WC_v73.mat');
Pattern_wc_vask = matfile('Pattern_WC_Vask_v73.mat');
Pattern_tannpuss = matfile('Pattern_tannpuss_v73.mat');
Pattern_kjokkenvask_16 = matfile('Pattern_kjokkenkran_16_manns_v73.mat');
Pattern_kjokkenvask_8 = matfile('Pattern_kjokkenkran_8_manns_v73.mat');
Pattern_kjokkenvask_5 = matfile('Pattern_kjokkenkran_5_manns_v73.mat');
Pattern_drikkevann_16 = matfile('Pattern_drikkevann_16_manns_v73.mat');
Pattern_drikkevann_8 = matfile('Pattern_drikkevann_8_manns_v73.mat');
Pattern_drikkevann_5 = matfile('Pattern_drikkevann_5_manns_v73.mat');
Pattern_oppvask_16 = matfile('Pattern_oppvask_16_v73.mat');
Pattern_oppvask_8 = matfile('Pattern_oppvask_8_manns_v73.mat');
Pattern_oppvask_5 = matfile('Pattern_oppvask_5_manns_v73.mat');

%% sett sammen alle forbrukskurvene
Pattern_totalforbruk = zeros(1000,1440);
for m = 1:1:1000
    Pattern_generell_1 = zeros(618,1440);
    %Velger ut randome forbrukskurver for alle forbrukskurvene. Legger
    %alle i en matrix
    %DUSJ
    idx = randi([1 141000],1,141);
    DUSJ = [];
    for i = 1:1:length(idx)
        DUSJ = [DUSJ;Pattern_dusj.Pattern_DUSJ(idx(i),:)];
    end
    Pattern_generell_1(1:141,:) = DUSJ*(base_dusj/Average_base);
    %WC
    idx2 = randi([1 141000],1,141);
    WC = [];
    for i = 1:1:length(idx2)
```

Figur A.16: Programmering for generering av den totale forbrukskurven for Nye Skogveien 18A. Del 2

14.04.20 12:28 C:\U...\generell forbrukskurve oversikt.m 2 of 3

```

WC = [WC;Pattern_toaletts.Pattern_WC(idx2(i),:)]];
end
Pattern_generell_1(142:282,:) = WC*(base_toaletts/Average_base);
%WC VASK
idx3 = randi([1 141000],1,141);
WC_VASK = [];
for i = 1:1:length(idx3)
WC_VASK = [WC_VASK;Pattern_wc_vask.Pattern_WC_Vask(idx3(i),:)]];
end
Pattern_generell_1(283:423,:) = WC_VASK*(base_wc_vask/Average_base);
%WC TANNPUSS
idx4 = randi([1 141000],1,141);
WC_tann = [];
for i = 1:1:length(idx4)
WC_tann = [WC_tann;Pattern_tannpuss.Pattern_tannpuss(idx4(i),:)]];
end
Pattern_generell_1(424:564,:) = WC_tann*(base_tannpuss/Average_base);
%Kjokkenvask 16-manns
idx5 = randi([1 12000],1,12);
kjokkenvask_16 = [];
for i = 1:1:length(idx5)
kjokkenvask_16 = [kjokkenvask_16;Pattern_kjokkenvask_16.
Pattern_kjokkenkran_16_manns(idx5(i),:)]];
end
Pattern_generell_1(565:576,:) = kjokkenvask_16*(base_kjokkenvask_16/Average_base);
%Kjokkenvask 8-manns
idx6 = randi([1 5000],1,5);
kjokkenvask_8 = [];
for i = 1:1:length(idx6)
kjokkenvask_8 = [kjokkenvask_8;Pattern_kjokkenvask_8.Pattern_kjokkenkran_8_manns
(idx6(i),:)]];
end
Pattern_generell_1(577:581,:) = kjokkenvask_8*(base_kjokkenvask_8/Average_base);
%Kjokkenvask 5-manns
idx7 = randi([1 1000],1,1);
kjokkenvask_5 = [];
for i = 1:1:length(idx7)
kjokkenvask_5 = [kjokkenvask_5;Pattern_kjokkenvask_5.Pattern_kjokkenkran_5_manns
(idx7(i),:)]];
end
Pattern_generell_1(582,:) = kjokkenvask_5*(base_kjokkenvask_5/Average_base);

%drikkevann 16-manns
idx8 = randi([1 12000],1,12);
drikkevann_16 = [];
for i = 1:1:length(idx8)
drikkevann_16 = [drikkevann_16;Pattern_drikkevann_16.Pattern_drikkevann_16_manns
(idx8(i),:)]];
end
Pattern_generell_1(583:594,:) = drikkevann_16*(base_drikkevann_16/Average_base);
%drikkevann 8-manns
idx9 = randi([1 5000],1,5);
drikkevann_8 = [];
for i = 1:1:length(idx9)
drikkevann_8 = [drikkevann_8;Pattern_drikkevann_8.Pattern_drikkevann_8_manns
(idx9(i),:)]];

```

Figur A.17: Programmering for generering av den totale forbrukskurven for Nye Skogveien 18A. Del 2

14.04.20 12:28 C:\U...\generell forbrukskurve oversikt.m 3 of 3

```

(i),:]);
end
Pattern_generell_1(595:599,:) = drikkevann_8*(base_drikkevann_8/Average_base);
%drikkevann_5-manns
idx10 = randi([1 1000],1,1);
drikkevann_5 = [];
for i = 1:1:length(idx10)
drikkevann_5 = [drikkevann_5;Pattern_drikkevann_5.Pattern_drikkevann_5_manns(idx10)
(i),:]);
end
Pattern_generell_1(600,:) = drikkevann_5*(base_drikkevann_5/Average_base);
%oppvaskmaskin_16-manns
idx11 = randi([1 12000],1,12);
oppvaskmaskin_16 = [];
for i = 1:1:length(idx11)
oppvaskmaskin_16 = [oppvaskmaskin_16;Pattern_oppvas_16.Pattern_oppvask_16_manns
(idx11(i),:));
end
Pattern_generell_1(601:612,:) = oppvaskmaskin_16*
(base_oppvaskmaskin_16/Average_base);
%oppvaskmaskin_8-manns
idx12 = randi([1 5000],1,5);
oppvaskmaskin_8 = [];
for i = 1:1:length(idx12)
oppvaskmaskin_8 = [oppvaskmaskin_8;Pattern_oppvask_8.Pattern_oppvask_8_manns(idx12)
(i),:]);
end
Pattern_generell_1(613:617,:) = oppvaskmaskin_8*
(base_oppvaskmaskin_8/Average_base);
%oppvaskmaskin_5-manns
idx13 = randi([1 1000],1,1);
oppvaskmaskin_5 = [];
for i = 1:1:length(idx13)
oppvaskmaskin_5 = [oppvaskmaskin_5;Pattern_oppvask_5.Pattern_oppvask_5_manns(idx13)
(i),:]);
end
Pattern_generell_1(618,:) = oppvaskmaskin_5*(base_oppvaskmaskin_5/Average_base);

% Setter sammen alle vektorene til EN felles vektor.
%Der mulitplierne overlapper vil alle verdiene adderes

Pattern_generell_2 = zeros(1,1440);
for j = 1:1:length(Pattern_generell_1)
    vertical = sum(Pattern_generell_1(:,j));
    Pattern_generell_2(j)=vertical;

end

Average =mean(Pattern_generell_2);
Pattern_generell = Pattern_generell_2/Average;
%deler på gjennomsnittet for å få average mulitplier lik 1!!
Pattern_totalforbruk(m,:) = Pattern_generell;
end

```

Figur A.18: Programmering for generering av den totale forbrukskurven for Nye Skogveien 18A. Del 3



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway