



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2021 30 stp

Fakultet for realfag og teknologi

Nasjonalt estimat over sykdom fra drikkevann i Norge basert på Kvantitativ Mikrobiell Risikoanalyse (QMRA)

National Estimate of Waterborne Diseases in
Norway based on Quantitative Microbial Risk
Assessment (QMRA)

Frieda Trones Lieungh

Vann- og miljøteknikk

Sammendrag

Det er ulike tilnærminger for å estimere omfanget av vannbårne sykdommer. Tradisjonelt sett har det blitt benyttet epidemiologiske metoder med registrering i MSIS for å kartlegge sykdom fra drikkevannet. Flere faktorer gjør imidlertid at det er vanskelig å anslå hvor mange som egentlig blir syke av drikkevannet, og det antas å være høye mørketall.

Folkehelseinstituttet (FHI) har nå samlet inn data for *Drikkevannsstudien*, for å kartlegge hvor mange som blir syke av drikkevannet i Norge. Dette er en spørreundersøkelse som har pågått mellom 2018 og 2020 hvor hensikten er å avdekke en forbindelse mellom mage-tarm-symptomer og drikkevannskonsum [1]. I flere land har man imidlertid tatt i bruk analyseverktøyet QMRA for å evaluere risiko i vannforsyningen. QMRA står for kvantitativ mikrobiell risikoanalyse, og er en metode for å beregne risikoen forbundet med alle stegene i vannforsyningen basert på dose-respons-modeller. FoU-programmet Svensk Vatten Utveckling (SVU) har i samarbeid med Chalmers utviklet et eget QMRA-program for å karakterisere den potensielle helsemessige risikoen i drikkevann, tilpasset nordiske vannforekomster.

Denne avhandlingen er basert på beregninger og litteratur bak det svenske QMRA-verktøyet, samt datasett fra Vannverksregisteret, for å lage et estimat over risiko for infeksjon i drikkevannet i Norge. Hovedelementene i modellen er karakterisering av patogeninnhold i inntakspunktet, sammenstilling av rensemetoder, beregning av renses effekter og estimat over antall infiserte ved hjelp av dose-respons-modeller. Fra Vannverksregisteret ble datasett over mikrobiologiske analyseprøver av råvann, vannbehandlingsmetoder og vanntransportsystemer (distribusjonsnett) benyttet. Det ble gjort to ulike estimater, ett med forventet log-reduksjon ved hygieniske barrierer fra *Veiledning i Mikrobiell Barriere Analyse* (MBA) av Ødegaard, Østerhus og Melin [2], samt ett med en kombinasjon av disse renses effektene og renses effekter fra en studie av Hijnen og Medema [3]. Estimaten resulterte i høye smittetall, henholdsvis i overkant av 300 000 årlige infeksjoner ved estimatet med renses effekter fra MBA-veilederen, og i overkant av 250 000 i estimatet med kombinasjonen av renses effekter. Den høye smitterisikoen ved dette estimatet avviker med tidligere innrapporterte tall, men på grunn av antatt underestimering ved innrapportering, er det vanskelig å avgjøre om resultatene er realistiske. Det forekommer imidlertid variasjon og usikkerhet ved flere parametere i modellen som ikke er tatt høyde for. Videre fremgår det av resultatene at enkelte av vannforsyningssystemene bidrar med en stor andel av smittetilfellene. Dette kan skyldes feil i sammenstillingen av datasettene, eller mangelfull innrapportering data i Vannverksregisteret.

Abstract

A great number of approaches exist to estimate the scope of waterborne diseases. Traditionally, epidemiological methods with registration in MSIS have been applied to estimate diseases in drinking water. Moreover, several factors make it difficult to determine the number of people becoming infected by drinking water, thus it is assumed a high number of unrecorded cases.

The Norwegian Institute of Public Health (NIPH/FHI) has collected data for *The Drinking Water Study (Drikkevannsstudien)*. The study relies on a survey carried out between 2018 and 2020, where the main purpose was to detect a correlation between gastrointestinal symptoms and drinking water consumption [1]. Several countries have utilized an analysis tool as a method to evaluate the water supply, namely QMRA. This stands for Quantitative Microbial Risk Assessment, based on a method in which it calculates the risk associated with all steps in the water supply based on dose-response models. In cooperation with Chalmers, the Swedish program for research and development, SVU (Svensk Vatten Utveckling), developed their own QMRA-tool to characterize the potential health risk associated with drinking water, customized for Nordic water supplies.

This dissertation (thesis) is based on calculations and relevant literature behind the Swedish QMRA-tool, in addition to data from *Vannverksregisteret* to propose an estimate of the risk of infections in Norwegian drinking water. The main elements within the model are comprised of characterization of pathogens in raw water, a compilation of treatment methods and calculation of treatment effects, and finally, an estimate of the number of infected consumers applying dose-response models. Data from *Vannverksregisteret* were utilized to determine the number of inhabitants associated with waterworks and distribution networks. Two estimates were performed: an expected log-reduction by hygienic barriers from the report on Microbial Barrier Analysis (*Mikrobiell Barriere Analyse, MBA*) by Ødegaard, Østerhus, and Melin [2], in addition to a combination of the expected log-reduction from MBA and methods from a study by Hijnen & Medema [3]. As a result, the estimates showed a significantly high number of infected inhabitants. The MBA study accumulated just above 300 000 expected infections annually, and just above 250 000 for the estimate with combined treatment effects, respectively. Moreover, the high risk of infections by these estimates deviates from previous reports. However, due to an assumed underestimation in reported cases, it is difficult to determine the validity of the results. This may be due to variation and uncertainties of several unaccounted parameters within the model. Furthermore, a few treatment plants accumulate high infection numbers, which may be due to errors in the compilation of data, or a lack of reporting of water treatment in *Vannverksregisteret*.

Forord

Denne avhandlingen er skrevet våren 2021 ved Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet i Ås, og markerer slutten på min mastergrad i Vann- og miljøteknikk. Tema for oppgaven ble valgt etter en økt interesse for vannbehandling og vannhygiene gjennom flere emner ved NMBU, i samarbeidet med min hovedveileder, Vegard Nilsen. Arbeidet med denne oppgaven har vært svært lærerikt, og jeg har fått god bruk for kunnskaper jeg har tilegnet meg gjennom studiet. Gjennom prosessen har jeg også tilegnet meg kunnskap rundt driften av vannforsyningssystemer i Norge, samt risiko og sårbarhet i vannforsyningen, og metoder for å estimere dette.

En spesielt stor takk rettes til min veileder, Vegard Nilsen, som har vist god faglig støtte gjennom prosessen. Jeg ønsker å takke deg for din pålitelighet og tålmodighet, samt dine grundige tilbakemeldinger og veiledning underveis.

Jeg vil også gjerne benytte anledningen til å takke fagpersoner ved Folkehelseinstituttet og Mattilsynet, som har vært behjelpelig med faglige spørsmål i prosessen. En stor takk rettes til Carl Fredrik Nordheim og Camilla Svendsen ved FHI, som tok seg tid å veilede meg innenfor data i Vannverksregisteret i startfasen av min oppgave, samt hjelp med fagspørsmål og datakilder underveis i arbeidet. En takk rettes også til Anders Bekkelund ved Mattilsynet, som har bidratt med spørsmål om, og data rundt, Vannverksregisteret.

Til slutt vil jeg rette en stor takk til min familie og min samboer, Ludvik. Tusen takk for deres trofaste støtte og veiledning, både gjennom denne prosessen og gjennom mine år som student ved NMBU.

Ås, Juni, 2021

Frieda Trones Lieungh

Innhold

Sammendrag	i
Abstract	ii
Forord	iii
Figurer	v
Tabeller	vi
Forkortelser	x
1 Problemstilling og formål	1
2 Bakgrunn	3
2.1 Mikrobiologisk helserisiko i drikkevann	3
2.1.1 Vannbårne sykdommer i Norge	3
2.1.2 Patogene mikroorganismer i drikkevann	5
2.2 Drikkevanns praksis i Norge	8
2.2.1 Vannverksregisteret	8
2.2.2 Hygieniske barrierer	10
2.2.3 Råvannskilder	11
2.2.4 Behandling av drikkevann	12
2.3 Metoder for å estimere infeksjonsrisiko i drikkevann	23
2.3.1 Risikobegrepet	23
2.3.2 Drikkevanns studien	24
2.3.3 QMRA (Kvantitativ mikrobiell risikoanalyse)	24
2.3.4 Dose-respons-modeller	26
2.3.5 QMRA-modell fra Svensk Vatten Utveckling	30
2.3.6 Mikrobiell barriere analyse	32
3 Metode	34
3.1 Sammenstilling av data fra vannverksregisteret	36
3.2 Inntakspunkt	37
3.2.1 Kategorisering av inntakspunkt	37
3.2.2 Patogeninnhold i råvann	38
3.3 Vannbehandling og renseseffekter	42

3.3.1	Partikkelseparasjon	43
3.3.2	Desinfeksjon	46
3.4	Dose-respons-modeller	49
3.4.1	Beregning av dose	50
4	Resultater	52
4.1	Oversikt over data fra vannverksregisteret	52
4.1.1	Inntakspunkt og råvannskonsentrasjoner	53
4.1.2	Vannbehandling og renseeffekter	55
4.2	Estimat på antall smittede	60
4.2.1	Antall smittede ved råvannskonsentrasjon og inntakspunkt	62
4.2.2	Forventet risiko for infeksjon ved patogene mikroorganismer	63
5	Diskusjon	68
6	Konklusjon	74
	Referanser	75

Figurer

2.1	Antall registrerte vannbårne sykdomsutbrudd i perioden 1988-2012 (a) og antall syke i samme periode (b). Hentet fra Guzman-Herrador et al. [4].	4
2.2	WHO sin oversikt over vannbårne patogene mikroorganismer [5].	5
2.3	Regioner etter inndelt av Mattilsynet, hentet fra FHI's rapport over VREG fra 2019 [6].	10
2.4	Skjematisk oversikt over filtreringsmetoder, hentet fra Ødegaard mfl. [7].	14
2.5	Forslag til bestemmelse av log-kreditt for partikkelseparasjonsmetoder, hentet fra <i>Veiledning i Mikrobiell Barriere Analyse</i> [2].	15
2.6	Sammenlikning av MEC-verdier for koagulering alene og hurtigsandfiltrering enten som konvensjonell behandling, direkte filtrering (RGFcoa) eller kontaktfiltrering (RG-Ficoa), hentet fra Hijnen & Medema [3].	16
2.7	MEC-verdier for vannbehandlingsmetoder med partikkelfjerning, hentet fra Hijnen & Medema [3].	17
2.8	Typisk konsentrasjonsendring for klor etter tilsetning til vann, hentet fra <i>Veiledning i Mikrobiell Barriere-Analyse</i> [2].	20
2.9	Rammeverk for QMRA-modellen, hentet fra WHO sin rapport [8].	25
2.10	Modell for valg av patogeninnhold i råvannet for QMRA-analyse [9].	31
2.11	Trinn som inngår i MBA-veilederen, hentet fra <i>Veiledning i Mikrobiell Barriere-Analyse</i> [2].	32
3.1	Flytskjema over metode.	34
3.2	Inntakspunkt kategorisert etter forurensningskilde, samt innhold av <i>E. Coli</i> , hentet fra rapporten til Åström [10].	38
3.3	Estimat av råvannskonsentrasjoner av <i>Giardia</i> og <i>Cryptosporidium</i> , hentet fra rapporten til Åström [10].	39
3.4	Estimat av råvannskonsentrasjonen av <i>Campylobacter</i> , hentet fra rapporten til Åström [10].	39
3.5	Kvotmodellen benyttet til å beregne konsentrasjoner av Norovirus [10].	40
3.6	Log-kreditt for desinfeksjon med ozon og klor i vannbehandlingsanlegg. Fra <i>Veiledning i Mikrobiell Barriere Analyse</i> [2].	47
3.7	MIC-verdier for UV-desinfeksjon, hentet fra Hijnen & Medema [3]. Benyttede verdier er markert i gult.	48
3.8	Konsum av kaldt drikkevann fra springen i Sverige, hentet fra Westrell, Andersson og Stenström [11].	50
4.1	Antall tilknyttet kategori av inntakspunkt.	53

4.2	Kumulativt plot av antall tilknyttet behandlingsanlegg med en viss renseeffekt for Norovirus, i henhold til modellen.	57
4.3	Kumulativt plot av antall tilknyttet behandlingsanlegg med en viss renseeffekt for <i>Campylobacter</i> , i henhold til modellen.	58
4.4	Kumulativt plot av antall tilknyttet behandlingsanlegg med en viss renseeffekt for <i>Cryptosporidium</i> , i henhold til modellen.	58
4.5	Kumulativt plot av antall tilknyttet behandlingsanlegg med en viss renseeffekt for <i>Giardia</i> , i henhold til modellen.	59
4.6	Kumulativt plot av forventet årlig antall infiserte i henhold til dose-respons-modeller med variasjon i log-reduksjon.	61
4.7	Forventet antall infisert i henhold til dose-respons-modeller, samt andel av forventet antall infiserte av totalt antall tilknyttet inntakspunkt med samme kategori vist i prosent.	62
4.8	Forventet antall infiserte kategorisert etter inntakspunkt, med antall personer forventet smittet som andel av personer tilknyttet type inntakspunkt vist i prosent.	63
4.9	Kumulativt plott over antall personer tilknyttet et vannbehandlingsanlegg som med en viss infeksjonsrisiko for Norovirus med renseeffekter fra MBA-veilederen [2] og kombinerte renseeffekter [2, 3].	64
4.10	Kumulativt plott over antall personer tilknyttet et vannbehandlingsanlegg som med en viss infeksjonsrisiko for <i>Campylobacter</i> med renseeffekter fra MBA-veilederen [2] og kombinerte renseeffekter [2, 3].	64
4.11	Kumulativt plott over antall personer tilknyttet et vannbehandlingsanlegg som med en viss infeksjonsrisiko for <i>Cryptosporidium</i> med renseeffekter fra MBA-veilederen [2] og kombinerte renseeffekter [2, 3].	65
4.12	Kumulativt plott over antall personer tilknyttet et vannbehandlingsanlegg som med en viss infeksjonsrisiko for <i>Giardia</i> med renseeffekter fra MBA-veilederen [2] og kombinerte renseeffekter [2, 3].	65
4.13	Forventet antall smittede ved de ulike patogenene for estimat med kombinerte renseeffekter [2, 3].	66
4.14	Forventet antall smittede ved de ulike patogenene for estimat med renseeffekter fra MBA-veilederen [2].	67

Tabeller

2.1	Krav om antall råvannsprøver per år etter Drikkevannsforskriften § 20 [12].	8
2.2	Fra FHIs rapport over VREG fra 2019 med oversikt over vannforsynings-systemer, samt eierform og personer tilknyttet disse [6].	9
2.3	Fra FHIs rapport over VREG fra 2019 med med regional fordeling av vannforsynings-systemer (VF) og antall personer tilknyttet, samt gjennomsnitt, median, befolkning og forsyningsgrad for vannverk [6].	9
2.4	Vannuttak etter vannkildetype og størrelse på drikkevannsanlegg. Hentet fra FHI sin rapport over vannverksregisteret 2019 [6].	11
2.5	Kvalitativ effekt av partikkelfjerningsmetoder på mikroorganismer, hentet fra <i>Veiledning i Mikrobiell Barriere Analyse (MBA)</i> [2].	12
2.6	Kvalitativ effekt av desinfeksjonsmetoder på mikroorganismer hentet fra <i>Veiledning i Mikrobiell Barriere-Analyse(MBA)</i> [2].	13
2.7	Eliminering av mikroorganismer ved membranfiltrering fra Mattilsynets <i>Veileder til Drikkevannsforskriften</i> [13].	18
2.8	Antall vannbehandlingsanlegg og vannbehandlingsmetode sortert etter størrelse. Hentet fra FHIs rapport over VREG for 2019 [6].	19
2.9	Antall vannbehandlingsanlegg og vannbehandlingsmetode sortert etter størrelse, mer utdypende om kombinasjon av prosesser. Hentet fra FHIs rapport over VREG i 2019 [6].	19
3.1	Kategorier i VREG [14] og tilsvarende kategorier benyttet i modell.	37
3.2	Konsentrasjoner av Norovirus beregnet med Kvtotmodellen.	41
3.3	Kategorier av filtrering fra Vannverksregisteret [15, 16].	44
3.4	Sammenstilling av rensemetoder benyttet i estimatet med kombinerte renses effekter fra Hijnen & Medema [3] og MBA-veilederen [2], med tilhørende renses effekter vist som MEC-verdier og log-kreditt.	45
3.5	Sammenstilling av rensemetoder benyttet i estimatet med renses effekter hovedsakelig fra MBA-veilederen [2], med tilhørende renses effekter vist som log-kreditt.	46
3.6	Maksimal log-reduksjon for UV-anlegg godkjent ved angitt UV-dose, hentet fra MBA-veilederen [3].	49
3.7	Dose-respons-modell og parametere benyttet for mikroorganismer i estimatet.	50
4.1	Oversikt over vannbehandlingsanlegg som er benyttet i modellen.	52
4.2	Konsentrasjoner av mikroorganismer i de ulike kategoriene.	53
4.3	Antall av vannkildetyper som inngår i kategoriene.	54
4.4	Vannkildetype med antall vannverk og antall tilknyttet.	54

4.5	Antall behandlingsanlegg og personer tilknyttet behandlingsanlegg som benytter de ulike partikkelfjerningsmetodene, i henhold til modellen.	55
4.6	Antall behandlingsanlegg og personer tilknyttet behandlingsanlegg som benytter de ulike desinfeksjonsmetodene i henhold til modellen.	56
4.7	Antall behandlingsanlegg som ikke har oppgitt vannbehandling etter vannkildetype og totalt.	56
4.8	Behandlingsanlegg som oppfyller krav for log-reduksjon av patogener, i henhold til modellen	60
4.9	Forventet antall infiserte etter type mikroorganismer.	61

Forkortelser

E. Coli *Escherichia Coli*

FHI Folkehelseinstituttet

MBA Mikrobiell Barriere-Analyse

PE Personekvivalenter

QMRA Quantitative Microbial Risk Assessment (Kvantitativ Mikrobiell Risikoanalyse)

RGF Hurtigsandfiltrering (Rapid granular filtration)

RGFcoa Hurtigsandfiltrering – direktefiltrering (Rapid granular filtration with coagulation)

RGFgac Hurtigfiltrering med granulært, aktivt karbon (Rapid granular filtration w/ active granulated carbon)

RGFicoa Hurtigsandfiltrering – Kontaktfiltrering (Rapid granular filtration w/ in-line coagulation)

STAC Shigatoxinproduserende *Escherichia Coli*

SVU Svensk Vatten Utveckling

UV Ultra Violet

VREG Vannverksregisteret

WHO World Health Organization

1 Problemstilling og formål

Vannbårne sykdomsutbrudd er et omfattende problem på verdensbasis, også i utviklede land. Selv om drikkevannet i Norge generelt regnes som hygienisk trygt, antas det at forekomsten av vannbårne sykdomsutbrudd er høyere i Norge enn i sammenliknbare land på grunn av et stort antall fritidseiendommer og private brønner [17]. Økt overflateavrenning og temperaturendring som følge av klimaendringer, urbanisering og befolkningsvekst kan gjøre at de naturlige barrierene i råvannskilder reduseres. Dette vil gi høyere risiko for forurensing av vannkilder og høyere krav til vannbehandling [4]. På bakgrunn av dette er det derfor essensielt å utarbeide metoder for å evaluere de hygieniske barrierene i drikkevannet og estimere risikoen for infeksjon, både for å avdekke risikoen i vannforsyningen som helhet og for å avdekke sårbare områder.

Tradisjonelt er det epidemiologiske metoder med innrapporteringsystemer som har vært praksis for å avdekke vannbårne sykdommer i Norge. Disse tallene viser at antall innrapporterte sykdomstilfeller forårsaket av drikkevannet har blitt færre de siste årene, noe som tyder på at drikkevannskvaliteten er forbedret [4]. Imidlertid antas det underreportering av sykdomstilfeller fra drikkevann. Dette skyldes at det er vanskelig å avgjøre om sykdommen skyldes drikkevannet eller andre faktorer. Dessuten er tallene bak disse dataene basert på at personer med infeksjon oppsøker helsehjelp, og dermed avhengig av alvorlighetsgraden av sykdommen.

I forbindelse med evaluering av hygieniske barrierer har Norsk Vann utarbeidet verktøyet *Veiledning i mikrobiell barriere analyse* (MBA, tidligere god desinfeksjonspraksis) [2]. Dette verktøyet gir ikke et estimat på risiko forbundet med vannforsyningen, men en nødvendig log-reduksjon utfra kvaliteten på råvannet, og hvilken renseseffekt som kan forventes ved de ulike behandlingsmetodene. For å avdekke risiko knyttet til vannforsyningen benytter i midlertid flere land i dag QMRA (Kvantitativ Mikrobiell Risikoanalyse). Dette er et virkemiddel som også gir en indikasjon på risikoen for infeksjon basert på dose-respons-modeller.

Målet med denne avhandlingen er å lage et estimat knyttet til risikoen for infeksjon av drikkevannet i Norge. Estimaten er basert på dose-responsmodeller som benyttes i QMRA-verktøyet utviklet av Chalmers på oppdrag fra Svensk Vatten Utveckling (SVU) [18]. Problemstillingen kan deles inn i følgende deler:

- Evaluering av gyldigheten til resultatene fra et estimat basert på QMRA-metoden, data fra Vannverksregisteret, samt data fra litteraturen om råvannskonsentrasjoner og renseeffekter. Resultatene vil bli vurdert og sammenlignet med dagens tall på sykdom fra drikkevann, og akseptabel risiko.
- Evaluering av egnetheten til en QMRA-modell er for et slikt estimat. Videre vil det bli vurdert om et slikt estimat kan være relevant å benytte, basert på data som er tilgjengelig i dag, eller eventuelle endringer som må gjøres for å tilpasse disse dataene.

2 Bakgrunn

I denne delen beskrives teorien bak inn-dataene i modellen for estimatet, samt QMRA-metoden, og elementene i denne. Det vil gis en innføring i vannkildetyper, samt partikkelfjernings- og desinfeksjonsmetoder, og hvilke som er relevante for Norge. Dette ligger til grunn for antagelser som er gjort i modellen med hensyn til råvannskonsentrasjon vannbehandling. Deretter vil det gis en innføring i metoder for å estimere vannbårne infeksjoner som følge av drikkevann. Til å begynne med gis en oversikt over den mikrobiologiske helserisikoen i drikkevann. Dette innebærer en oversikt over dagens system for innrapportering av sykdomstilfeller, en oversikt over tidligere utbrudd, samt aktuelle mikroorganismer for Norge.

2.1 Mikrobiologisk helserisiko i drikkevann

Med *vannbårne infeksjoner* menes sykdommer som skyldes patogene mikroorganismer som spres via vann. Patogene mikroorganismer i vann stammer hovedsakelig fra fekal forurensing fra mennesker og varmblodige dyr, og gir som regel mage-tarm-symptomer [4, 19]. I følge Folkehelseinstituttet (FHI) sin rapport *Vannforsyning og helse* [17], er forurensing av vannkilde eller manglende desinfeksjon hovedgrunnen til vannbårne sykdomsutbrudd. Det er fekal forurensing fra mennesker og dyr som gir størst infeksjonsfare [20]. I tillegg har Norge store lekkasjer på distribusjonsnettene på grunn av ledningsnett som er gammelt eller i dårlig stand. I og med at avløpsledningen ligger i samme grøft som drikkevannsledningene, kan dette føre til lekkasje inn på drikkevannsledningsnettene eller innsug av forurenset vann [21].

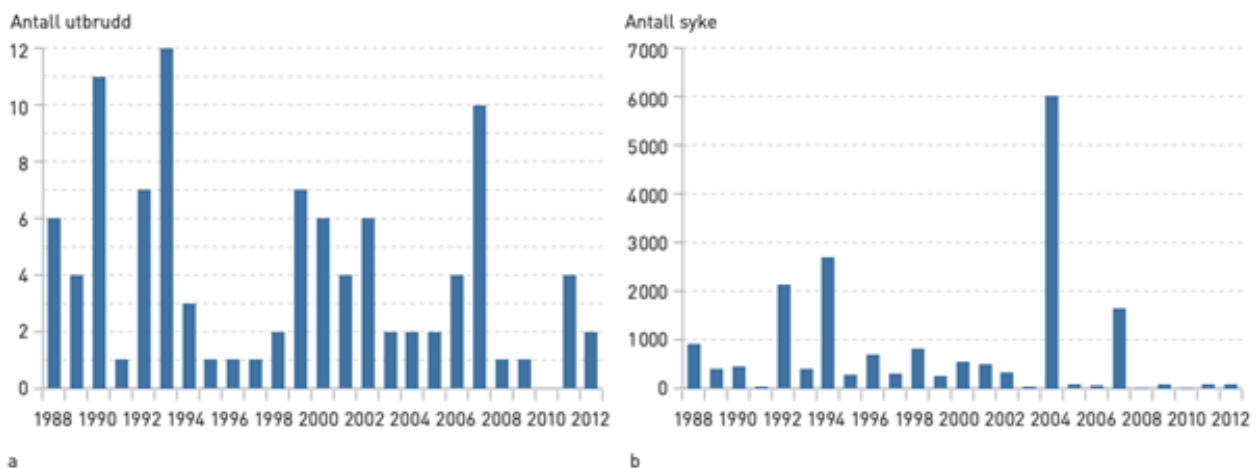
2.1.1 Vannbårne sykdommer i Norge

I dag er praksis at alle smittsomme sykdomstilfeller skal innrapporteres av lege og laboratorier. Folkehelseinstituttet definerer et smittsomt sykdomsutbrudd som «to eller flere tilfeller av samme sykdom som mistenkes å ha felles kilde» eller «et antall sykdomstilfeller som klart overskrider det man ville forvente innenfor et område i et gitt tidsrom» [17]. MSIS (Meldingssystem for smittsomme sykdommer) er et sentralt helseregister som jobber forebyggende mot smittsomme sykdomstilfeller ved analyse, tolkning og rapportering av opplysninger [22]. Siden 2005 har også FHI og Mattilsynet inngått et samarbeid om et internettbasert utbruddsvarslingssystem, *Vesuv* [17].

For å fastslå at et utbrudd skyldes drikkevann, må det imidlertid omfattende analyser som intervjuer, prøvetakning, miljøundersøkelser og kartlegging, utføres i etterkant av utbruddet. I tillegg dreier ofte sykdomsutbrudd som følge av drikkevann seg om mange som blir syke over en kort periode, samt en kortvarig forurensning av kilden. Dette gjør det til en utfordring å fastslå at dis-

se sykdomsutbruddene faktisk skyldes forurensning av drikkevannet [17]. En annen faktor er også alvorlighetsgraden ved infeksjon. Ved milde symptomer er det mindre sannsynlighet at man vil oppsøke helsehjelp. Dette fører til at mange infeksjoner som følge av drikkevann går under radaren, spesielt enkelttilfeller, da det er lettere å oppdage større utbrudd der mange blir syke [4].

Siden år 2000 har Norge hatt flere store sykdomsutbrudd; utbruddet av *Giardia* i Bergen i 2004, samt to utbrudd av *Campylobacter*; i Røros i 2007 og i Askøy i 2019 [23, 24]. I Guzman-Herrador et al. [4] sitt studie over registrerte sykdomstilfeller fra drikkevann i Norge i perioden 2003-2012, ble det totalt rapportert 8 060 sykdomstilfeller forårsaket av drikkevann. Figur 2.1 er hentet fra studiet og viser antall innrapporterte tilfeller i løpet av perioden. I figuren er det også inkludert data fra en tilsvarende undersøkelse av Nygård, Gondorsen og Lund [25] som ble gjort for perioden 1988-2003. I denne perioden ble rapportert inn 10 616 sykdomstilfeller forårsaket av forurenset drikkevann. Figuren viser også at det ble rapportert inn vannbårne sykdomstilfeller hvert år i perioden 1988-2012 med unntak av 2010.



Figur 2.1: Antall registrerte vannbårne sykdomsutbrudd i perioden 1988-2012 (a) og antall syke i samme periode (b). Hentet fra Guzman-Herrador et al. [4].

Både i perioden 1988-2003 og fra 2003-2012 var det Norovirus, etterfulgt av bakterien *Campylobacter* som oftest ble meldt som årsak til utbrudd. Videre var det også meldt utbrudd som følge av bakterien *Francisella tularensis* (hareprest [26]) og parasittene *Giardia* og *Cryptosporidium*. I Norge er det *Campylobacter* og *Giardia* som har forårsaket større sykdomsutbrudd de siste årene [25, 4]. Figur 2.1 viser henholdsvis en synkende trend i antall sykdomstilfeller i nyere år, med unntak 2004 og 2007, som er årene for utbruddet i Bergen og Røros. Utbruddet av *Campylobacter jejuni* på Askøy i 2019 er imidlertid ikke representert, men det er anslått at om lag 2 000 personer ble syke av drikkevannet i forbindelse med dette [24].

2.1.2 Patogene mikroorganismer i drikkevann

De fleste mikroorganismer i vann er ufarlige, men noen virus, bakterier eller parasitter kan være patogene (sykdomsfremkallende) og føre til infeksjon hos mennesker [7]. Mikroorganismer som er relevant i forbindelse med drikkevannforsyning omfatter virus, bakterier, protozoer og helminter. Figur 2.2 viser World Health Organization (WHO) sin oversikt over patogene mikroorganismer som kan spres via drikkevann [5].

Pathogen	Health significance ^b	Persistence in water supplies ^c	Resistance to chlorine ^d	Relative infectivity ^e	Important animal source
Bacteria					
<i>Burkholderia pseudomallei</i>	High	May multiply	Low	Low	No
<i>Campylobacter jejuni, C. coli</i>	High	Moderate	Low	Moderate	Yes
<i>Escherichia coli</i> – Pathogenic ^f	High	Moderate	Low	Low	Yes
<i>E. coli</i> – Enterohaemorrhagic	High	Moderate	Low	High	Yes
<i>Legionella</i> spp.	High	May multiply	Low	Moderate	No
Non-tuberculous mycobacteria	Low	May multiply	High	Low	No
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> ^g	Moderate	May multiply	Moderate	Low	No
<i>Salmonella typhi</i>	High	Moderate	Low	Low	No
Other salmonellae	High	May multiply	Low	Low	Yes
<i>Shigella</i> spp.	High	Short	Low	High	No
<i>Vibrio cholerae</i>	High	Short to long ^h	Low	Low	No
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Moderate	Long	Low	Low	Yes
Viruses					
Adenoviruses	Moderate	Long	Moderate	High	No
Enteroviruses	High	Long	Moderate	High	No
Astroviruses	Moderate	Long	Moderate	High	No
Hepatitis A virus	High	Long	Moderate	High	No
Hepatitis E virus	High	Long	Moderate	High	Potentially
Noroviruses	High	Long	Moderate	High	Potentially
Sapoviruses	High	Long	Moderate	High	Potentially
Rotavirus	High	Long	Moderate	High	No
Protozoa					
<i>Acanthamoeba</i> spp.	High	May multiply	Low	High	No
<i>Cryptosporidium parvum</i>	High	Long	High	High	Yes
<i>Cyclospora cayentanensis</i>	High	Long	High	High	No
<i>Entamoeba histolytica</i>	High	Moderate	High	High	No
<i>Giardia intestinalis</i>	High	Moderate	High	High	Yes
<i>Naegleria fowleri</i>	High	May multiply ⁱ	Low	Moderate	No
<i>Toxoplasma gondii</i>	High	Long	High	High	Yes
Helminths					
<i>Dracunculus medinensis</i>	High	Moderate	Moderate	High	No
<i>Schistosoma</i> spp.	High	Short	Moderate	High	Yes

Figur 2.2: WHO sin oversikt over vannbårne patogene mikroorganismer [5].

Ikke alle mikroorganismene som er listet opp i figur 2.2 er relevante for norske vannkilder. Imidlertid påpekes det i studien over vannbårne sykdomsutbrudd i Norge av Guzman-Herrador et al. [4], at til tross for at flere mikroorganismer ikke er utgjør et problem i Norge i dag, kan dagens klimaendringer med økt overflateavrenning, kombinert med økt reiseaktivitet og eksponering for smittestoffer, føre til eksponering også her i landet. Dette er faktorer som vil øke kravene for dagens vannbehandling. Nedenfor gis en oversikt over relevante mikroorganismer i forbindelse med drikkevann.

Virus er den minste mikroorganismen (20-200 nm) og består av arvestoff (DNA eller RNA) [7, 27], ofte omgitt av en proteinkappe. Virus har mange ulike smitteveier, men i Folkehelseinstituttet sin smitteveileder [28] fastslås det at de vannbårne virus kan komme fra fekal forurensning fra dyr eller mennesker. Videre fremkommer det at fra virusene som er listet opp i figur 2.2, er det Enterovirus og Norovirus som er mest betydelig for vannbårne sykdomsutbrudd i Norge, og forårsaker mage-tarm-infeksjoner [29]. Videre er Hantavirus er et virus som kan forårsake musepest [26], og er forbundet med mindre drikkevannsanlegg. Hepatittvirus kan gi gulsott, men har lav forekomst i Norge, og fleste registrerte smittetilfellene av dette viruset kommer fra utlandet [29]. De resterende virusene er ikke like relevant for sykdomsutbrudd her i landet på grunn av immunitet gjennom vaksinasjon eller tidligere infeksjon. Resistensen overfor ulike desinfeksjonsmetoder varierer mye med type virus, men de fleste inaktiveres med klor [7]

Bakterier er prokaryote organismer med størrelse mellom 0,2-10 μm (typisk 1 μm) [7]. De består av en cellevegg og cellemembran som inneholder cytoplasma med fritt arvestoff og ribosomer (proteindannende strukturer) [30]. Noen bakterier, som *Bacillus* og *Clostridium*, kan danne sporer som gjør dem svært resistente. Det er imidlertid *Campylobacter* som forårsaker flest sykdomsutbrudd i Norge, men det er også meldte tilfeller av *Francisella tularensis* som gir harepest [4, 7]. I tillegg er *Escherichia Coli* (*E. Coli*) og *Salmonella* også viktige sykdomsfremkallende bakterier. Både desinfeksjon med UV-bestråling, ozonering og klor har god effekt på bakterier [7].

Parasitter kan være protozoer eller helminter (parasittiske ormer) [7]. Protozoer er encellede organismer med størrelse 1-10 μm med cellekjerne [7, 31]. Protozoer kan forårsake alvorlige sykdomsutbrudd, og har vist seg å være mer resistente overfor klor enn bakterier og virus [7]. Innenfor patogener i drikkevannet er det hovedsakelig gruppene *Giardia* og *Cryptosporidium* som er aktuelle [32]. Helminter er ormer som har en parasittisk livssyklus, med mennesker og dyr som vert [33]. Disse organismene utgjør spesielt en fare i U-land hvor drikkevannet blir forurenset av avløpsvann [7].

Indikatororganismer

Indikatororganismer er organismer som ikke nødvendigvis utgjør infeksjonsfare i seg selv, men som benyttes til å finne eventuell forurensing i vann, enten i råvannskilden, etter vannbehandling, på ledningsnett eller ved vannuttak [17]. I *Veiledning i mikrobiell barriere-analyse* (MBA-veilederen) av Ødegaard, Østerhus og Melin [2] gis følgende kriterier for indikatororganismer:

- Organismene som benyttes bør være enkle å påvise
- Organismene må finnes i store nok mengder til at de kan påvises med stor grad av sikkerhet
- Organismene må gi en rimelig indikasjon for risikoen for sykdom

E. Coli-bakterier finnes i store mengder i tarmen hos mennesker og varmblodige dyr. *E. Coli* har ikke god evne til å vokse seg utenfor verten, og dersom denne bakterien påvises i vannprøver er det derfor et tegn på fersk fekal forurensning [17]. Bakterien i seg selv sier ikke noe om risikoen for infeksjon, men det kan indikere om vannbehandlingen er vellykket og om det kan foreligge andre patogene mikroorganismer i drikkevannet. Utover dette er det ikke påvist noen vitenskapelig sammenheng mellom forekomst av *E. Coli* og parasitter eller virus i vannet, samt *Campylobacter*, som tidligere har forårsaket større sykdomsutbrudd [2].

Etttersom *E. Coli* ikke regnes som en pålitelig indikator for påvisning av protozoer og virus, benyttes *Clostridium perfringens*. Imidlertid er også sammenhengen mellom forekomsten av denne, og tilstedeværelse av andre patogene mikroorganismer, usikker [2]. I kombinasjon kan likevel disse organismene gi en indikasjon på om det foreligger ny (*E. Coli*) eller gammel (*Clostridium*) fekal forurensing i råvannskilden [2]. Intestinale enterokokker finnes i likhet med *E. Coli* i avføring hos husdyr, og i noen grad hos mennesker. De er imidlertid mer overlevelsedyktige enn *E. Coli* og regnes som en noe bedre indikator på virus [34].

Mye tyder på stor usikkerhet ved analyse av vannprøver med indikatororganismer, og det er derfor hensiktsmessig å gjøre en helhetlig vurdering av drikkevannsanalysene [34]. Som nevnt tidligere er det dessuten ofte snakk om kortvarige forurensinger, og derfor vanskelig å påvise og knytte det til eventuelle sykdomsutbrudd [17]. Drikkevannsforskriften krever rutinemessige analyser av *E. Coli*, uavhengig av hvor mange abonnenter som forsynes [13]. Tabell 2.1 viser kravene i Drikkevannsforskriften til antall prøver som skal ta etter produsert vann per døgn i m^3 . Dersom det produseres mer enn 103 liter vann, er det krav til flere analyser. For mikrobiologiske analyser kan dette være kintall, koliforme bakterier, intestinale enterokokker og *Clostridium perfringens* [12, 13].

Tabell 2.1: Krav om antall råvannsprøver per år etter Drikkevannsforskriften § 20 [12].

Produsert vann per døgn (m^3)	Råvannsprøver per år
a) Til og med 10	1
b) Fra 10 til og med 2 000	4
c) Fra 2 000 til og med 6 000	8
d) Fra 6 000	12

2.2 Drikkevannspraksis i Norge

Estimatet over vannbårne sykdommer som er gjort i denne avhandlingen er basert på Vannverksregisterets data, samt råvannskonsentrasjoner og renseseffekter fra litteraturen. I følgende kapitler gis det en overordnet oversikt vannforsyningssystem i Norge i dag, samt hvilke hygieniske barrierer som kan inngå i vannforsyningssystemene, og hvilken effekt disse har på mikroorganismer. Hygieniske barrierer er barrierer som forhindrer forurensing av drikkevannet, og blir beskrevet nærmere nedenfor. De hygieniske barrierene som i utgangspunktet benyttes i estimatet, er basert på drikkevannskilder og behandlingsmetoder som er registrert i Vannverksregisteret.

2.2.1 Vannverksregisteret

I følge *Veileder til drikkevannsforskriften* [13] er vannforsyningssystemer som har produsert $10 m^3$ per døgn (tilsvarer 10 000 liter) pålagt årlig rapportering til Mattilsynet. Veilederen definerer et vannforsyningssystem som et system som produserer vann utover privat bruk. Et vannforsyningssystem består av vanntilsigsområde og/eller råvannskilde kombinert med et vannbehandlingsanlegg og/eller et vanntransportsystem [13]. I dag samles informasjon om vannverkene i Vannverksregisteret (VREG) [35], som er en samling av innrapporterte data fra rapporteringspliktige vannforsyningssystemer i Norge. Registeret inneholder generell informasjon om vannverkene, samt informasjon om inntakspunkt, vannbehandling og analyser av råvannet. Folkehelseinstituttet hadde hovedansvaret for innsamling av data til Vannverksregisteret frem til 2009, da Mattilsynet tok over.

Folkehelseinstituttet gir årlig ut en rapport der data fra vannverksregisteret sammenstilles. Den siste, *Rapportering av data for vannforsyningssystemer i Norge* [6], ble utgitt i desember 2020 og gjelder for innrapporterte data i 2019. I rapporten fremkommer det at det i 2019 var 1 391 registreringspliktige vannforsyningssystemer. Disse forsyner rundt 90 % av befolkningen (eksakt verdi 88 % i 2019), og disse leverer i stor grad tilfredsstillende vann. Tabell 2.2 og 2.3 er hentet fra rapporten til FHI og viser en oversikt over vannforsyningssystemene med personer tilknyttet, både etter eierform og geografisk etter regioner inndelt av Mattilsynet. Regionene er vist i figur 2.3.

Tabell 2.2: Fra FHIs rapport over VREG fra 2019 med oversikt over vannforsyningsystemer, samt eierform og personer tilknyttet disse [6].

Antall personer tilknyttet	Kommunale og interkommunale		Annen eierform		Totalt	
	Antall VF	Antall personer tilknyttet*	Antall VF	Antall personer tilknyttet	Antall VF	Antall personer tilknyttet
51-500	468	95 900	337	58 100	805	154 000
501-5 000	327	560 400	78	119 900	405	680 200
5 001-50 000	132	2 018 300	3	24 200	135	2 042 500
50 001-500 000	12	1 180 400	0	0	12	1 180 400
500 001-	1	666 800	0	0	1	666 800
Hele landet	940	4 521 700	418	202 200	1 358	4 723 900

* Antall personer er rundet opp til nærmeste 100 (befolkning per 1 januar 2019, SSB), og vannforsyningsystemer som kun produserer vann er ikke medregnet her.

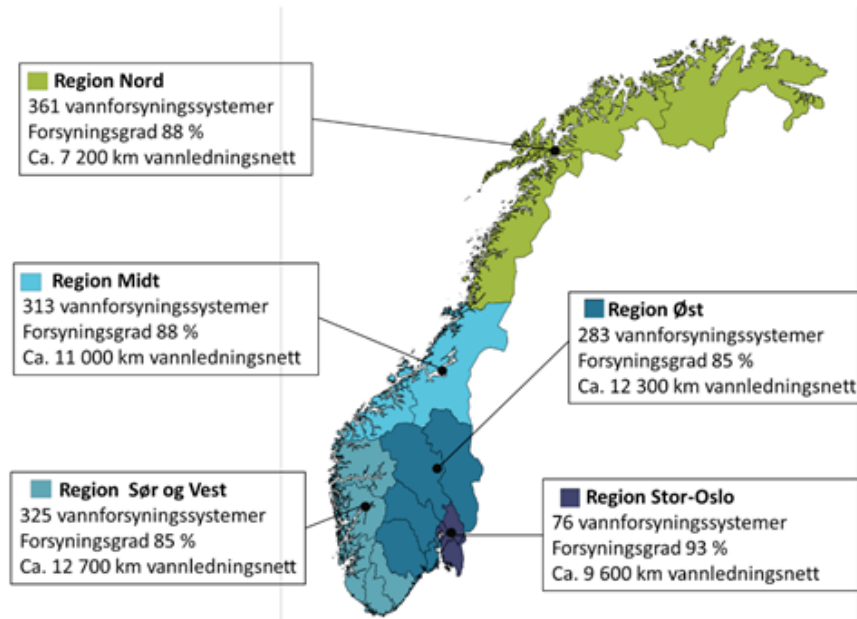
Tabell 2.3: Fra FHIs rapport over VREG fra 2019 med med regional fordeling av vannforsyningsystemer (VF) og antall personer tilknyttet, samt gjennomsnitt, median, befolkning og forsyningsgrad for vannverk [6].

Region	Antall VF*	Antall personer tilknyttet**	Gjennomsnittlig antall personer tilknyttet	Median antall personer tilknyttet	Befolkning***	Forsyningsgrad
Nord	361	424 900	1 177	250	484 546	88 %
Midt	313	644 100	2 058	320	733 940	88 %
Sør og Vest	325	1 214 400	3 736	439	1 423 654	85 %
Øst	283	902 900	3 190	355	1 066 307	85 %
Stor-Oslo	76	1 537 600	20 232	4 198	1 659 133	93 %
Hele landet	1 358	4 723 900	3 479	350	5 367 580	88 %

* I tabellen inngår antall VF hvor det er tilknyttet mer enn 50 personer. ** Antall personer er rundet opp til nærmeste 100.

*** Befolkning per 1 januar 2019, SSB.

Den delen av befolkningen som ikke er forsynt av registreringspliktige vannverk (10 %) har ikke FHI gode opplysninger om per i dag, og man kjenner derfor ikke til om disse leverer hygienisk tilfredsstillende vann [21]. Det finnes imidlertid mange små vannverk i Norge, og nesten halvparten av de registrerte vannforsyningsystemene leverer til under 500 personer. Medianverdien (den typiske verdien på landsbasis) er 350 personer. Derimot er gjennomsnittet ca. 3 500 personer, fordi dette blir påvirket av de større vannverkene som forsyner mange personer [6].



Figur 2.3: Regioner etter inndelt av Mattilsynet, hentet fra FHI's rapport over VREG fra 2019 [6].

2.2.2 Hygieniske barrierer

I Drikkevannsforskriften § 13 [12] heter det at vannverkseieren skal sikre ”*trygt drikkevann*”, og at det skal inngå en behandlingsmetode som ”*fjerner eller inaktiverer*” sykdomsfremkallende mikroorganismer. For at drikkevannet skal regnes som trygt må det inneholde tilstrekkelige hygieniske barrierer slik at kvaliteten på vannet er hygienisk trygg. Tidligere har det vært krav om to hygieniske barrierer i drikkevannsbehandlingen, men i Mattilsynets Veileder til Drikkevannsforskriften [13] heter det nå at man skal sikre ”*tilstrekkelige hygieniske barrierer*”. Drikkevannsforskriftens § 3 beskriver en hygienisk barriere som en ”*naturlig eller konstruert hindring eller tiltak som fjerner eller inaktiverer sykdomsfremkallende virus, bakterier, parasitter eller andre mikroorganismer (...) til et nivå hvor de ikke lenger utgjør en helserisiko*”-[12].

De hygieniske barrierene skal være uavhengige av hverandre, slik at hvis en barriere svikter må det likevel være en barriere som kan sikre trygt drikkevann [17]. Vannkilden i seg selv kan regnes som en hygienisk barriere, for eksempel grunnvann, som omtales nedenfor. Også i overflatevann kan de beskyttende sjiktene ha en viss barriereeffekt. Imidlertid er det flere av disse råvannskildene som har tilsig fra eiendommer og andre aktiviteter rundt kilden, som kan føre til forurensing selv på dypt vann [17]. Av vannbehandlingsmetoder er partikkelseparasjonsmetoder som koagulering i kombinasjon med filtrering, membranfiltrering eller ionebytte sammen med desinfeksjonsmetoder som klorering, UV-bestråling og ozonering regnet som hygieniske barrierer [17, 13].

2.2.3 Råvannskilder

I Norge er overflatevann den dominerende drikkevannskilden, og herunder utgjør innsjøer og tjern ca. 80 % av vannforsyningen. Den resterende andelen av befolkningen er forsynt av drikkevann fra grunnvann (10 %) og elver og bekker (ca. 8 %) [6, 7]. Tabell 2.4 viser en oversikt over vannkilder pr. 2019 fra FHI sin rapport [6].

Tabell 2.4: Vannuttak etter vannkildetype og størrelse på drikkevannsanlegg. Hentet fra FHI sin rapport over vannverksregisteret 2019 [6].

Antall personer forsynt	Vannuttak per vannkildetype (1 000 m ³) *							Totalt
	Innsjø	Elv/bekk	Bore-brønn (løsmasse)	Borebrønn (fjell)	Kildeutspring	Grunnvann - annet	Åpent hav	
51-500	16 884	11 949	6 952	3 287	2 772	493	177	42 513
501-5 000	93 046	15 113	46 846	1 413	1 246	1 841	0	159 506
5 001-50 000	305 335	12 387	24 121	1 354	0	1 618	0	344 815
50 001-500 000	228 144	17 336	0	0	0	0	0	245 479
500 001-	100 690	0	0	0	0	0	0	100 690
Hele landet	744 099	56 785	77 919	6 054	4 018	3 952	177	893 004

* I tabellen inngår data for hoved- og reserveskilder for 1 272 av 1 391 VF.

Overflatevannkilder

Med overflatevann menes grovt sett innsjøer av ulik kvalitet, elver og bekker. Som det frekommer av Tabell 2.4 er de fleste tilknyttet en vannforsyningssystem som benytter innsjøer som drikkevannskilde. Dype innsjøer har et beskyttende temperatursprangsjikt i sommerhalvåret og is på vinterhalvåret, som begge kan fungere som en hygienisk barriere. På våren og høsten fører imidlertid temperaturskifte og vind til omrøring i vannet, og i disse sesongene er det derfor større fare for forurensing [7].

Flere vannverk benytter seg også av grunne innsjøer, og disse får ikke det samme beskyttende sjiktet og er dermed mer sårbare for forurensing. Av overflatevann er det likevel elver og bekker som er mest utsatt for forurensing, og mest sårbare for sesongvariasjoner. Dette gjør at vannbehandlingen av overflatevann er mer omfattende enn for f. eks. grunnvann som beskrives under [7].

Grunnvannskilder

Grunnvannskilder omfatter blant annet vann fra borebrønner, overflatebrønner og kildeutspring [7]. En stor del av grunnvannverkene i Norge utgjør små vannverk med under 1 000 personer tilknyttet. Fordelen med grunnvann er at det i seg selv kan utgjøre en hygienisk barriere. For det første er reduseres mikroorganismer som bakterier og parasitter i stor grad i transporten gjennom jord. I

tillegg ligger vannet under bakken, og er dermed mer beskyttet mot forurensninger enn overflatevann. Dersom oppholdstiden i mettet sone er lang, vil dette også føre til inaktivering av mange organismer. Det er vanlig å regne vann som har oppholdstid i grunnvannssonen på over 60 døgn som trygt, selv om noen virus og bakterier overleve lengre enn dette [7]. Imidlertid er det krav til at all vannforsyning med over et visst antall abonnenter skal desinfiseres i Norge. En vanlig metode for desinfeksjon av grunnvann i Norge er UV-bestråling, men også andre desinfeksjonsmetoder benyttes, f. eks. ozonering [36, 7, 2].

2.2.4 Behandling av drikkevann

Som nevnt i kapittel 2.2.2, og som beskrevet i MBA-veilederen [2], er det hovedsakelig tre punkter det kan settes inn barrieretiltak mot mikroorganismer i vann;

- Nedslagsfelt/vannkilde
- Vannbehandling
- Distribusjonsnett

I vannbehandlingen dreier dette seg hovedsakelig om partikkelseparasjonsmetoder og desinfeksjon. Ved partikkelseparasjon er det snakk om å benytte en partikkelseparasjonsmetode for å fysisk fjerne mikroorganismene, mens partiklene i desinfeksjonstrinnes oftest vil inaktiveres. På distribusjonsnettet er et barrieretiltak å forhindre kontaminering på vei til forbruker [2]. Tabell 2.5 og 2.6 viser en oversikt over ulike partikkelfjerningsmetoder og desinfeksjonsmetoder og effekt overfor ulike mikroorganismer, hentet fra MBA-veilederen [2].

Tabell 2.5: Kvalitativ effekt av partikkelfjerningsmetoder på mikroorganismer, hentet fra *Veiledning i Mikrobiell Barriere Analyse (MBA)* [2].

Partikkelfjerningsmetode	Bakterier	Virus	Parasitter
Sandfiltrering	Dårlig	Svært dårlig	Dårlig
Koagulering/sandfiltrering	God	Ganske god	God
Membranfiltrering*			
RO og NF	Svært god	Svært god	Svært god
UF	God	Ganske god	Svært god
MF	Ganske god	Ganske dårlig	God
UF/MF m/koag.	Svært god	Svært god	Svært god

*RO-omvendt osmose, NF-nanofiltrering (<5 nm), UF-ultrafiltrering (<40 nm), MF-mikrofiltrering (<100 nm)

Tabell 2.6: Kvalitativ effekt av desinfeksjonsmetoder på mikroorganismer hentet fra *Veiledning i Mikrobiell Barriere-Analyse*(MBA) [2].

Desinfeksjonsmetode	Bakterier	Virus	Parasitter
Klorering	Svært god	Ganske god	Dårlig
Ozonering	Svært god	Svært god	God/Ganske dårlig*
UV-bestråling	Svært god	God**	Svært god

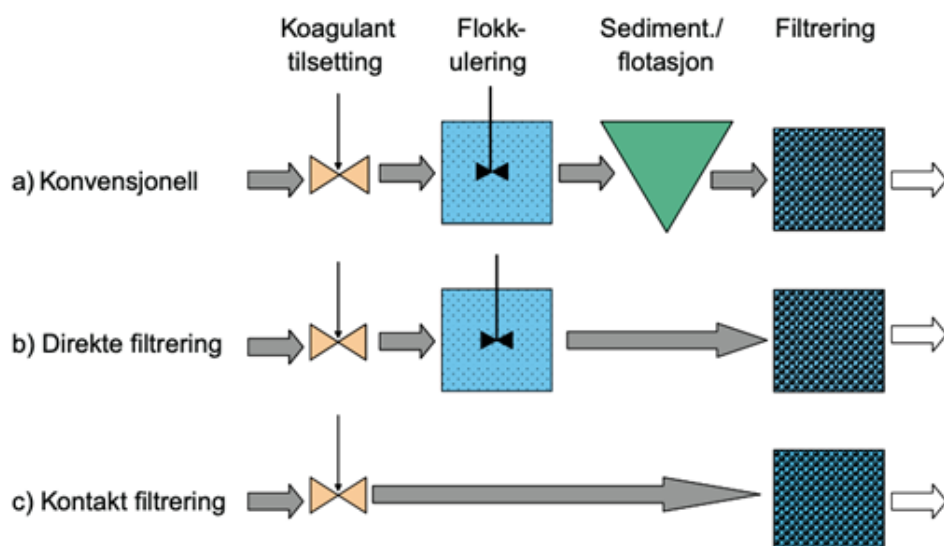
* God overfor *Giardia*, ganske dårlig overfor *Cryptosporidium* ved normale ozondoser.

** God overfor de fleste virus som har helsemessig betydning. Dårlig overfor Adenovirus ved de UV-doser som vanligvis benyttes.

Partikkelseparasjon og renseeffekter

Ved partikkelseparasjonsmetoder fjernes mikroorganismene fra vannet i form av partikler [7]. Det finnes flere ulike partikkelfjerningsmekanismer og metodene bør tilpasses vannkilden.

Filtrering gjøres i stor grad kombinert med koagulering og/ eller flokkulering. I elvevannverk eller eutrofierte innsjøer med høyt partikkelinnhold benyttes ofte grovseparasjonsmetoder som sedimentering eller flotasjon før filtrering. Dette kalles konvensjonell filtrering, og en skjematisk fremstilling hentet fra boken *Vann- og avløpsteknikk* av Ødegaard et al. [7] er vist i figur 2.4. Dersom vannkilden har mindre partikkelinnhold, og slammet for det meste består av humus, er det mer vanlig å benytte seg av direkte- eller kontaktfiltrering. I disse filtreringsmetodene vil enten grovseparasjonstrinnet elimineres (direkte filtrering) eller både flokkulerings- og grovseparasjonstrinnet elimineres (kontaktfiltrering) [7]. Disse filtreringsmetodene er mest vanlig i Norge, vist i figur 2.4.



Figur 2.4: Skjematisk oversikt over filtreringsmetoder, hentet fra Ødegaard mfl. [7].

Selv om hovedhensikten med koagulering er å fjerne kolloidale partikler og humus, vil det også fjernes øvrige partikler, herunder mikrobielle forurensninger. Prosessen går i korte trekk ut på at koagulantene reagerer med vannet, som fører til utfelling av et metallhydroksid der partiklene er bundet. Videre omrøring i flokkuleringstrinnet gjør at aggregatene kommer i kontakt med hverandre og festes sammen til større fnokker. Dersom vannbehandlingsanlegget benytter seg av konvensjonell behandling separeres disse fnokkene ut, enten i grovseparasjonstrinnet, ved sedimentering (bunnfelling) eller ved flotasjon, der fnokkene fester seg til luftbobler og legger seg som et teppe over bassenget, og deretter gjennom filtreringstrinnet. Eller, dersom anlegget benytter seg av direkte- eller kontaktfiltrering, kun i filtreringstrinnet [7].

Koagulering og grovseparasjon

Ved koagulering benyttes vanligvis en koagulanttype som består av positivt ladde salter av aluminium (Al) eller jern (Fe). I Norge benyttes oftest aluminium i form av aluminiumsulfat ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 14 - 16H_2O$) eller prepolymerisert aluminiumklorid ($PACl^-$) [7]. Koagulantene som benyttes er imidlertid av betydning for renseeffekten ovenfor ulike mikroorganismer.

I *Elimination of Microorganisms by water treatment processes* av Hijnen & Medema [3] er det omtalt en rekke studier som blant annet påviser en sammenheng mellom kjemikalier og eliminering av mikroorganismer. Chalapati Rao et al. [37] påviser en forbindelse mellom renseeffekten av Hepatitt A-virus og koagulantdose og -type. Når det gjelder parasitter er det i et studie av Dugan et al. [38] vist at høyere koagulantdose gir bedre renseeffekt overfor parasitter og bakteriesporer. I tillegg er det også vist i denne studien at bruk av jern fremfor aluminium gir bedre renseeffekt av

Cryptosporidium.

For å oppnå god koagulering er det også viktig å ligge i riktig pH-område, og ettersom vannet i Norge generelt er surt, tilsettes det ofte et alkalisk middel (f.eks. kalk). I MBA-veilederen [2] er det gitt log-kreditt for partikkelseparasjonsmetoder som omfatter blant annet koagulering og filtrering, vist i figur 2.5. Log-kreditten er den log-reduksjonen som kan forventes av de enkelte patogenene ved barrieretiltak. Log-kreditten som er vist i figur 2.5 er basert på forutsetningen om at koagulantdoseringen er tilstrekkelig, og at det er god overvåkning av turbiditeten i vannet. Dersom man setter inn pH kontroll og forhøyet koagulantdose øker log-kreditten.

Vannbehandlingsmetode	Log-kreditt
Hurtigsandfiltrering uten koagulering (filterhastighet < 7,5 m/h) ¹⁾	0,5b + 0,25v + 0,5p
Membran (MF) filtrering ²⁾	2,0b + 1,0v + 2,0p
Membran (UF) filtrering ³⁾	2,5b + 2,0v + 2,5p
Membran (NF) filtrering ⁴⁾	3,0b + 3,0v + 3,0p
Langsomsandfiltrering (filterhastighet < 0,5 m/h)	2,0b + 2,0v + 2,0p
Koagulering/direktefiltrering (mediafilter) ⁵⁾	2,25b + 1,5v + 2,25p
Koagulering/direktefiltrering (mediafilter) ⁶⁾	2,5b + 2,0v + 2,5p
Koagulering + sedimentering (evt. flotasjon) + filtrering ⁵⁾	2,5b + 1,75v + 2,5p
Koagulering + sedimentering (evt. flotasjon) + filtrering ⁶⁾	2,75b + 2,25v + 2,75p
Koagulering/membran (MF) filtrering ⁶⁾	3,0b + 2,5v + 3,0p
Koagulering/membran (UF) filtrering ⁶⁾	3,0b + 3,0v + 3,0p

- 1) Gjelder også biofiltre, ionebytter-filtre, aktivert kull filtre og marmor-filtre
- 2) Forutsatt nominell poreåpning på membran < 100 nm
- 3) Forutsatt nominell poreåpning på membran < 40 nm
- 4) Forutsatt nominell poreåpning på membran < 5 nm
- 5) Forutsatt turbiditet i produsert vann < 0,2 NTU (sanntids måling)
- 6) Forutsatt at tilstrekkelig koagulant-dosering og god overvåkning slik at turbiditet i produsert vann < 0,1 NTU (sanntids måling)

Figur 2.5: Forslag til bestemmelse av log-kreditt for partikkelseparasjonsmetoder, hentet fra *Veiledning i Mikrobiell Barriere Analyse* [2].

I Hijnen & Medema [3] omtales det også en rekke andre faktorer som har påvirkning på effekten koagulering og partikkelseparasjon. Blant annet vil høy turbiditet på innkommende vann øke effektiviteten for parasitter og lamellsedimentering og flokkulering med flotasjon fjerner mer organismer enn sedimentering.

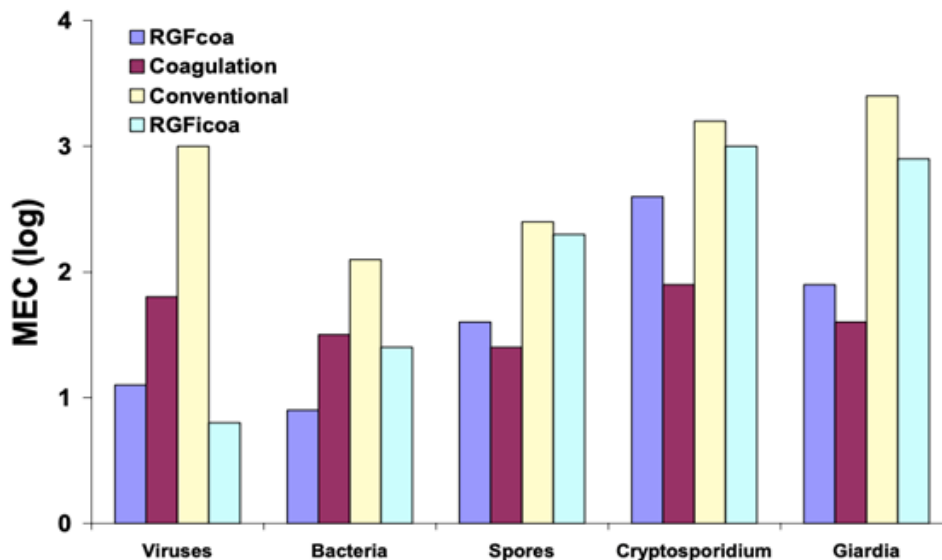
Koagulering og/eller flokkulering og ulike grovseparasjonsprosesser etterfølges som regel av et filtreringstrinn. Som vist i figur 2.4 kan disse kombineres på ulike måter. I forbindelse med drikkevann kan filtreringsprosessene dreie seg om dybdefiltrering eller membranfiltrering. I det følgende gjennomgås selve prosessene.

Dybdefiltrering

Dybdefiltrering er filtrering gjennom et granulært medium, som normalt brukes etter koaguleringsprosessene, og da i hovedsak sandfiltrering. Partiklene avsettes i filtersengen som typisk består av filtermedier som sand, granatsand eller antrasitt. Filtreringsprosessen består av filtrering gjennom mediet, og jevnlig tilbakespyling av filteret når det er mettet [7].

Ved sandfiltrering er det flere partikkelseparasjonsmekanismer, blant annet siling, gravitasjon, og adsorpsjon, der adsorpsjon er den viktigste. Målet med sandfiltrering er i hovedsak å fjerne partikler og humus, der sistnevnte er mest aktuelt i Norge. Det bidrar imidlertid også til å fjerne både bakterier, virus og parasitter. Bakterier og parasitter kan fjernes gjennom silingsmekanisme. For virus er imidlertid den viktigste mekanismen adsorpsjon [3, 7].

Prosessen er mer effektiv dersom det benyttes i kombinasjon med andre separasjonsmetoder, som det vises i figur 2.5 fra MBA-veilederen. Figur 2.6, fra Hijnen & Medema sin gjennomgang av renseeffekter som er rapportert i litteraturen [3], viser en sammenligning over forventet renseeffekt ved de ulike filtreringsprosessene, og for et koagulering-/fnokkseparasjonstrinn alene. Fra figuren er det tydelig at konvensjonell behandling er den mest effektive mot eliminering av mikroorganismer. Renseeffektene er oppgitt som MEC-verdier (Microorganism Elimination Credit).



Figur 2.6: Sammenlikning av MEC-verdier for koagulering alene og hurtigsandfiltrering enten som konvensjonell behandling, direkte filtrering (RGFcoa) eller kontaktfiltrering (RGFicoa), hentet fra Hijnen & Medema [3].

Som det vises i figur 2.5 kan også filtrering med aktivkull, ionebytte- og marmorfiltrering gi en viss renseseffekt ved filtrering, selv om disse egentlig er ment til andre formål. Ved kullfiltrering, der målet å fjerne organiske mikroforurensninger, blir renseseffekten imidlertid noe mindre [7, 2]. Figur 2.7 viser en oversikt over renseseffekter for filtrering hentet fra studiet til Hijnen & Medema [3] som omtalt tidligere, også her er renseseffektene oppgitt som MEC-verdier, som igjen kan benyttes som utgangspunkt i en QMRA-analyse.

	Data	Conventional treatment	Coagulation/floc-removal	RGF	RGFcoa	RGFicoa	RGFgac	Slow sand filtration
Viruses	MEC	3.0	1.8	0.8	1.1	0.9	0.5	2.2
	Range	1.2-5.3	0.2-4.3	0.1-3.8	0.2-2.5	0.1-1.5	0.2-0.7	0.6-4.0
	FS	3.6	3.5	3.0	3.1	3.0	2.5	3.3
Bacteria	Q	248	311	270	102	270	24	43
	MEC	2.1	1.5	0.5	0.9	1.4	0.8	2.7
	Range	1.0-3.4	0.6-3.7	0.2-1.0	0.4-1.5	0.8-2.1	0.7-0.9	1.2-4.8
Bacterial spores	FS	3.1	3.0	2.8	3.0	3.0	3.0	3.4
	Q	167	303	1268	180	93	45	58
	MEC	2.4	1.4	0.7	1.6	2.3	0.7	1.5
Cryptosporidium	Range	1.4-4.7	0.8-3.2	0.0-1.4	0.5-2.9	1.5-3.9	0.1-1.5	0.0-4.0
	FS	4.7	4.6	4.1	4.1	3.8	5.0	4.4
	Q	291	423	435	504	114	420	40
Giardia	MEC	3.2	1.9	1.1	1.1	3.0	0.9	4.8
	Range	1.4-5.5	0.4-3.8	0.0-2.3	0.8-5.5	0.1-5.4	0.7-1.1	2.7->6.5
	FS	3.7	3.3	3.1	3.5	2.7	3.0	3.4
Giardia	Q	599	304	143	364	643	26	27
	MEC	3.4	1.6	1.2	1.9	2.9	0.8	4.9
	Range	2.1-5.1	0.3-2.9	0.0-2.6	0.3-4.1	0.8-4.7	0.4-1.3	4.0-6.0
Giardia	FS	4.3	3.9	3.5	3.2	3.0	3.0	3.7
	Q	288	207	60	307	315	10	11

Figur 2.7: MEC-verdier for vannbehandlingsmetoder med partikkelfjerning, hentet fra Hijnen & Medema [3].

Membranfiltrering

Ved membranfiltrering presses vann gjennom poreåpninger i en membran som er mindre en partiklene, slik at disse blir avsatt på membranen. Materialet på membranen er ofte plast, men kan også være keramisk materiale. Membranfiltrering inndeles hovedsakelig i fire metoder [7];

- Mikrofiltrering med porestørrelse 100-1 000 nm (0,1-1 μm)
- Ultrafiltrering med porestørrelse 10-100 nm
- Nanofiltrering med porestørrelse 1-10 nm
- Omvendt osmose med porestørrelse > 1 nm

Mikrofiltrering og ultrafiltrering kan brukes i stedet for sandfiltrering etter koagulering og flokkulering. Nanofiltrering benyttes primært til å fjerne humus og ioner og omvendt osmose brukes primært til avsalting av havvann. Vannet kan enten presses vinkelrett på membranen (\ll Dead-end-filtrering) eller langs membranen i en såkalt tverrstrømsfiltrering, eller *cross-flow*-filtrering, som er vanlig i blant annet omvendt osmose og nanofiltrering [7].

Tabell 2.7: Eliminering av mikroorganismer ved membranfiltrering fra Mattilsynets *Veileder til Drikkevannsforskriften* [13].

Porestørrelse (nm)	Renseeffekt overfor mikroorganismer
< 10	Bakterier, parasitter, bakteriesporer og virus
< 100	Vanligvis hygienisk barriere overfor bakterier, bakteriesporer og parasitter
< 1000	Vanligvis hygienisk barriere overfor parasitter

Som det vises i tabell 2.7 fungerer membranfiltrering som en hygienisk barriere, og nanofiltrering med porestørrelse mindre enn 10 nm sammen med et desinfeksjonstrinn regnes som tilstrekkelig tilstrekkelige barrierer overfor virus, parasitter og bakterier [7, 17]. Kvaliteten på filtreringsmetodene i tabell 2.7 og renseseffektene i figur 2.5, forutsetter at membranen er intakt. Ved membranfiltrering er den største utfordringen at membranen kan tettes igjen, kalt *Fouling*, og reduserer renseseffekten betydelig [39, 7]. Dette kan skje fordi partikler blokkerer eller avsettes på membranen, eller biologisk vekst på membranen. Tverrstrømsfiltrering gir noe mindre risiko for gjentetting av membranen [7, 2].

Desinfeksjon og inaktivering

Den vanligste desinfeksjonsmetoden i Norge er UV-bestråling. Av de 1 133 vannforsyningssystemene som rapporterte inn vannbehandlingsmetode til vannverksregisteret i 2019 oppga hele 881 at de benytter UV-bestråling som desinfeksjonsmetode (se tabell 2.8). Tidligere har majoriteten av vannbehandlingsanleggene benyttet klor som desinfeksjonsmetode, men dette er nå i stor grad gått bort fra. Heller ikke desinfeksjon med ozon er mye benyttet i Norge, som man ser utfra tabell 2.9. Derimot er det et økende antall vannforsyningssystemer som benytter seg av ozonfiltrering [2, 6].

Tabell 2.8: Antall vannbehandlingsanlegg og vannbehandlingsmetode sortert etter størrelse. Hentet fra FHIs rapport over VREG for 2019 [6].

Antall personer forsynt	Antall behandlingsanlegg*				
	Membranfiltrering (desinfeksjon)	Membranfiltrering (filtrering)	UV-bestråling	Klorering	Ozon-desinfeksjon
51-500	4	48	491	30	1
501-5 000	3	39	287	48	1
5 001-50 000	0	6	81	42	0
50 001-500 000	0	0	20	13	0
500 001-	0	0	2	2	0
Hele landet	7	93	881	135	2

* I tabellen inngår data for behandlingsanlegg koblet til hovedkilder for 1 133 av 1 391 VF. Ett behandlingsanlegg kan ha flere av metodene overfor.

Tabell 2.9: Antall vannbehandlingsanlegg og vannbehandlingsmetode sortert etter størrelse, mer utdypende om kombinasjon av prosesser. Hentet fra FHIs rapport over VREG i 2019 [6].

Antall personer forsynt	Antall behandlingsanlegg*						
	Koagulering og desinfeksjon (UV-bestråling, klorering eller membranfiltrering)	Ozon-desinfeksjon (ev. med UV-bestråling, klorering eller membranfiltrering)	Ozoneringsfiltrering og desinfeksjon (UV-bestråling, klorering eller membranfiltrering, ikke ozondesinfeksjon)	UV-bestråling (ev. med klorering eller membranfiltrering, ikke koagulering, ozoneringsfiltrering eller ozondesinfeksjon)	Klorering (ev. med membranfiltrering, ikke koagulering, ozoneringsfiltrering, ozondesinfeksjon eller UV-bestråling)	Membranfiltrering (ikke koagulering, ozoneringsfiltrering, ozondesinfeksjon, UV-bestråling eller klorering)	Annen eller ikke oppgitt vannbehandlingsprosess
51-500	47	1	3	443	15	9	135
501-5 000	48	1	13	229	10	3	92
5 001-50 000	37	0	4	43	5	0	24
50 001-500 000	10	0	1	9	1	0	3
500 001-	2	0	0	0	0	0	0
Hele landet	144	2	21	724	31	12	254

* I tabellen inngår data for behandlingsanlegg koblet til hovedkilder for 1 133 av 1 391 VF. Ett behandlingsanlegg kan ha flere av metodene overfor.

I det følgende gjennomgås de ulike desinfeksjonsmetodene som benyttes i Norge. Først vil Ct-begrepet gjennomgås, som er essensielt ved beregning av log-inaktiveringen ved desinfeksjonsmetodene.

Ct-begrepet

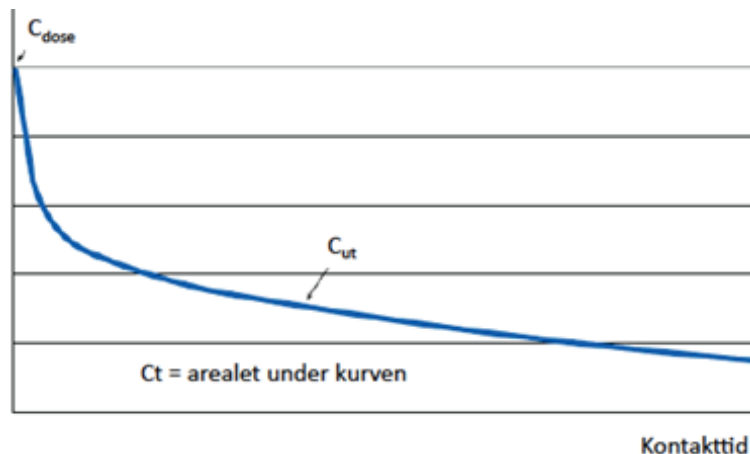
Som nevnt er Ct-begrepet sentralt ved drift og dimensjonering av desinfeksjonsanlegg, fordi det indikerer hvilken log-reduksjon som kan forventes ved bestemt konsentrasjon av desinfeksjonsmiddel. Begrepet omfatter konsentrasjonen (C) som mikroorganismene har vært utsatt for over tid (t) [2].

For de kjemiske desinfeksjonsmetodene (klorering og ozon) avhenger Ct-verdien av konsentrasjonsendringen av det kjemiske stoffet og hydraulisk oppholdstid i desinfeksjonsreaktoren. Kontakttiden, t , er både avhengig av desinfeksjonsreaktorens volum og utforming og strømningsforhold i reaktoren. I desinfeksjonsreaktorer med stempelstrøm er kontakttiden lik den hydrauliske oppholdstiden, da alle vannelementer oppholder seg i reaktoren like lenge [7]. Hydraulisk oppholdstid, T_h , er da gitt som:

$$T_h = \frac{V}{Q} \quad (2.1)$$

Hvor V er volum av kontakttanken i m^3 og Q er dimensjonerende vannmengde (m^3 /tid) [7]. Desinfeksjonsreaktorer med ideell blanding har imidlertid en stor variasjon av oppholdstider, ettersom elementer av vann kan forlate reaktoren på ulike tidspunkt [7]. I realiteten ligger strømningsbildet ofte et sted mellom stempelstrøm og ideell blanding [2].

Konsentrasjonen (C) vil variere over tid som følge av forbruk av desinfeksjonsmiddelet. Figur 2.8 viser en typisk konsentrasjonsendring for desinfeksjon med klor, og er hentet fra MBA-veilederen [2].



Figur 2.8: Typisk konsentrasjonsendring for klor etter tilsetning til vann, hentet fra *Veiledning i Mikrobiell Barriere-Analyse* [2].

Den bratte kurven i starten indikerer oksidering av organisk stoff og andre oksiderbare forbindelser, som gir et høyt forbruk av desinfeksjonsmiddel umiddelbart etter tilsetning til vannet. Dette påvirker ikke Ct-verdien ettersom kontakttiden ved denne reaksjonen er tilnærmet lik null. Deretter

vil konsentrasjonen minke gradvis, og kan beskrives med som en eksponentiell funksjon. Ct-verdien beregnes som arealet under kurven [2].

Ved UV-bestråling er konsentrasjonen (C) erstattet med intensitet (I) oppgitt i mW/cm^2 , kontaktid med stråletid (t) som oppgis i sekund. Ct-verdien blir dermed oppgitt som UV-dose (D) som oppgis i mJ/cm^2 eller mW/cm^2 . Dette gir likningen:

$$D = I \cdot t \quad (2.2)$$

Der I er stråleintensitet gitt i som mW/cm^2 , og t er strålingstiden gitt i sekunder. Som er ekvivalent med Ct-verdien for kjemiske desinfeksjonsmetoder [7]. Dagens krav til UV-dose er $40 mJ/cm^2$ (lik $40 mW s/cm^2$) dersom den skal fungere som en hygienisk barriere ovenfor bakterier, parasitter, virus i tillegg til bakteriesporer. De fleste større vannverk benytter seg i dag av denne dosen eller noe høyere [40, 13].

Under følger en kort beskrivelse av de ulike desinfeksjonsmetodene.

Klorering

Desinfeksjon med klor kan foregå med klorgass (Cl_2), natriumhypokloritt ($NaOCl$) eller kalsiumhypokloritt ($Ca(OCl)_2$). Når disse formene for klor tilsettes vann kan det dannes klorforbindelser, som enten gir fritt tilgjengelig klor (underklorsyrling, hypoklorittion og molekylært klor), bundet tilgjengelig klor (monokloramin, dikloramin, nitrogenklorid) eller komplekse klororganiske forbindelser [2].

Fritt tilgjengelig klor er mest effektiv for desinfeksjon, og skal helst benyttes til primær desinfeksjon. Bundet tilgjengelig klor er ikke like effektiv for desinfeksjon, men fordi dette er mindre reaktivt enn fritt tilgjengelig klor holder det seg lenger, og brukes derfor ofte på distribusjonsnettet. Desinfeksjon med klorering kan danne skadelige desinfeksjonsbiprodukter dersom det registreres restklor. Det er derfor viktig å fjerne humus og bruke så lave klordoser som mulig for å forebygge dette [7].

Ozonerings

Ozon er et kraftig oksidasjonsmiddel, og gir mer effektiv fjerning av alle typer mikroorganismer sammenlignet med klor. Det er flere fordeler ved bruk av ozon;

- Oksidasjon av organiske og uorganiske forbindelser
- Reduksjon av lukt og smak
- Reduksjon av farge

Dersom ozon kun benyttes som desinfeksjon er vanlig dose 0,5-1,0 mg O_3/l . Som nevnt er bruken av ozonering/biofiltrering i Norge økende og dette er spesielt fordi det har vist seg effektivt overfor humusfjerning. For humusfjerning kan det benyttes doser opp mot 5 mg O_3/l , som gir svært god desinfeksjonseffekt. Biofilter er nødvendig ved bruk av ozon på humusholdig vann for å fjerne det biologisk omsettbare stoffet som dannes ved ozonering. Figur 2.5 viser MBA-veilederens bestemmelse av log-kreditt for partikkelseparasjon. I anlegg basert på ozon/ biofiltrering vil ozoneringen beregnes ved en Ct-verdi, mens biofilteret vil gi en liten renseeffekt som vist i figuren [2].

Ozon kan reagere med bromid i vann og danne bromat som er et helseskadelig stoff. Imidlertid gjør sammensetningen av de fleste overflatevann i Skandinavia at bromatdannelse ikke er et nevneverdig problem [7].

UV-bestråling

Ved UV-bestråling produseres UV-lyset ved å sette elektrisk spenning på en gassblanding av kvikksølv som genererer fotoner. Kvikksølv damp benyttes i desinfeksjon fordi det emitterer lys i et bølglengdeområde som kan inaktivere mikroorganismer. Det kan benyttes lavtrykkslamper eller mellomtrykkslamper. Lavtrykkslamper anvender moderate temperaturer og lave damptrykk av kvikksølv, mens mellomtrykkslamper benytter høyere temperaturer og gasstrykk [7].

UV-bestråling er den mest benyttede desinfeksjonsmetoden i Norge. Det skyldes blant annet at UV-bestråling er den desinfeksjonsmetoden som klart har vist seg å være best ovenfor parasitter uten å gi desinfeksjonsprodukter [7].

2.3 Metoder for å estimere infeksjonsrisiko i drikkevann

Det er utfordrende å finne ut hvor mange som blir syke av drikkevannet, og selv om det årlig rapporteres sykdomstilfeller vil det være mange endemiske tilfeller som ikke blir oppdaget og innrapportert. For å avgjøre risiko tilknyttet vannforsyningen kan det benyttes epidemiologiske metoder, der den faktiske risikoen for hendelser måles, eller metoder basert på modellering av risiko, som for eksempel QMRA (Kvantitativ mikrobiell risikoanalyse) der den potensielle risikoen for hendelser bestemmes [8]. Å gjennomføre epidemiologiske undersøkelser krever ofte mye tid og ressurser, og er derfor vanskelig å gjennomføre rutinemessig [8]. Dessuten er det ofte utfordrende å knytte sykdomstilfeller opp mot drikkevann. QMRA-analyser gjennomføres stort sett på enkeltvannforsyninger, og ikke på nasjonalt nivå. Disse faktorene gjør at man i Norge ikke har noe godt estimat på hvor mange som blir syke i dag, annet enn tilfellene som registreres i MSIS.

Folkehelseinstituttet har nå gjennomført *Drikkevannsstudien* [41] som omtales under, og dernest omtales QMRA-metoden. Det svenske QMRA-verktøyet vil også presenteres, som er modellen estimatet i denne avhandlingen baserer seg på. I sammenheng med dette vil også Kvotmodellen og QMRA-modellen for grunnvann beskrives, som i likhet med QMRA-verktøyet ligger tilgjengelig på Chalmers sine nettsider [18]. Til slutt vil det gis en beskrivelse av Mikrobiell Barriere Analyse [2]. Først vil imidlertid risikobegrepet presenteres under, samt hva som inngår i begrepet akseptabel risiko.

2.3.1 Risikobegrepet

Risiko defineres som en mulighet for uønskede hendelser eller hvor ofte en viss hendelse inntreffer og konsekvensen av dette, inkludert usikkerheter [42]. I forbindelse med vannbåren smitte vil en uønsket hendelse for eksempel være forurensing eller svikt i vannbehandlingen, der konsekvensen vil være infeksjon og/eller sykdom, eventuell alvorlig sykdom. Ved analyse av risiko og sårbarhet er det spesielt to sentrale spørsmål; hvilken risiko er akseptabel risiko og hvordan risikoen avgjøres [43, 44].

Akseptabel risiko er et omstridt begrep, og vanskelig å definere. I Mattilsynets Veileder til drikkevannsforskriften heter det at ”*drikkevannet ikke skal inneholde virus, bakterier eller parasitter i antall eller konsentrasjon som utgjør en helsefare*” [13]. Det er imidlertid både kostbart og utfordrende å sikte seg inn på at ingen skal bli syke. WHO benytter seg av DALY (Disability-adjusted life years). En DALY indikerer tapet av ett leveår ved god helse, og tar dermed også hensyn til alvorlighetsgraden av sykdommen. WHO benytter en akseptabel grense på 10^{-6} DALY [5]. USEPA (United States Environmental Protection Agency) benytter 10^{-4} infeksjoner per person per år som

akseptabel risiko [45] som i Norge tilsvarer rundt 500 årlige infeksjoner.

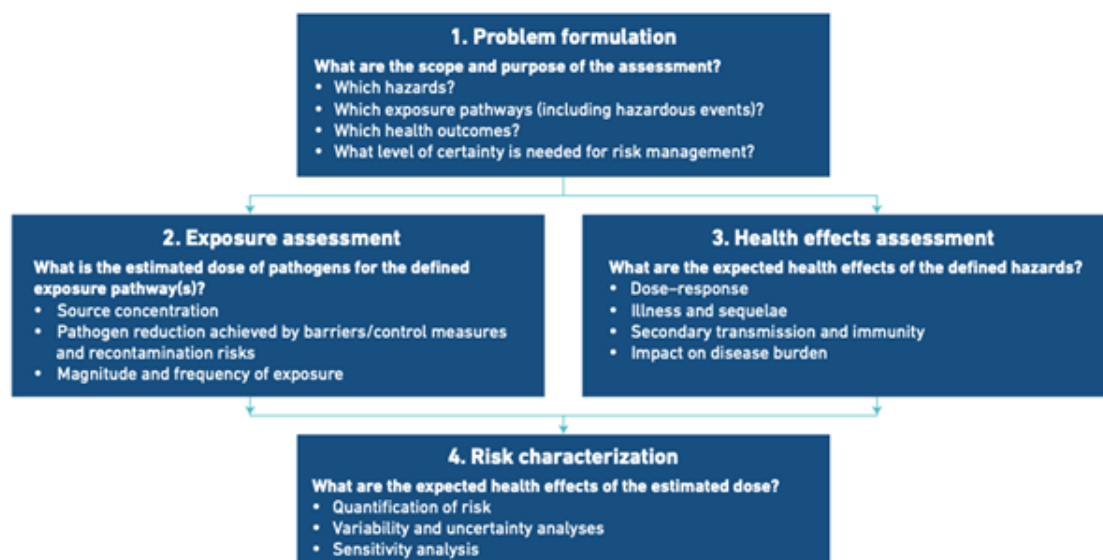
2.3.2 Drikkevannsstudien

Mellom 2018 og 2020 gjennomførte FHI Drikkevannsstudien [41]. Denne studien er en spørreundersøkelse som undersøker forekomst av gastroenteritt i forbindelse med drikkevannskonsum (betennelse i tarmkanalen [46]). Hensikten var å avdekke om det forelå en relasjon mellom drikkevannskonsum og forekomst av mage-tarm-sykdommer utover tilfellene som innrapporteres til MSIS, da dette kun er de mest alvorlige tilfellene. Drikkevannsstudien var ment å være en landsdekkende undersøkelse, med deltagere i alle aldersgrupper og lik fordeling mellom kjønn. I tillegg var et kriterium at vannverkene som inngikk i undersøkelsen skulle være inkludert i vannverksregisteret (over 50 pe eller 20 husstander). Det var også ønskelig med lik fordeling mellom små og store vannverk (hhv. under og over 1 000 personer tilknyttet).

Videre ble spørreundersøkelsen gjennomført ved månedlige spørreundersøkelser i en periode på 12 måneder. Sykdomstilfeller ble sammenlignet med vannkvaliteten, som også ble overvåket over tid [41]. I FHI sin prosjektbeskrivelse [41] fastslo de at det kreves 11 000 deltagere for å konkludere om smitten fra drikkevann er av betydning.

2.3.3 QMRA (Kvantitativ mikrobiell risikoanalyse)

Kvantitativ mikrobiell risikoanalyse (QMRA) er et verktøy for å modellere konsentrasjonen av patogener i vannforsyningen fra kilde til kran, og estimere risikoen for å bli smittet. En QMRA-analyse kan benyttes til å modellere ulike risikoscenarier for å bestemme risikoutsatte områder i vannforsyningen, og dermed gjøre nødvendige tiltak dersom dagens tiltak ikke holder mål [47, 8]. Figur 2.9 viser rammeverket for QMRA-modellen, og er hentet fra WHO sin rapport *Quantitative Microbial Risk Assessment: Application for Water Safety Management* [8]. Under følger en oversikt over stegene i QMRA-analysen.



Figur 2.9: Rammeverk for QMRA-modellen, hentet fra WHO sin rapport [8].

Problemformulering innebærer identifisering av risikomomenter i vannforsyningen, og tar for seg hvilke patogene mikroorganismer som er aktuelle for vannforsyningssystemet. I dette steget må det redegjøres for hvor mange som er eksponert for de eventuelle patogenene, og smitteveier for disse identifiseres [8]. Dette er en helhetlig prosess der alt fra nedbørsfelt og råvannskilde til vannbehandling og distribusjonssystem vurderes [47, 8].

I *eksponeringsvurdering* er målet å bestemme antall personer som blir eksponert for patogener, og i hvilket omfang. Det må tas hensyn til patogenkonsentrasjonen gjennom hele vannforsyningssystemet, fra eventuelle forurensningskilder ved inntakspunkt frem til inntaket av ukokt drikkevann fra springen. Dette omfatter bestemmelse av gjennomsnittlig konsentrasjonen av patogene mikroorganismer som er til stede i drikkevannskilden og hvor mye de hygieniske barrierene som finnes i vannforsyningen reduserer forekomsten av disse. Den endelige konsentrasjonen, sammen med drikkevannkonsumet, sier hvilken mengde av patogener befolkningen er eksponert for, og betegnes som dose [47]. I tillegg vurderes ulike smitteveier og varighet av hendelser. Ulike scenarier blir undersøkt, som for eksempel hvilke hendelser i drikkevannsforsyningen som kan øke risiko for eksponering, og usikkerheten av dataparametere [8]. Det er ulike tilnærminger for å bestemme patogenkonsentrasjonen i vann, men i henhold til Nilsen [47] kan disse deles inn i følgende metoder:

- Molekylære metoder ved kvantifisering av nukleinsyrer
- Observasjon av vekst gjennom dyrking av mikroorganismer
- Direkte observasjoner gjennom mikroskop (lys- eller elektronmikroskop)

Kvantifiseringen av mikroorganismer er også en prosess som bringer med seg svært mye usikkerhet, og på grunn av dette, er beregning av usikkerhet en viktig del av eksponeringsvurderingen. Generelt vil stedsspesifikke data og analyser gi mer pålitelige resultater ved en slik evaluering. Likevel er det ikke alltid slik data foreligger, og det er derfor nødvendig med data fra litteraturen [47].

Evaluering av helseeffekter innebærer en dose-respons-modell som karakteriserer forholdet mellom dose og sannsynligheten for infeksjon. Altså vil dose-respons-modellene omsette sannsynligheten for eksponering av mikroorganismer til helserisiko. De fleste dose-respons-modeller som benyttes i dag er basert på den såkalte ett-treffs-hypotesen (eng. Single hit theory) [47, 8]. Denne hypotesen, samt dose-respons-modeller og tilpasning til disse gjennomgås mer detaljert i kapittel 2.3.4.

I trinn 4, risikokarakteriseringen, kombineres data fra foregående trinn for å kvantifisere risikoen. Den enkleste metoden for dette er å benytte punkttestimater, der inputverdiene i modellen er punktverdier som resulterer i et punkttestimat [47]. Imidlertid kan det også benyttes estimater basert på statistiske fordelinger, som tar hensyn til variasjon og usikkerhet ved modellparameterne. Slike estimater oppnås typisk ved Monte-Carlo-metoden [48, 47]. Utfallet fra dette trinnet kan igjen benyttes til å identifisere og forbedre sårbare deler av vannforsyningssystemet, i det som kalles risikostyring. Dette kan benyttes til å undersøke om eventuelle oppdateringer vil gi bedre utfall [8].

2.3.4 Dose-respons-modeller

På bakgrunn av ett-treffs-hypotesen beregner dose-respons-modellene sannsynligheten for infeksjon som funksjon av inntatt dose [8]. Ett-treffs-hypotesen baserer seg på to antagelser; patogenene angriper uavhengig av hverandre og infeksjon oppstår dersom minst en av de patogene mikroorganismene lykkes i å overvinne vertens forsvarsmekanismer (immunforsvar) [47].

Herunder beskrives følgende dose-respons-modeller som ligger til grunnlag for estimatet som vises i resultatdelen; eksponentiell, Beta-Poisson modell og Fractional Poisson modell.

Den eksponentielle modellen

Den enkleste formen for ett-treffs-modellen er den eksponentielle modellen. Den baserer seg på antagelsen om at mikroorganismene er tilfeldig fordelt, det vil si Poisson-fordelte, og den doseavhengige sannsynligheten for eksponering blir da [8]:

$$P_{inf} = 1 - e^{-cV} \quad (2.3)$$

hvor c er konsentrasjonen av patogener (antall/volum) og V er inntatt volum, og $c \cdot V$ er dose. Videre kan det antas at sannsynligheten for infeksjon for hver enkelt patogen, i henhold til ett-treffs-hypotesen, er r . Sannsynligheten for infeksjon blir da [8]:

$$P_{inf} = 1 - e^{-r \cdot cV} \quad (2.4)$$

Som gir den eksponentielle modellen. Denne modellen kan også uttrykkes ved hjelp av infeksjonsdose, N_{50} , som er dosen som gjør at 50 % blir smittet [47]:

$$P_{inf} = 1 - 2^{-\frac{r \cdot cV}{N_{50}}} \quad (2.5)$$

Beta-Poisson modellen

Ved å la sannsynligheten variere mellom verter (f. eks. på grunn av immunforsvar), må den eksponentielle modellen modifiseres for å ta hensyn til dette [8]. Det er vanlig å anta at sannsynligheten (r) varierer med en beta-fordeling med parameterne α og β , og kan beskrives som [8]:

$$P_{inf}(cV; \alpha, \beta) = 1 - {}_1F_1(\alpha, \alpha + \beta; -cV) \quad (2.6)$$

Dette er den såkalte eksakte beta-Poisson-modellen, der ${}_1F_1$, er en hypergeometrisk funksjon som beregnes ved hjelp av et numerisk verktøy, hvor funksjonen er bygget inn [8]. For å forenkle beregningene brukes gjerne en tilnærming til den eksakte beta-Poisson-modellen, som gjelder for $\alpha \ll \beta$ og $\beta \gg 1$ [8, 49]. Funksjonen kan da skrives som;

$$P_{inf} = 1 - \left[1 + \frac{c \cdot V}{\beta} \right]^{-\alpha} \quad (2.7)$$

Denne tilnærmingen til beta-Poisson-modellen kan, på samme måte som den eksponentielle modellen, uttrykkes ved hjelp av N_{50} [47], hvor $\beta = \frac{N_{50}}{2^{\frac{1}{\alpha}} - 1}$;

$$P_{inf} = 1 - \left[1 + (c \cdot V) \frac{2^{\frac{1}{\alpha}} - 1}{N_{50}} \right]^{-\alpha} \quad (2.8)$$

Fractional Poisson modell

Fractional Poisson Modell er en modell utarbeidet i et studie av Messner, Berger og Nappier [50]. I modellen antas det at personer som inntar et patogen enten er helt mottakelige for infeksjon, eller helt immune. Dette medfører at sannsynligheten for infeksjon fra én enkelt organisme (r), enten er 1, eller 0.

$$P_{inf} = P_{sus} \cdot (1 - e^{-cV}) \quad (2.9)$$

hvor P_{sus} er andelen mottagelige personer, det vil si personer som ikke er immune mot Norovirus, og ifølge modellen vil få en infeksjon. Videre er e^{Dose} sannsynligheten for at mottaker får i seg akkurat 0 viruspartikler, og $1 - e^{Dose}$ sannsynligheten for at personer får i seg minst en viruspartikkel. Dette medfører at dosen av partikler som inntas ikke er relevant så lenge det er over null. P_{inf} vil være sannsynligheten for infeksjon, som ved bruk av denne modellen vil tolkes som sannsynligheten for eksponering samt immunitet hos personen [50, 8, 49].

Tilpasning av mikroorganismer til dose-respons-modeller

Det finnes flere studier på hvilke dose-respons-modeller og parametere som er best tilpasset hver mikroorganisme i en QMRA-analyse. WHO har, i sin rapport *Quantitative Microbial Risk Assessment: Application for Water Safety Management* [8], gitt en oversikt over under *Published dose-response relationships* over studier som er relevante i forhold til hvilke dose-respons-modeller som benyttes for de ulike mikroorganismer i dag. Disse studiene er også listet opp under *Table of Recommended Best-Fit Parameters* på QMRAwiki sine sider [51]. En gjennomgang over disse studiene, hvilke som er relevante i forhold til hva som benyttes i QMRA-analyser i dag [8], og hva som benyttes i det svenske QMRA-verktøyet [49], blir gitt under.

For Norovirus blir to studier presentert i rapporten til WHO [8]; Tenius et al. [52] og Messner, Berger og Nappier [50]. Begge har gjennomført forsøk for å modellere den best tilpassede dose-respons-modellen for til dette viruset. I Teunis et al. [52] er det foretatt tre ulike eksperimenter på friske, frivillige personer. To av eksperimentene benyttet aggregerte virussuspensjoner, mens i det tredje eksperimentet ble det benyttet virus fra en av de infiserte personene fra det de to andre studiene. Konklusjonene ved dette eksperimentet var fortrinnsvis at Norovirus er svært smittomt; halvparten av personene som ble utsatt for viruset ble smittet, og 25 av disse igjen ble syke [8]. Imidlertid viste studiet at det var ulikheter i dose-respons-forholdet mellom de aggregerte virussuspensjonene og virusene som var hentet fra infiserte individer. Dette ble løst ved å la studiene ha samme α - og β -verdier i en beta-Poisson-modell, men variere aggregatstørrelsen [52, 8].

Disse resultatene er videre benyttet av Messner, Berger og Nappier [50] for å gjennomføre et tilsvarende studie, med oppdaterte verdier for Norovirus [53, 54, 55]. I denne studien er Fractional Poisson modellen (likn. (2.9)) utarbeidet som et alternativ til beta-Poisson-modellen. Studien konkluderte med at Fractional poisson modellen var enklere å anvende med kun en parameter, og samtidig en bedre tilpasset modell for Norovirus [50, 8]. Denne modellen benyttes i det svenske QMRA-verktøyet i dag [49]

For *Campylobacter* benyttes det to ulike modeller i det svenske QMRA-verktøyet [49]. Den ene er basert Medema et al. [56], som igjen baserer seg på et studie fra Black et al. [57], der det er gjennomført et infeksjonsforsøk av *Campylobacter* på mennesker i relativt høye doser. Resultatene fra dette studiet ble av Medema et al. [56] tilpasset beta-Poisson-modellen. Selv om konsentrasjonene som ble gitt til denne testgruppen var betydelig høyere enn det som ville forekommet i vann, er resultatene av dette forsøket i stor grad blitt benyttet i QMRA-analyser i forbindelse med drikkevann [8].

I en senere studie av Teunis et al. [58] er det benyttet data fra to utbrudd av *Campylobacter* (hhv. ett i USA og ett i Nederland), for tilpasning til dose-respons-parametere. Dette studiet baserer seg både på lavere doser av *Campylobacter*. I tillegg kan diskuteres å være mer representativt for en hel befolkning, ettersom det også var barn blant de infiserte personene [8]. Verdiene i dette studiet er tilpasset den eksakte beta-Poisson modellen (likn. (2.6)), fremfor tilnærmingen som er vist i likning (2.7). Studien konkluderte med at infeksjonsrisikoen for *Campylobacter* var mye høyere enn det som tidligere hadde blitt vist, selv ved lave doser. Dette ga er betydelig høyere sannsynlighet for infeksjon enn det som er beskrevet i Medema et al. [56] sitt studie, på henholdsvis 0,69, fremfor 0,019 [8]. Begge disse studiene blir benyttet i dag [8], og i SVU sin QMRA-modell er begge disse modellene tilgjengelig for *Campylobacter* [8, 49].

For *Cryptosporidium* foreligger det også flere ulike studier, som blir presentert i WHO sin rapport [8]. Ett studie av Teunis et al. [59] benytter data fra et infeksjonsstudie på mennesker [60], som er tilpasset den eksponentielle modellen. I senere tid er det gjennomført flere studier med til sammen tre ulike isolater av *Cryptosporidium* [61, 62], som igjen er benyttet i en studie av Teunis et al. [63]. I dette studiet ble variasjonen mellom ulike isolater av *Cryptosporidium* undersøkt. Datasettene ble tilpasset både den eksponentielle modellen og den eksakte beta-Poisson-modellen. Ett av datasettene viste seg bedre tilpasset av den hypergeometriske beta-Poisson-modellen, mens de to andre viste tilstrekkelige resultater med den eksponentielle modellen. I SVU sin QMRA-modell [49] benyttes den hypergeometriske beta-Poisson modellen (likn. (2.6)), mens på QMRAWiki sine sider anbefales den eksponentielle modellen (likn. (2.3)) [51].

For *Giardia* er den best tilpassede modellen den eksponentielle modellen [8], vist i likn. (2.4). Parameterne for denne modellen stammer fra forsøk på 40 friske menn i et 50 år gammelt studie [64], og den eksponentielle modellen er senere tilpasset av Teunis et al. [65, 8].

2.3.5 QMRA-modell fra Svensk Vatten Utveckling

Svensk Vatten Utveckling (SVU) utviklet i 2009 QMRA-verktøyet, og er senere videreutviklet av Chalmers i forbindelse med drikkevannsprogrammet DRICKS på oppdrag fra SVU [44]. Verktøyet benytter seg av QMRA-metoden for vurdering av mikrobiologisk risiko i drikkevann.

Modellen er bygget opp av følgende steg [66]:

- Valg av referansepatogener som innebærer bestemmelse av hvilke patogener som er aktuelle og det skal gjennomføres risikoberegninger av.
- Definere patogeninnhold i råvannet der patogeninnholdet ved inntakspunktet behandles som punktverdi eller som distribusjon.
- Beskrivelse av beredskap som innebærer beskrivelse av vannbehandlingsmetodene (hygieniske barrierer), ved vitenskapelige verdier for log-reduksjon av mikroorganismer eller ved egne data.
- Eksponering som innebærer daglig inntak av drikkevann, ved lokale verdier eller verdier fra litteraturen.
- Risikokarakterisering der den årlige infeksjonsrisikoen beregnes ved hjelp av dose-responsmodeller.

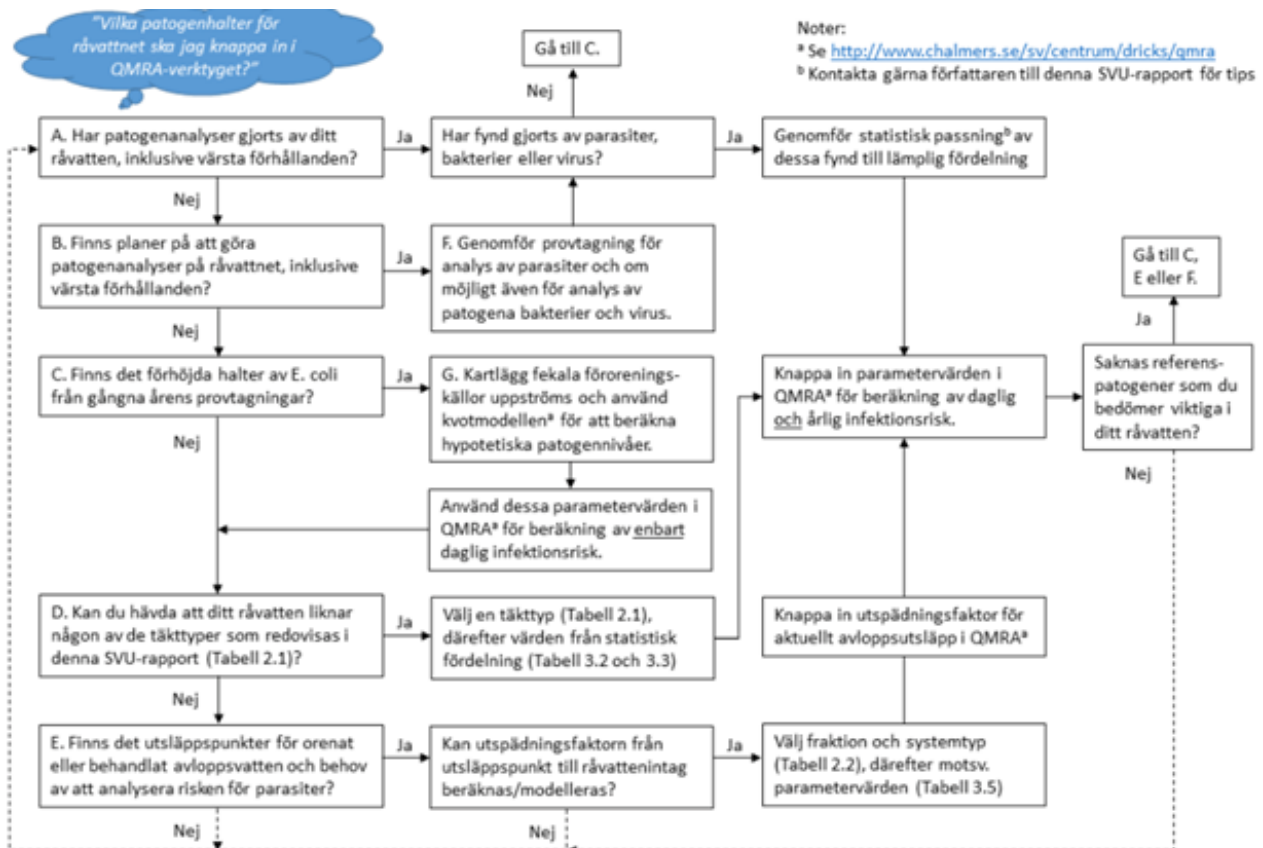
Kvotmodellen

Svensk Vatten Utveckling (SVU) kom i 2018 med rapporten *Patogenhalter i svenska ytvattentäkter for QMRA* [10], som ligger til grunn for den såkalte Kvotmodellen, som finnes tilgjengelig på Chalmers sine nettsider [18].

I studien av Åström [10] presenteres seks råvannskilder, hvor det perioden 2013-2015 ble gjennomført et prøvetagningsprogram med jevnlig analyse av indikatororganismer og patogener av råvannet. De seks råvannskildene består av en elv og fem innsjøer, og representerer ulike type overflatevannskilder med ulik geografisk lokasjon og ulike kilder til forurensningskilder. Det ble tatt stikkprøver av indikatororganismer to ganger ukentlig, og av patogener annenhver uke. Patogenene som er analysert i rapporten er henholdsvis *Cryptosporidium*, *Giardia*, *Campylobacter*, *Salmonella* og shigatoxinproduserende *E. Coli* (STAC) som er de mest relevante i Nord-Europa, samt årsak til vannbårne sykdomsutbrudd verden over [10].

Analysene av de aktuelle patogenene ble deretter tilpasset sannsynlighetsfordelinger (hhv. Gamma- og Poisson-fordeling) for å vise variasjonen i patogenkonsentrasjonen i kildene. Basert på dette ble

det utviklet en hypotesebasert tilnærming der det antas at det enten er kloakkutslipp, gjødsel eller beitedyr som er kilden til forurensing. Resultatene av studien er tilpasset et nettbasert verktøy (Kvotmodellen) som kan benyttes til å bedømme råvannskonsentrasjoner av patogener basert på toppnivåer av *E. Coli*-innhold i overflatevannkilder [10]. Dataene som ble utarbeidet, er vist i figur 3.3, og kan benyttes til å oppgi råvannskonsentrasjoner i det svenske QMRA-verktøyet, videre vist i figur 2.10.



Figur 2.10: Modell for valg av patogeninnhold i råvannet for QMRA-analyse [9].

Det ble gjennomført analyser av Norovirus i studien til Åström [10], men få eller ingen av disse påviste viruset, og det er derfor ikke presentert i studien. I Kvotmodellen er derfor konsentrasjonen av Norovirus basert på studien til Petterson, Stenström og Ottoson [67], der det presenteres en tilnærming mellom indikatororganismer og konsentrasjon av Norovirus basert på data fra elven Glomma i Norge.

QMRA-modellen for grunnvann

For grunnvann er det også gjennomført en studie av Åström et al. [36] som ligger til grunn for et eget QMRA-verktøy for grunnvann [18]. Dette verktøyet beregner infeksjonsrisikoen basert på log-reduksjonen som forekommer ved naturlige barrierer gjennom transport i grunnen, og eventuell

desinfeksjon.

Studien til Åström [36] baserer seg på to anlegg; et grunnvannsanlegg i Alingsås og et anlegg med bassenginfiltrasjon fra elvevann i Umeå i Sverige. Begge anleggene hadde ulike forurensningskilder, anlegget i Umeå fra elvevann, og anlegget i Alingsås fra separate avløpssystemer, spillvannsledning og utjevningsmagasin. Det ble konkludert med at risikoen var høyest i anlegget med basseng infiltrasjon fra elvevann i Umeå, og her ble det funnet at virus utgjorde høyest infeksjonsrisiko. Ved grunnvannsinntaket i Alingsås var infeksjonsrisikoen svært lav, til tross for flere forurensningskilder [36].

2.3.6 Mikrobiell barriere analyse

Veiledning i mikrobiell barriere analyse (MBA) [2] (tidligere god desinfeksjonspraksis) er et verktøy utarbeidet av Norsk vann som skal sikre tilstrekkelig god vannforsyning på bakgrunn av vannverkets størrelse, situasjon i råvannskilde og nedbørsfelt og eventuelle overvåkningstiltak, vannbehandling og eventuell overvåkning, og generell kunnskap om ulike behandling- og desinfeksjonsmetoder. Figur 2.11 er hentet fra veilederen og angir hvilke trinn som inngår i prosedyren.

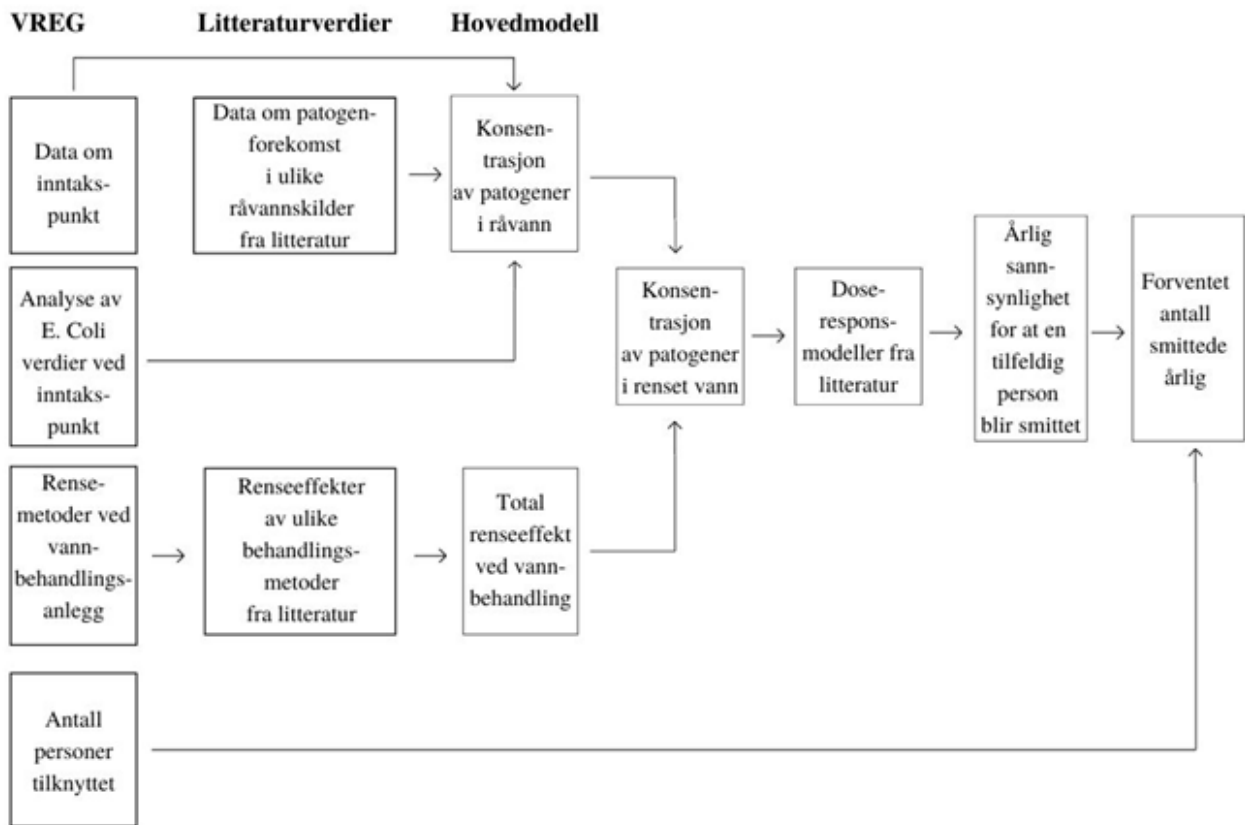
Steg	Bestemmelse av:	Avhengig av:
1.	Kvalitet på råvann	<ul style="list-style-type: none">• Historisk data for råvannskvalitet• Nye data fra risiko-basert prøveprogram
2.	Nødvendig barrierehøyde	<ul style="list-style-type: none">• Kvalitet på råvann• Størrelse på vannverk
3.	Barrierer i nedslagsfelt og vannkilde	<ul style="list-style-type: none">• Barrieretiltak i nedslagsfelt og vannkilde• Overvåkning av råvannskvalitet
4.	Partikkelseperasjonsbarrierer i vannbehandlingen	<ul style="list-style-type: none">• Vannbehandlingsmetoder• Styring og overvåkning av vannbehandling
5.	Desinfeksjonsbarrierer	<ul style="list-style-type: none">• Desinfeksjonsmetoder• Dosering i desinfeksjonsprosessen
6.	Total barriere status	<ul style="list-style-type: none">• Nødvendig barrierehøyde + kredit for tiltak• Steg 2 + steg 3 + steg 4 + steg 5

Figur 2.11: Trinn som inngår i MBA-veilederen, hentet fra *Veiledning i Mikrobiell Barriere-Analyse* [2].

I forhold til QMRA, gir denne analysen ingen verdi på helserisiko i vannverket, men fungerer som en evaluering av barrieretiltak. Den tar heller ikke høyde for variasjon. MBA er imidlertid enklere å anvende enn QMRA, og meningen med veilederen er nettopp at den også skal kunne brukes på mindre til mellomstore vannverk som ikke alle har ressurser og anledning til å gjennomføre en QMRA-analyse. Dette er aktuelt for Norge, ettersom vi har en stor andel små vannforsyningsanlegg [2].

3 Metode

Dette kapittelet beskriver datagrunnlaget og metoden bak modellen som er benyttet for estimatet. For å kunne gjøre et nasjonalt estimat ble det laget en modell basert på QMRA-metoden i Microsoft Excel. Målet var et estimat på landsbasis basert på tilgjengelige data fra Vannverksregisteret, og denne metoden. Antagelser og forenklinger er gjort for å best mulig tilpasse de tilgjengelige dataene i Vannverksregisteret til Mattilsynet for beregning av råvannkonsentrasjoner og renses effekter fra litteraturen, uten å gå spesifikt inn på detaljer rundt hvert vannverk. I hvert underkapittel beskrives forenklinger og antagelser som er gjort for å tilpasse dataene fra vannverksregisteret til modellen nærmere. Figur 3.1 viser en oversikt over sammenstillingen av dataene og metoden benyttet i modellen.



Figur 3.1: Flytskjema over metode.

Informasjonen om vannverkene i Norge benyttet i modellen, er basert på data fra Vannverksregisteret fra 2020 som ligger tilgjengelig på Mattilsynet sin nettsider [16, 14, 68]. I tillegg ble det benyttet et datasett over filtrering tilsendt av Mattilsynet [15], og et over vannforsyningssystemer fra 2019, bearbeidet av FHI [69]. Det ble benyttet datasett om:

- Vannforsyningssystem (Bearbeidet av FHI)
- Vanntransportsystem (Bearbeidet av FHI)
- Inntakspunkt
- Vannbehandlingsanlegg
- Filtrering (Tilsendt av Mattilsynet)
- Analyser av inntakspunkt

I datasettene ligger alle vannforsyningssystemer, vannbehandlingsanlegg og inntakspunkt inne med en tilknyttet identifikator. Dataene fra de ulike datasettene er sammenstilt og knyttet sammen ved hjelp av disse id-ene.

For å bevare mest mulig konsistens i modellen er fremgangsmåten lagt nært opp til det som er beskrevet i SVU sitt QMRA-verktøy på Chalmers sine nettsider [18]. Råvannskonsentrasjoner er hovedsakelig bestemt ut fra rapporten studien av Åström [10] om patogenforekomster i overflatevann, som også ligger til grunn for den såkalte Kvote-modellen. Som beskrevet i kapittel 2.3.5, benyttes denne modellen til å bestemme konsentrasjoner av patogener i råvannet og er basert på studier av svenske overvannskilder [10]. I Åström sitt studie [10] er det imidlertid ikke redegjort for sammenhengen mellom *E. Coli*-konsentrasjoner og råvannskonsentrasjoner av Norovirus. Kvote-modellen ble derfor benyttet til å bestemme dette. Verdiene for Norovirus i Kvote-modellen er basert på studiet til Petterson, Stenström og Ottoson [67]. Denne studien presenterer en tilnærming mellom indikatororganismer og konsentrasjon av Norovirus basert på data fra elven Glomma i Norge. Kvote-modellen finnes i likhet med QMRA-verktøyet tilgjengelig på Chalmers sine nettsider [18].

Når det gjelder renseeffekter, er det gjennomført to parallelle beregninger. Den ene beregningen er gjort med renseeffekter for partikkelfjerningsprosesser og UV-bestråling fra studien til Hijnen & Medema [3] om eliminering av mikroorganismer ved ulike vannbehandlingsmetoder. Imidlertid inneholder ikke dette studiet renseeffekter for membranfiltrering eller desinfeksjon med ozon og klorering, og det er derfor benyttet verdier for log-reduksjon fra MBA-veilederen [2] for disse prosessene. Det andre estimatet er kun basert på log-reduksjon fra MBA-veilederen. Videre er alle beregninger og sammenstillinger gjort i MS Excel.

3.1 Sammenstilling av data fra vannverksregisteret

Av datasettene i Vannverksregisteret er det hovedsakelig datasett over vannbehandlingsanlegg, filtrering, inntakspunkt og analyser av råvann [16, 15, 14, 68] som er aktuelt for dette estimatet. Imidlertid var det nødvendig med informasjon fra vanntransportsystemer for å kunne knytte sammen dataene best mulig måtte. I dataene over vanntransportsystemene ligger også informasjon om hvor mange som er tilknyttet vannbehandlingsanleggene, som var nødvendig for beregning av dose. For vanntransportsystemer det benyttet et datasett for 2019 som var bearbeidet av FHI [69]. Her er det fjernet vannforsyningssystemer som ikke er aktive, og antall tilknyttet vanntransportsystemene (per 2019) er rettet opp [6].

I modellen tas det utgangspunkt i vannbehandlingsanlegg, og følgende er gjort for tilpasning til modellberegningene:

- Fjernet vannbehandlingsanlegg som er markert som ikke aktive, utgått eller liknende.
- Knyttet vannbehandlingsanlegg til inntakspunkt, vannforsyningssystemer og vanntransportsystemer.
- Fjernet vannbehandlingsanlegg tilknyttet kriksekilder og reservekilder.

Det skal i teorien kun være ett vanntransportsystem tilknyttet hvert vannbehandlingsanlegg. Dette er essensielt for å telle opp antall personer tilknyttet vannbehandlingsanleggene, da denne informasjonen foreligger som antall tilknyttet vanntransportsystem. Ved sammenstilling av disse dataene forekom det flere duplikater av vanntransportsystem. For å ikke telle opp antall personer flere ganger, er derfor antall personer tilknyttet disse behandlingsanleggene dividert på antall duplikater.

3.2 Inntakspunkt

I Vannverksregisterets data over inntakspunkt [14] er vannkildetyperne klassifisert under ulike kategorier av grunnvanns- og overflatekilder. For å tilpasse kategoriene i vannverksregisterets data til modellene ble inntakspunktene delt inn i kategoriene grunnvann, overflatevann (innsjø) og elv/bekk, som vist i tabell 3.1. Kildene i datasettet som er kategorisert som reservekilde og krisekilde, ble ikke tatt med i beregningene.

Tabell 3.1: Kategorier i VREG [14] og tilsvarende kategorier benyttet i modell.

Vannkildetype i Vannverksregisteret	Kategorier i modell
Borebrønn (fjell)	Grunnvann
Borebrønn (løsmasse)	Grunnvann
Brønn	Grunnvann
Grunnvann - annet	Grunnvann
Kildeutspring	Grunnvann
Overflatebrønn	Grunnvann
Elv/bekk	Elv/bekk
Innsjø	Overflatevann
Regnvann	Overflatevann
Åpent hav	Overflatevann

3.2.1 Kategorisering av inntakspunkt

For å kategorisere råvannet, ble datasettet over analyser av inntakspunkt benyttet [68]. I datasettet foreligger det resultater fra analyser av vannkvalitet og mikrobiologiske rutineanalyser. Medianverdien for analyser av *E. Coli*-konsentrasjoner og konsentrasjoner av koliforme bakterier ble benyttet som grunnlag for å kategorisere råvannskildene og deretter estimere konsentrasjoner av patogener. Kategoriene for inntakspunktene er vist i figur 3.2, og hentet fra rapporten om patogeninnhold i svenske overvannskilder av Åström [10].

Punkt	Täkttyp	Fekala utsläppskällor uppströms vattenintaget, angivna i en enkät av vattenproducenterna	Medelvärde (spridningsintervall)			
			<i>E. coli</i> (antal/100 ml)	Koliforma bakterier (antal/100 ml)	COD (mg/l O ₂)	Turbiditet (NTU)
A	Sjö	Reningsverk, avloppsutsläpp, betesdjur, gödsel, badande, dagvatten	1,5 (0-15)	87 (0-2 419)	8,0 (5,8-11)	2,9 (1,2-6)
B	Älv	Reningsverk, avloppsutsläpp, betesdjur, gödsel, enskilda avlopp, dagvatten	31 (0-486)	95 (0-2 400)	4,3 (3,4-6,1)	4,2 (1,0-19)
C	Sjö	Betesdjur, gödsel, enskilda avlopp	0,1 (0-2)	57 (1-530)	8,3 (6,8-11)	1,5 (0,7-3,4)
D	Sjö	Avloppsreningsverk, avloppsutsläpp, betesdjur, gödsel, badvatten, dagvatten	0,6 (0-9)*	11,9 (0-360)*	1,6 (-2,5)*	0,4 (0,2-1,6)*
E	Sjö	Avloppsreningsverk, betesdjur, gödsel, badande, enskilda avlopp, dagvatten	1,5 (0-32)	36 (0-1 100)	3 (-7,3)*	0,3 (0,12-1)
F	Sjö	Betesdjur, gödsel, fåglar, badande, enskilda avlopp, dagvatten, avloppsutsläpp	5,0 (0-200)	70 (0-13 000)	9,1 (6,6-13,4)	1,2 (0,46-3,2)

Figur 3.2: Inntakspunkt kategorisert etter forurensningskilde, samt innhold av *E. Coli*, hentet fra rapporten til Åström [10].

For vannverk som benytter elver og bekker som inntakspunkt, ble kategorien B i figur 3.2 benyttet, ettersom dette er den eneste kategorien med dette som definert inntakspunkt. Fordi det ikke foreligger noe egen informasjon om inntakspunkt for grunnvann i studien til Åström [10], ble kategorien med lavest innhold av *E. Coli* benyttet, altså kategori C.

De øvrige inntakspunktene ble kategorisert i modellen etter hvilken medianverdi fra Vannverksregisteret [68] som lå nærmest middelerdi av *E. Coli*, vist i figur 3.2 under *E. Coli* (antall/100 ml). Dersom kategorien falt på A eller E, som har samme *E. Coli*-verdi, ble analyser av koliforme bakterier fra Vannverksregisteret benyttet til å bestemme hvilken kategori inntakspunktet tilhørte. Inntakspunkt med analyseresultater av koliforme bakterier over 36, ble derfor plassert i kategori A, og de med kategori under 36 ble plassert i kategori E (vist under koliforme bakterier (antall/100 ml) i figur 3.2). For de inntakspunktene som ikke hadde analysedata i Vannverksregisteret, ble gjennomsnittet av *E. Coli*-konsentrasjonene for samme type inntakspunkt i samme region benyttet.

3.2.2 Patogeninnhold i råvann

Kategoriene som ble bestemt fra figur 3.2 ble benyttet for å bestemme forventet råvannskonsentrasjon av de aktuelle patogenene. Patogenene som er tatt med i beregningene er Norovirus, *Campylobacter*, *Cryptosporidium* og *Giardia*. Dette ble gjort ved hjelp av tabeller over de aktuelle råvannskonsentrasjoner fra rapporten til Åström, vist i figur 3.3 og 3.4. For Norovirus ble Kvantmodellen, som finnes tilgjengelig på Chalmers sine nettsider [18], benyttet for å bestemme råvannskonsentrasjon. Konsentrasjonene som benyttes i modellen er de som står under *Passning til Gamma-modell, Förväntad medelhalt* (antall/liter).

Punkt	Passning till Poisson-modell				Passning till Gamma-modell				
	Presumtiva		Konfirmerade		Konfirmerade			Förväntad medelhalt	Övre 95-percentil av variationen
	D*	μ	D*	μ	D*	α	β	Antal/liter	Antal/liter
<i>Cryptosporidium</i>									
A	172,2	0,045	83,4	0,015	65,0	0,180	0,083	0,015	0,118
B	134,3	0,030	64,4	0,012	53,4	0,216	0,055	0,012	8,63E-02
C	93,0	0,025	42,0	6,89E-03	36,1	0,128	0,053	6,76E-03	6,08E-02
D	39,3	7,55E-03	25,6	4,31E-03	24,2	0,238	0,018	4,34E-03	3,05E-02
E	54,9	6,57E-03	9,1	5,47E-04	9,08	591	9,25E-07	5,47E-04	5,92E-04
F	125,1	0,038	61,9	0,013	61,8	2973	4,49E-06	0,013	0,014
<i>Giardia</i>									
A	44,9	6,56E-03	10,2	8,20E-04	10,2	1,51E+4	5,41E-08	8,20E-04	8,94E-04
B	54,3	9,03E-03	23,0	2,71E-03	20,0	0,073	0,037	2,72E-03	0,029
C	27,5	3,64E-03	-	-	-	-	-	-	-
D	44,5	9,98E-03	8,7	9,98E-04	8,7	877	1,14E-06	9,98E-04	1,07E-03
E	186	0,015	74,1	5,57E-03	32,4	0,040	0,149	5,91E-03	0,068
F	65,6	0,012	10,4	8,83E-04	10,4	818	1,08E-06	8,83E-04	9,44E-04

* Værdet D kan sægas motsvare avvikelsen mellom oppmættæ halter og den antagne fœrdelningen ($D = -2 \times \text{Loglikelihood}$).

Figur 3.3: Estimætt av råvannskonsentrasjoner av *Giardia* og *Cryptosporidium*, hentet fra rapporten til Åstrœm [10].

Punkt	Passning till Gamma-modell			Fœrvæntad medelhalt	œvre 95-percentil av variationen
	D*	α	β	Antal/liter	Antal/liter
<i>Campylobacter</i>					
A	72,2	0,403	3,196	1,28	7,14
B	152	0,512	5,366	2,74	13,7
C	-137	1,51	0,046	0,070	0,216
D	-9,6	0,394	1,204	0,475	2,66
E	-119	1,48	0,045	0,066	0,206
F	219	0,375	16,707	6,26	35,9

Figur 3.4: Estimætt av råvannskonsentrasjonen av *Campylobacter*, hentet fra rapporten til Åstrœm [10].

I kapittel 2.3.5 gis en innfœring i hvordan disse tabellene er utviklet. Råvannskildene de er basert på, er relevant for et generelt nordisk klima, og dermed også aktuelt for norske overvannskilder.

I kategori C er det ingen middelverdi for *Giardia*, vist i figur 3.3. Det er derfor gjort en tilpassning i denne oppgaven ved å multiplisere gjennomsnittet av forholdstallene mellom konsentrasjonen av *Presumtiva* ved Poisson-fordelingen og forventet middelverdi under gammafordelingen for de andre kategoriene, med den antatte konsentrasjonen av *Giardia* ved Poissonfordeling. Dette resulterte i en verdi av *Giardia* i kategori C på henholdsvis $0,000724 \text{ liter}^{-1}$, som vist i tabell 4.2. Konsentrasjonen av Norovirus ble bestemt ved å bruke Kvotmodellen, med middelverdiene av *E.*

Coli, som vist i figur 3.2. Kvotmodellen er vist i figur 3.5.

Calculating pathogen densities from the ratio pathogen to *E. coli* concentration - a hypothesis testing tool

Note for the module:
1) Point (.) instead of a comma (,) should be used to indicate decimals.
2) Users should replace the default value to what is appropriate in each specific case.
2) Place the mouse pointer over the drop down menus for more information.

Measured *E. coli* concentration (org./100 mL)

Select likely faecal source of measured *E. coli* concentration **A) Sewage discharge**

For the selected source, add information in the corresponding box below. Press "Calc" to get the results. Change current default values to reflect the situation in your water source. You can try different sources if you want, but only the selected likely source is represented in the final raw water concentration.

Final raw water concentration due to selected faecal source (org./L)

A. Assuming a single sewage discharge (raw or treated) is the source of the measured *E. coli* concentration

Can you estimate sewage treatment performance?

Can you estimate transport time in water?

Can you estimate no. of persons connected to the sewer?

Persons connected to sewer

Raw water sewage-pathogen concentration (org./L)

B. Assuming a single manure application is the source of the measured *E. coli* concentration

Can you estimate probability of overland transport to water?

Can you estimate transport time on land and in water?

Raw water manure-pathogen concentration (org./L)

C. Assuming a single grazing cattle flock is the source of the measured *E. coli* concentration

Can you estimate probability of overland transport to water?

Can you estimate transport time on land and in water?

Can you estimate number of grazing animals in the flock?

Number of grazing animals in the flock

Raw water animal-pathogen concentration (org./L)

Inactivation rates

Figur 3.5: Kvotmodellen benyttet til å beregne konsentrasjoner av Norovirus [10].

Middelverdiene av *E. Coli* ble også beregnet for de ulike forurensningskildene som vist i figuren [10];

- A. Sewage discharge (Forurensning fra kloakk)
- B. Manure application (Forurensning fra gjødsel)
- C. Grazing cattle (Forurensning fra beitedyr)

Tabell 3.2 viser konsentrasjonene av Norovirus beregnet ved hjelp av Kvotmodellen. Som det forekommer av modellen blir konsentrasjonen av Norovirus null for alle middelerverdier av *E. Coli* dersom antatt forurensningskilde er beitedyr eller gjødsel. Konsentrasjonene av Norovirus ved avløpsutslipp som antatt forurensningskilde benyttes i modellberegningene.

Tabell 3.2: Konsentrasjoner av Norovirus beregnet med Kvote modellen.

Kategori	<i>E. Coli</i>	Konsentrasjon av Norovirus ved avløpsutslipp som forurensningskilde	Konsentrasjon av Norovirus ved beitedyr eller gjødsel som forurensningskilde
	antall/100 ml	Gjennomsnitt antall/liter	Gjennomsnitt antall/liter
A	1,50	1,41	0,00
B	31,0	29,19	0,00
C	0,10	0,09	0,00
D	0,60	0,57	0,00
E	1,50	4,71	0,00
F	5,00	1,41	0,00

3.3 Vannbehandling og renseseffekter

Dette kapittelet viser hvilke kombinasjoner av vannbehandlingsmetoder som er gjort i forkant av modellen, og hvilke renseseffekter som er tillagt disse metodene. Behandlingsmetodene i Vannverksregisteret [16] er sammenstilt med rensemetodene fra studiet til Hijnen & Medema [3] og MBA-veilederen [2]. I modellen er det gjort ett estimat basert på partikkelseparasjonsmetoder med en kombinasjon av renseseffekter fra studien til Hijnen & Medema [3] og MBA-veilederen, og ett estimat hovedsakelig med log-kreditt fra MBA-veilederen. Aktuelle renseseffekter som benyttes beskrives nærmere under. Vannbehandlingsanlegg som ikke hadde oppgitt behandlingsmetode, og dermed endte med en total log-reduksjon på 0, ble det tillagt en gjennomsnittlig total log-reduksjon for de ulike patogenene. Denne log-reduksjonen er basert vannbehandlingsanlegg med samme inntakspunkt.

Vannverksregisterets data over vannbehandlingsanlegg inneholder informasjon om hvilke rensesprosesser anleggene har, besvart med ja/nei. Følgende vannbehandlings- og desinfeksjonsmetoder fra Vannverksregisteret ble tatt med i beregningene i modellen:

- Koagulering
- Flokkulering
- Flotasjon
- Sedimentering
- Ozonfiltrering
- Ionebytte
- Membranfiltrering
- Desinfeksjon med membran
- UV-bestråling
- Desinfeksjon med ozon
- Klorering

I tillegg ble data med mer detaljert informasjon om filtreringsprosesser tilsendt fra Mattilsynet [15], da dette ikke foreligger offentlig i dataene om vannbehandlingsanlegg.

3.3.1 Partikkelseparasjon

Tabell 3.3 viser en oversikt over filtreringsmetodene som er oppgitt i Vannverksregisteret og deres tolkning i modellen. I studien til Hijnen & Medema [3] er de ulike filtreringsprosessene gitt log-kreditt i form av Microorganism Elimination Credit (MEC). I MBA-veilederen [2] er disse oppgitt som log-kreditt som kan oppnås ved ulike partikkelseparasjonsmetoder. Videre gir tabell 3.3 en oversikt over kategoriene av partikkelseparasjonsmetoder som er oppgitt i Vannverksregisteret og hva de betegnes som i modellen.

Behandlingsanlegg som har oppgitt filtrering med sand/antrasitt/granatsand, og ikke koagulering, er også tillagt en renseeffekt for koagulering i modellen, og inngår i kategoriene direkte filtrering eller kontaktfiltrering. Behandlingsanlegg som har oppgitt ozonfiltrering er tillagt en renseeffekt for hurtigsandfiltrering i tillegg til en renseeffekt for ozonering.

Sammenstillingen av behandlingsmetodene som er gjort for estimatet med kombinerte renseeffekter vises tabell 3.4, med tilhørende renseeffekter. Renseeffektene for Hijnen & Medema [3] er vist i MEC-verdier, og renseeffektene fra MBA-veilederen [2] er vist i log-kreditt. Koagulering/ grovseparasjon omfatter metodene koagulering, flokkulering, sedimentering og flotasjon.

Sammenstillingen som er gjort for estimatet med hovedsakelig log-kreditt fra MBA-veilederen [2] er vist i tabell 3.5, også med tilhørende renseeffekter. I dette estimatet er renseeffekten for koagulering/ grovseparasjon fra studien til Hijnen & Medema [3] benyttet, ettersom det ikke er en egen kategori for dette i MBA-veilederen. I MBA-veilederen er log-kreditten gitt for bakterier (b), virus (v) og parasitter (p) generelt, og er presentert tilsvarende i tabellen (3.5). Parasitter omfatter da både *Giardia* og *Cryptosporidium*. For dette estimatet ble det benyttet samme log-reduksjon for kontaktfiltrering som for direktefiltrering.

Tabell 3.3: Kategorier av filtrering fra Vannverksregisteret [15, 16].

Betegnelse i VREG	Betegnelse og renseeffekt i modell
Kull	Kull/filtrering (alle typer)
Sand	Sandfiltrering
Granatsand	Sandfiltrering
Antrasitt	Sandfiltrering
Halvbrent dolomitt	Filtrering (alle typer)
Plastmateriale	Filtrering (alle typer)
Alkalisk filtermasse	Filtrering (alle typer)
Plastgranulat	Filtrering (alle typer)
Marmor/kalkstein/rådolomitt/kalsitt	Filtrering (alle typer)
Annen filtermasse	Filtrering (alle typer)
Annen filtrering	Filtrering (alle typer)
Ozonfiltrering	Filtrering (alle typer)
Ionebytte	Filtrering (alle typer)
Langsomfilter (sand)	Langsomfilter (sand)
Patronfilter	Membranfiltrering (UF)
Keramisk materiale	Membranfiltrering (UF)
Filtrering membran	Membranfiltrering (UF)
Desinfeksjon membran	Membranfiltrering (NF)

Tabell 3.4: Sammenstilling av rensemetoder benyttet i estimatet med kombinerte renseseffekter fra Hijnen & Medema [3] og MBA-veilederen [2], med tilhørende renseseffekter vist som MEC-verdier og log-kreditt.

Vannverks- registerets rensemetoder	Betegnelse etter litterære kilder	Renseeffekt Norovirus (MEC/log- reduksjon)	Renseeffekt <i>Campylobacter</i> (MEC/log- reduksjon)	Renseeffekt <i>Cryptosporidium</i> (MEC/log- reduksjon)	Renseeffekt <i>Giardia</i> (MEC/log- reduksjon)	Kilde
Koagulering, flokkulering, sedimentering eller flotasjon, sandfiltrering	Conventional treatment	3,0	2,1	3,2	3,4	Hijnen & Medema [3]
Koagulering, flokkulering, sandfiltrering	RGFcoa	1,1	0,9	1,1	1,9	Hijnen & Medema [3]
Koagulering, sandfiltrering	RGFicoa	0,9	1,4	3,0	2,9	Hijnen & Medema [3]
Koagulering/grovseparasjon	Coagulation/ floccremoval	1,8	1,5	1,9	1,6	Hijnen & Medema [3]
Filtrering (alle typer)	RGF	0,8	0,5	1,1	1,2	Hijnen & Medema [3]
Kullfiltrering	RGFgac	0,5	0,8	0,9	0,8	Hijnen & Medema [3]
Langsomfilter (sand)	Slow sand filtration	2,2	2,7	4,8	4,9	Hijnen & Medema [3]
Filtrering membran	Membranfiltrering (UF)	2,0	2,5	2,5	2,5	Ødegaard et al. [2]
Desinfeksjon membran	Nanofiltrering (NF)	3,0	3,0	3,0	3,0	Ødegaard et al. [2]

Tabell 3.5: Sammenstilling av rensemetoder benyttet i estimatet med renseeffekter hovedsakelig fra MBA-veilederen [2], med tilhørende renseeffekter vist som log-kreditt.

Vannverks- registerets rensemetoder	Betegnelse etter litterære kilder	Renseeffekt Norovirus (log- reduksjon)	Renseeffekt <i>Campylobacter</i> (log- reduksjon)	Renseeffekt <i>Cryptosporidium</i> og <i>Giardia</i> (log- reduksjon)	Kilde
Koagulering, flokkulering, sedimentering eller flotasjon, sandfiltrering	Koagulering, sedimentering (evt. flotasjon), filtrering	2,25	2,75	2,75	Ødegaard et al. [2]
Koagulering, flokkulering, sandfiltrering	Koagulering/ direktefiltrering (mediafilter)	2,00	2,50	2,50	Ødegaard et al. [2])
Koagulering, sandfiltrering	Koagulering/ direktefiltrering (mediafilter)	2,00	2,50	2,50	Ødegaard et al. [2]
Koagulering/grovseparasjon	Coagulation/ flocremoval	1,80	1,50	1,90	Hjinen & Medema [3]
Filtrering (alle typer)	Hurtigsand- filtrering u/ koagulering	0,25	0,50	0,50	Ødegaard et al. [2]
Kullfiltrering	Hurtigsand- filtrering u/ koagulering	0,25	0,50	0,50	Ødegaard et al. [2]
Langsomfilter (sand)	Langsom- sandfiltrering	2,00	2,00	2,00	Ødegaard et al. [2]
Filtrering membran	Membranfiltrering (UF)	2,00	2,50	2,50	Ødegaard et al. [2]
Desinfeksjon membran	Nanofiltrering (NF)	3,00	3,00	3,00	Ødegaard et al. [2]

3.3.2 Desinfeksjon

Desinfeksjonsprosessene fra Vannverksregisteret [16] som er representert i modellen består av UV-bestråling, desinfeksjon med ozon og klorering. Desinfeksjon med ozon omfatter også ozoneringsdelen i ozonfiltrering, som er beskrevet i kapittel 3.3.1. For desinfeksjon er det på samme måte som for partikkelseparasjon, benyttet renseeffekter både basert på MBA-veilederen [2] og studien til Hjinen & Medema [3]. For begge estimatene ble log-kreditten for klorering og ozon ble bestemt fra figur 3.6. I Hjinen & Medema [3] er renseeffektene for desinfeksjon oppgitt i MIC-verdier (Microorganism

Inactivation Credit).

	Bakterier (3 log)		Virus (3 log)		Parasitter av gruppen <i>Giardia</i> (2 log)		Parasitter av gruppen <i>Cryptosporidium</i> (2 log)	
	4°C	0,5°C	4°C	0,5°C	4°C	0,5°C	4°C	0,5°C
Klor								
pH < 7	1,0	1,5	4,0	6,0	75	100	i.a.	i.a.
pH 7 - 8	1,5	2,0	6,0	9,0	100	150	i.a.	i.a.
pH > 8	2,0	3,0	8,0	12,0	175	250	i.a.	i.a.
Kloramin	100	200	1500	2000	1750	2500	i.a.	i.a.
Klordioksid	1,0	1,5	10	15	20	30	>100	>150
Ozon	0,5	0,75	1,0	1,4	1,5	2,0	30	45

i.a. - ikke angitt. Ct-verdien er så høy at den er uinteressant for alle praktiske formål

Figur 3.6: Log-kreditt for desinfeksjon med ozon og klor i vannbehandlingsanlegg. Fra *Veiledning i Mikrobiell Barriere Analyse* [2].

Figur 3.6 viser den teoretiske Ct-verdien som er nødvendig for å oppnå log-verdien som er anvist. For klorering og desinfeksjon med ozon er det antatt at behandlingsanlegget driftes på en slik måte at de oppnår log-inaktivering, vist i figuren. For anlegg som har oppgitt at de både har klorering og UV-desinfeksjon, er det kun gitt renseeffekt for UV-desinfeksjon. Det antas videre at klorering i mange av de aktuelle tilfellene er en reserveløsning. For estimatet med kombinerte renseeffekter ble renseeffekten for UV-bestråling bestemt ut fra figur 3.7, fra studien til Hijnen & Medema [3].

MIC (log) required:	UV fluence (mJ/cm ²) requirements			
	1	2	3	4
<i>Bacillus subtilis</i> ^a	56	111	167	222
Adenovirus type 40	56	111	167	- ^d
<i>Clostridium perfringens</i> ^a	45	95	145	- ^d
Adenovirus type 2,15,40,41	42	83	125	167
<i>Acanthamoeba</i> ^c	40	71	119	167
Adenovirus ^a (no type 40)	25	50	- ^d	- ^d
Calicivirus canine	10	21	31	41
Rotavirus SA-11	10	20	29	39
Calicivirus feline	9	19	28	38
Coxsackie virus B5	8	17	25	34
<i>Streptococcus faecalis</i> ^a	9	16	23	30
<i>Legionella pneumophila</i> ^b	8	15	23	30
Poliovirus type 2	7	15	22	30
<i>Shigella sonnei</i> ^b	6	13	19	26
<i>Salmonella typhi</i> ^a	6	12	17	51
Hepatitis A	6	11	17	22
Calicivirus bovine	5	11	16	21
<i>E. coli</i> O157 ^b	5	9	14	19
<i>E. coli</i> ^a	5	9	14	18
<i>Cryptosporidium</i> EPA^c	3	6	12	-^e
<i>Giardia</i> EPA^c	2	5	11	-^e
<i>Campylobacter jejuni</i>^b	3	7	10	14
<i>Yersinia enterocolitica</i> ^b	3	7	10	13
<i>Legionella pneumophila</i> ^b	3	6	8	11
<i>Shigella dysenteriae</i> ^b	3	5	8	11
<i>Vibrio cholerae</i> ^b	2	4	7	9

^a environmental spp. ; ^b corrected for environmental spp. ; ^c no correction for environmental spp. (research needed) ; ^d MIC_{max} < 4 log ; ^e no value due to tailing

Figur 3.7: MIC-verdier for UV-desinfeksjon, hentet fra Hijnen & Medema [3]. Benyttede verdier er markert i gult.

I figur 3.7 vises hvilken UV-dose som kreves for å oppnå en viss MIC-verdi. De fleste UV-anlegg i dag er biodosimetrisk testet med en dose på 40 mJ/cm². Som det vises i figuren, finnes ikke verdier for UV-dosen som kreves for å oppnå en log-inaktivering på 4 for *Cryptosporidium* og *Giardia*. I tabell 3.6 er det vist at maksimal log-inaktivering ved denne dosen er fire for parasitter. Dette er derfor benyttet i modellen. Videre er det antatt en log-inaktivering på fire for alle patogener i dette estimatet.

Tabell 3.6: Maksimal log-reduksjon for UV-anlegg godkjent ved angitt UV-dose, hentet fra MBA-veilederen [3].

Biodosimetrisk dose	Virus ekskl. Adenovirus
40 mJ/cm^2	4,0b + 3,5v + 4,0p
30 mJ/cm^2	3,5b + 3,0v + 3,5p
25 mJ/cm^2	3,0b + 2,5v + 3,0p

3.4 Dose-respons-modeller

Dose-respons-modellene som er benyttet er beta-Poisson, likning (2.7) og (2.8), Fractional Poisson, likning (2.9) og eksponentiell modell, likning (2.4). Modeller og parametere ble valgt etter de som benyttes i SVU sin QMRA-modell [49], vist i kapittel 2.3.4.

For *Campylobacter* er beta-Poisson-modellen vist i likning (2.8) med parametere fra Medema et al. [56] benyttet, selv om det i QMRA-verktøyet kan velges mellom denne og den eksakte beta-Poisson-modellen fra Teunis et al. [58]. Videre er Fractional Poisson-modellen (2.9) valgt for Norovirus, i henhold til det svenske QMRA-verktøyet [50, 49]. For praktisk bruk i risikomodeller antas det at det ikke forekommer noe aggregering mellom virionene, og gjennomsnittlig aggregatstørrelse (μ) er derfor satt til 1.

Infeksjonsrisikoen for *Cryptosporidium* er beregnet med modellen fra Tenius et al. [63], også i henhold til den svenske QMRA-modellen, og likeledes er den eksponentielle modellen valgt for *Giardia* [64, 65]. En samlet oversikt over hvilke dose-respons-parametere er vist i tabell 3.7.

Tabell 3.7: Dose-respons-modell og parametere benyttet for mikroorganismer i estimatet.

Mikroorganisme	Dose-respons-modell (modellreferanse)	Parametere	Kilde
Norovirus	Fractional Poisson	$\mu = 1$ $P_{sus} = 0,722$	Messner, Berger & Nappier [50]
<i>Campylobacter</i>	beta-Poisson	$N_{50} = 890$ $\alpha = 0,144$	Medema et al. [56]
<i>Cryptosporidium</i>	Eksakt	$\alpha = 0,115$	Tenius et al. [63]
	beta-Poisson	$\beta = 0,176$	
<i>Giardia</i>	Ekspontiell	$k = 0,0199$	Rendtorff [64]; Teunis et al. [65]

3.4.1 Beregning av dose

Drikkevannskonsumet som er benyttet for beregning av dose, kommer fra studien til Westrell, Andersson and Stenström [11]. Studien omhandler drikkevannskonsum i Sverige, og det konkluderes med at det gjennomsnittlig konsumeres 0,86 liter vann fra springen per dag, som vist i figur 3.8.

	Average \pm Stdv		Percentiles *		
	(l/day)	n	10th	50th	90th
Total	0.86 \pm 0.48	157	0.40	0.80	1.60
Women	0.95 \pm 0.50	79	0.40	0.80	1.80
Men	0.79 \pm 0.44	74	0.20	0.80	1.40
Age 0-9	0.64 \pm 0.57	16	0.20	0.40	2.00
Age 10-19	0.59 \pm 0.19	18	0.40	0.60	0.82
Age 20-29	1.07 \pm 0.61	12	0.46	0.90	2.28
Age 30-39	0.97 \pm 0.57	21	0.40	0.80	2.00
Age 40-49	0.79 \pm 0.48	17	0.20	0.80	1.52
Age 50-59	1.01 \pm 0.52	21	0.40	0.80	1.76
Age 60-69	0.89 \pm 0.35	26	0.40	0.80	1.46
Age 70+	0.94 \pm 0.36	23	0.48	1.00	1.32

Figur 3.8: Konsum av kaldt drikkevann fra springen i Sverige, hentet fra Westrell, Andersson og Stenström [11].

Drikkevannskonsumet, vist i figur 3.8, er også benyttet i modellen, med antagelsen om at konsumet i Norge er tilnærmet likt Sverige. For å beregne årlig dose er dette igjen multiplisert med 365 dager. Beregning av dose er vist i likning (3.1).

$$dose = \left(c_{\text{råvann}} \cdot 10^{-\text{sum av log-reduksjon}} \right) \cdot 365 \cdot \text{daglig konsum} \quad (3.1)$$

4 Resultater

Dette kapittelet presenterer resultatene av estimatet. Først gis en oversikt over behandlingsanleggene som er benyttet i modellen, og andelen av befolkningen som er representert. Videre vil det vises en oversikt over andel av befolkningen tilknyttet ulike råvannskonsentrasjoner og hvilke renseeffekter som er beregnet med modellen. Deretter presenteres et estimat på antall infiserte. Det er gjort estimat for to ulike kombinasjoner av renseeffekter i modellen som følgende;

- Estimat med log-reduksjonsverdier fra MBA-veilederen [2] omtalt som renseeffekter fra MBA-veilederen.
- Estimat med en kombinasjon av disse renseeffektene [2] og renseeffekter fra Hijnen & Medema [3], omtalt som kombinerte renseeffekter.

I estimatet med renseeffekter fra MBA-veilederen er det benyttet renseeffekter fra Hijnen & Medema for koagulering/flokkseparasjon, ettersom det ikke forelå en egen renseeffekt for dette i MBA-veilederen [2]. Begge estimatene er basert på samme råvannskonsentrasjon.

4.1 Oversikt over data fra vannverksregisteret

I dette delkapittelet gis en oversikt over data fra vannverksregisteret, og et innblikk i hvordan dataene i modellen stemmer med den faktiske situasjonen i Norge, med hensyn til antall tilknyttet, inntakspunkt og behandlingsmetoder. Tabell 4.1 viser en oversikt antall vannbehandlingsanlegg benyttet i modellen, både over og under 50 personer, og totalt.

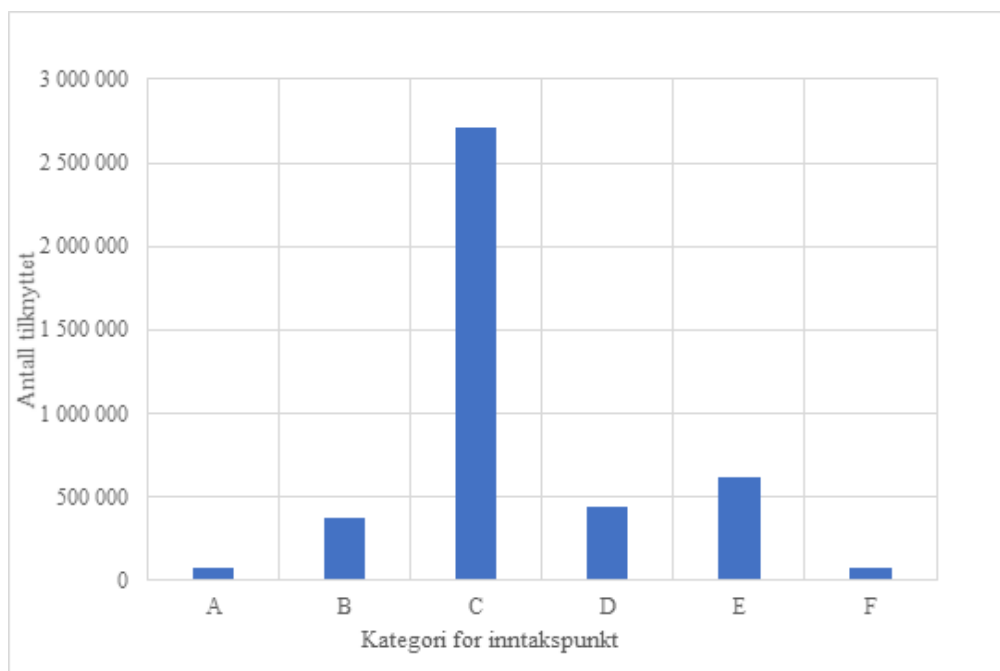
Tabell 4.1: Oversikt over vannbehandlingsanlegg som er benyttet i modellen.

Vannverksregisteret	Behandlings- anlegg (Antall)	Vanntransport- system (Antall)	Personer tilknyttet (Antall)
Til og med 50 pe	680	607	11 823
Over 50 pe	1 241	1 130	4 274 132
Totalt	1 921	1 737	4 285 955

Det er et høyere antall enn det som er rapportert av Steinberg et al. [6] i 2019, hvor det ble rapportert 1 133 vannbehandlingsanlegg tilknyttet hovedkilder. I prinsippet skal det kun være ett vanntransportsystem knyttet til hvert vannbehandlingsanlegg, men i modellen forelå det 318 duplikater av vanntransportsystemer. Derfor er dette færre enn antall vannbehandlingsanlegg i tabellen. Antall tilknyttet er delt på antall duplikater, som beskrevet i kapittel 3.1.

4.1.1 Inntakspunkt og råvannskonsentrasjoner

Figur 4.1 viser antall personer tilknyttet de ulike kategoriene for råvannskonsentrasjoner, beskrevet i figur 3.2. Råvannskonsentrasjoner av de ulike patogenene innenfor hver kategori er vist i tabell 4.2. Her vises også den beregnede konsentrasjonen av *Giardia* for kategori C, som beskrevet i kapittel 3.2. Tabell 4.3 viser hvor mange av hver vannkildetype som inngår i de ulike kategoriene av råvannskonsentrasjoner, og tabell 4.4 viser antall personer tilknyttet de ulike vannkildetyperne.



Figur 4.1: Antall tilknyttet kategori av inntakspunkt.

Tabell 4.2: Konsentrasjoner av mikroorganismer i de ulike kategoriene.

Kategori	A (Antall/ liter)	B (Antall/ liter)	C (Antall/ liter)	D (Antall/ liter)	E (Antall/ liter)	F (Antall/ liter)
Norovirus	1,41	29,19	0,09	0,57	4,71	1,41
<i>Campylobacter</i>	1,28	2,74	0,07	0,48	6,26	0,066
<i>Cryptosporidium</i>	0,015	0,012	0,00676	0,00434	0,013	0,000547
<i>Giardia</i>	0,00082	0,00272	0,000724	0,000998	0,000883	0,00591

Tabell 4.3: Antall av vannkildetyper som inngår i kategoriene.

Kategori	A (Antall inntaks- punkt)	B (Antall inntaks- punkt)	C (Antall inntaks- punkt)	D (Antall inntaks- punkt)	E (Antall inntaks- punkt)	F (Antall inntaks- punkt)
Overflatevann	3	1	469	62	114	11
Elv/bekk	0	372	0	0	0	0
Grunnvann	0	0	847	0	0	0
Ikke oppgitt inntakspunkt	0	0	15	15	12	0
Totalt	3	373	1 331	77	126	11

Fra figur 4.1 er det tydelig at flest personer er tilknyttet inntakspunkt med råvannskonsentrasjonene fra kategori C. Som det vises i tabell 4.3 er alle grunnvannsanlegg tilknyttet kategori C. Ettersom alle grunnvannsanlegg ble satt i denne kategorien basert på lavest middelvei av *E. Coli* (vist i tabell 4.2), forklarer dette noe av grunnen til at det er så mange vannforsyningssystemer tilknyttet denne kategorien. Imidlertid er det også flest vannforsyningssystemer tilknyttet overflatevann i kategori C. Dette indikerer at vannforsyningssystemene generelt har analyseprøver med lave medianverdier av *E. Coli*. På samme måte som for grunnvann, er alle vannforsyningssystemer med inntakspunkt fra elv eller bekk satt i kategori B. Kun ett vannforsyningssystem med overflatevannkilde er tilknyttet denne kategorien, som er basert på høyest middelvei av *E. Coli*.

Tabell 4.4: Vannkildetype med antall vannverk og antall tilknyttet.

Vannkildetype	Behandlingsanlegg (Antall)	Personer tilknyttet (Antall)	Andel av befolkning (%)
Overflatevann	664	3 409 765	79,8 %
Elv/bekk	372	370 917	8,7 %
Grunnvann	842	405 403	9,5 %
Ikke oppgitt inntakspunkt	42	98 870	2,3 %

Fra tabell 4.4 fremkommer det at flest personer er tilknyttet vannbehandlingsanlegg med overflatevann som inntakspunkt. I Steinberg et al. [6] er det ikke oppgitt antall personer tilknyttet inntakspunkt, men vannuttak i 1 000 m^3 per vannkildetype, vist i figur 2.4. I tabellen fremgår

det at råvannskildene som står for størst andel av drikkevannsproduksjon i Norge er overflatevann, etterfulgt av grunnvann og deretter elv/bekk, hvilket stemmer overens med dataene i tabell 4.4.

4.1.2 Vannbehandling og renseseffekter

Tabell 4.5 viser en oversikt over partikkelfjerningsmetodene behandlingsanleggene er registrert med i modellen, og tabell 4.6 viser tilsvarende oversikt for desinfeksjonsmetoder.

Tabell 4.5: Antall behandlingsanlegg og personer tilknyttet behandlingsanlegg som benytter de ulike partikkelfjerningsmetodene, i henhold til modellen.

Behandlingsmetode	Behandlingsanlegg (Antall)	Personer tilknyttet (Antall)
Partikkelfjerning		
Konvensjonell behandling*	4	28 575
Direkte filtrering	174	1 679 641
Kontaktfiltrering	152	204 728
Koagulering (m/ uten flokkulering)/Sedimentering/ Flotasjon**	37	353 657
Andre filtreringsmetoder	560	2 674 248
Kullfiltrering	30	286 218
Langsomsandfiltrering	8	27 090
Membran UF	162	113 353
Membran NF	13	12 647
Ikke oppgitt/ har ikke partikkelfjerning	1 024	815 498

* Konvensjonell behandling gjelder vannverk som har oppgitt koagulering, flokkulering og sedimentering/flotasjon, samt filtrering.

** Vannverk som regnes med her har ikke oppgitt filtrering med sand/antrasitt/granatsand.

Tabell 4.5 viser at de fleste vannverk benytter kontaktfiltrering som partikkelseparasjonsmetode, ifølge sammenstillingen som er utført i denne modellen, etterfulgt av membranfiltrering. En stor andel personer er også tilknyttet behandlingsanlegg som benytter seg av det som i denne modellen er betegnet som ”andre filtreringsmetoder”. Under denne metoden inngår flere behandlingsmetoder som egentlig er ment for andre formål, blant annet ionebytte, ozonfiltrering og marmorfiltrering.

Disse kan gi en viss renseeffekt for mikroorganismer, og er tillagt renseeffekt for hurtigsandfiltrering. Anleggene som har filtrering med sand, antrasitt eller granatsand er medregnet i filtreringsmetodene konvensjonell, direkte- og kontaktfiltrering.

Tabell 4.6: Antall behandlingsanlegg og personer tilknyttet behandlingsanlegg som benytter de ulike desinfeksjonsmetodene i henhold til modellen.

Desinfeksjon	Behandlingsanlegg (Antall)	Personer tilknyttet (Antall)
UV-bestråling	1 295	3 624 536
Desinfeksjon med ozon*	26	64 224
Klorering**	45	10 7959
Ikke oppgitt/ har ikke desinfeksjon	579	550 474

* Omfatter også anlegg med biofiltrering/ozon
** Kun anlegg som har oppgitt klorering uten UV-bestråling

Av desinfeksjonsmetoder fremgår det av tabell 4.6, at UV-bestråling er den som er mest benyttet i Norge, etterfulgt av klorering og desinfeksjon med ozon. Det er imidlertid viktig å merke seg at anleggene som står under kategorien *Desinfeksjon med ozon* omfatter behandlingsanlegg som har oppgitt filtrering med ozon som rensemetode. Videre er anlegg som har oppgitt både klorering og desinfeksjon med UV, kun satt under kategorien UV-bestråling.

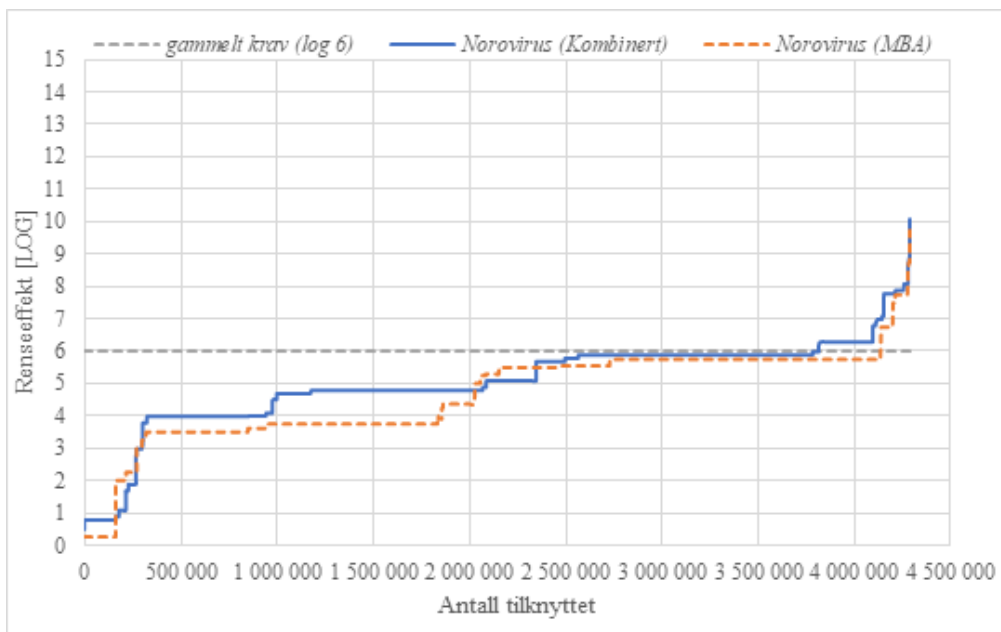
Det er 396 behandlingsanlegg (omfatter i overkant av 266 000 personer) som ikke har oppgitt rensemetode. Disse vannbehandlingsanleggene er presentert i tabell 4.7 etter vannkildetype.

Tabell 4.7: Antall behandlingsanlegg som ikke har oppgitt vannbehandling etter vannkildetype og totalt.

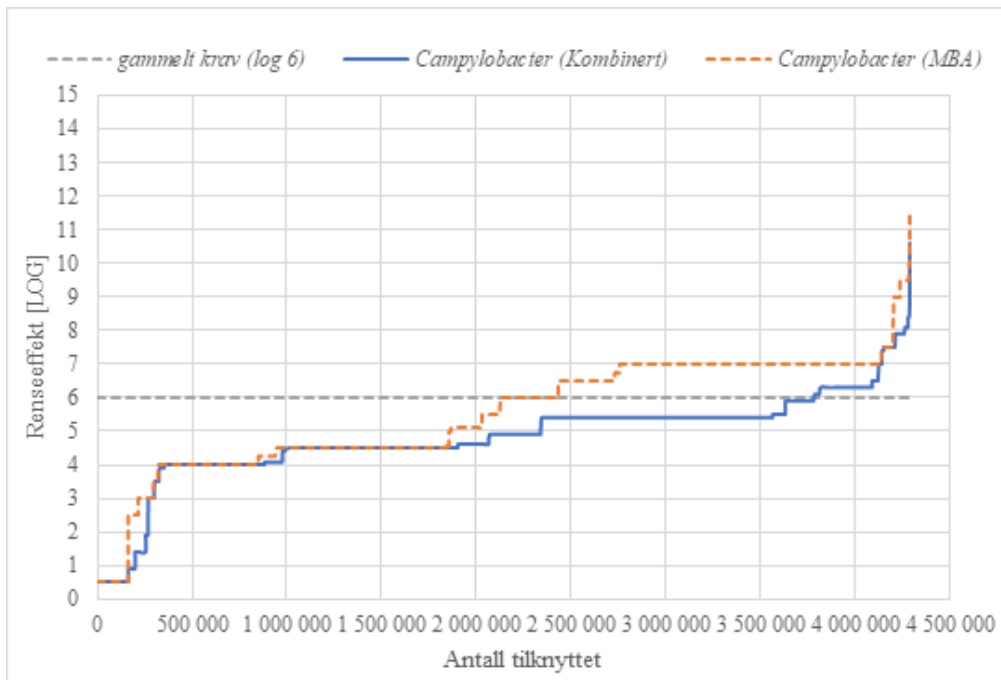
Vannkildetype	Ikke oppgitt vannbehandling (Antall behandlingsanlegg)	Behandlingsanlegg totalt (Antall behandlingsanlegg)
Overflatevann	81	664
Elv/bekk	0	372
Grunnvann	239	842
Ikke oppgitt inntakspunkt	2	42
Totalt	396	1 920

Tabell 4.7 viser at de fleste vannbehandlingsanlegg som ikke har oppgitt vannbehandling, er grunnvannskilder. Grunnvann kan være ubehandlet dersom det er gjennomført en farekartlegging som tilsier at vannbehandling ikke er nødvendig, som beskrevet i Veileder til Drikkevannsforskriften [13]. Vannverkene benytter seg av overflatevann og som inntakspunkt er imidlertid pålagt vannbehandling, og dette tyder på at noen behandlingsanlegg er registrert i Vannverksregisteret uten å ha oppgitt behandlingsmetode.

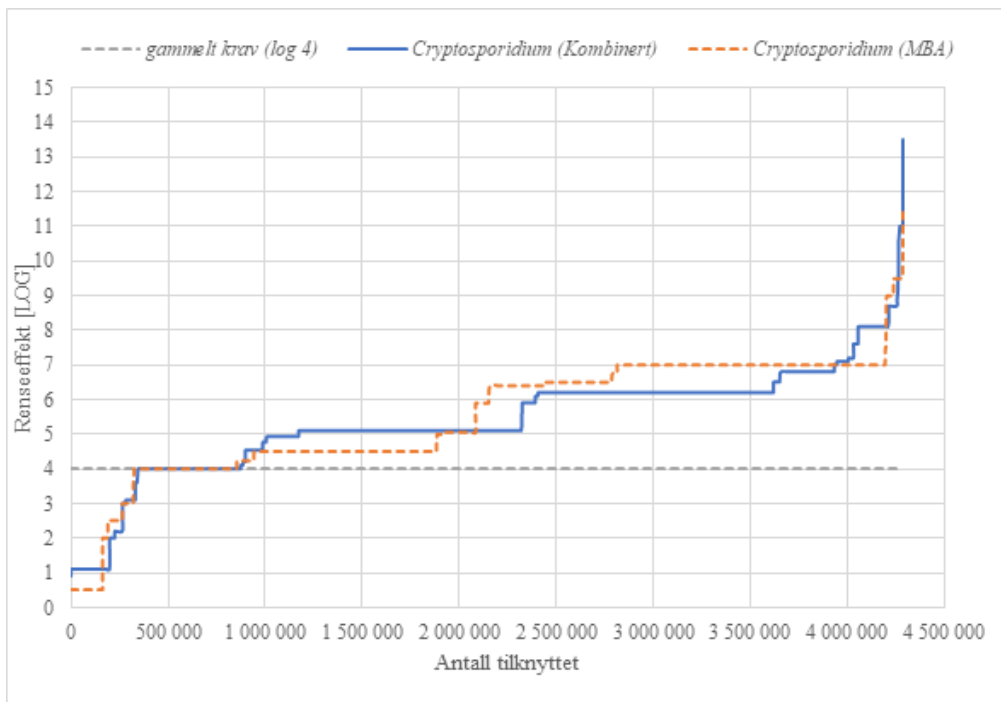
I figurene 4.2-4.5 vises kumulative sammenstillinger over antall tilknyttet vannbehandlingsanlegg med en viss renseeffekt. Det vises også krav i henhold til den gamle drikkevannsforskriften om to hygieniske barrierer (som nå er endret til *tilstrekkelig hygieniske barrierer* [13]).



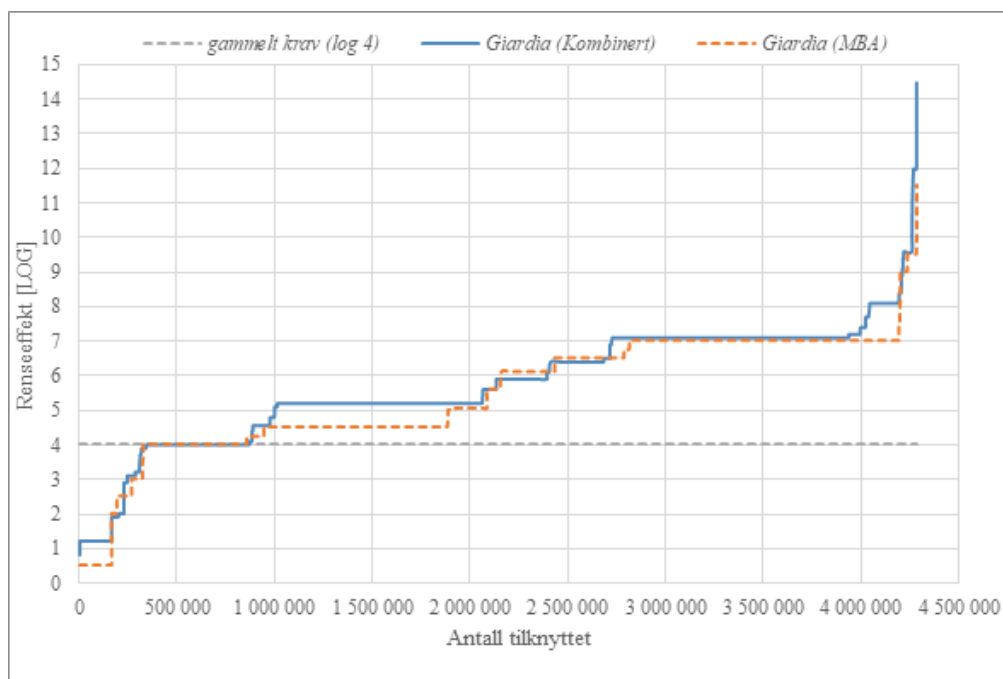
Figur 4.2: Kumulativt plot av antall tilknyttet behandlingsanlegg med en viss renseeffekt for Norovirus, i henhold til modellen.



Figur 4.3: Kumulativt plot av antall tilknyttet behandlingsanlegg med en viss renseeffekt for *Campylobacter*, i henhold til modellen.



Figur 4.4: Kumulativt plot av antall tilknyttet behandlingsanlegg med en viss renseeffekt for *Cryptosporidium*, i henhold til modellen.



Figur 4.5: Kumulativt plot av antall tilknyttet behandlingsanlegg med en viss renseeffekt for *Giardia*, i henhold til modellen.

I figurene 4.2-4.5 er det både vist renseeffekter fra kun MBA-veilederen [2], og en kombinasjon av renseeffekter fra Hijnen & Medema og MBA-veilederen [3, 2]. Det kan konkluderes med at flere personer er tilknyttet en høyere log-reduksjonen ved de kombinerte renseeffektene. Log-reduksjonen for disse renseeffektene er generelt litt høyere for Norovirus og *Giardia* enn MBA-veilederen. Imidlertid er flere tilknyttet en høyere log-reduksjonen av *Campylobacter*. Log-reduksjonen for bakterier er generelt høyere ved bruk av renseeffekter fra MBA-veilederen (se tabell 3.4 og 3.5).

I figurene over Norovirus og *Campylobacter* er det en linje som markerer log-reduksjon på 6 og en tilsvarende linje figurene over *Cryptosporidium* og *Giardia* som viser log-reduksjon på 4. Dette indikerer to hygieniske barrierer som begge har en log-reduksjon på 3 for virus og bakterier, og 2 for parasitter. Denne reduksjonen oppfyller det opprinnelige kravet om at tiltakene i vannforsyningen skal regnes som en hygienisk barriere, der 99,9 % av virus og bakterier og 99 % av parasitter fjernes fra vannet [13]. Tabell 4.8 viser henholdsvis antall behandlingsanlegg som oppfyller de kravene om fjerning eller inaktivering av 6 log av virus og bakterier og 4 log av parasitter i modellen.

Tabell 4.8: Behandlingsanlegg som oppfyller krav for log-reduksjon av patogener, i henhold til modellen

Vannkildetype	Kombinerete renseseffekter*,**	MBA-veilederen**
Antall behandlingsanlegg	180	66
Antall tilknyttet	182 777	76 746
(Andel av totalt antall)	(4,26 %)	(1,79 %)
Forventet antall infiserte	34 515	191
(Andel av totalt antall infiserte)	(13,32 %)	(0,06 %)
Ikke oppgitt inntakspunkt	2	42
Totalt	396	1 920

* Hijnen & Medema [3], ** Ødegaard, Østerhus og Melin [2]

Det er en større andel tilknyttet vannbehandlingsanlegg som oppfyller kravene i estimatet med de kombinerte renseseffektene. Imidlertid er det en høyere andel av personer som er tilknyttet vannbehandlingsanlegg som oppfyller kravene, som er forventet smittet, i forhold til estimatet med renseseffekter fra MBA-veilederen. Dette tyder på at de vannbehandlingsanleggene med estimatet fra MBA-veilederen, som oppfyller renseskravene, utgjør en liten andel av de smittede. Det er imidlertid færre av anleggene ved estimatet med log-reduksjon av MBA-veilederen oppfyller dette kravet. Det resulterer i at dette estimatet gir en høyere andel smittet totalt, som beskrives i kapittelet under.

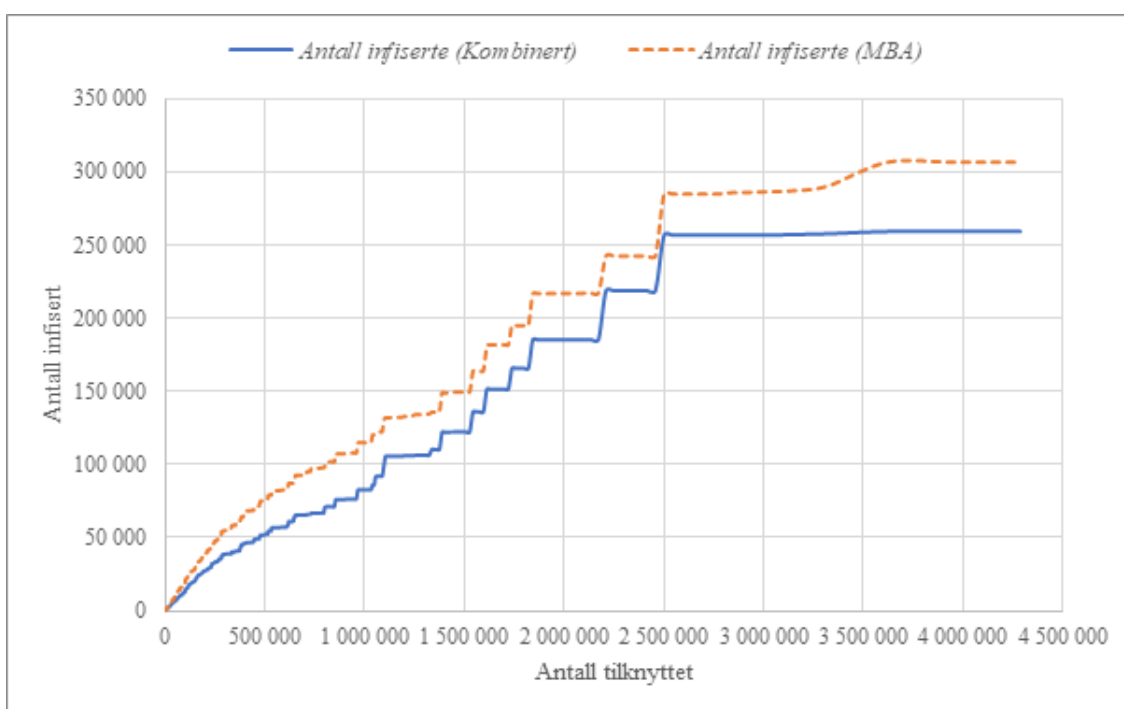
4.2 Estimat på antall smittede

I dette delkapittelet vises resultatene over risiko for infeksjon og forventet antall infiserte beregnet med dose-respons-modellene (vist i tabell 3.7). Det vil først gis en generell oversikt over forventet antall infiserte for begge estimatene, og deretter oversikt over forventet antall smittede i sammenheng med råvannskonsentrasjon, inntakspunkt og type patogen.

Estimatene er presentert med både renseseffekter fra MBA-veilederen [2] og en kombinasjon av denne og Hijnen & Medema [3]. Tabell 4.9 viser forventet antall infeksjoner ved begge estimatene, og figur 4.6 viser et kumulativt plott over antall infiserte relativ til antall tilknyttet. Det er tatt høyde for begge estimatene i plottet.

Tabell 4.9: Forventet antall infiserte etter type mikroorganismer.

	Forventet årlig antall infiserte for kombinerte renseseffekter (andel av totalt tilknyttet)	Forventet årlig antall infiserte med renseseffekter fra MBA-veilederen (andel av totalt tilknyttet)
Norovirus	222 914 (5,20 %)	265 940 (6,20 %)
<i>Campylobacter</i>	24 029 (0,56 %)	16 672 (0,39 %)
<i>Cryptosporidium</i>	13 019 (0,30 %)	24 992 (0,58 %)
<i>Giardia</i>	109 (0,0025 %)	479 (0,011 %)
Totalt	259 207 (6,05 %)	306 829 (7,16 %)

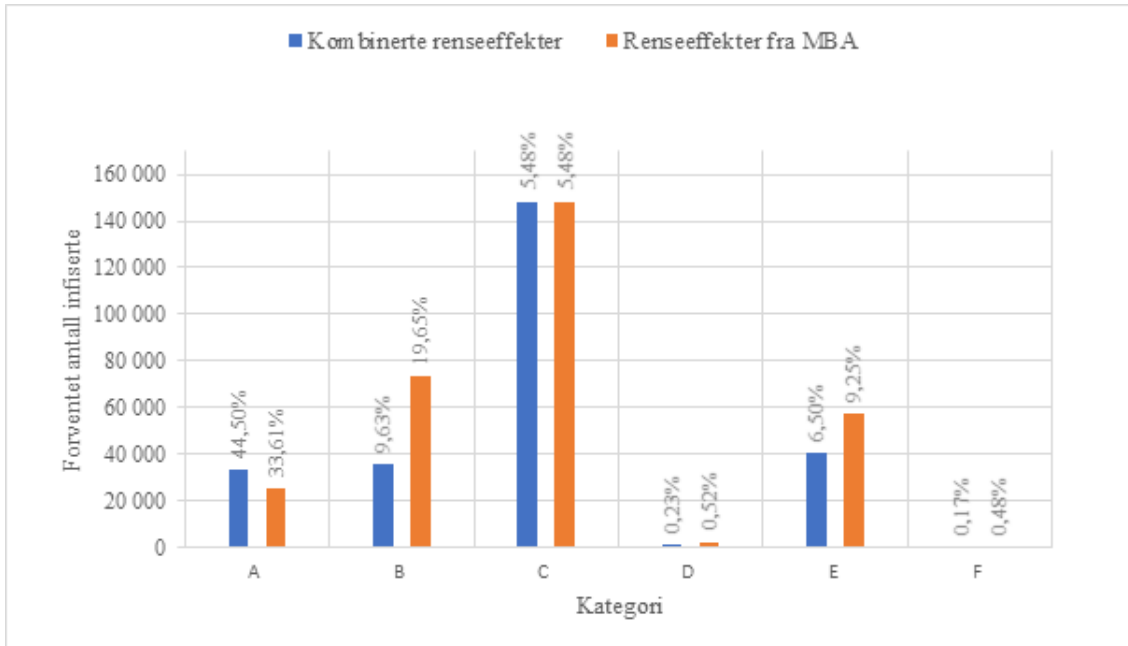


Figur 4.6: Kumulativt plot av forventet årlig antall infiserte i henhold til dose-respons-modeller med variasjon i log-reduksjon.

Både tabell 4.9 og figur 4.6 viser at forventet antall infiserte ligger høyere for estimatet med renseseffekter fra MBA-veilederen [2] enn for kombinerte renseseffekter fra studien til Hijnen & Medema [3] og MBA-veilederen. Videre viser figur 4.6 at kurven over forventet antall infiserte relativ til antall tilknyttet vannbehandlingsanlegget øker jevnlig, og flater deretter ut. Den viser imidlertid noen ”hopp”, hvilket indikerer at det eksisterer noen få vannforsyningssystemer med svært høy smitterisiko.

4.2.1 Antall smittede ved råvannskonsentrasjon og inntakspunkt

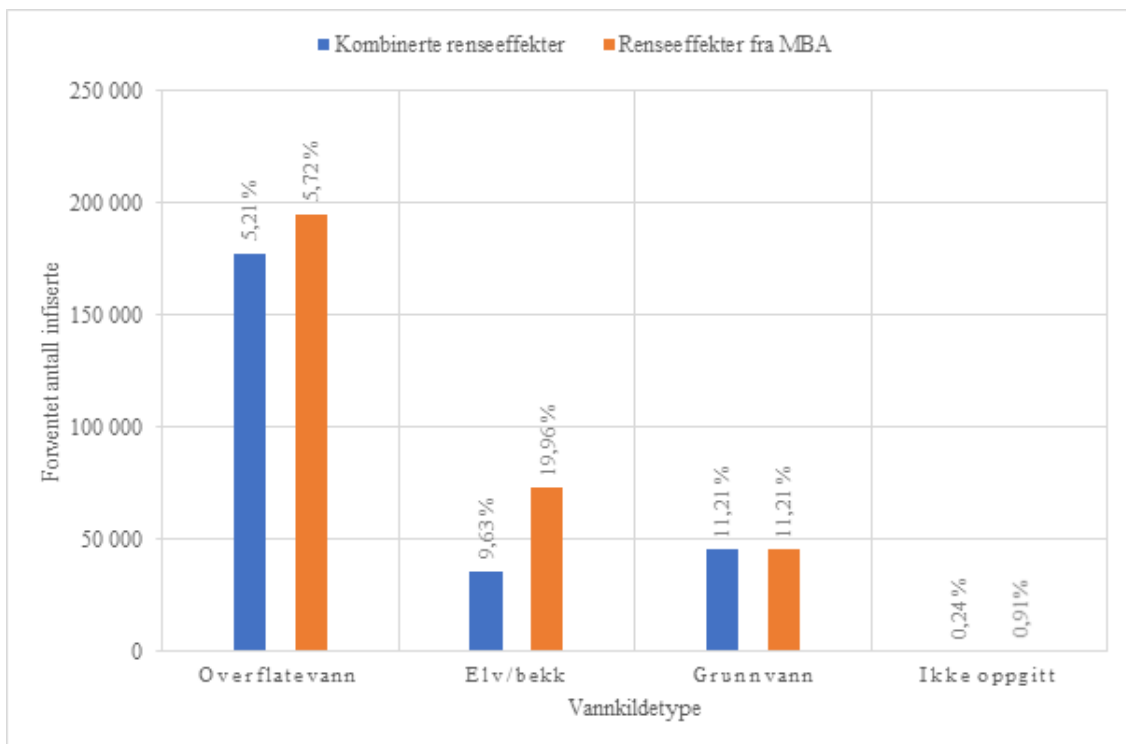
I figur 4.7 vises forventet antall smittede ved de ulike kategoriene for råvannskonsentrasjoner av patogener, vist i tabell 4.3. Over søylene er andelen av infiserte i forhold til hvor mange som er tilknyttet denne kategorien av inntakspunkt, vist i prosent. Estimatenes er presentert med både renseeffekter fra MBA-veilederen [2] og en kombinasjon av denne og Hijnen & Medema [3].



Figur 4.7: Forventet antall infisert i henhold til dose-respons-modeller, samt andel av forventet antall infiserte av totalt antall tilknyttet inntakspunkt med samme kategori vist i prosent.

Figur 4.7 viser at det er flest smittede i kategori C, som i tillegg har høyest antall tilknyttet, som vist i figur 4.1. Derimot er det en lavere andel av antall tilknyttet denne kategorien av inntakspunkt, som er infisert, enn eksempelvis kategori B og C. Dette viser også at vannforsyningsystemene med inntakspunkt tilknyttet kategori A har høy frekvens av smitte. Her er det riktignok kun tre vannforsyningsystemer som er tilknyttet, og heller ikke en høy andel av befolkningen (se tabell 4.2 og figur 4.1). I forhold til dette utgjør de et høyt smittetall.

Videre viser figur 4.8 forventet antall smittede ved vannkildetyperne, med andelen av antall tilknyttet for er forventet infisert, vist som prosent over søylene. Også her er estimatene presentert med både renseeffekter fra MBA-veilederen [2]) og en kombinasjon av denne og Hijnen & Medema [3].

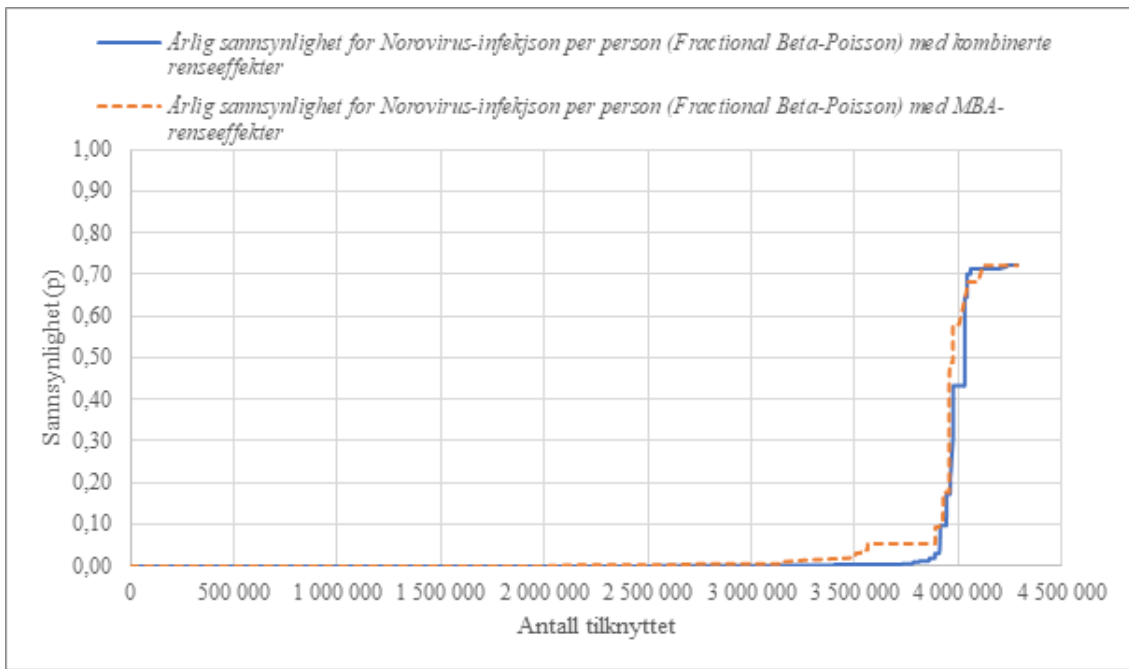


Figur 4.8: Forventet antall infiserte kategorisert etter inntakspunkt, med antall personer forventet smittet som andel av personer tilknyttet type inntakspunkt vist i prosent.

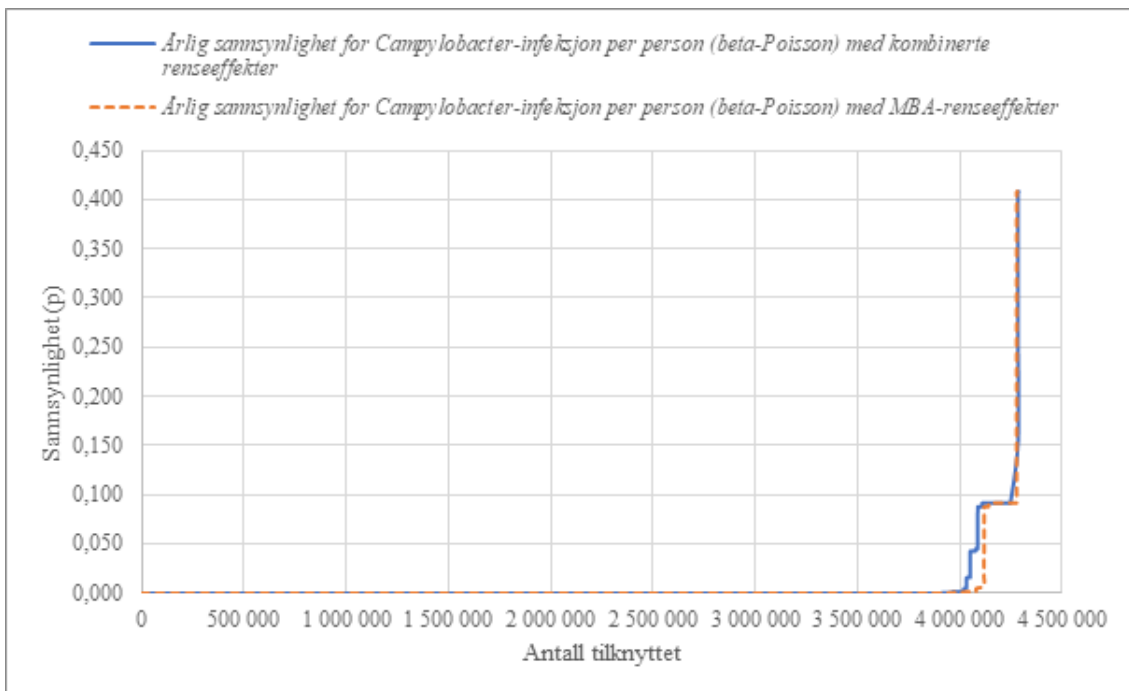
Fra figuren er det tydelig at selv om personer tilknyttet overflatevann utgjør det største antall forventet infiserte personer, er det en høyere andel av de som er tilknyttet elv/bekk og grunnvann som er smittet. Det er også likt antall infiserte for grunnvann ved begge estimatene. Det kan komme av at grunnvannsanlegg ofte benytter seg av desinfeksjon som rensemetode, og log-reduksjonen for desinfeksjon er lik for det kombinerte estimatet for estimatet med renses effekter fra MBA-veilederen.

4.2.2 Forventet risiko for infeksjon ved patogene mikroorganismer

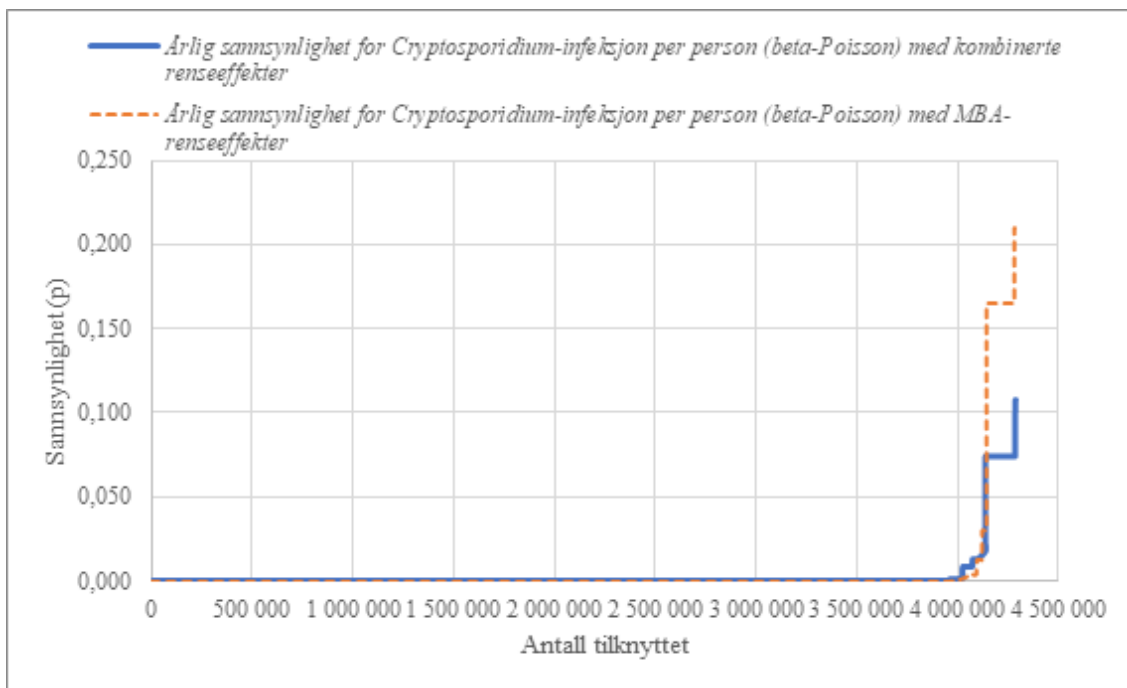
Figur 4.9 viser et kumulativt plot over antall personer tilknyttet vannverk med en viss sannsynlighet for infeksjon av Norovirus årlig, og tilsvarende figurer for *Campylobacter* er henholdsvis vist i figur 4.10, og for *Cryptosporidium* og *Giardia* i figur 4.11 og figur 4.12. Sannsynligheten for å bli smittet er basert på dose-respons-modellene som beskrevet i kapittel 3.4. Figurene viser både infeksjonsrisiko ved kombinerte renses effekter [3, 2] og renses effekter basert på MBA-veilederen [2].



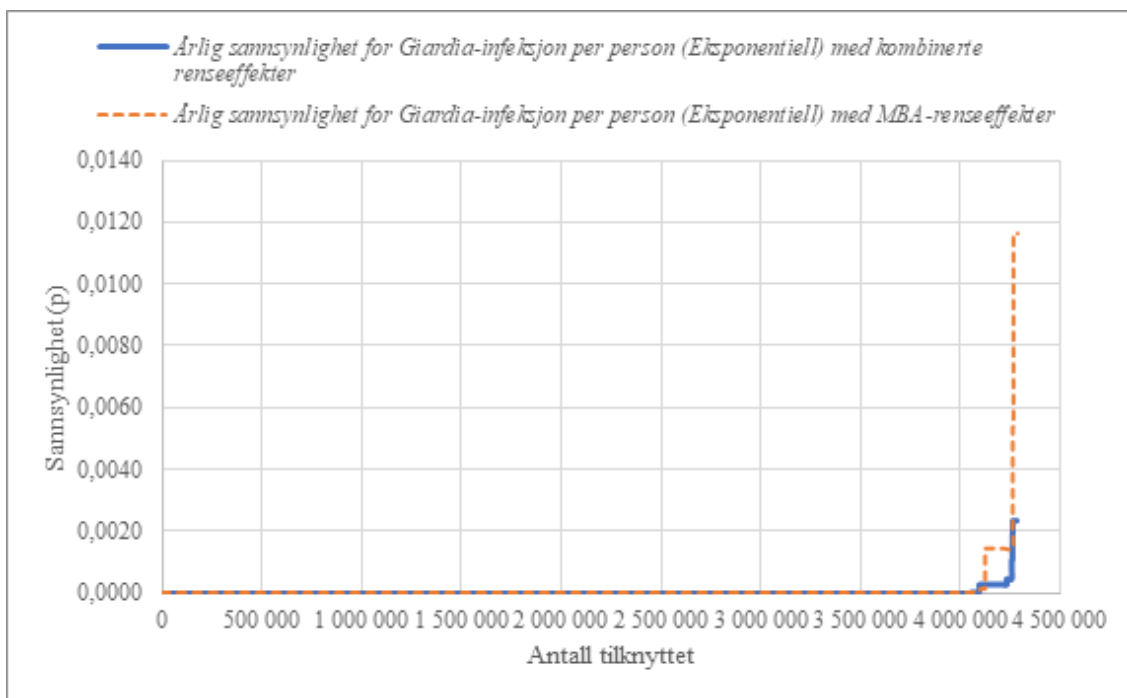
Figur 4.9: Kumulativt plott over antall personer tilknyttet et vannbehandlingsanlegg som med en viss infeksjonsrisiko for Norovirus med renses effekter fra MBA-veilederen [2] og kombinerte renses effekter [2, 3].



Figur 4.10: Kumulativt plott over antall personer tilknyttet et vannbehandlingsanlegg som med en viss infeksjonsrisiko for *Campylobacter* med renses effekter fra MBA-veilederen [2] og kombinerte renses effekter [2, 3].



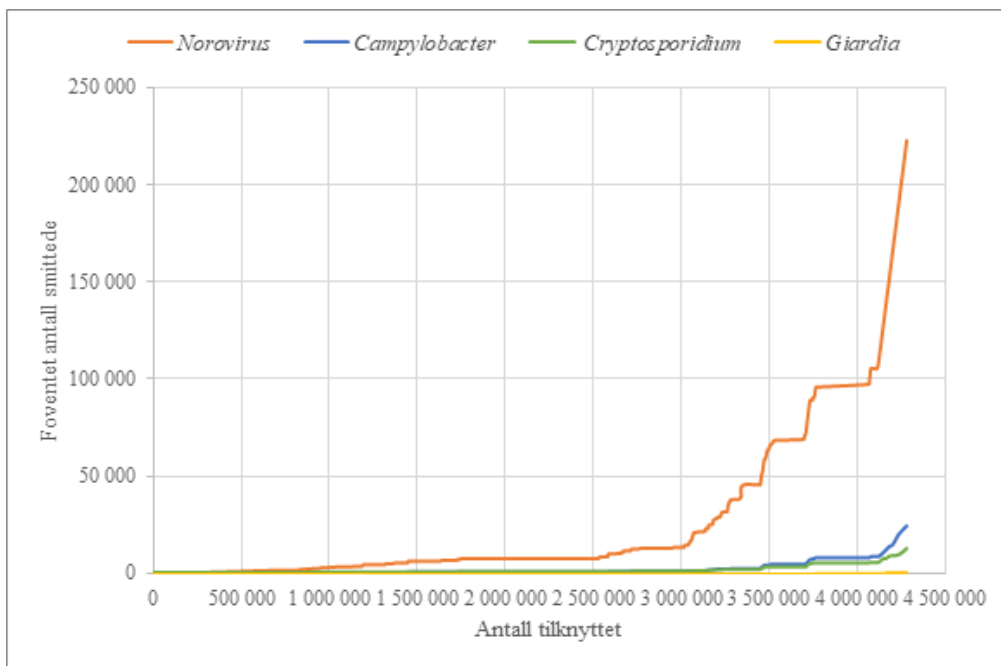
Figur 4.11: Kumulativt plott over antall personer tilknyttet et vannbehandlingsanlegg som med en viss infeksjonsrisiko for *Cryptosporidium* med renses effekter fra MBA-veilederen [2] og kombinerte renses effekter [2, 3].



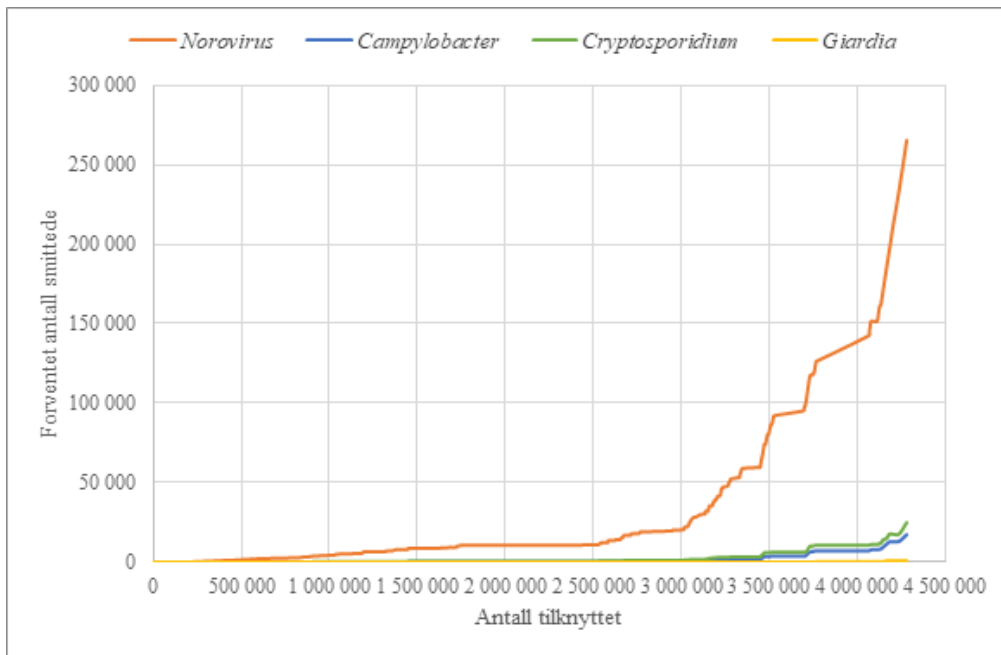
Figur 4.12: Kumulativt plott over antall personer tilknyttet et vannbehandlingsanlegg som med en viss infeksjonsrisiko for *Giardia* med renses effekter fra MBA-veilederen [2] og kombinerte renses effekter [2, 3].

Som det er vist i figurene er det Norovirus som utgjør den høyeste infeksjonsrisikoen, og *Giardia* den minste. Figurene viser også det er flere tilknyttet en høyere sannsynligheten for infeksjon av for virus og parasitter ved estimatet basert på renseseffekter fra MBA-veilederen enn ved estimatet basert på de kombinerte renseseffektene. Som nevnt har imidlertid MBA-veilederen en noe høyere log-reduksjon for bakterier enn de kombinerte renseseffektene. Dette vises i figur 4.10, hvor det er flere tilknyttet en høyere infeksjonsrisiko for *Campylobacter* ved de kombinerte renseseffektene.

I figurene under vises kumulative plot over antall infiserte relativ til antall tilknyttet for de ulike patogener. Det er vist med både kombinerte renseseffekter (figur 4.13) og ved renseseffekter fra MBA-veilederen (figur 4.14).



Figur 4.13: Forventet antall smittede ved de ulike patogenene for estimat med kombinerte renseseffekter [2, 3].



Figur 4.14: Forventet antall smittede ved de ulike patogenene for estimat med renses effekter fra MBA-veilederen [2].

Som det vises i figur 4.13 og 4.14 er det *Giardia* som har lavest antall forventet infiserte. Figurene viser også at Norovirus utgjør den største infeksjonsfaren. De bratte kurvene på slutten indikerer at det er noen få vannforsyningssystemer som utgjør et høyt antall smittede av Norovirus. Videre vises også en høyere infeksjonsfare av *Campylobacter* ved de kombinerte renses effektene enn ved renses effektene fra MBA-veilederen.

5 Diskusjon

I denne oppgaven er det forsøkt å gjennomføre en QMRA-analyse basert på data fra Vannverksregisteret til Mattilsynet som følger stegene i det svenske QMRA-verktøyet [18]. Modellen er basert på log-verdier fra MBA-veilederen [2] og en kombinasjonen av disse og renseeffekten fra studien til Hijnen & Medema [2, 3]. Det er i underkant av 4,3 millioner personer som er representert i estimatet, og totalt 1 921 vannbehandlingsanlegg, som vist i tabell 4.1.

Totalt sett gjenspeiler inn-dataene den reelle situasjonen i Norge på flere punkter. Blant annet ved at den største andelen av personer er tilknyttet overflatekilder, og deretter grunnvannskilder og elv/bekk, vist i tabell 4.4. Videre er det realistisk at en stor andel av behandlingsanleggene benytter seg av direkte- og kontaktfiltrering som partikkelseparasjon (tabell 4.5) [7] og UV-bestråling som desinfeksjonsmetode, som er den mest benyttede desinfeksjonsmetoden i Norge (tabell 4.6), i henhold til Steinberg et al. [6].

Estimatene resulterte i et relativt høyt forventet antall smittede personer, med henholdsvis 6,05 % av befolkningen smittet ved estimatet med kombinerte renseeffekter [3, 2], og 7,16 % ved bruk av log-reduksjon av MBA-veilederen [2]. Dette både i forhold til tidligere studier [25, 4] og til akseptabel risiko, som i følge USEPA er 10^{-4} (0,01 %) [45], som tilsvarer i overkant av 500 personer i Norge. Som det vises i figur 4.6, er det imidlertid noen ”hopp” i kurven, og indikerer at noen behandlingsanlegg utgjør en høy andel av de smittede, samt bidrar til høye smittetall. Dette kan skyldes at noen vannbehandlingsanlegg er registrert i Vannverksregisteret, uten å ha oppgitt behandlingsmetode. På den annen side kan dette også skyldes feil sammenstilling av renseeffektene, som gjør at den reelle log-reduksjonen ikke blir tatt høyde for. Dessuten er tallene fra tidligere studier basert på innrapporterte tilfeller av vannbåren smitte, og det forventes å være store mørketall som ikke rapporteres inn.

Vannverksregisteret innebærer store datasett, som krever tilpasning av flere verdier i modellen. Generelt er det noe utfordrende å sammenstille dataen i Vannverksregisteret, noe som reflekteres i dataene som er representert. Litt av problematikken ligger i identifikatorene som er tilknyttet de ulike datasettene, som er unik for vannforsyningssystem, inntakspunkt, vannbehandlingsanlegg og vanntransportsystem. Det er flere inntakspunkt som er tilknyttet flere vannbehandlingsanlegg, og flere vannbehandlingsanlegg som er tilknyttet flere vanntransportsystem. Dette kan gjøre at enkelte vannbehandlingsanlegg er presentert med feil inntakspunkt. Som nevnt tidligere, skal det i prinsippet kun være ett vanntransportsystem tilknyttet ett vannbehandlingsanlegg, noe som ikke var

tilfellet her. Dette vises i tabell 4.1 hvor det forelå færre vanntransportsystem enn vannbehandlingsanlegg. Disse feilmomentene gjør at sammenstillingen kan inneholde mangler, eller at noen anlegg er under- eller overrepresentert etter metodene som er benyttet for sammenstillingen. I Rapportering av data for vannforsyningssystemer i Norge [6] hevder FHI dessuten at dataene som rapporteres inn om vannforsyningssystemene kan være mangelfulle, og noe feilregistrering kan forekomme. Det er imidlertid forsøkt å bruke mest mulig korrekt data, og av den grunn bearbeidet data fra FHI fra 2019 over vanntransportsystem og vannforsyningssystem [69] fremfor de nyeste datasettene som ligger tilgjengelig på Mattilsynet sine sider. Dette kan imidlertid føre til at nyere data ikke er tatt hensyn til i modellen.

Figur 4.7 viser at det høyeste antallet smittede er innenfor kategori C. Det er imidlertid også flest personer tilknyttet denne kategorien, som vist i figur 4.1. Derimot er det Kategori A som har høyest andel smittede i forhold til antallet som er tilknyttet. Det er kun tre vannverk som er representert her, og alle tre er overflatevannkilder (tabell 4.3). Bakgrunnen for at disse smittetallene er såpass høye innenfor denne kategorien, kan skyldes at kategorien har høyere verdi av *Campylobacter* enn de andre renselanleggene, som vist i tabell 4.2. Deretter er det kategori B som har høyest antall smittede. Dette omfatter alle vannforsyningssystemene som har elv eller bekk som inntakspunkt, og er også basert på de overflatekildene som har høyest verdi av *E. Coli*. Denne kategorien har også de høyeste verdiene av Norovirus og *Campylobacter*. Ettersom det er flere smittede ved estimatet med renseseffekter fra MBA-veilederen her, og denne veilederen generelt har høyere renseseffekt for *Campylobacter* (figur 4.3), kan det indikere at konsentrasjonen av Norovirus har stor innflytelse på smittetallene her.

Videre er det grunnvannsanleggene som utgjør den største andelen smittede med kombinerte renseseffekter, og nest største med MBA-renseseffekter. Dette kan skyldes at inntakspunktene er tillagt en råvannskonsentrasjon utfra medianverdien av analyseprøver av *E. Coli*, vist i figur 3.3, men ikke tillagt noen renseseffekt for fjerning og inaktivering av mikroorganismer i grunnen. Tabellen fra studien til Åström [10] (figur 3.2) er basert på overflatevannkilder, men er i denne modellen også benyttet for grunnvannskildene er representert i Vannverksregisteret. Grunnvann er regnet som mer hygienisk trygt enn overflatevann. I Åström et al. [36], er det konkludert med at det er virus som utgjør høyest risiko i grunnvann, men i mindre grad bakterier og enda mindre grad parasitter. For å kompensere for dette ble det derfor tillagt råvannskonsentrasjonen fra kategorien med lavest middelverdi av *E. Coli* (kategori C). Det er imidlertid ikke tatt hensyn til log-reduksjon ved transport i grunnen (utover å velge lavest råvannskonsentrasjon av *E. Coli*), som for eksempel kunne vært oppnådd ved en egen kategorisering av grunnvann basert på QMRA-modellen for grunnvann [18].

Generelt er det også knyttet en viss usikkerhet til *E. Coli*-verdiene som er benyttet for å kategorisere råvannskonsentrasjonene. *E. Coli* indikerer fersk fekal forurensing, men korrelasjonen mellom indikatororganismene og patogenene som er benyttet i estimatet usikker [2]. Som beskrevet i kapittel 2.1.2 er det ikke påvist noen vitenskapelig sammenheng mellom *E. Coli* og virus, og flere bakterier og parasitter. Derfor er det i dette tilfellet antatt at *E. Coli*-konsentrasjonen stammer fra forurensningskilder som igjen indikerer tilstedeværelsen av visse patogener [10].

Når det gjelder patogenene som er presentert er det tydelig at Norovirus utgjør en stor andel av smittetallene, som både vises i tabell 4.9 og figurene 4.13 og 4.14. Som beskrevet i kapittel 3.2 ble konsentrasjonen av Norovirus beregnet ved hjelp av Kvtomodellen med antatt fekal forurensningskilde fra avløpsutslipp. Som det vises i tabell 3.2 gir dette høye verdier av Norovirus, som reflekteres i resultater over forventet antall smittede av denne mikroorganismen. I følge rapportene til Nygård, Gondorsen and Lund [25] og Guzman-Herrador et al. [4] er det imidlertid Norovirus som i perioden 1988-2003 oftest ble meldt som årsak til utbrudd i Norge, som gjør at det ikke er urealistisk at Norovirus utgjør den største infeksjonsfaren.

Giardia har derimot en svært lav smitterisiko i forhold til de andre mikroorganismene, som vises i figur 4.13 og 4.14. De fleste vannverk er tilknyttet kategori C der *Giardia* ikke er påvist i henhold til studien til Åström et al. [36]. Denne er derfor tillagt en verdi basert på gjennomsnittet av forholdet mellom antatt konsentrasjon fra Poissonfordelingen og påviste konsentrasjoner ved Gamma-modellen. Forholdet mellom disse var imidlertid varierende, og korrelasjonen er derfor usikker. Den beregnede konsentrasjonen av *Giardia* viste imidlertid ikke et stort avvik fra de de andre påviste verdiene, som vist i tabell 4.2. I følge rapporten til Guzman-Herrador et al. [4] er det heller ikke *Giardia* som er den hyppigste kilden til vannbåren smitte. De høye smittetallene av *Giardia* fra tidligere år skyldes større utbrudd, som beskrevet i kapittel 2.1.1.

Når det gjelder renses effekter er det tydelig fra figurene 4.2, 4.4 og 4.5 at log-kreditten for MBA-veilederen [2] generelt er litt lavere for parasitter og virus, enn når det benyttes en kombinasjon av disse, og renses effektene fra Hijnen & Medema [3]. Den er imidlertid noe høyere for bakterier (figur 4.3). Effektene av dette vises i figur 4.9, hvor smittetallene for estimatet med MBA-veilederen ligger jevnt høyere enn for estimatet med de kombinerte renses effektene. Fra tabell 4.9 er det tydelig at dette hovedsakelig skyldes Norovirus, som utgjør flest antall smittede. Det er imidlertid også noe høyere for *Cryptosporidium* og *Giardia*, men lavere antall smittede av *Campylobacter*. Det er viktig å merke seg at log-kreditten oppgitt i MBA-veilederen ikke i teorien er ment for et estimat som

dette. I tillegg gis det ikke spesifikk log-reduksjon for type mikroorganisme, men spesifiserer kun hvilken gruppe (virus, bakterier eller parasitter), som kan gi litt usikre verdier av patogenene.

Som det vises i tabell 4.7 var det 396 vannbehandlingsanlegg som ikke hadde oppgitt vannbehandling. Størsteparten av disse var riktignok grunnvann, som kan fungere som en hygienisk barriere i seg selv. Det inkluderer også noen behandlingsanlegg med overflatevann og elv/bekk som inntakspunkt. Dette er ikke realistisk i forhold til dagens krav til behandling av overflatevann, og kan skyldes at noen vannforsyningssystemer har registrert behandlingsanlegget uten å registrere behandlingsmetode [6]. Disse ble derfor tillagt en gjennomsnittlig log-reduksjon, basert på vannbehandlingsanlegg med samme vannkildetype. Dette er en svært generell verdi, som ikke nødvendigvis er representativ for den faktiske situasjonen ved vannbehandlingsanleggene. Dessuten er også estimatet basert på at renseseffektene er konstante gjennom året, og det tas ikke hensyn til driftsproblemer som kan oppstå i vannbehandlingen. For eksempel vil gjentetting av membranen (Fouling”) gi betydelig lavere renseseffekt ved membranfiltrering [39].

I både QMRA-verktøyet og i MBA-veilederen benyttes Ct-verdi for å bestemme log-kreditten ved desinfeksjon med ozon og klor [2, 66]. Som forklart i kapittel 2.2.4 er Ct-verdien for ozonering og klorering avhengig av flere faktorer, blant annet strømningsforhold og reaktorvolum- og utforming [2]. Imidlertid var det ikke datagrunnlag for å beregne Ct-verdi for vannbehandlingsanleggene, og det ble derfor antatt vannbehandlingsanlegg som benytter seg av disse metodene driftes på en slik måte at de oppnår log-verdiene, vist i figur 4.6. Ozon/biofiltreringsanlegg benytter dessuten svært høye doser av ozon i forhold til desinfeksjon med ozon. Dette betyr at det også kan forventes høyere log-reduksjon (> 3 log) av virus, bakterier og *Giardia* enn det som er forventet for ozonering, og tilsvarende lavere for *Cryptosporidium* [2]. Ozonering og biofiltrering/ozon er tillagt samme desinfeksjonsverdi i modellen. Også for UV-bestråling kan Ct-verdien være varierende. På samme måte som for filtreringsprosessene er det heller ikke her tatt hensyn til driftsproblemer som kan oppstå ved desinfeksjonsmetodene.

Dose-respons-modellene som er benyttet beregner risikoen for infeksjon basert på konsentrasjoner av patogener i vann. Ut fra figurene som viser antall tilknyttet en viss sannsynlighet for å bli smittet (fig. 4.9-4.12) er det tydelig at Norovirus har høyest sannsynlighet for infeksjon. Dette kan riktignok skyldes at råvannskonsentrasjonene av Norovirus i estimatet var høye, og dermed ga en svært høy sannsynlighet infeksjon. Som beskrevet i kapittel 2.3.4, baserer dose-respons-modellene seg på mange studier som omhandler tilpasning av modellene til ulike organismer, der alle i varierende grad har usikkerhet tilknyttet dose-respons-forholdet. Studiene er ofte basert på små, og det er

usikkert hvor godt disse modellene reflekterer den reelle situasjonen. Modellene som er benyttet er de samme som benyttes i det svenske QMRA-verktøyet (beskrevet på Chalmers sine nettsider [49]). Tabell 4.6 viser hvilke modeller og parametere som er benyttet. Norovirus er basert på Fractional Poisson modellen, vist i likning (2.9), ettersom dette i følge Messner et al. [50] har vist seg å være en enklere modell å benytte og har gitt en bedre tilpasning til parametere.

Videre ble den eksponentielle modellen benyttet for *Giardia*, med tilpassede parametere fra Teunis et al. [65]. For *Campylobacter* kan det i SVU sitt QMRA-verktøy velges mellom beta-Poisson-modellen fra studiet til Medema et al. [56] og modellen fra studiet til Teunis et al. [58]. Teunis et al. [58] gir svært høy sannsynlighet for smitte selv ved lave doser. Imidlertid kan det antas at modellen fra Teunis et al. [58] kan være mer representativ for en hel befolkning, ettersom det er basert på data fra sykdomsutbrudd med *Campylobacter* der også barn ble syke. Til tross for dette er estimatene i denne modellen gjort med modellen fra studien til Medema et al. [56]. For *Cryptosporidium* ble modellparameterne tilpasset den hypergeometriske beta-Poisson-modellen fra studien til Herbert L. Dupont et al. [63] benyttet. Det kan diskuteres om denne modellen egentlig er bedre tilpasset *Cryptosporidium*, ettersom kun ett av tre isolater i denne studien viste seg å være bedre tilpasset beta-Poisson-modellen, fremfor den eksponentielle modellen. På tilsvarende vis som for de andre mikroorganismene, ble denne modellen valgt i henhold til QMRA-verktøyet til SVU [49].

Med hensyn på overnevnte betraktninger, foreligger en gjennomgående usikkerhet i estimatene ved at det ikke er tatt høyde for variasjonen til inputparameterne i modellen. Det er antatt at patogenkonsentrasjonene og renseeffektene foreligger konstant gjennom hele året, ved at dose ble beregnet med verdien for konsentrasjon i rensert vann som en konstant verdi gjennom ett år (365 dager). I realiteten vil dette mest sannsynlig variere. Dette er noe som i større grad kunne ha blitt vist ved en Monte Carlo modell, som tar høyde for variasjon og usikkerhet i modellen. Denne modellen er også vanlig å benytte i QMRA-analyser, nettopp fordi det er mye usikkerhet knyttet til inputparameterne ved en slik analyse [8]. For en komplett analyse burde risikoen på distribusjonsnett blitt tatt med i beregningene, ettersom det kan oppstå forurensning ved innlekkasje av fremmedvann på vei til forbruker [21].

Det vanskelig å fastslå om resultatene modellen er realistisk, da det ikke foreligger et godt estimat på hvor mange som faktisk blir syke av drikkevannet i Norge hvert år. Den høye infeksjonsrisikoen som er estimert, avviker med det som er innrapportert tidligere. Dette er riktignok data som regnes å være svært underestimert, men modellen som er benyttet er også forbeholdt mange antagelser, og tar ikke høyde for usikkerhet ved parameterne. Dersom en slik analyse hadde vært implementert

i system over tid, kunne det gitt verdifull informasjon om utvikling i infeksjonsrisiko. Det avhenger imidlertid av at de innrapporterte dataene er tilstrekkelig kvalitetssikret, og blir sammenstilt på en på en korrekt måte. Det burde også tas hensyn til mer spesifikke verdier, som for eksempel Ct-verdier for desinfeksjon. Dessuten bør det gjennomføres en analyse som tar hensyn til variabler og usikkerheter ved parameterne, for eksempel ved en Monte Carlo modell.

6 Konklusjon

Målet med denne oppgaven var å lage et nasjonalt estimat basert på Kvantitativ Mikrobiell Risikoanalyse (QMRA), og validere gyldigheten av resultatene. Videre skulle egnetheten av QMRA-metoden til et slikt formål evalueres.

Estimatet gir en høy infeksjonsrisiko, sammenlignet med tidligere innrapporterte tilfeller av vannbårne sykdommer, hvor i overkant av 6 % og 7 % av befolkningen ble forventet infisert. Selv om dette er et svært høyt tall i forhold til tidligere innrapportert tilfeller, er det vanskelig å avgjøre om tallene er realistiske. Bakgrunnen for dette, er at innrapporterte tall antas å være underestimert, som følge av at det er vanskelig å avdekke om sykdomstilfeller er direkte knyttet til drikkevann. I tillegg er disse tallene basert på at personer som blir syke, oppsøker helsehjelp, og dermed av alvorlighetsgraden av sykdommen. Det vil være interessant å sammenligne et estimat basert på QMRA med Drikkevannsstudien til Folkehelseinstituttet, når resultatene for denne undersøkelsen foreligger.

Det svenske QMRA-verktøyet er modellert for ett vannforsyningsystem, og ikke store estimater som er gjennomført i denne oppgaven. Dette krevde tilpasning av relevante parametere knyttet til råvannskonsentrasjon og renseseffekter. Eksempelvis ble det tillagt en gjennomsnittlig renseseffekt for vannverk som ikke hadde oppgitt vannbehandling. Mer kompatible datasett, samt mer detaljert data rundt renseseffekt og inntakspunkt, kunne gitt et mer pålitelig resultat. Dessuten vil bruk av statistiske modeller, som Monte Carlo, ta hensyn til usikkerhet og variasjon ved parameterne, og gi et mer pålitelig estimat basert på de tilgjengelige datasettene. På bakgrunn av dette kan QMRA-metoden være egnet, spesielt om det benyttes over tid. Dette vil imidlertid innebære en omfattende modell, som tar hensyn til variasjon og usikkerhet, samt kvalitetssikret data.

Forslag til videre arbeid basert på funnene i denne oppgaven:

- Gjennomføre en egen bestemmelse av patogenkonsentrasjon for grunnvannsforekomster, basert på det svenske QMRA-verktøyet for grunnvann.
- Ta hensyn til variasjon og usikkerhet ved parameterne ved bruk av statistiske modeller, som for eksempel Monte Carlo modellen.
- Evaluere risiko på distribusjonsnett og implementere det i en slik modellen.

Referanser

- [1] Folkehelseinstituttet, “Om drikkevannsstudien.” Fra <https://www.fhi.no/studier/drikkevannsstudien/om-drikkevannsstudien/>. Lastet ned: 05.02.2021.
- [2] H. Ødegaard, S. Østerhus, and E. Melin, *Veiledning i mikrobiell barriere analyse (MBA) – Revidert utgave av Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis*. No. 209-2014, Norsk Vann, 2014.
- [3] W. Hijnen and G. J. Medema, “Elimination of micro-organisms by water treatment processes: a review,” *hdl: 1874/44172# AGGREGATION CHAPTER 4*, pp. 1–138, 2007.
- [4] B. Guzman-Herrador, B. F. de Blasio, V. Lund, E. MacDonald, L. Vold, E. Wahl, and K. Nygård, “Vannbårne utbrudd i norge i perioden 2003–12,” *Tidsskrift for Den norske legeforening*, 2016.
- [5] World Health Organization *et al.*, “Guidelines for drinking-water quality: second addendum. vol. 1, Recommendations,” 2008.
- [6] M. Steinberg, T. M. Lyngstad, C. F. Nordheim, and K. Janàk, *Oppdrag fra Mattilsynet - Rapportering av data for vannforsyningssystemer i Norge for 2019*. Folkehelseinstituttet, 2020.
- [7] H. Ødegaard, O. Lindholm, G. Mosevoll, S. Sægrov, S. Thorolfsson, A. Heistad, and S. Østerhus, *Vann- og avløpsteknikk, b. 2: Norsk vann*, pp. 130–131, 135–143, 161–236, 615–618, 629–630. Norsk Vann, 2014.
- [8] WHO, *Quantitative microbial risk assessment: Application for water safety management*. International series of monographs on physics, World Health Organization (WHO), 2016.
- [9] Chalmers, “Om patogenhalter i råvattnet.” Fra http://wiki.qmra.se/doku.php?id=patogenhalter-ravattnet#om_patogenhalter_i_ravattnet. Lastet ned: 22.04.2021.
- [10] J. Åström, *Patogenhalter i svenska ytvattentäkter för QMRA – statistisk modellering och utvärdering av ett hypotesbaserat angreppssätt*, vol. 322. Svensk Vatten AB, 2018.
- [11] T. Westrell, Y. Andersson, and T. A. Stenström, “Drinking water consumption patterns in Sweden,” *Journal of water and health*, vol. 4, no. 4, pp. 511–522, 2006.
- [12] Lovdata, “Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Drikkevannsforskriften).” Fra <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2016-12-22-1868>. Lastet ned: 25.01.2021.
- [13] Mattilsynet, *Veileder til drikkevannsforskriften*. 2020.

-
- [14] Mattilsynet, “Vannverksregisteret: Inntakspunkt.” From https://www.mattilsynet.no/mat_og_vann/drikkevann/opplysninger_om_vannforsyningssystemer/vannforsyningssystemer_til_lands.36094. Datakilde: Lastet ned 20.04.2021.
- [15] Mattilsynet, “Vannbehandlingsanlegg filtrering.” Datakilde: Tilsendt av Mattilsynet. lastet ned: 09.03.2021.
- [16] Mattilsynet, “Vannverksregisteret: Behandlingsanlegg.” From https://www.mattilsynet.no/mat_og_vann/drikkevann/opplysninger_om_vannforsyningssystemer/vannforsyningssystemer_til_lands.36094. Datakilde: Lastet ned 20.04.2021.
- [17] E. Andersen, *Vannrapport 127: Vannforsyning og helse. Veiledning i drikkevannshygiene*. No. 127, Folkehelseinstituttet, 2016.
- [18] Chalmers, “QMRA-verktyget.” Fra <http://www.chalmers.se/sv/centrum/dricks/qmra/Sidor/default.aspx>. Lastet ned: 26.02.2021.
- [19] Folkehelseinstituttet, “Vannbårne utbrudd - Årsaker og forekomst i Norge.” Fra <https://www.fhi.no/nyheter/2019/vannbarne-utbrudd---arsaker-og-forekomst-i-norge/>. Lastet ned: 27.01.2021.
- [20] Folkehelseinstituttet, “Om stoffer i drikkevann.” Fra <https://www.fhi.no/nettpub/stoffer-i-drikkevann/om-stoffer-i-drikkevann/om-stoffer-i-drikkevann/>. Lastet ned: 04.03.2021.
- [21] Folkehelseinstituttet, “Drikkevann.” Fra <https://www.fhi.no/nettpub/hin/smitte/drikkevann/>. Lastet ned: 21.01.2021.
- [22] Folkehelseinstituttet, “Om meldingssystem for smittsomme sykdommer (MSIS).” Fra <https://www.fhi.no/hn/helseregistre-og-registre/msis/meldesystemet-for-smittsomme-sykdommer/>. Lastet ned: 21.01.2021.
- [23] Folkehelseinstituttet, “Mat- og vannbårne infeksjoner.” Fra <https://www.fhi.no/nettpub/hin/smitte/mat-og-vannbarne-infek/>. Lastet ned: 21.01.2021.
- [24] B. Eikebrokk, H. M. L. Kvitsand, R. K. Tinmannsvik, S. Antonsen, K. O. Gjerstad, S. Bruaset, A. Salte, E. Grøv, and A. L. Aalberg, “Uavhengig gransking av hendelse ved kleppe vannverk 2019,” *SINTEF AS*, 2021.
- [25] K. Nygård, B. Gondrosen, and V. Lund, “Sykdomsutbrudd forårsaket av drikkevann i Norge,” *Tidsskrift for Den norske legeforening*, 2003.
-

-
- [26] Folkehelseinstituttet, “Tularemi (harepest) - veileder for helsepersonell.” Fra <https://www.fhi.no/nettpub/smittevernveilederen/sykdommer-a-a/tularemi---veileder-for-helseperson/>. Lastet ned: 22.04.2021.
- [27] S. N. Leksikon, “virus.” Fra <https://sml.sn1.no/virus>. Lastet ned: 22.04.2021.
- [28] Folkehelseinstituttet, “Om norovirus.” Fra <https://www.fhi.no/nettpub/smittevernveilederen/sykdommer-a-a/norovirusenteritt---veileder-for-he/>. Lastet ned: 22.04.2021.
- [29] Folkehelseinstituttet, “Virus i drikkevann.” Fra <https://www.fhi.no/nettpub/stoffer-i-drikkevann/smittestoffer-i-drikkevann/virus-i-drikkevann/>. Lastet ned: 27.01.2021.
- [30] S. D. Henriksen, K. Bøvre, and K. Høiland, “Bakterier - Store norske leksikon.” Fra <https://sn1.no/bakterier>. Lastet ned: 27.01.2021.
- [31] T. Tønjum, “Protozoer - Store medisinske leksikon.” Fra <https://sml.sn1.no/protozoer>. Lastet ned: 27.01.2021.
- [32] Folkehelseinstituttet, “Protozoer i drikkevann.” Fra <https://www.fhi.no/nettpub/stoffer-i-drikkevann/smittestoffer-i-drikkevann/protozoer-i-drikkevann/>. Lastet ned: 27.01.2021.
- [33] L. Aabakken, “Helminter.” From <https://sml.sn1.no/helminter>. Hentet: 27.01.2021.
- [34] Folkehelseinstituttet, “Hva forteller mikrobiologiske drikkevannsanalyser?.” Fra <https://www.fhi.no/ml/drikkevann/nasjonalt-vannvakt/Hva-forteller-mikrobiologiske-drikkevannsanalyser/>. Lastet ned: 08.02.2021.
- [35] Folkehelseinstituttet, “Vannverksregisteret (vreg).” Fra <https://www.fhi.no/ml/drikkevann/ovrige-artikler/om-vannverksregisteret-vreg/>. Lastet ned: 09.03.2021.
- [36] J. Åström, A. Lindhe, M. Bergvall, L. Rosén, and L.-O. Lång, “Utveckling och tillämpning av ett QMRA-verktyg,” no. 2016-19, 2016.
- [37] V. C. Rao, J. M. Symons, A. Ling, P. Wang, T. G. Metcalf, J. C. Hoff, and J. L. Melnick, “Removal of hepatitis A virus and rotavirus by drinking water treatment,” *Journal-American Water Works Association*, vol. 80, no. 2, pp. 59–67, 1988.
- [38] N. R. Dugan, K. R. Fox, J. H. Owens, and R. J. Miltner, “Controlling *Cryptosporidium* oocysts using conventional treatment,” *Journal-American Water Works Association*, vol. 93, no. 12, pp. 64–76, 2001.
-

-
- [39] L. Hem and T. Thorsen, “Driftserfaringer med membranfiltrering,” *Hamar, Norsk Vann BA*, 2008.
- [40] V. Lund, “Typegodkjenning av UV-anlegg - FHI.” Fra <https://www.fhi.no/ml/drikkevann/ovrige-artikler/typegodkjenning-av-uv-anlegg/#dokumentasjon-for-typegodkjenning-av-uvanlegg>. Lastet ned: 28.04.2021.
- [41] Folkehelseinstituttet, “Drikkevannsstudien - prosjektbeskrivelse.” Fra <https://www.fhi.no/prosjekter/drikkevannsstudien-prosjektbeskrivelse/>. Lastet ned: 26.02.2021.
- [42] T. Aven, “Risiko - Store norske Leksikon (SNL).” Fra <https://snl.no/risiko>. Lastet ned: 29.04.2021.
- [43] L. Fiksdal, H. Ødegaard, and S. W. Østerhus, “Risiko og sårbarhet i vannforsyningen,” *VANN-2-2008*.
- [44] Chalmers, “Orienterande text QMRA-verktyget.” Fra <http://www.chalmers.se/sv/centrum/dricks/qmra/Documents/OrienterandetextQMRA-verktyget.pdf>. Lastet ned: 22.04.2021.
- [45] B. Macier and S. Regli, “Use of microbial risk assessment in setting us drinking water standards,” 1992.
- [46] B. Myrvang and L. Aabakken, “Gastroenteritt.” From <https://sml.snl.no/gastroenteritt>. Hentet: 05.02.2021.
- [47] V. Nilsen, *Quantitative microbial risk assessment for drinking water: dose-response theory and virus filtration dynamics*. PhD thesis, Norwegian University of Life Sciences, 2016.
- [48] C. N. Haas, J. B. Rose, and C. P. Gerba, *Quantitative microbial risk assessment*. John Wiley & Sons, 2014.
- [49] Chalmers, “dos-respons QMRA.” Fra <http://wiki.qmra.se/doku.php?id=dos-respons>. Lastet ned: 29.04.2021.
- [50] M. J. Messner, P. Berger, and S. P. Nappier, “Fractional Poisson—A simple dose-response model for human norovirus,” *Risk Analysis*, vol. 34, no. 10, pp. 1820–1829, 2014.
- [51] QMRAWiki, “Table of Recommended Best-Fit Parameters.” Fra http://qmrawiki.canr.msu.edu/index.php?title=Table_of_Recommended_Best-Fit_Parameters#tab=Bacteria. Lastet ned: 08.05.2021.
-

-
- [52] P. F. Teunis, C. L. Moe, P. Liu, S. E. Miller, L. Lindesmith, R. S. Baric, J. Le Pendu, and R. L. Calderon, “Norwalk virus: how infectious is it?,” *Journal of medical virology*, vol. 80, no. 8, pp. 1468–1476, 2008.
- [53] S. R. Seitz, J. S. Leon, K. J. Schwab, G. M. Lyon, M. Dowd, M. McDaniels, G. Abdulhafid, M. L. Fernandez, L. C. Lindesmith, R. S. Baric, *et al.*, “Norovirus infectivity in humans and persistence in water,” *Applied and environmental microbiology*, vol. 77, no. 19, p. 6884, 2011.
- [54] R. Frenck, D. I. Bernstein, M. Xia, P. Huang, W. Zhong, S. Parker, M. Dickey, M. McNeal, and X. Jiang, “Predicting susceptibility to Norovirus GII. 4 by use of a challenge model involving humans,” *The Journal of infectious diseases*, vol. 206, no. 9, pp. 1386–1393, 2012.
- [55] R. L. Atmar, A. R. Opekun, M. A. Gilger, M. K. Estes, S. E. Crawford, F. H. Neill, S. Ramani, H. Hill, J. Ferreira, and D. Y. Graham, “Determination of the 50 % human infectious dose for Norwalk virus,” *The Journal of infectious diseases*, vol. 209, no. 7, pp. 1016–1022, 2014.
- [56] G. Medema, P. Teunis, A. Havelaar, and C. Haas, “Assessment of the dose-response relationship of *Campylobacter jejuni*,” *International journal of food microbiology*, vol. 30, no. 1-2, pp. 101–111, 1996.
- [57] R. E. Black, M. M. Levine, M. L. Clements, T. P. Hughes, and M. J. Blaser, “Experimental *Campylobacter jejuni* infection in humans,” *Journal of infectious diseases*, vol. 157, no. 3, pp. 472–479, 1988.
- [58] P. Teunis, W. Van den Brandhof, M. Nauta, J. Wagenaar, H. Van den Kerkhof, and W. Van Pelt, “A reconsideration of the *Campylobacter* dose–response relation,” *Epidemiology & Infection*, vol. 133, no. 4, pp. 583–592, 2005.
- [59] P. Teunis, A. Havelaar, *et al.*, “The dose-response relation in human volunteers for gastrointestinal pathogens,” 1996.
- [60] H. L. DuPont, C. L. Chappell, C. R. Sterling, P. C. Okhuysen, J. B. Rose, and W. Jakubowski, “The infectivity of *Cryptosporidium parvum* in healthy volunteers,” *New England Journal of Medicine*, vol. 332, no. 13, pp. 855–859, 1995.
- [61] P. C. Okhuysen, C. L. Chappell, J. H. Crabb, C. R. Sterling, and H. L. DuPont, “Virulence of three distinct *Cryptosporidium parvum* isolates for healthy adults,” *The Journal of infectious diseases*, vol. 180, no. 4, pp. 1275–1281, 1999.
- [62] P. C. Okhuysen, S. M. Rich, C. L. Chappell, K. A. Grimes, G. Widmer, X. Feng, and S. Tzipori, “Infectivity of a *Cryptosporidium parvum* isolate of cervine origin for healthy adults and
-

-
- interferon- γ knockout mice,” *The Journal of infectious diseases*, vol. 185, no. 9, pp. 1320–1325, 2002.
- [63] P. F. Teunis, C. L. Chappell, and P. C. Okhuysen, “*Cryptosporidium* dose response studies: variation between isolates,” *Risk analysis*, vol. 22, no. 1, pp. 175–185, 2002.
- [64] R. C. Rendtorff *et al.*, “The experimental transmission of human intestinal protozoan parasites II. *Giardia lamblia* cysts given in capsules,” *American journal of hygiene*, vol. 59, no. 2, pp. 209–20, 1954.
- [65] P. Teunis, A. Havelaar, *et al.*, “The dose-response relation in human volunteers for gastrointestinal pathogens,” 1996.
- [66] T. Petterson, M. Forss, J. Åström, B.-M. Pott, and H. Almqvist, “Vidareutveckling av QMRA-verktyget–fas,”
- [67] S. R. Petterson, T. A. Stenström, and J. Ottoson, “A theoretical approach to using faecal indicator data to model Norovirus concentration in surface water for QMRA: Glomma river, norway,” *Water research*, vol. 91, pp. 31–37, 2016.
- [68] Mattilsynet, “Vannverksregisteret: Analyser av råvann.” From https://www.mattilsynet.no/mat_og_vann/drikkevann/opplysninger_om_vannforsyningssystemer/vannforsyningssystemer_til_lands.36094. Datakilde: Lastet ned 20.04.2021.
- [69] Mattilsynet bearbejdet av FHI, “Vannverksoversikt,” Datakilde: Lastet ned 20.04.2021.



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway