

SKYBRUDSVAND I PARKER, RISIKOVURDERING FOR SMITTE



FOTO: LOUISE RISØ

SKYBRUDSVAND I PARKER, RISIKOVURDERING FOR SMITTE

DATO: 24. juni 2021

Projekt ID:

63.2019

Udgiver:

HOFOR

Udarbejdet af:

DHI A/S og HOFOR A/S

Finansiering:

VUDP, Vandsektorens Udviklings- og Demonstrationsprogram

Samarbejdspartnere:

Ansøger:

HOFOR A/S, Jes Clauson-Kaas (projektleder)

Partnere:

Novafos, Sonia Sørensen

VandCenter Syd A/S, Uffe Linneberg Gangelhof

Aalborg Kloak A/S, Dorte Røndbjerg

Københavns Kommune, Morten Ejsing Jørgensen

DTU Fødevarerinstitutionen, Lisbeth Truelstrup Hansen

DTU Center for Diagnostik, Heidi Huus Petersen

Underleverandør:

DHI A/S, Claus Jørgensen og Nina Donna Sto. Domingo

Følgegruppe:

Gladsaxe Kommune: Kathrine Stefansen

Odense Kommune: Christopher Mammen Rau

Aalborg Kommune: Jens Bøgh Vinther

Styrelsen for Patientsikkerhed: Christina Jönsson

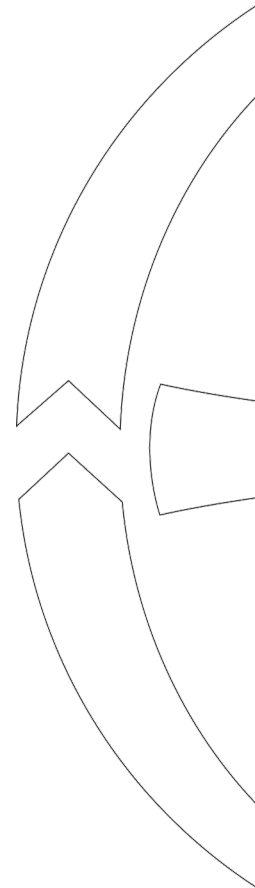
Statens Serum Institut: Steen Ethelberg

Kategori (Spildevand, drikkevand eller klimatilpasning):

Spildevand og klimatilpasning

Indholdsfortegnelse

| | | |
|---|--|-----------|
| 1 | Sammenfatning | 3 |
| 2 | English summary | 5 |
| 3 | Introduktion | 7 |
| 4 | Projektets betydning for vandbranchen | 8 |
| 4.1 | Marked og/eller anvendelsesmuligheder | 8 |
| 4.2 | Næste skridt | 8 |
| 4.3 | Formidlingsplan | 8 |
| 5 | Projektet | 9 |
| 5.1 | Formål | 9 |
| 5.2 | Output | 9 |
| 5.3 | Projektresultater | 9 |
| 5.4 | DSS – Dokumenteret SpildevandsSikkerhed | 39 |
| 5.5 | Konklusion | 44 |
| 6 | Litteraturliste | 45 |
| Bilag A – Baggrund for Risikovurdering | | 50 |



1 Sammenfatning

Projektets formål har været at udvikle et værktøj til understøttelse af vandselskabernes arbejde med dokumenteret spildevandssikkerhed (DSS).

Projektet har bestået af fire hoveddele:

- Bestemmelse af baggrundskoncentrationer af patogener i parker.
- Hydraulisk modellering af spildevandspåvirkningen i parker.
- Feltforsøg til bestemmelse af patogenafsætning fra spildevand til græs og hænder.
- Estimering af sandsynligheden for maveinfektion vha. kvantitativ mikrobiel risikovurdering (QMRA).

Arbejdet har resulteret i en vejledning, som vandselskaberne kan anvende til DSS. Se afsnit 5.4.

Undersøgelsen af baggrundskoncentrationerne i parkerne viste overraskende høje forekomster af fækale indikatorer, men der blev ikke fundet *Campylobacter*, som er den sygdomsfremkaldende mikroorganisme, der bærer den størst sygdomsrisiko. I de modelområder, hvor vi har fundet de laveste sygdomsrisici (baseret på vores fund af patogener ved prøvetagning uden skybrud), kan det ikke udelukkes, at baggrundsforekomsten af patogener er væsentlig i forhold til en oversvømmelse. Derimod synes baggrundsforekomsten ikke at være væsentlig i de modelområder, hvor der er fundet højere sygdomsrisiko efter en oversvømmelse.

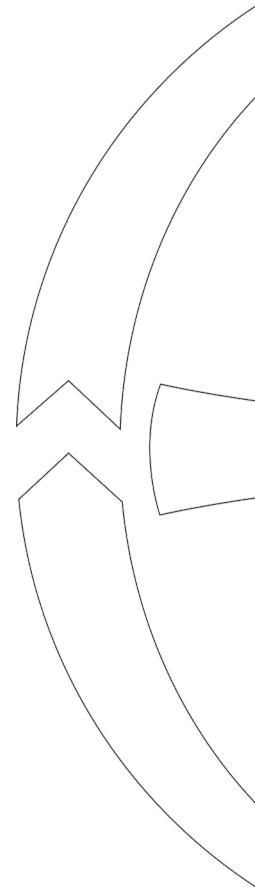
Der er blevet gennemført modellering af spredningen af spildevand i fem modelområder: Fælledparken og Fredens Park i København, Kagsåparken Nord og Syd (Gladsaxe) og Åparken i Aalborg i et samarbejde imellem DHI og vandselskaberne. Modellerne er kørt som fremtidige 5-års til 100-års regn. Modellerne er brugt til at kvantificere spildevandspåvirkningen i modelområderne.

For at fastlægge hvor mange sygdomsfremkaldende mikroorganismer, der kan genfindes i græsset efter en oversvømmelse, er der blevet gennemført feltforsøg. I Feltforsøget er det endvidere undersøgt, hvor stor dosis man potentielt kan få ved hånd til mund kontakt. Disse resultater er anvendt til den kvantitative mikrobiologiske risikovurdering. Resultaterne har forbedret grundlaget for risikovurderingen.

Dosis-respons relationerne (D/R) for de vurderede sygdomsfremkaldende mikroorganismer blevet opdateret med den nyeste litteratur. Det har resulteret i, at der er gennemført to vurderinger, en med høj D/R og en med lav D/R for både *Campylobacter* og norovirus, for at dække den videnskæssige usikkerhed.

Der er stadig mange både tilfældige og systematiske usikkerheder i vurderingerne. Der er gennemført en detaljeret analyse af disse for at give beslutningstageren yderligere informationer.

Risikovurderingen viser, at der er store forskelle imellem de modellerede parker. Det er typisk regnhændelser med lange gentagelsesperioder, der giver størst risiko, men dette gælder ikke i alle tilfælde. Estimerede middeldosiser for sygdom ligger imellem 0,02% og 22% afhængig af hvilken park, der er tale om, og hvilken D/R, der er anvendt.



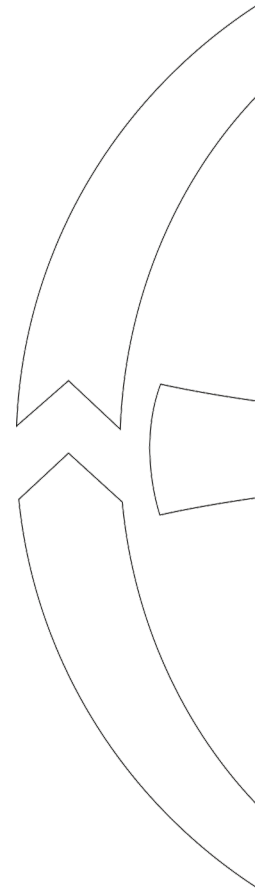
Der er udarbejdet en vejledning til DSS, som vandselskaberne kan anvende. Det kritiske punkt i DSS-arbejdet er at vurdere, om den estimerede risiko er acceptabel eller uacceptabel. Der bør, inden en risikovurdering gennemføres, i samarbejde imellem vandselskaber og myndigheder tages stilling til, hvor stor den acceptable risiko er og hvilket risikoestimat, f.eks. middelfrisiko eller 95-percentil, der skal anvendes. I denne rapport har vi som et eksempel sammenlignet med sygdomsrisikoen ved badning (3%) som det acceptable risikoniveau, og sammenlignet med middelfrisikoestimatet. For to af parkerne var den højeste sygdomsrisiko højere end 3%.

I de parker hvor risikoen er høj, bør der tages stilling til hvordan risikoen kan reduceres.

Det kan gøres ved at prioritere afkobling af spildevandet i oplandet til parkerne.

En anden mulighed er at reducere eksponeringen ved at hindre adgangen til området i tilstrækkelig lang tid.

De sygdomsfremkaldende mikroorganismer henfalder. Når dette henfald medregnes, vil alle de undersøgte parker overholde den acceptable badevandsrisiko efter 7 dage. Denne tid kan eventuelt forkortes ved kalkbehandling og ved løbende kontrol af græssets hygiejniske status for at vurdere den aktuelle risiko.



2 English summary

The aim of this project has been to develop a tool to support the water utilities' work on Sanitary Safety Planning (SSP).

The project has consisted of four main parts:

- Determination of background concentrations of pathogens in parks.
- Hydraulic modelling of the impact of wastewater in parks.
- Field trials to determine pathogen sedimentation from sewage to grass and hands.
- Estimating the likelihood of stomach infection using quantitative microbial risk assessment (QMRA).

The work has resulted in a guide that water companies can apply to SSP. See section 5.4.

The study of background concentrations in the parks showed surprisingly high occurrence of faecal indicators, but *Campylobacter* which carries the main health risk was not found. In those model areas where we have found the lowest disease risks (based on our findings of pathogens when sampling without cloudbursts), it cannot be excluded that the background presence of pathogens is significant in relation to a flood. On the other hand, background prevention does not appear to be significant in those model areas where higher disease risk has been identified after a flood.

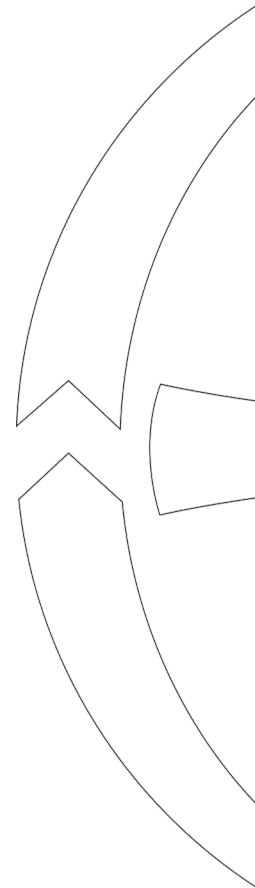
Modelling of the spread of wastewater has been carried out in five model areas: Fælledparken and Fredens Park in Copenhagen, Kagsåparken North and South (Gladsaxe) and Åparken in Aalborg. The modelling was carried out in collaboration between DHI and the water companies. The models have been run as future 5-year to 100-year rains. The models are used to quantify the impact of wastewater in the model areas.

In order to determine how many pathogenic microorganisms can be recovered in the grass after a flood, field trials have been carried out. The field trials also examined the potential dose of pathogens receive by hand-to-mouth contact. These results have been used for the quantitative microbiological risk assessment. The results have improved the basis for the risk assessment.

The dose-response relationships (D/R) for the assessed pathogens have been updated with the latest literature. As a result, two assessments have been carried out, one with high D/R and one with low D/R for both *Campylobacter* and norovirus, to cover the scientific uncertainty.

There are still many both random and systematic uncertainties in the assessments. A detailed analysis of these has been carried out to provide the decision maker with further information.

The risk assessment shows that there are large differences between the modelled parks. It is typically rain events with long repetition periods that are most at risk, but this does not apply in all cases. Estimated mean risks of disease range between 0.02% and 22% depending on the park and the D/R used.



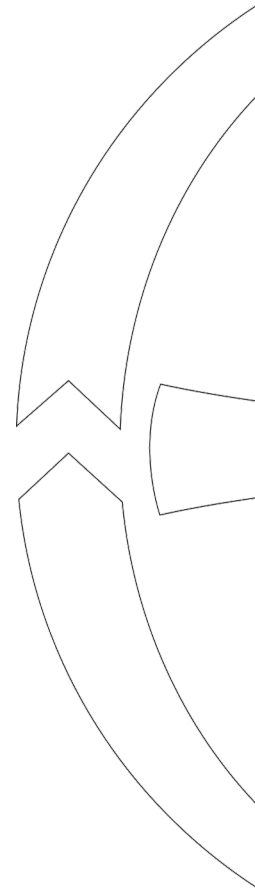
A guide to DSS has been prepared for water utilities to use. The critical point of the SSP work is to assess whether the estimated risk is acceptable or unacceptable. Before carrying out a risk assessment, the level of acceptable risk and the risk estimate to be used should be determined in cooperation between water companies and authorities. In this report, we have as an example compared to the risk of illness during bathing (approx. 3%) as the acceptable level of risk and compared to the medium risk estimate. For two of the parks, the highest disease risk was higher than 3%.

In those parks where the risk is high, consideration should be given to how the risk can be reduced.

This can be done by prioritizing decoupling wastewater in the catchment area to the parks.

Another option is to reduce exposure by preventing access to the area for a sufficient period of time.

The pathogenic microorganisms decay. When this decay is considered, all parks will comply with the acceptable after 7 days. This time can be shortened by lime treatment and by daily control of the hygienic status of the grass, to assess the risk.



3 Introduktion

Kommunernes skybrudsprogrammer indeholder projekter, hvor skybrudsvand føres til byens parker og grønne områder med offentlig adgang. Der er væsentlige besparelser ved at udnytte åbne grønne områder i stedet for at anlægge underjordiske bassiner.

I fælleskloakerede områder vil skybrudsvandet efterfølgende forøge risikoen for, at parkgæster bliver syge ved kontakt med græs efter deponering af spildevand på området.

Projektets formål har for været at estimere skybrudsvandets bidrag til risikoen for maveinfektioner i fremtidige grønne områder, der skal tjene som midlertidig opbevaring af skybrudsvand.

Hvis den estimerede risiko er uacceptabel, kan en planlagt skybrudsløsning ændres, så risikoen bliver acceptabel, eller en eksisterende skybrudsløsning kan suppleres med tiltag, der reducerer risikoen.

I 2016 udførte DHI, Københavns Kommune og HOFOR et indledende projekt, der viste, at en kombination af feltforsøg og hydraulisk modellering med succes kan anvendes til at estimere sygdomsrisikoen for babyer, der kravler på græsset efter en oversvømmelse. Det indledende projekt indeholdt dog ikke en vurdering af baggrundsrisikoen, og datagrundlaget for de vigtigste patogener var for usikkert. På baggrund af konsultationer med Statens Serum Instituts Afdeling for Infektionsepidemiologi og Forebyggelse, er det valgt at fokusere på de mest relevante patogener (sygdomsfremkaldende mikroorganismer) med relation til spildevand i DK: *Campylobacter*, *Cryptosporidium*, *Giardia* og human norovirus i tilføjelse til de sædvanlige indikatorbakterier *Escherichia coli* og enterokokker.

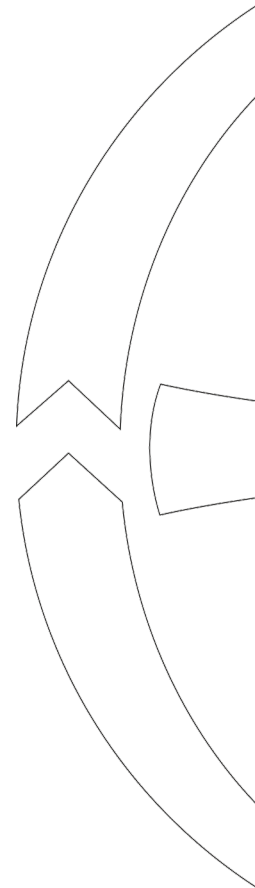
Vi har defineret "En baby kravler på græsset efter oversvømmelse" i 30 minutter (min) som eksponeringsscenario.

Projektet består af fire hoveddele:

- Bestemmelse af baggrundskoncentrationer af patogener i parker.
- Hydraulisk modellering af spildevandspåvirkningen i parker.
- Feltforsøg til bestemmelse af patogenafsætning fra spildevand til græs og hænder.
- Estimering af sandsynligheden for maveinfektion vha. kvantitativ mikrobiologisk risikovurdering (QMRA).

Projektet har været ledet af Jes Clauson-Kaas, HOFOR A/S. Den hydrauliske modellering er udført af vandselskaberne med støtte fra Nina Donna Sto. Domingo, DHI A/S. Feltundersøgelser og risikovurdering er udført af Claus Jørgensen, DHI A/S. Rapporten er skrevet af Claus Jørgensen, Nina Donna Sto. Domingo og Jes Clauson-Kaas og er blevet gennemlæst af:

- Novafos, Sonia Sørensen
- Københavns Kommune, Morten Ejsing Jørgensen
- DTU Fødevareinstituttet, Lisbeth Truelstrup Hansen
- DTU Center for Diagnostik, Heidi Huus Petersen
- Statens Serum Institut, Steen Ethelberg
- Aalborg Kloak A/S, Dorte Røndbjerg



4 Projektets betydning for vandbranchen

Det er hensigten, at projektet leverer et værktøj til vandselskabernes arbejde med Dokumenteret SpildevandsSikkerhed (DSS) i forbindelse med skybrudssikring. Værktøjet skal gøre det muligt for vandselskaberne at estimere skybrudsvands bidrag til risikoen for maveinfektioner ved ophold i grønne områder efter oversvømmelser.

4.1 Marked og/eller anvendelsesmuligheder

Mange vandselskaber har beskrevet Dokumenteret SpildevandsSikkerhed (DSS) i forbindelse med deres kvalitetsstyringssystem og har brug for værktøjer til at gennemføre DSS.

Alle vandselskaber, der udarbejder skybrudsplaner på baggrund af hydraulisk modellering, og som inkluderer grønne områder til midlertidig opbevaring af oversvømmelsesvand, vil kunne anvende det udviklede værktøj.

4.2 Næste skridt

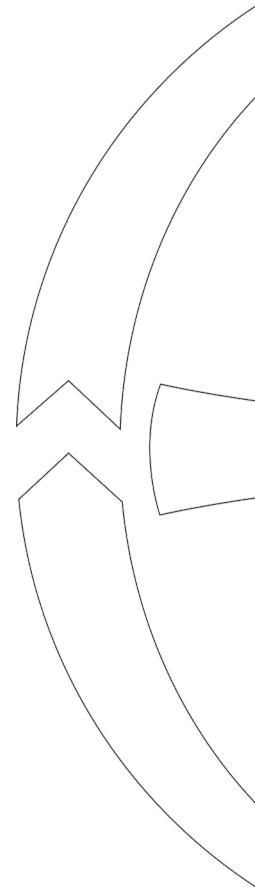
Anvendelse af værktøjet kræver, at kendskabet til det udbredes til vandselskaberne, og at det demonstreres i praksis. Der vil som en del af formidlingen af projektets resultater blive udbudt et webinar.

4.3 Formidlingsplan

Artikel i danskVAND inden udbydelse af webinar

Presentation på IWA IWA World Water Congress & Exhibition, September 2022 i København

Presentation på Dansk Vandkonference november 2021



5 Projektet

5.1 Formål

Formålet med projektet har været at levere et værktøj til vandselskabernes arbejde med Dokumenteret Spildevandssikkerhed (DSS) i forbindelse med skybrudssikring. Værktøjet skulle gøre det muligt for vandselskaberne at estimere skybrudsvands bidrag til risikoen for maveinfektioner ved ophold i grønne områder efter oversvømmelser. Vandselskaberne skal kunne ændre skybrudsplaner, hvis sygdomsrisikoen vurderes for stor, og implementere risikoreduktion i eksisterende og fremtidige anlæg, f.eks. ved afspærring eller skiltning med advarsler efter skybrud.

Projektet har bestået af fire hoveddele:

- Bestemmelse af baggrundskoncentrationer af patogener i parker.
- Hydraulisk modellering af spildevandspåvirkningen i parker.
- Feltforsøg til bestemmelse af patogenafsætning fra spildevand til græs og hænder.
- Estimering af sandsynligheden for maveinfektion vha. kvantitativ mikrobiologisk risikovurdering (QMRA).

5.2 Output

Opdateret viden om sygdomsfremkaldende mikroorganismers egenskaber til anvendelse i risikomodellen.

Der er bestemt baggrundskoncentration af indikatorbakterier og *Campylobacter* i parker.

Der er udført modellering af spredningen af spildevand under oversvømmelse af fire udvalgte parker.

Der er udført risikovurdering og risikoevaluering af de fire udvalgte parker.

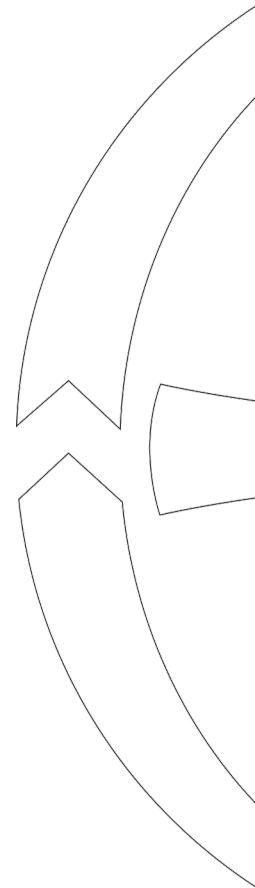
Der er udarbejdet en vejledning til DSS som kan anvendes af forsyningselskaberne.

5.3 Projektresultater

5.3.1 Baggrundsundersøgelse

Prøvetagning: Prøver er udtaget på to eller tre steder på hver lokalitet. Lokalteterne er vist i kort på Figur 5-6 til Figur 5-8.

Prøvetagningslokaliteterne er vist i Figur 5-1 til Figur 5-4. Lokalteterne er udvalgt i samarbejde med forsyningerne og kommunerne og er alle sammen lokaliteter, hvor det i fremtiden forventes, at der vil forekomme oversvømmelser i forbindelse med skybrud. Lokaltete-



terne er alle befærdede og anvendes typisk til cykling, motion, rekreation og hundeluftning. Scenariet i Aalborg er dog ikke tænkt som del af en skybrudsplan, men området kan blive påvirket af spildevand, indtil oplandet er blevet separatkloakeret.

For hver lokalitet er græsset ekstraheret for hver prøve og ekstraktet blandet til en prøve og analyseret for Coliforme, *E. coli*, enterokokker (IDEXX, MPN) og *Campylobacter* (ISO 17995, MPN). Håndprøver er samlet til 1 prøve og analyseret.



Figur 5-1: Prøvetagningslokaliteter i Aalborg, 21. juli 2020. Tre prøver udtaget langs Østeråen. Cykelsti, motion og typisk hundeluftested. (N57°02.135' E009°55.237'; N57°02.081' E009°55.268'; N57°02.024' E009°55.305').



Figur 5-2: Prøvetagningslokaliteter i Fredens Park, KBH 22. juli 2020. To prøver udtaget. En i parken og en på legepladsen. Typisk hundelufttested, som det fremgår af de frodige grønne pletter. (N55°41.565' E012°34.128' ; N55°41.597' E012°34.085')



Figur 5-3: Prøvetagningslokaliteter i Fælledparken, KBH 22. juli 2020. To prøver udtaget i parkens sydlige hjørne. Sport, hundeluftning, motion og rekreation . (N55°41.869' E012°34.224' ; N55°41.889' E012°34.275')



Figur 5-4: Prøvetagningslokaliteter ved Kagså Nord, Gladsaxe 22. juli 2020. To prøver udtaget. En langs med cykelstien og åen, og en i det åbne areal op mod motorvejen. Cykling, motion og hundeluftning . (N55°43.391' E012°27.245' ; N55°43.386' E012°27.082')

Tabel 5-1 viser resultaterne af undersøgelsen af baggrundskoncentration af *E. coli*, enterokokker og coliforme bakterier i græsset i de fire modelområder. Tabellen viser også overførslen af de samme organismer til hånd, som blev presset ned i græsset. For at gøre resultaterne sammenlignelige er koncentrationen for begge angivet som MPN/cm². MPN er forkortelse af Most Probable Number, som er sammenligneligt med kimalt.

Der blev ikke påvist tilstedeværelse af *Campylobacter* (Detektionsgrænse ca. 0,01 CFU/cm² græs eller hånd).

Tabel 5-1: Baggrundskoncentration af *E. coli*, enterokokker og coliforme bakterier i græsset i de fire modelområder. Koncentrationen er angivet som MPN/cm² høstet græs. Tabellen viser også overførslen af de samme organismer til en hånd, som blev presset ned i græsset. Koncentrationen er her ligeledes angivet som MPN/cm² hånd. MPN er forkortelse af Most Probable Number. MPN er sammenlignelig med kimtal. Desuden er det angivet, hvor stor en andel (%) af bakterier, der kan findes på hænder sammenlignet med græsset.

| Lokalitet | Koncentration i græs (MPN/cm ²) | | | Koncentration på hænder (MPN/cm ²) | | | Andel overført fra græs (%) | | |
|------------------|---|-----------|--------------|--|-----------|--------------|-----------------------------|-----------|--------------|
| | <i>E. coli</i> | Coliforme | Enterokokker | <i>E. coli</i> | Coliforme | Enterokokker | <i>E. coli</i> | Coliforme | Enterokokker |
| Aalborg, Åparken | 113 | 113 | 225 | 2,0 | >14 | >14 | 1,7% | > 13% | > 6,4% |
| Kagså Nord | 0,5 | >1254 | 168 | < 0,006 | >14 | 0,26 | < 1,2% | ? | 0,15% |
| Fælledparken | > 1592 | > 1592 | > 1592 | 0,21 | 14 | 0,54 | ≤ 0,03% | 0,9% | ≤ 0,03% |
| Fredens Park | 56 | > 1254 | 318 | < 0,006 | 2,6 | 0,52 | < 0,01% | ≤ 0,2% | 0,16% |

Tabel 5-2: Modelleret middelkoncentration af *E. coli* i græsset i de 4 modelområder efter oversvømmelse. T er gentagelsesperioden for regnhændelsen.

| Lokalitet | Modelleret middelkoncentration af <i>E. coli</i> (cm ⁻²) |
|---------------------|--|
| Åparken, T=5 | 3444 |
| Kagså Nord, T=50 | 16 |
| Fælledparken, T=100 | 18 |
| Fredens Park, T=100 | 3.176 |

Undersøgelsen viser en overraskende tilstedeværelse af *E. coli*, enterokokker og coliforme bakterier i græsset i alle de fire modelområder. Koncentrationen varierede imellem lokaliteterne. For *E. coli* og enterokokker blev de højeste koncentrationer fundet i Fælledparken og de laveste ved Kagså Nord. Den højeste overførsel til hånd blev fundet i Aalborg, mens den var lav, 1% eller derunder, på de øvrige lokaliteter.

Til sammenligning viser Tabel 5-2 den modellerede koncentration af *E. coli* efter oversvømmelse. De modellerede koncentrationer er højere end der er fundet i parkerne med undtagelse af Fælledparken, hvor den fundne koncentration er væsentlig højere end den modellerede.

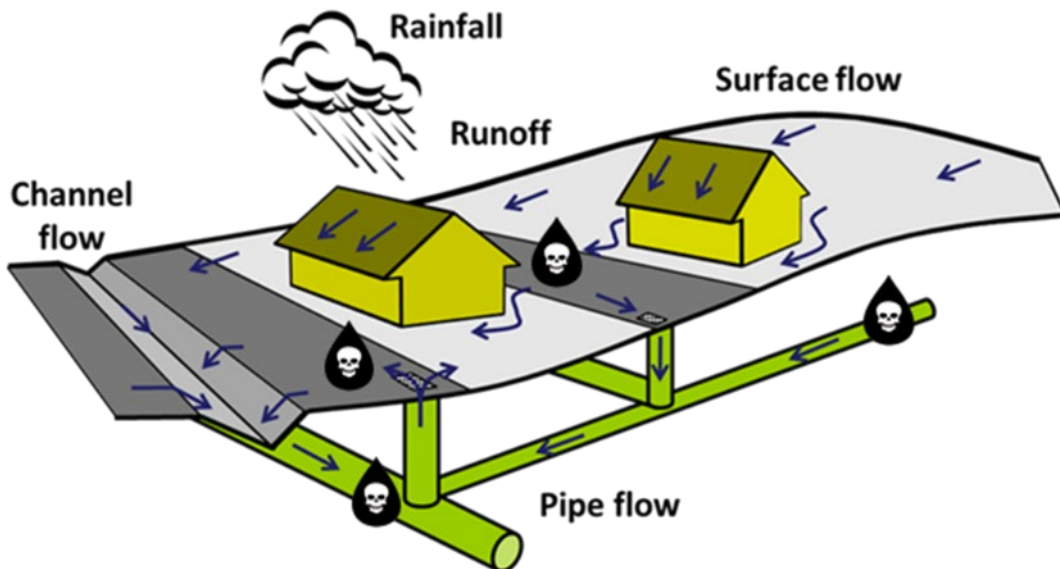
Den sundhedsmæssige risiko af tilstedeværelse af *E. coli* og enterokokker er svær at vurdere. *E. coli* og enterokokker forekommer hovedsageligt i tarmen hos varmblodede dyr, f.eks. mennesker, hunde og fugle. Begge vokser ikke eller kun sjældent uden for tarmen, men henfalder derimod bl.a. pga. mangel på "føde", ugunstig temperatur, fugtighed og pga. påvirkning fra UV-lys. *E. coli* og enterokokker anvendes derfor som indikatorer for nylig fækal forurening og dermed indikator for en forhøjet risiko for tilstedeværelse af sygdomsfremkaldende mikroorganismer. Hvis den fækale kilde er mennesker, er risikoen større, end hvis kilden er dyr. Coliforme bakterier er bakterier, der ligner *E. coli*. Mange coliforme kan overleve og vokse i naturen og er derfor ikke anvendelig som indikator for fækal forurening, men indeholder patogene bakterier. *E. coli* er også en coliform bakterie. Vi fandt, at både *E. coli* og enterokokker kan overføres til hænderne og dermed potentielt videre til munden. Det kan derfor ikke udelukkes, at der er risiko.

Det vil kræve en mere tilbundsående undersøgelse af præcist, hvilke patogener, om nogen, der findes i græsset for at kunne udføre en mere konkret vurdering. Dog har vi ikke kunnet finde *Campylobacter*, som vi på forhånd har vurderet, udgør den største sygdomsrisiko i forbindelse med spildevandspåvirkning. Se i øvrigt Bilag A vedrørende overlevelse af *Campylobacter*.

Hvis man som worst case antager, at de fundne *E. coli* stammer fra nylig fækal forurening, kan man sammenligne med de modellerede *E. coli* koncentrationer og få en fornemmelse af, hvad baggrundskoncentrationen i værste fald kan betyde. Baggrundsværdierne i Åparken, Kagså Nord og i Fredens Park er væsentlig lavere end de modellerede, og det må antages, at baggrunden er uvæsentlig set i forhold til en oversvømmelse. Derimod ser det ud til, at baggrunden i Fælledparken kan være væsentlig set i forhold til en oversvømmelse.

5.3.2 Modellering

Der er udført hydrodynamisk modellering og transport modellering til at estimere højden af spildevand på overfladerne ved oversvømmelseshændelser i projektområderne. Spildevandshøjden er koncentration af spildevand i oversvømmelsesvandet (m^3/m^3) gange dybden af oversvømmelsesvand, svarende til hvor meget ufortyndet spildevand, målt i m, der estimeres af forekomme på et givent sted. Modellerne simulerer flow og transport af spildevand igennem kloakker og på overfladen (Se Figur 5-5) og beregner koncentrationen af spildevand og oversvømmelsesvand i begge systemer.

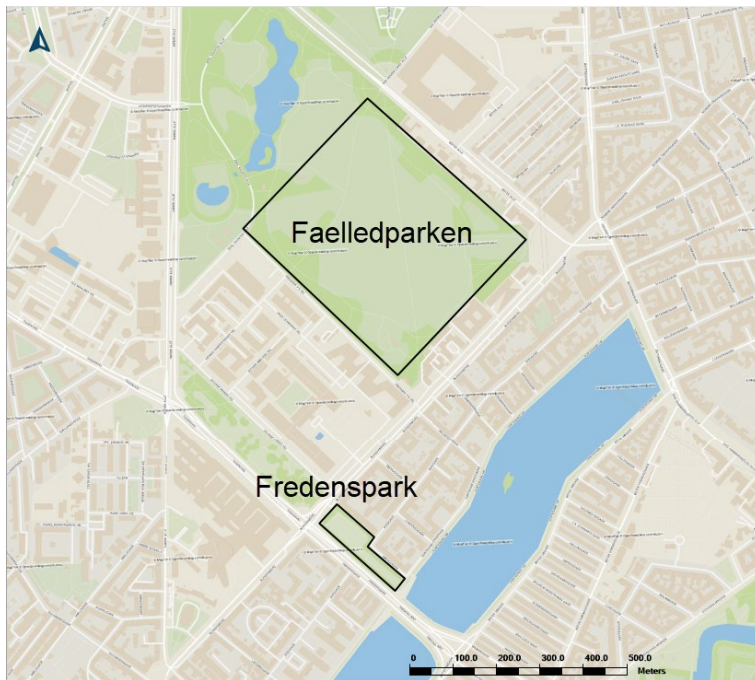


Figur 5-5: Illustration af komponenter processer som modelleres ved den koblede 1D-2D hydrodynamisk/transport modellering, som er anvendt i projektet.

Den hydrauliske modellering fokuserede på oversvømmelser, som skyldes overløb af kloaker i fælleskloakerede områder.

Følgende områder er modelleret:

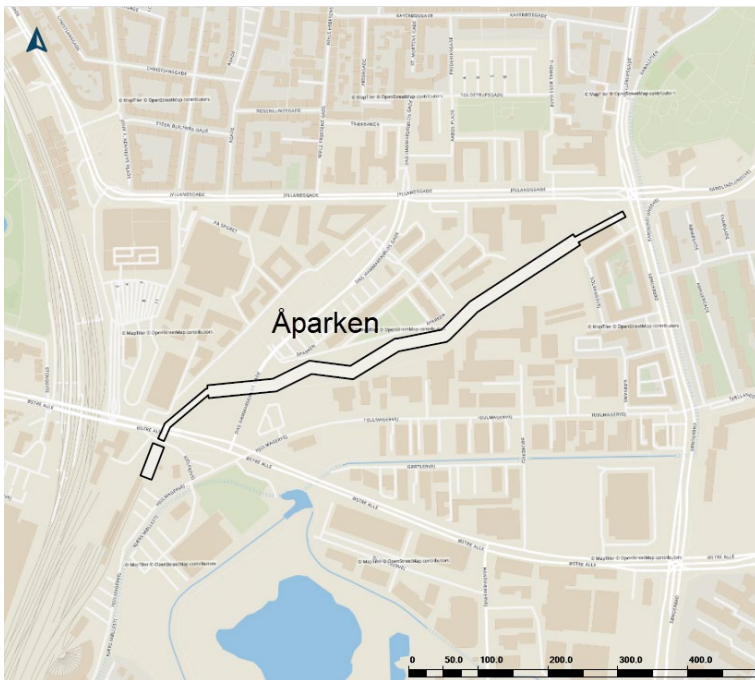
1. Fredens Park og Fælledparken (København, Figur 5-6)
2. Kagsåparken Nord og Syd (Gladsaxe, Figur 5-7)
3. Åparken (Aalborg, Figur 5-8)



Figur 5-6: Fredens Park og Fælledparken i København, HOFOR.



Figur 5-7: Kagsåparken i Gladsaxe, Novafos. Området er modelmæssigt opdelt i en nordlig og en sydlig del.

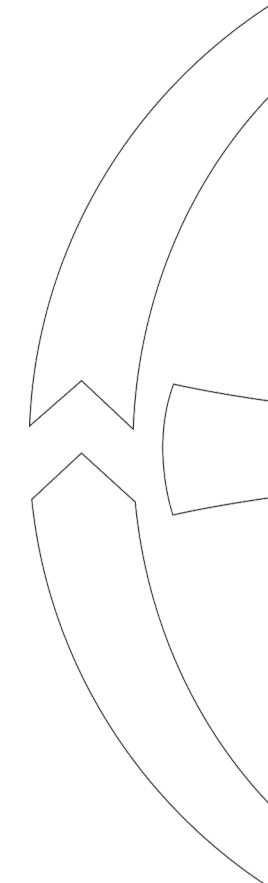


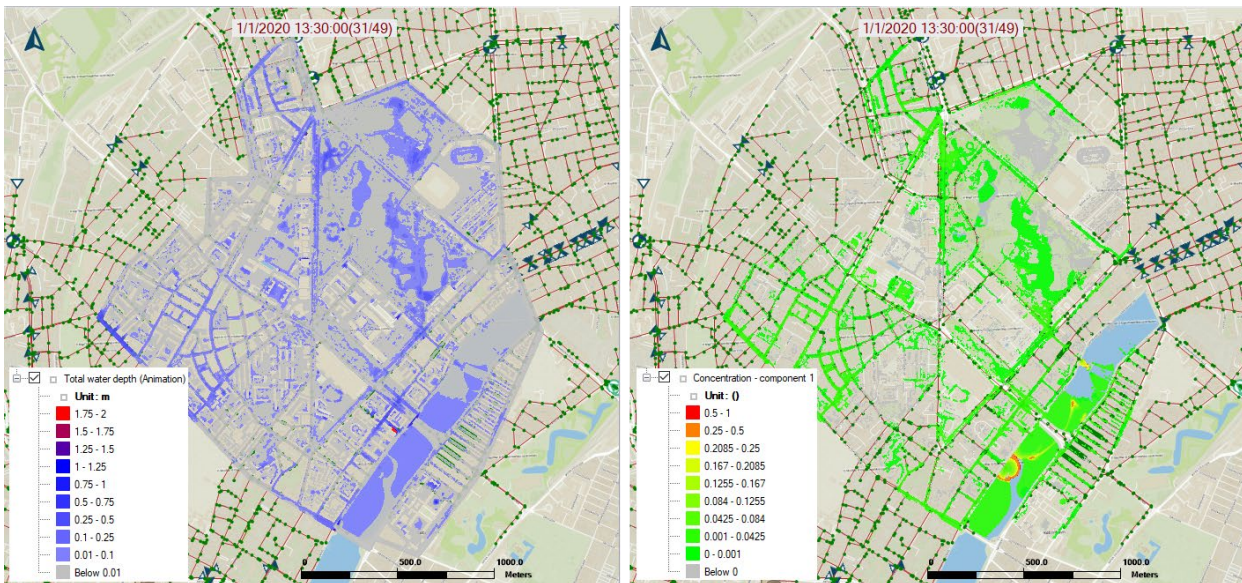
Figur 5-8: Planlagt udbredelse af Åparken i Aalborg, Aalborg Kloak.

Der er blevet brugt to modelløsninger afhængigt af de tilgængelige modeller og tilgængelighed af data:

1. Der blev anvendt koblede 1D-2D MIKE FLOOD-modeller, der forbinder 1D MIKE URBAN rørmodeller og 2D MIKE 21/MIKE 21 FM-overflade flowmodeller med AD (Advection-Dispersion) beregninger til projekterne i Fredens Park, Fælledparken og Kagsåparken.

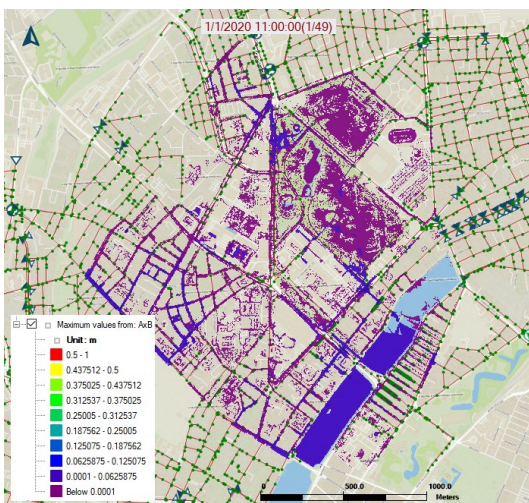
Modellen beregner den geografiske og tidslige variation af vanddybde og af andelen af spildevand. Et eksempel ses i Figur 5-9:





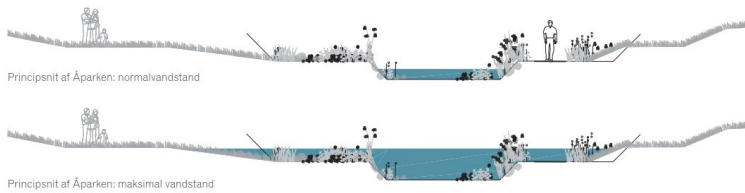
Figur 5-9 Eksempel på dybdefordeling (venstre) og spildevandsfraktion (højre) fra en 1D-2D flood-model.

Den geografiske og tidlige variation af værdier af spildevandsdybden (enhed: m) blev beregnet ved multiplikation af vanddybde og andelen af spildevand for hvert tidskridt. Den maksimale spildevandsdybde over simuleringsperioden blev anvendt som input til den kvantitative mikrobielle risikovurdering. Se Figur 5-10.



Figur 5-10 Eksempel på maksimal spildevandsdybde som er fremkommet ved multiplikation af vanddybde og andel af spildevand. Resultatet er anvendt som input til den kvantitative mikrobielle risikovurdering (QMRA).

2. Der blev anvendt en 1D MIKE URBAN model med AD (Advection-Dispersion) i Aalborg (Åparken). Tidvariable vanddybder og spildevandsfraktioner blev beregnet fra 1D modellen under antagelse af, at oversvømmelse vil forekomme, når vanddybden overstiger niveauet for parken. Se Figur 5-11.



Figur 5-11 Projekteret tværsnit af Åparken. I nederste tværsnit er vandstanden over parkens niveau og medfører oversvømmelse.

Modelscenarierne fremgår af Tabel 5-3.

| Fredens Park og Fælledparken | Gentagelsesperiode (år) | Klimafaktor |
|------------------------------|-------------------------|-------------|
| 1 | 5 | 1.25 |
| 2 | 10 | 1.3 |
| 3 | 50 | 1.35 |
| 4 | 100 | 1.4 |
| Kagsåparken | | |
| 1 | 5 | 1.24 |
| 2 | 10 | 1.3 |
| 3 | 20 | 1.31 |
| 4 | 50 | 1.34 |
| 5 | 100 | 1.4 |
| Åparken | | |
| 1 | 5 | 1.25 |
| 2 | 10 | 1,25 |
| 3 | 50 | 1.25 |

Tabel 5-3 Fremtidige design (CDS) regnscenarier som er anvendt ved modelleringen.

5.3.3 Feltforsøg

Der har været opstillet et forsøg til at simulere oversvømmelse af en græsplæne med spildevandsblandet vand.

Opstillingen er konstrueret af 115 cm x 95 cm dobbelte pallerammer med bund. Pallerammerne er foret med 2 lag armeret presenning. Mellem de to lag presenning var der placeret 2 cm lister til at give afstand mellem de to lag. Den øverste presenning var perforeret. Rullegræs af 2 cm tykkelse blev skåret til og lagt oven på presenningen. 100 l drikkevand blandet med 10 l spildevand blev hældt ud over græsset og dannede en ca. 10 cm "oversvømmelse". Efter cirka 2 timer blev vandet afledt ved gravitation ved hjælp af en slange, som blev placeret mellem de to presenninger. Den sidste del af vandet blev drænet ved at hæve pallerammen en anelse i den ene ende. Efter dræningen blev den øverste af rammerne fjernet og presenningen skåret af for at undgå skyggevirksomhed.

Der blev opstillet tre pallerammer med græs. To blev oversvømmet med spildevand og en med drikkevand og placeret i solen. Figur 5-12.

Inden oversvømmelsen blev der tilsat kulturer af *Campylobacter*, musenorovirus (leveret af DTU-Food), *Giardia* cyster og *Cryptosporidium* oocyster (Leveret af DTU - Center for Diagnostik).

Der blev udtaget prøver af græsset umiddelbart efter oversvømmelsen og efter en og to uger. Endvidere blev der taget håndprøver umiddelbart efter oversvømmelsen og efter en

og to uger. Håndprøverne bestod i at presse hånden ned i græsset, vaske bakterier og virus af hænderne i en buffer, og analysere koncentrationen i bufferen.

E. coli, enterokokker og *Campylobacter* blev analyseret af DHI. *Giardia* cyster og *Cryptosporidium* oocyster blev analyseret af DTU CFD og musenorovirus vha. PCR af DTU-FOOD.

Forsøget er en gentagelse af et lignende forsøg udført i 2016 med fem paller, hvoraf to var i sol, to i skygge og en kontrol uden spildevand.



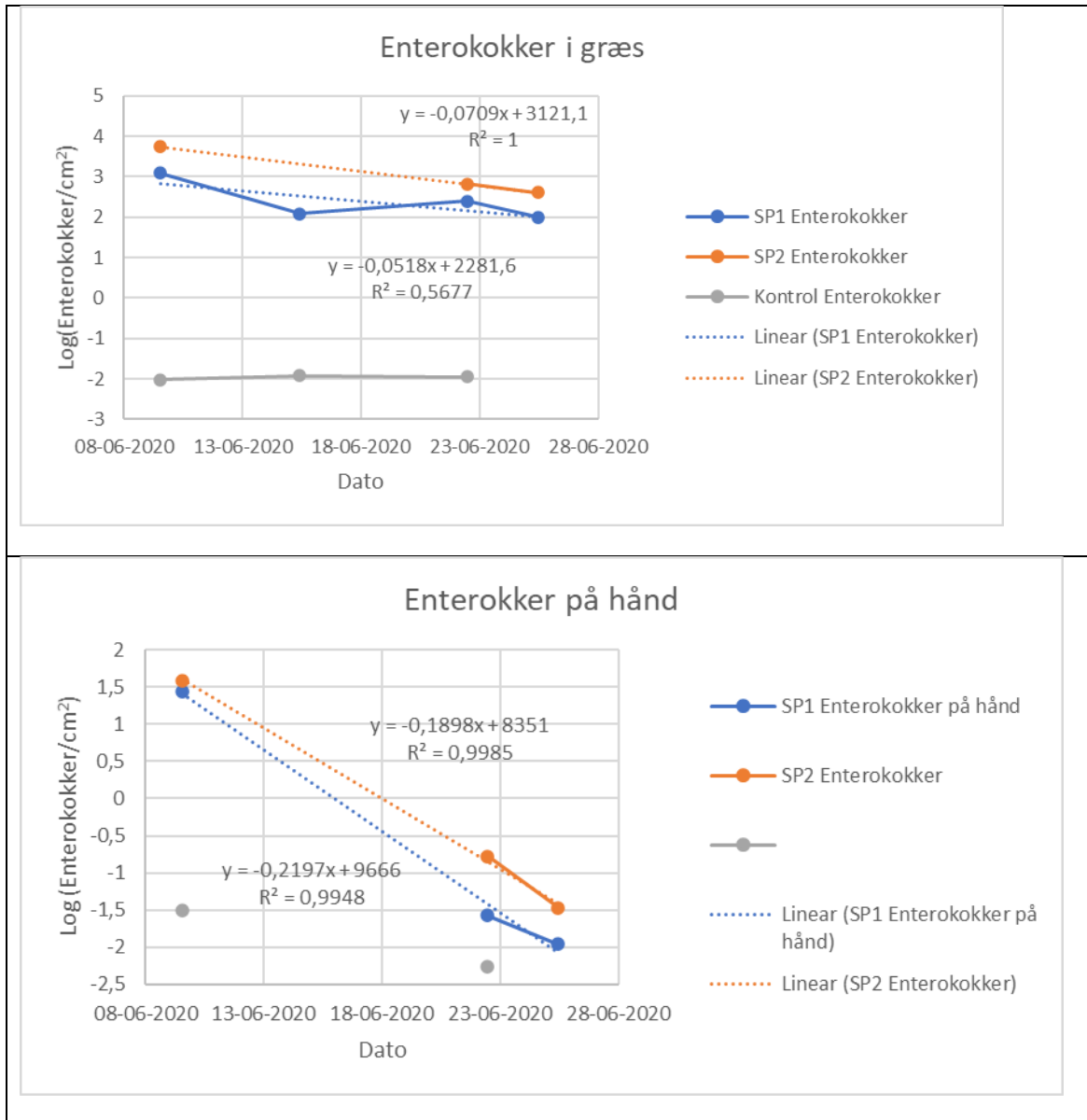
Figur 5-12: Forsøgsopstilling. Øverst lige efter oversvømmelse. Nederst i forbindelse med prøvetagning af græs.

Udvalgte resultater fra feltforsøget er vist i Figur 5-13 til Figur 5-15. Figurerne viser den målte koncentration af enterokokker, *Campylobacter jejuni* og musenorovirus i græsset og deres overførsel til hænderne i løbet af forsøgsperioden fra 8-6-2020 til 22-6-2020. Enterokokker og *E. coli* blev målt indtil 25-6-2020. Læg mærke til, at skalaen på Y-aksen er logaritmisk. Hvis det logaritmiske henfald er lineært svarer det til, at den samme procentdel henfalder hver dag.

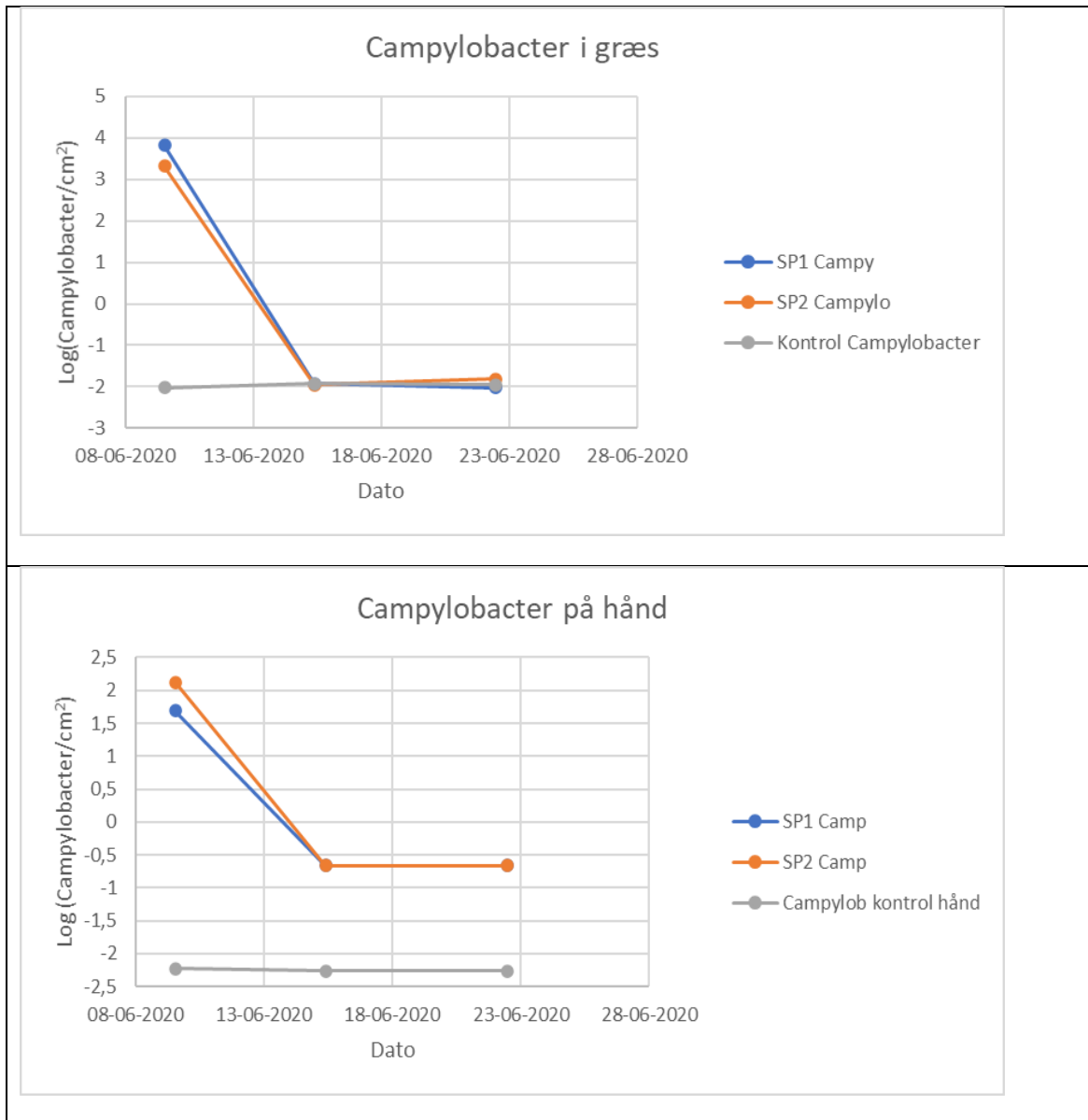
Andelen af patogener, der er blevet genfundet i græsset og på hænderne, er vist i Tabel 5-4. For Rotavirus og Hepatitis A virus har vi antaget de samme parametre som musenorovirus. For *E. coli* O157 har vi antaget samme parametre som for *E. coli*:

Tabel 5-4. Gennemsnitlige procentdele (cm²/cm²) af patogener overført fra oversvømmelsesvand til græs og fra græs til hænder. Resultaterne anvendes i modellen til bestemmelse af den dosis som indtages. Median, 5%- og 95% fraktiler ses i Bilag A.

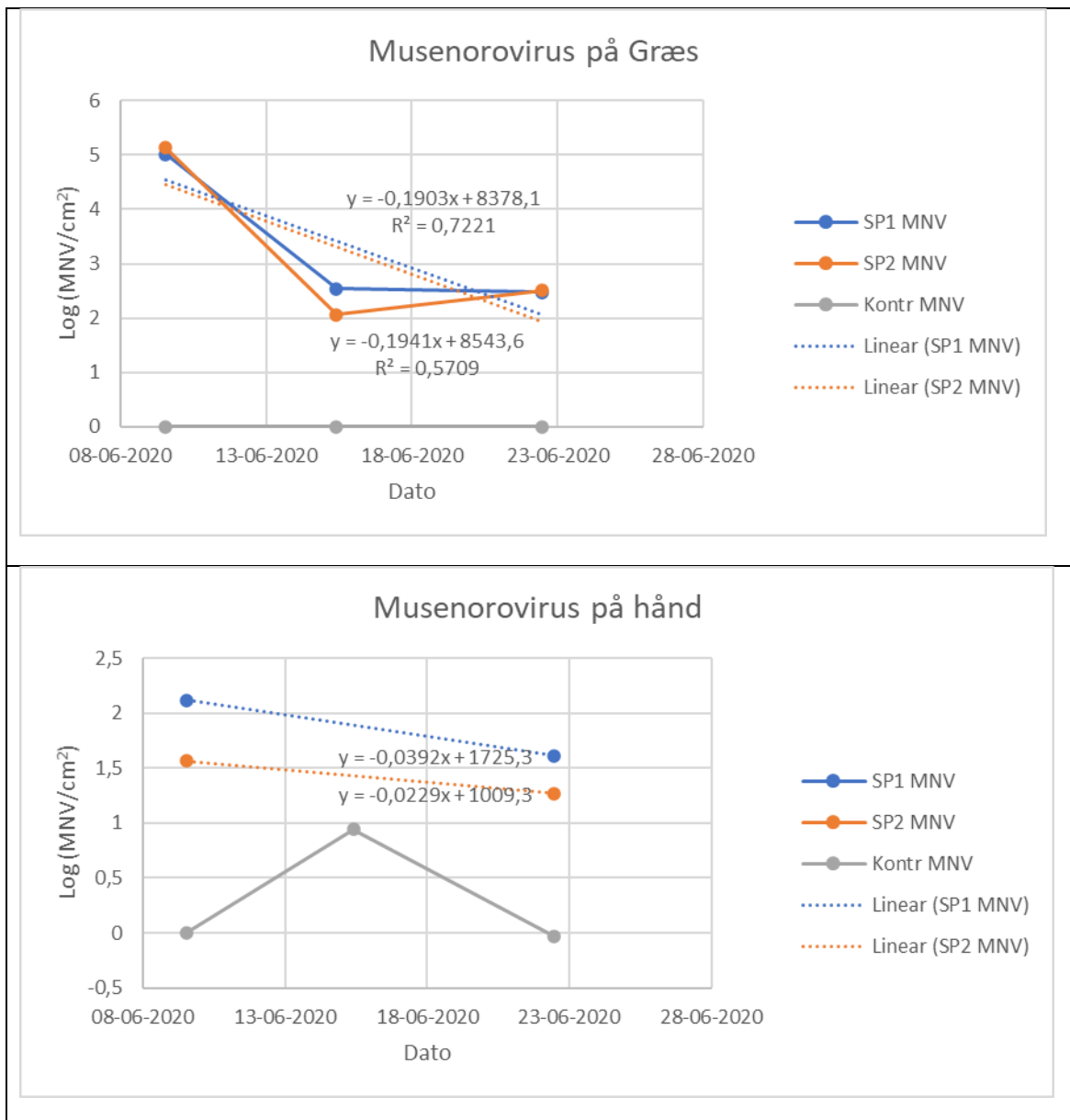
| Gennemsnit (%) | <i>Campylobacter jejuni</i> | Muse-norovirus | <i>Cryptosporidium</i> | <i>Giardia</i> | <i>E. coli</i> O157 |
|------------------------------|-----------------------------|----------------|------------------------|----------------|---------------------|
| Overførsel til græs | 11% | 6,5% | 0,1% | 4,5% | 5,6% |
| Overførsel fra græs til hånd | 5,9% | 7,4% | 44% | 0,3% | 6,1% |



Figur 5-13: Log₁₀ til koncentrationen af enterokokker målt i græs (øverst) og på hånd (nederst) i løbet af testperioden.



Figur 5-14: Log₁₀ til koncentrationen af *Campylobacter jejuni* målt i græs (øverst) og på hånd (nederst) i løbet af testperioden.



Figur 5-15: Log₁₀ til koncentrationen af musenorovirus (MNV) målt i græs (øverst) og på hånd (nederst) i løbet af testperioden.

5.3.4 Mikrobiologisk risikovurdering

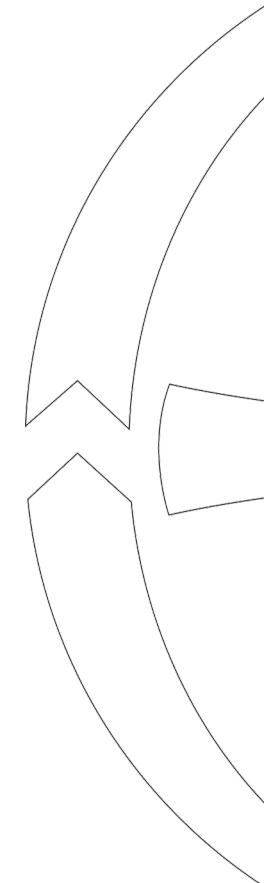
Eksponeringsscenarium

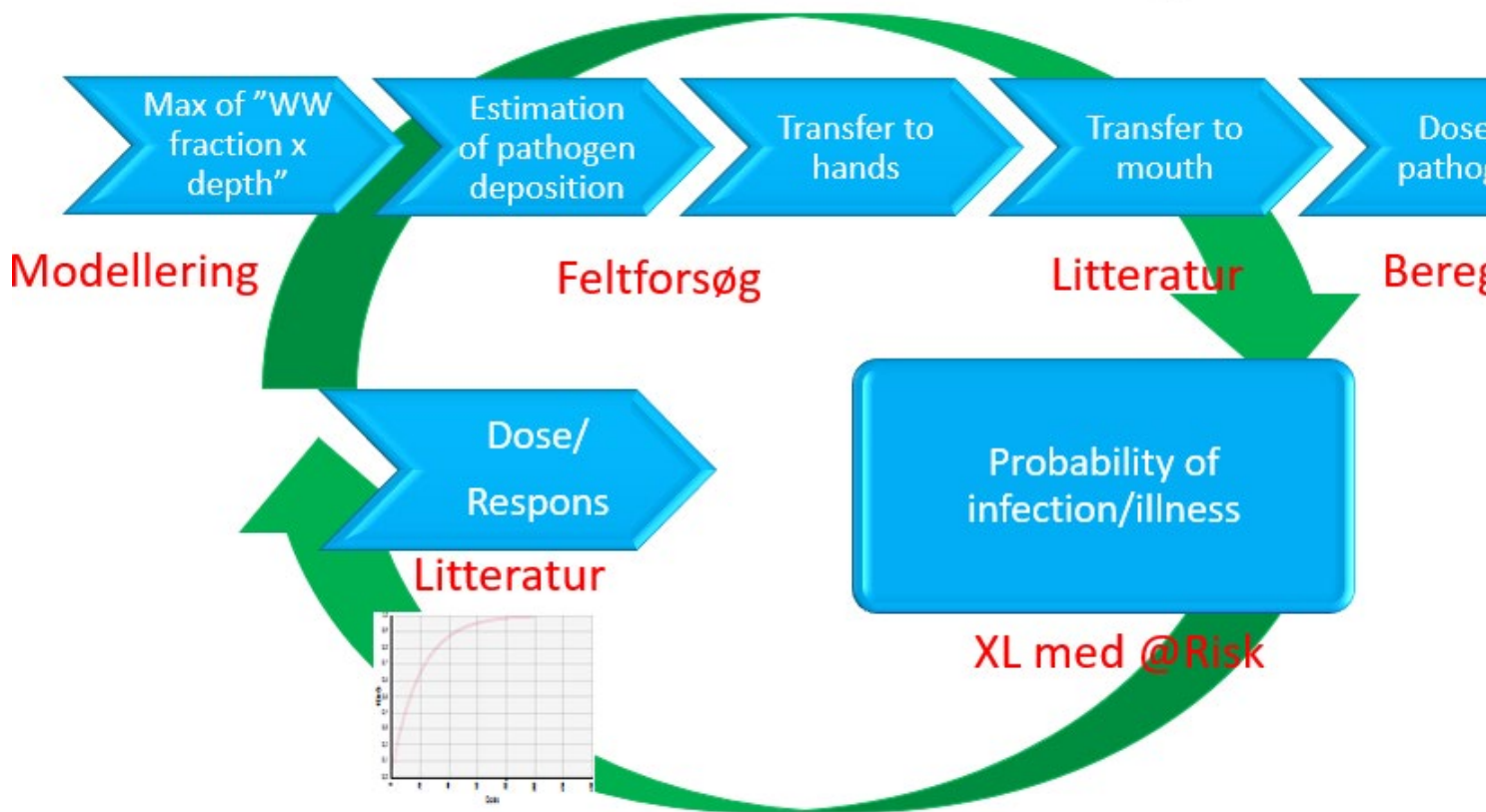
Eksponeringsscenariet for risikovurderingen er oversvømmelse af fire udvalgte grønne områder, som skal anvendes til midlertidig opbevaring af skybrudsvand i de fælleskloakerede områder. Regnvand blandet med spildevand henstår i det grønne område en periode og antages at sive ned eller afledes senere. Partikler og patogener fra spildevandet afsættes i græsset ved sedimentation eller filtrering, eller de transporteres længere ned i jorden. Patogener kan herefter potentielt, når vandet er væk, overføres til parkens gæster via græs til hånd til mund kontakt, eller mere direkte ved indtagelse af græs, sand eller jord. Det kan også tænkes, at der sker overførsel via andre overflader så som træer, hegn, bænke, legeredskaber etc.

Vi har udvalgt eksponering af små børn, der kravler på græsset i en **halv time** og overfører patogener fra græsset via hånden til munden, som det scenarium vi analyserer.

Risikovurderingen er i praksis gennemført ved at kombinere modelberegningen af koncentrationen af spildevand i oversvømmelsesvand og kvantitativ mikrobiel risikovurdering. Beregning af dosis er sket på baggrund af forsøgets resultater (Afsnit 5.3.3), antagelser om patogenkoncentrationer i spildevandet, antagelser om overførsel fra hånd til mund og D/R relationer. Forudsætningerne er beskrevet i Bilag A.

Figur 5-16 viser hvordan de forskellige elementer indgår i den samlede risikovurdering.





Figur 5-16: Kobling af modeller og kvantitativ mikrobiologisk risikovurdering

Risikoberegning umiddelbart efter oversvømmelse

Den centrale del i beregningen af infektions- og sygdomsrisiko er dosis-respons relationen (D/R). D/R er forholdet mellem en indtaget dosis af patogener og sandsynligheden for infektion eller sygdom. Dosis-respons relationen (D/R) er en matematisk funktion. Dosis estimeres normalt ved at gange et vandvolumen, der indtages, med koncentrationen af specifikke patogener i det indtagne vand.

I dette projekt er dosis beregnet ved at kombinere hydrauliske modeller med kendskab til koncentrationen af patogener i spildevand og hvor mange patogener, der overføres fra spildevand til græs og via hånd til mund ved kontakt med græsset.

D/R er relationerne for *Campylobacter* (2) og for norovirus (3) har vist sig at være variable. Valget af D/R har betydning for, hvor stor den estimerede usikkerhed bliver.

Vi har i det følgende beregnet sygdomsrisikoen med **både** høj D/R og lav D/R. Man kan ikke på baggrund af litteraturen anbefale hvilke D/R, der skal anvendes. Hvis man vil være på den sikre side, anvendes den høje D/R.

I tabellerne herunder er vist eksempler på hvilke risikobidrag, der kommer fra de enkelte patogener, i Fredens Park (Tabel 5-5), hvor risikoen er høj, og i Kagså Nord (Tabel 5-6), hvor risikoen er lav.

Tabel 5-5: Eksempel på estimeret sygdomsrisiko dag 0 for de syv patogener, der indgår i vurderingen, og for summen af de syv. Lokalteteten er Fredens Park og modelscenariet er en fremtidig 100-års regn. Dosis-respons med høj og lav risiko er anvendt. 0% angiver en risiko på <0,001%

| | Sum | Campylobacter | Norovirus | Cryptosporidium | Giardia | E. coli O157 | Rota virus | Hepatitis A virus |
|--------------|-----|---------------|-----------|-----------------|---------|--------------|------------|-------------------|
| Høj D/R | | | | | | | | |
| Middel | 17% | 16% | 2% | 0,3% | 0,01% | 0,03% | 0,07% | 0% |
| 95 percentil | 71% | 70% | 11% | 1,5% | 0,04% | 0,1% | 0,2% | 0% |
| Lav D/R | | | | | | | | |
| Middel | 2% | 2% | 0% | 0,3% | 0,1% | 0,03% | 0,07% | 0% |
| 95 percentil | 11% | 10% | 0% | 1,5% | 0,04% | 0,1% | 0,2% | 0% |

Tabel 5-6: Eksempel på estimeret sygdomsrisiko dag 0 for de syv patogener, der indgår i vurderingen, og for summen af de syv. Lokalteteten er Kagså Nord og modelscenariet er en fremtidig 100-års regn. Dosis-respons med høj og lav risiko er anvendt. 0% angiver en risiko på <0,001%

| | Sum | Campylobacter jejuni | Norovirus | Cryptosporidium | Giardia | E. coli O157 | Rota virus | Hepatitis A virus |
|--------------|-------|----------------------|-----------|-----------------|---------|--------------|------------|-------------------|
| Høj D/R | | | | | | | | |
| Middel | 0,5% | 0,4% | 0,1% | 0,003% | 0% | 0% | 0% | 0% |
| 95 percentil | 1,0% | 0,4% | 0,1% | 0,005% | 0% | 0% | 0% | 0% |
| Lav D/R | | | | | | | | |
| Middel | 0,03% | 0,02% | 0,002% | 0,003% | 0,001% | 0% | 0% | 0% |
| 95 percentil | 0,01% | 0,001% | 0% | 0,005% | 0,002% | 0% | 0% | 0% |

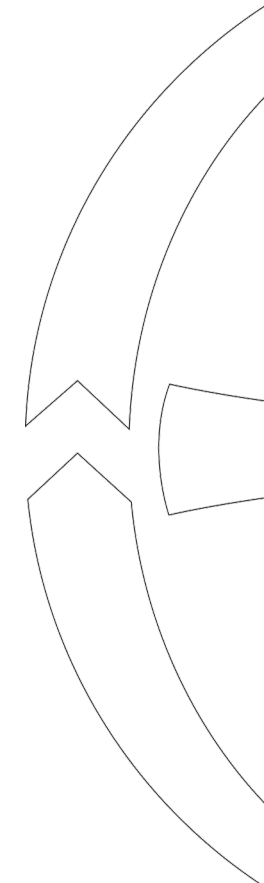
Risikoen er beregnet 10.000 gange ved hjælp af Monte Carlo simulering (1). I tabellerne er gennemsnittet og 95-percentilen af de 10.000 beregninger vist. 95-percentilen skal læses som den værdi, hvor der er 95% chance for, at sandsynligheden for sygdom er mindre, eller omvendt, at der er 5% chance for, at sandsynligheden for sygdom er større. Med andre ord, jo mere sikkerhed man vil have for at tage en korrekt beslutning, jo skrapere er kravet til den acceptable risiko.

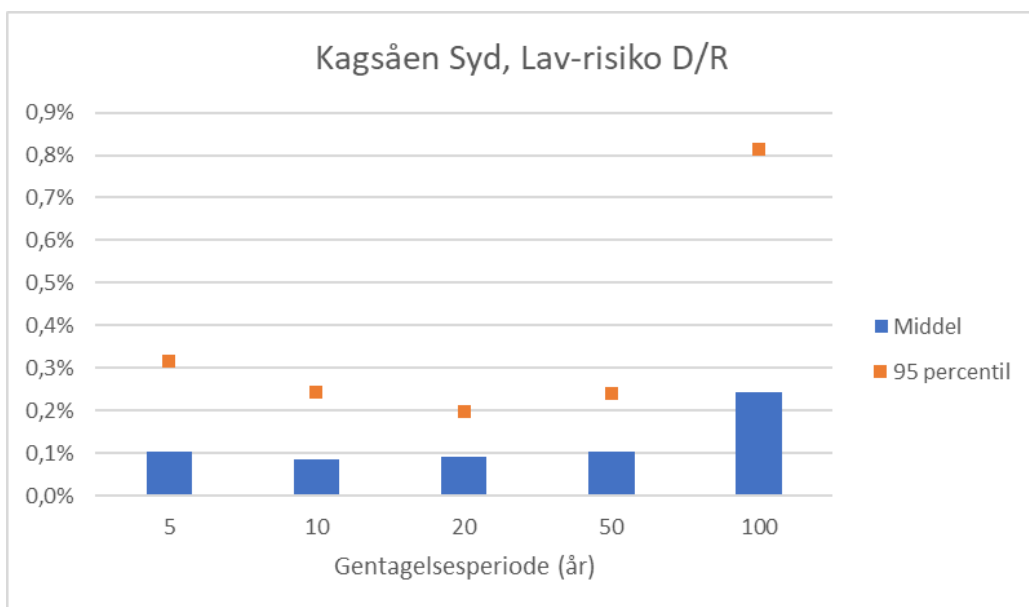
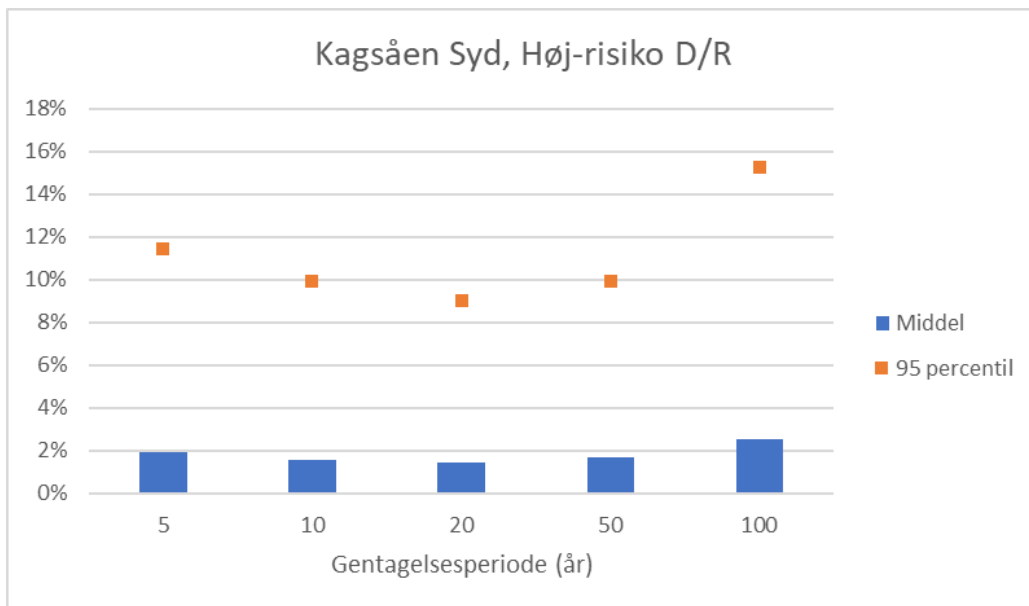
Den væsentligste risiko kommer fra *Campylobacter* og fra norovirus uanset om den høje eller lave D/R anvendes. De øvrige patogener betyder i forhold hertil meget lidt. Det ses

også, at der er væsentlig forskel imellem anvendelse af høj og lav D/R, og at det har betydning for, hvilken beslutning, der skal tages.

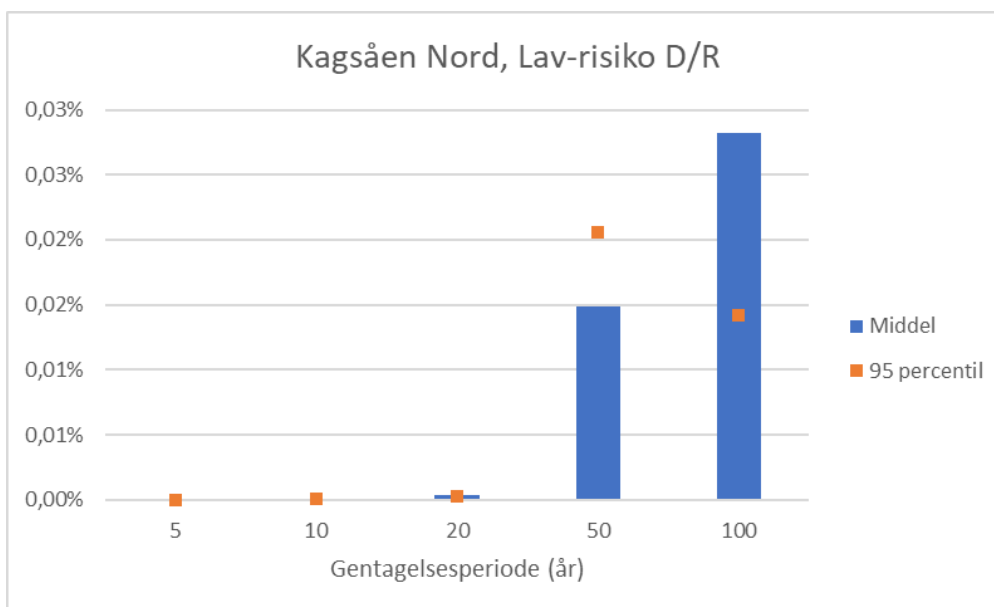
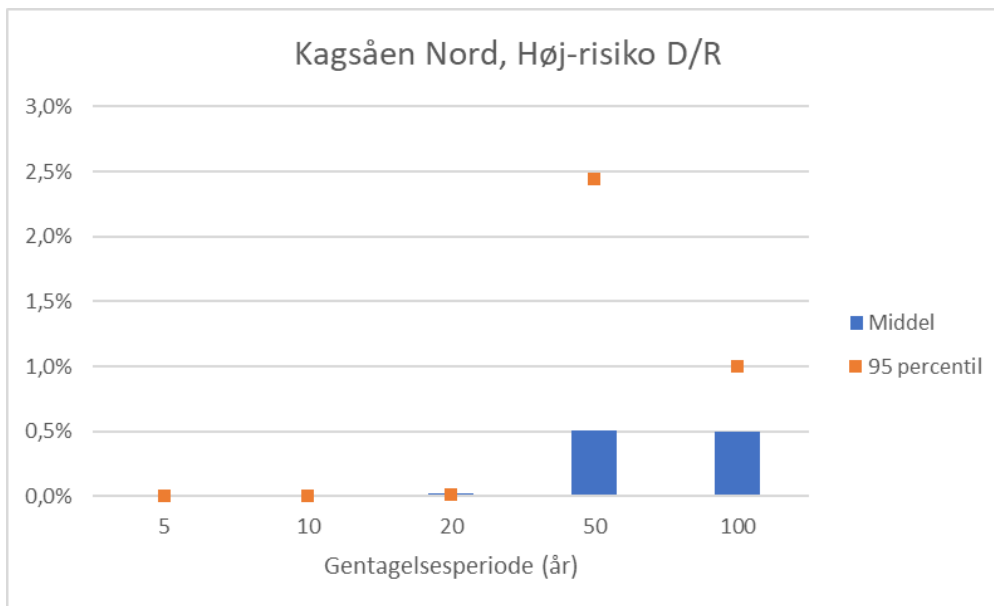
Middelværdierne og 95-percentilerne for sygdomsrisikoen for alle fire lokaliteter er vist i Figur 5-17 til Figur 5-21.

Som det ses, varierer resultaterne fra park til park. Der er størst risiko i Fredens Park med middelfrisiko imellem 2% og 17% og i Åparken, hvor middelfrisikoen er imellem 2% og 22%. Det ses også, at regnhændelsens størrelse har betydning. Typisk, men ikke altid, giver 100-års regnen større risiko end ved lavere gentagelsesperioder. I Fredens Park er risikoen ved 10-års regnen væsentlig lavere end 50- og 100-års regn, mens der ikke er væsentlige forskelle i Åparken.

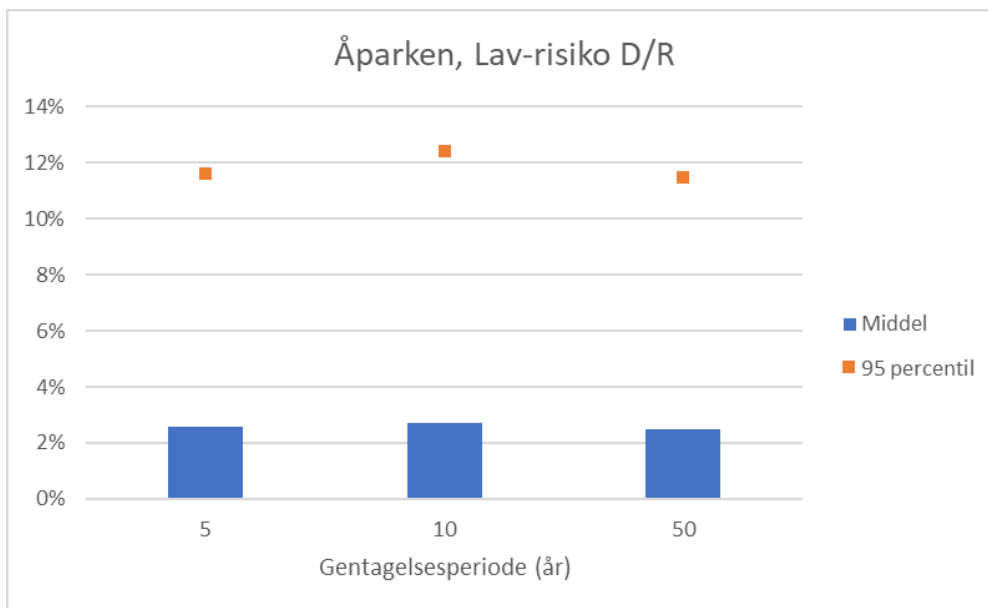
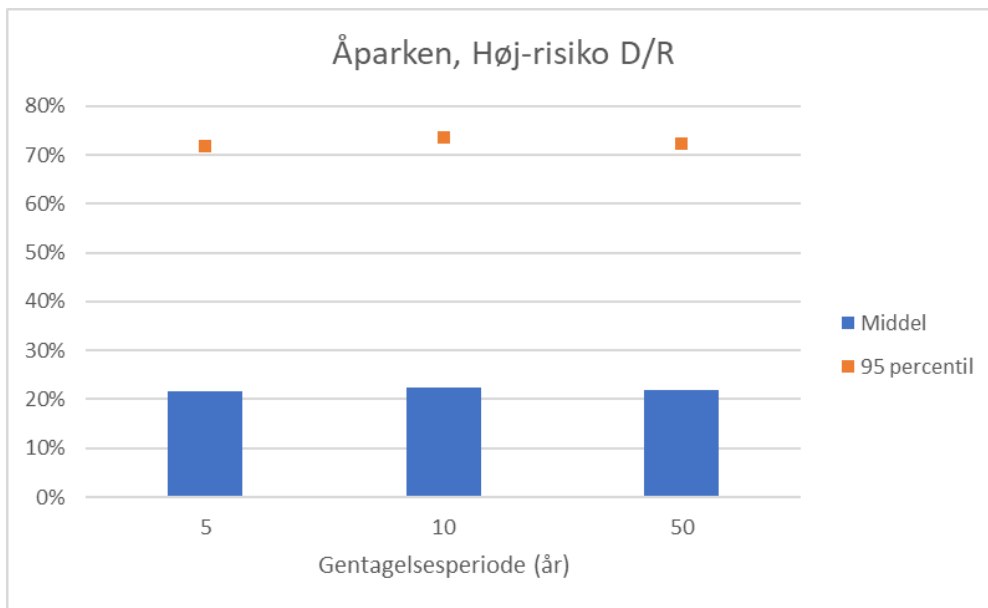




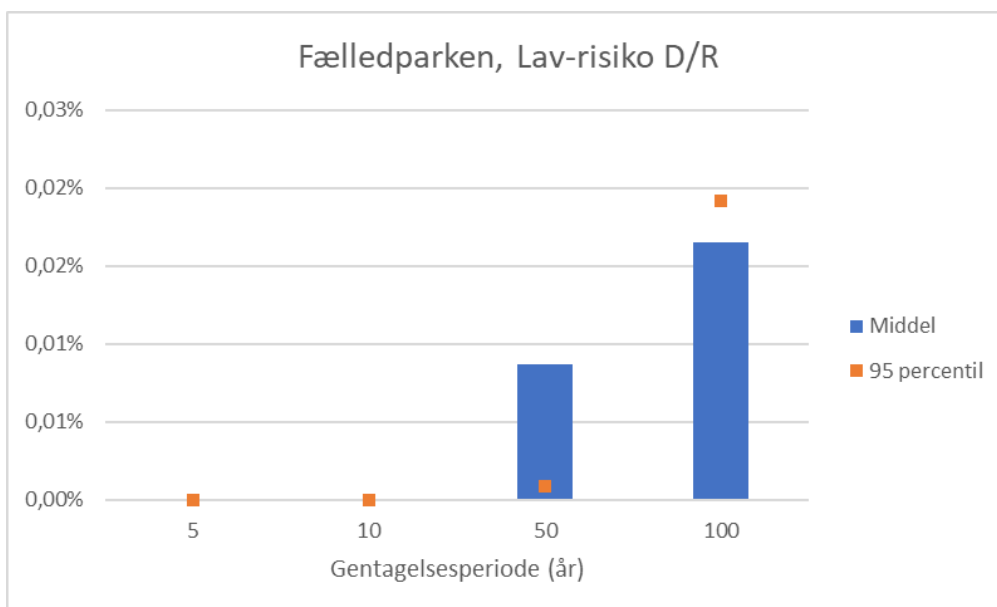
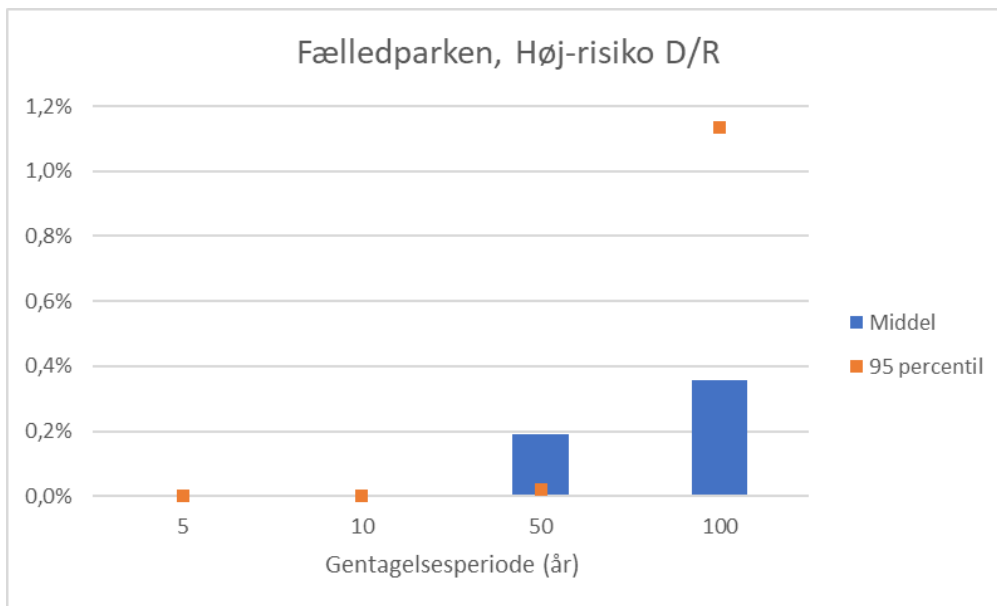
Figur 5-17: Estimeret sandsynlighed for maveinfektion hos et barn, der kravler på græsset en halv time umiddelbart efter en oversvømmelse i den sydlige del af den kommende Kagsåparken, Gladsaxe, angivet som middelværdi og som 95 -percentil. Øverste kurve er fremkommet ved anvendelse af højrisiko dosis-respons relationer (D/R) for *Campylobacter* (Teunis 2018) og for norovirus (Emelko 2019, 1B). Nederste kurve er fremkommet ved anvendelse af lavrisiko-D/R for *Campylobacter* (Teunis 2018) og for norovirus (Emelko 2019, 3B).



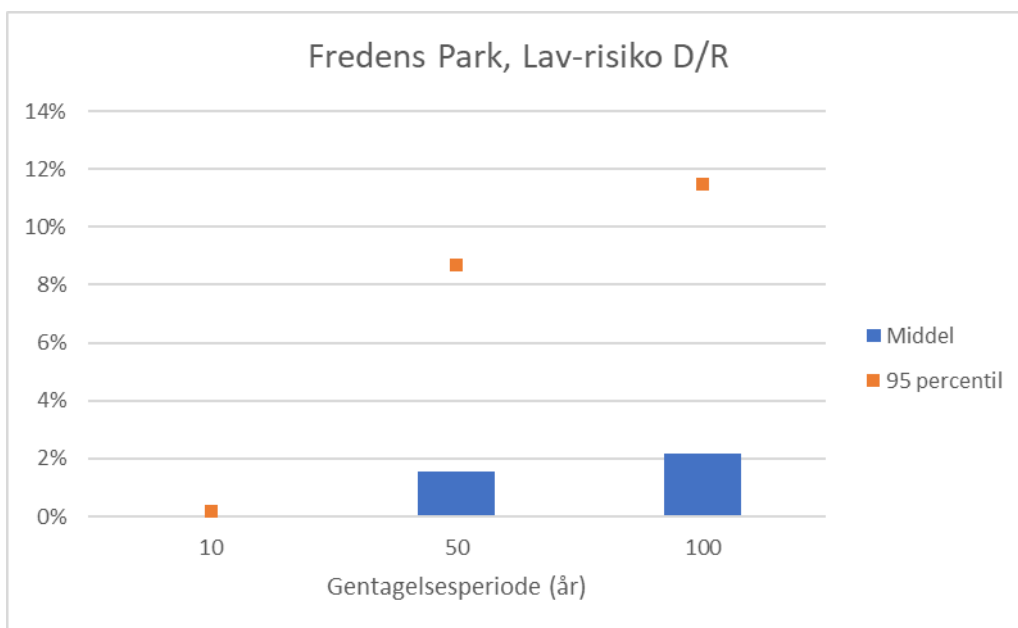
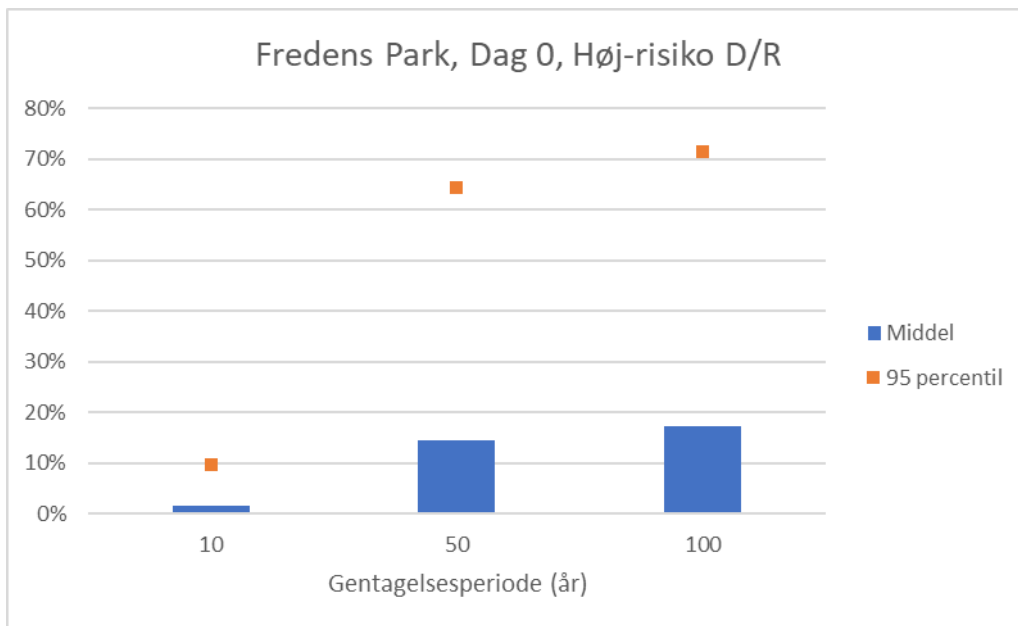
Figur 5-18: Estimeret sandsynlighed for maveinfektion hos et barn, der kravler på græsset en halv time umiddelbart efter en oversvømmelse i den nordlige del af den kommende Kagsåparken, Gladsaxe, angivet som middelværdi og som 95 -percentil. Øverste kurve er fremkommet ved anvendelse af højrisiko dosis-respons relationer (D/R) for *Campylobacter* (Teunis 2018) og for Norovirus (Emelko 2019, 1B). Nederste kurve er fremkommet ved anvendelse af lavrisiko-D/R for *Campylobacter* (Teunis 2018) og for norovirus (Emelko 2019, 3B). At middelværdien for T=100 år ved anvendelse af lav D/R er højere end 95 percentilen skyldes, at der er få relativt høje udfald over 95 percentilen, der trækker gennemsnittet op.



Figur 5-19: Estimeret sandsynlighed for maveinfektion hos et barn, der kravler på græsset en halv time umiddelbart efter en oversvømmelse i den kommende Åparken, Aalborg, angivet som middelværdi og som 95 -percentil. Øverste kurve er fremkommet ved anvendelse af højrisiko dosis-respons relationer (D/R) for *Campylobacter* (Teunis 2018) og for norovirus (Emelko 2019, 1B). Nederste kurve er fremkommet ved anvendelse af lavrisiko-D/R for *Campylobacter* (Teunis 2018) og for norovirus (Emelko 2019, 3B).



Figur 5-20: Estimeret sandsynlighed for maveinfektion hos et barn, der kravler på græsset en halv time umiddelbart efter en oversvømmelse i den sydøstlige del af Fælledparken, København, angivet som middelværdi og som 95 -percentil. Øverste kurve er fremkommet ved anvendelse af højrisiko dosis-respons relationer (D/R) for *Campylobacter* (Teunis 2018) og for norovirus (Emelko 2019, 1B). Nederste kurve er fremkommet ved anvendelse af lavrisiko-D/R for *Campylobacter* (Teunis 2018) og for norovirus (Emelko 2019, 3B).

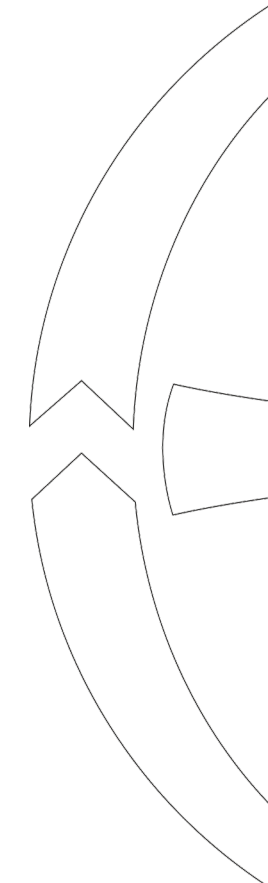


Figur 5-21: Estimeret sandsynlighed for maveinfektion hos et barn, der kravler på græsset en halv time umiddelbart efter en oversvømmelse i Fredens Park, København, angivet som middelværdi og som 95 -percentil. Øverste kurve er fremkommet ved anvendelse af højrisiko dosis-respons relationer (D/R) for *Campylobacter* (Teunis 2018) og for norovirus (Emelko 2019, 1B). Nederste kurve er fremkommet ved anvendelse af lavrisiko-D/R for *Campylobacter* (Teunis 2018) og for norovirus (Emelko 2019, 3B).

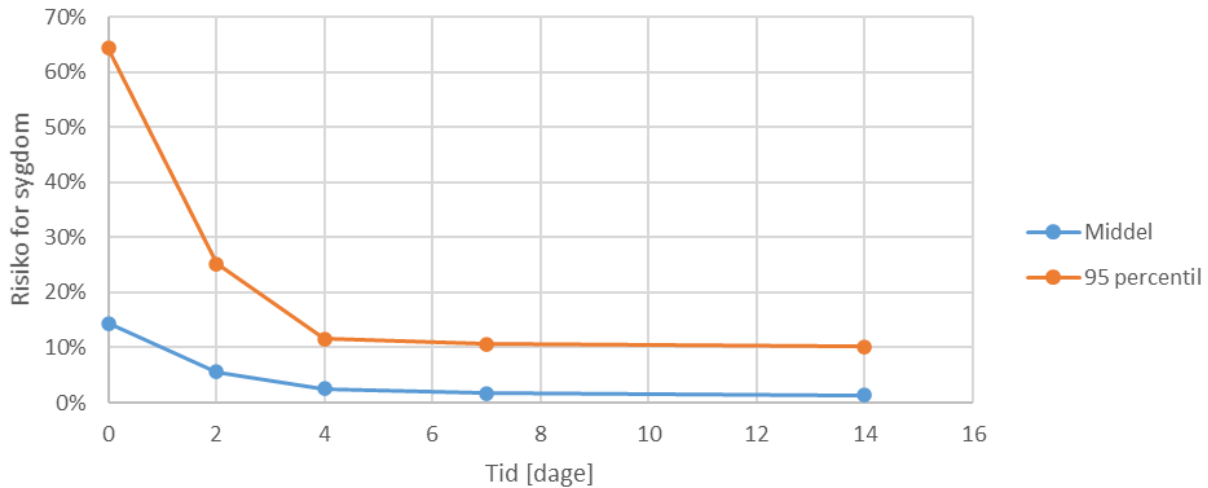
Reduktion af risiko over tid

De patogener, vi har med i undersøgelsen, henfalder med tiden. Henfaldet er bestemt i feltforsøget i år (Afsnit 5.3.3 og Bilag A), ved feltforsøg i 2016 og ved litteraturundersøgelser. Når de henfalder, reduceres også sygdomsrisikoen.

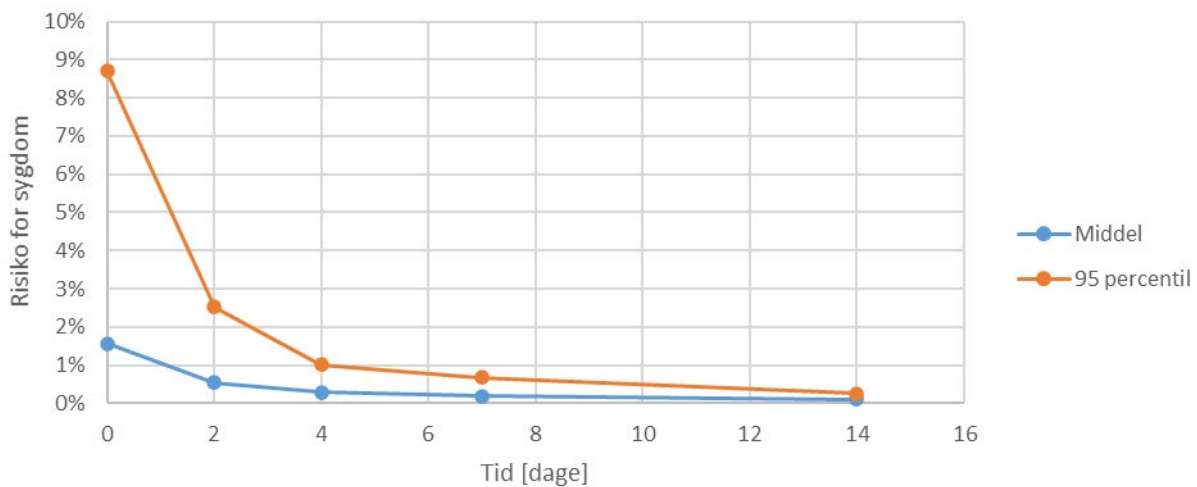
Figur 5-22 til Figur 5-24 viser, hvordan den estimerede sygdomsrisiko falder med tiden i henholdsvis Fredens Park, Kagså Syd og i Åparken, hvor de høje sygdomsrisici er fundet. Middelrisikoen falder hurtigt den første uge ($0,132$ logenheder/dag $\sim T_{90\%} = 7,6$ dage) og langsommere herefter ($0,013$ logenheder/dag $\sim T_{90\%} = 76$ dage). Årsagen til dette forløb er, at *Campylobacter*, som bærer den højeste sygdomsrisiko, henfalder hurtigt, mens norovirus, som bærer den næsthøjeste sygdomsrisiko, henfalder langsomt.



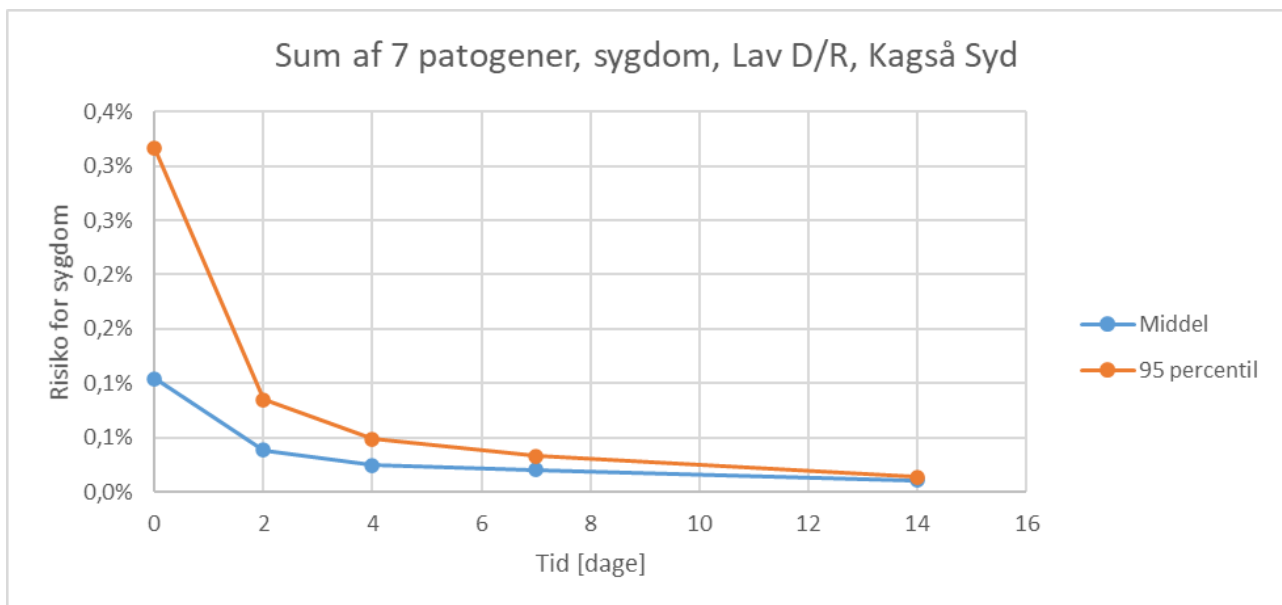
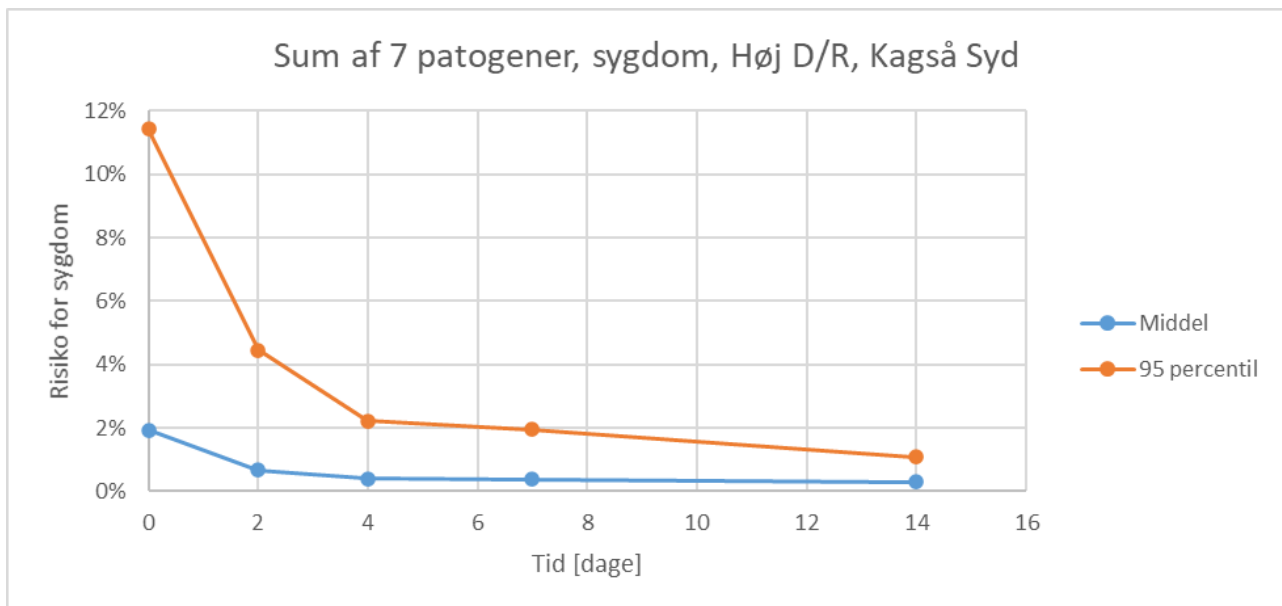
Sum af 7 patogener, sygdom, Høj D/R, Fredens Park



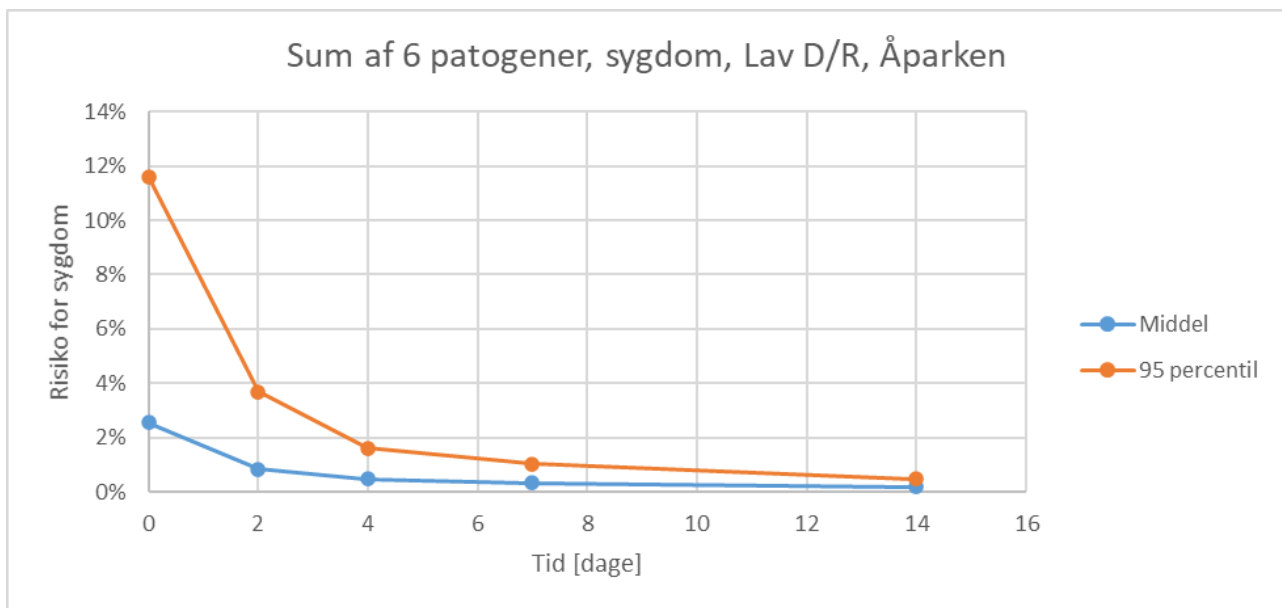
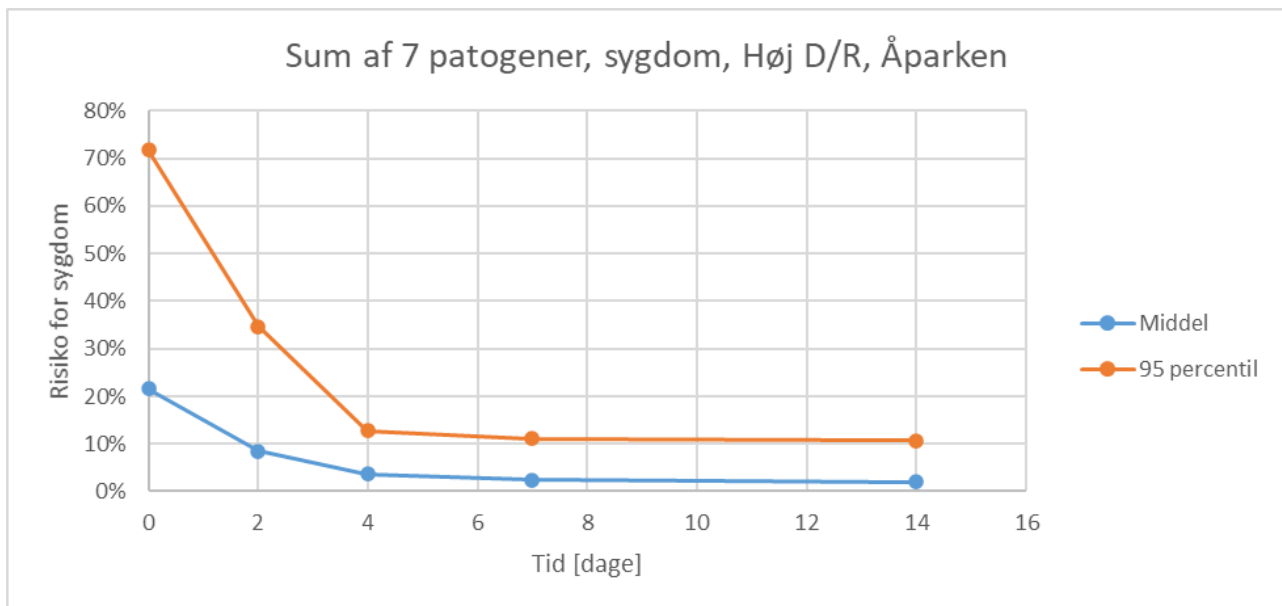
Sum af 7 patogener, sygdom, Lav D/R, Fredens Park



Figur 5-22: Reduktion i estimeret sandsynlighed for maveinfektion hos et barn, der kravler på græsset en halv time umiddelbart efter en oversvømmelse i Fredens Park, København, efter en 50-års regn angivet som middelværdi og som 95-percentil. Øverste kurve er fremkommet ved anvendelse af højrisiko dosis-respons relationer (D/R) for *Campylobacter* (Teunis 2018) og for norovirus (Emelko 2019, 1B). Nederste kurve er fremkommet ved anvendelse af lavrisiko-D/R for *Campylobacter* (Teunis 2018) og for norovirus (Emelko 2019, 3B).



Figur 5-23: Reduktion i estimeret sandsynlighed for maveinfektion hos et barn, der kravler på græsset en halv time umiddelbart efter en oversvømmelse i ved Kagså Syd, Gladsaxe, efter en 5-års regn angivet som middelværdi og som 95-percentil. Øverste kurve er fremkommet ved anvendelse af højrisiko dosis-respons relationer (D/R) for *Campylobacter* (Teunis 2018) og for norovirus (Emelko 2019, 1B). Nederste kurve er fremkommet ved anvendelse af lavrisiko-D/R for *Campylobacter* (Teunis 2018) og for norovirus (Emelko 2019, 3B).



Figur 5-24: Reduktion i estimeret sandsynlighed for maveinfektion hos et barn, der kravler på græsset en halv time umiddelbart efter en oversvømmelse i den kommende Åpark, Aalborg, efter en 5-års regn angivet som middelværdi og som 95-percentil. Øverste kurve er fremkommet ved anvendelse af højrisiko dosis-respons relationer (D/R) for *Campylobacter* (Teunis 2018) og for norovirus (Emelko 2019, 1B). Nederste kurve er fremkommet ved anvendelse af lavrisiko-D/R for *Campylobacter* (Teunis 2018) og for norovirus (Emelko 2019, 3B).

5.4 DSS – Dokumenteret SpildevandsSikkerhed

Både HOFOR, VCS og Aalborg Kloak A/S har inkluderet Dokumenteret SpildevandsSikkerhed (DSS) i deres kvalitetssystemer, typisk omfattende tilledning, rensning, recipient/udledning og styret via samme principper som Dokumenteret DrikkevandsSikkerhed, CSR, miljøledelse og arbejdsmiljøledelse.

I dag eksisterer der kun generelle retningslinjer for at reducere sygdomsrisikoen i forbindelse med kontakt med spildevand. Beredskabsstyrelsen (14) har udgivet en "Vejledning om indsats i forbindelse med spildevand", der kort beskriver, hvordan indsatspersonale kan beskytte sig. Statens Serum Institut (15) har udarbejdet en vejledning i forbindelse med oversvømmelser, der beskriver risici og forholdsregler for borgere og hjælpepersonale.

Der er så vidt vides fra Sundhedsstyrelsen eller Miljøstyrelsens side ikke taget direkte stilling til, hvordan kommuner og forsyninger skal forholde sig til sygdomsrisikoen i forbindelse med oversvømmelser og skybrudsplaner. F.eks. hvor stor risiko er acceptabel?

Der er heller ikke taget stilling til hvem der har ansvaret for, at nogen bliver syge, hvis kommunen/forsyningen bevidst har ledt spildevand ind i en park for at reducere omkostningerne til skybrudssikring. En vurdering er, at oplysning om risikoen er tilstrækkelig til at undgå ansvaret. En anden vurdering er, at der skal en mere aktiv indsats til. Under alle omstændigheder bør der tages stilling til sygdomsrisikoen i forbindelse med skybrudsplaner.

Lokalplanerne kan indeholde retningslinjer for veje for skybrudsvand, men der tagets ikke stilling til sygdomsrisiko i lokalplanerne.

WHO (18) har udgivet en trin-for-trin manual til "Sanitary Safety Planning". Manualen er rettet imod mindre projekter og henviser til, at man ved større projekter bør inkludere specialiserede studier til undersøgelse af de sundhedsmæssige konsekvenser (Health Impact Assessment, HIA). Dette projekt er et HIA.

US Centers for Disease Control and Prevention har udgivet en vejledning, der anbefaler en risikobaseret metode (21) i lighed med den metode vi har anvendt her.

I dette afsnit har vi beskrevet en metodik til at håndtere denne problemstilling. Metodikken indeholder tre trin:

1. Risikoscreening
2. Risikovurdering
3. Risikoreduktion

De tre punkter vil blive gennemgået med udgangspunkt i de fire cases.

5.4.1 Risikoscreening

Formålet med risikoscreeningen er at lave indledende kvalitative vurderinger for at undersøge, om et specifikt projekt har indflydelse på sygdomsrisikoen. Screeningen anvendes til at tage stilling til, om der skal laves en mere omfattende risikovurdering eller ej. Det kan f.eks. gøres ved at identificere skadelige hændelser, som kan føre til forøget sygdomsrisiko. I praksis skal der tages stilling til, om der vil være en forøget risiko for kontakt med spildevand, f.eks. i forbindelse med kontakt med spildevandsblandet regnvand i byen under oversvømmelser:

- Kontakt med vandet under oversvømmelse af byens terræn og i kældre
- Kontakt med forurenede overflader i byen i perioden efter oversvømmelsen. F.eks. kældre, grønne områder, befæstede arealer, parker, mure, bænke, legepladser og andre offentligt tilgængelige steder
- Kontakt med vandet ved badning

Der kan også være andre skadelige hændelser i specifikke situationer.

I forbindelse med inddragelser af grønne områder i skybrudsplanlægning bør screeningen tage stilling til, om der forventes spildevand i oversvømmelsesvandet. Hvis det forventes, foreslås det, at der gennemføres en egentlig risikovurdering.

Det formodes, at skybrudsplaner samlet set vil reducere sygdomsrisikoen, idet eksponeringen overfor spildevand vil minimeres i andre områder i byen.

5.4.2 Risikovurdering

Hvis risikoscreeningen viser, at der er en sygdomsrisiko forbundet med planlagte skybrudstiltag, bør der laves en egentlig risikovurdering. Til forskel fra risikoscreeningen er risikovurderingen kvantitativ.

Traditionelt indeholder risikostyring en række trin lige fra kommunikation med de involverede parter til overvågning af om tiltag, der er igangsat for at kontrollere risici, er effektive (17). Selve risikovurderingen indeholder tre trin:

1. Risikoidentifikation
2. Risikoanalyse
3. Risikoevaluering

Risikoidentifikation

Ved risikoidentifikation bestemmes det hvilke risikofaktorer, der udgør en fare, og hvilke skadelige hændelser, der skal vurderes. Risikofaktoren i vores tilfælde er spildevandet eller mere specifikt de sygdomsfremkaldende mikroorganismer, der forekommer i spildevandet. Vi har i dette projekt identificeret *Campylobacter* og norovirus som de væsentligste sygdomsfremkaldende mikroorganismer. Den skadelige hændelse er i denne sammenhæng oversvømmelse af et grønt område, og brugernes efterfølgende kontakt med spildevandet.

Risikoidentifikationen skal inkludere en beskrivelse af, hvem der eksponeres, og hvordan det foregår. I dette projekt er risikoscenariet et barn, der kravler på den tidligere oversvømmede græsplæne i en halv time.

Risikoanalyse

Risikoanalysen er en beregning af sygdomsrisikoen ved kvantitativ mikrobiologisk risikovurdering (QMRA). På baggrund af risikoidentifikationen skal der sættes tal på, hvor stor dosis af sygdomsfremkaldende organismer den eksponerede person udsættes for. Ved hjælp af dosis-respons forhold kan man herefter estimere sandsynligheden for at blive syg.

For at gennemføre analysen skal der anvendes informationer om koncentrationen af patogener i spildevandet og hvor meget spildevand, der indtages, direkte eller indirekte. Dosis kan herefter beregnes ved at multiplicere koncentration i og volumen af det spildevand der indtages. For hver enkelt risikofaktor (sygdomsfremkaldende mikroorganisme) beregnes

herefter sandsynligheden for at blive syg. Ved lave sandsynligheder og forudsat uafhængighed kan sandsynlighederne for de enkelte patogener adderes.

I dette projekt har vi udviklet en metodik til at estimere sygdomsrisikoen vha. modellering af den fremtidige forventede koncentration af spildevandet i forbindelse med oversvømmelse af grønne områder. Modelresultaterne er kombineret med kvantitativ mikrobiologisk risikovurdering (se Figur 5-16, afsnit 5.3.4 og Bilag A)

QMRA-vejledninger kan bla. findes hos WHO (19), der har opsamlet erfaringer med QMRA for spildevand og drikkevand, hos "Center for Advancing Microbial Risk Assessment" (20), og hos US EPA (58).

Risikoevaluering

Formålet med risikoevalueringen er at beslutte om risikoen er acceptabel eller uacceptabel.

Man bør fastlægge en acceptabel risiko inden risikoanalysen gennemføres, så man ikke lader sig påvirke af resultatet.

Som nævnt tidligere findes der ikke en officielt accepteret risiko for kontakt med spildevand i forbindelse med oversvømmelser. Til sammenligning er der på badevandsområdet fastlagt grænseværdier for indikatorbakterier for god vandkvalitet, der svarer til cirka 1% til 3% risiko per badetur. For drikkevand er der strengere krav. I USA accepterer man f.eks. en risiko på kun 1 infektion/10.000 pers/år. I Tabel 5-7 er baggrunden for fastlæggelse af disse risici angivet.

Inden man gennemfører risikoanalysen, bør man også tage stilling til hvilket risikoestimat, f.eks. middelværdien eller 95-percentil, der skal anvendes til at sammenligne med den acceptable risiko.

Det foreslås, at den enkelte forsyning fastlægger kriterierne for risikoevaluering sammen med Kommunen, evt. med sammen med sundhedsstyrelsen.

Som eksempel anvender vi her en 3% sygdomsrisiko som acceptabel, og sammenligner den med middelværdien af estimerede risiko (Tabel 5-8).

Tabel 5-7: Anerkendte acceptable risici relateret til vand og deres baggrund.

| Scenarium | Acceptabel risiko | Hvad er baggrunden? |
|--|-------------------------|---|
| <ul style="list-style-type: none"> • Drikkevand, US • Infektionsrisiko | 1/10.000 infektioner/år | <ul style="list-style-type: none"> • Folkeligt accepteret • Ingen valgmuligheder • Rent drikkevand er en nødvendighed og giver tryghed og velfærd • (Drikke)vandbårne sygdomme ligger dybt i vores fælles risikopfattelse |

| | | |
|--|--|---|
| <ul style="list-style-type: none"> • Badevand, bedste kvalitet, sygdomsrisiko | EU, US: cirka 3% WHO og blåt flag, cirka 1% | <ul style="list-style-type: none"> • Pragmatisk • Lavest epidemiologisk detektérbare risiko • Fornøjelse og selvvalgt risiko • Ingen historisk forbindelse med vandbårne sygdomme |
|--|--|---|

Tabel 5-8: Anvendte kriterier for risikoevaluering.

| Faktor | Værdi | Bemærkning |
|-------------------|-------------|---|
| Acceptabel risiko | 3% | Risiko ved badning |
| Risikoestimat | Middelværdi | Middel sikkerhed i beslutning for den enkelte regnhændelse, men konservativ hvis den mest risikofyldte hændelse anvendes. |

Tabel 5-9 viser den højest estimerede middel sygdomsrisiko umiddelbart efter oversvømmelsen med sammenhørende gentagelsesperiode for hver lokalitet. Ved anvendelse af den høje D/R er den højeste risiko større end den accepterede risiko i Fredens Park og i Åparken. Ved den lave D/R, ligger Fredens Park og Åparken omkring den accepterede badevandsrisiko.

Resultaterne i Tabel 5-9 gælder for den hændelse med den højeste estimerede sygdomsrisiko, og giver derfor en konservativ vurdering.

Beslutningstageren skal være klar over, at beregningerne indeholder variation og er behæftet med usikkerhed. Det er en vigtig del af rapporteringen, at de mest betydende variationer og usikkerheder er beskrevet, så beslutningstageren er informeret herom.

F.eks. er en væsentlig faktor, hvor langt tid barnet leger på græsset. Vi har her antaget 30 minutter. Ved kortere tid er risikoen mindre, ved længere tid er den højere.

Et andet eksempel er det langsomme henfald af norovirus, som bestemt ud fra kun to målinger af koncentrationen af musenorovirus på hænderne på dag 0 og dag 14. Samtidig blev det observeret at henfaldet i græsset var hurtigere (Figur 5-15). Da håndprøverne er mere simple at analysere, er nærmere den primære eksponering, og giver et konservativt estimat, er de her valgt som baggrund for at vurdere henfaldet.

En detaljeret variations- og usikkerhedsanalyse er vist i Bilag A.

Tabel 5-9: Højest estimeret sygdomsrisiko (Middelværdi) med sammenhørende gentagelsesperiode

| Høj D/R | Middelrisiko | Gentagelsesperiode |
|--------------|--------------|--------------------|
| Fredens Park | 17% | 100 |
| Kagså Syd | 3% | 100 |
| Kagså Nord | 1% | 50 |
| Fælledparken | 0,4% | 100 |
| Åparken | 22% | 10 |

| Lav D/R | Middelrisiko | Gentagelsesperiode |
|--------------|--------------|--------------------|
| Fredens Park | 2% | 100 |
| Kagså Syd | 0,1% | 5 |
| Kagså Nord | 0,03% | 100 |
| Fælledparken | 0,02% | 100 |
| Åparken | 3% | 10 |

5.4.3 Risikoreduktion

Risici i Fredens Park og Åparken ligger over eller omkring badevandskravet. Derfor bør der tages stilling til hvordan risikoen kan reduceres.

Det kan gøres ved at prioritere afkobling af spildevandet i oplandet til parkerne.

Den anden mulighed at reducere eksponeringen ved at hindre adgangen i tilstrækkelig lang tid.

Under anvendelse af de estimerede henfaldsrater (Se bilag A) kan det beregnes, hvor hurtigt risikoen reduceres. I Tabel 5-10 er der angivet et estimat af, hvor lang tid der vil gå, til sygdomsrisikoen er nået ned på den acceptable risiko. Det ses, at den acceptable risiko er opnået efter ca. 1 uge for Fredens Park og Åparken, hvorimod den umiddelbart overholdes for de tre andre undersøgte parker.

Tabel 5-10: Estimering af antal dage der går fra den højest estimeret middelsygdomsrisiko er reduceret til den acceptable risiko på de 5 lokaliteter under anvendelse af den høje og den lave D/R.

| Dage til 3% middelrisiko | Høj D/R | Lav D/R |
|--------------------------|---------|---------|
| Fredens Park | 6 | 0 |
| Kagså Syd | 0 | 0 |
| Kagså Nord | 0 | 0 |
| Fælledparken | 0 | 0 |
| Åparken | 7 | 1 |

Tiden der går før sygdomsrisikoen er acceptabel kan nedsættes yderligere ved "desinfektion". Det kan f.eks. ske ved at sprede ulæsket kalk (CaO) på arealet, som dræber mikrober inden for et døgn (21). Arealet skal afspærres for at undgå kontakt mellem brugerne

og kalken. Når koncentrationen af mikrober er tilstrækkeligt reduceret, kan arealet vandes for at skylle kalken ned i jorden. Dermed reduceres kontakten mellem kalk og brugerne.

Desuden kan der gennemføres daglig bestemmelse af *E. coli* og Enterokokker for at følge med i reduktionen af risikoen og evt. hindre adgang i kortere tid.

Risikoevalueringerne viser, at der er stor forskel imellem lokaliteter, og at der vil være behov for individuelle vurderinger af, om der skal foretages risikoreduktion og i givet fald hvilke.

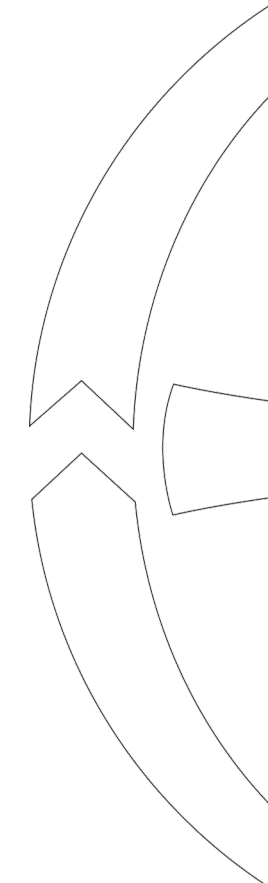
5.5 Konklusion

Risikovurderingen har vist, at der er store forskelle imellem de modellerede parker. Det er typisk regnhændelser med lange gentagelsesperioder, der giver størst risiko, dog ikke i alle tilfælde. Estimerede middelerisici for sygdom den første dag efter skybruddet ligger imellem 0,02% og 22% afhængig af hvilken park, der er tale om, og hvilken dosis-respons relationen (D/R), der er anvendt.

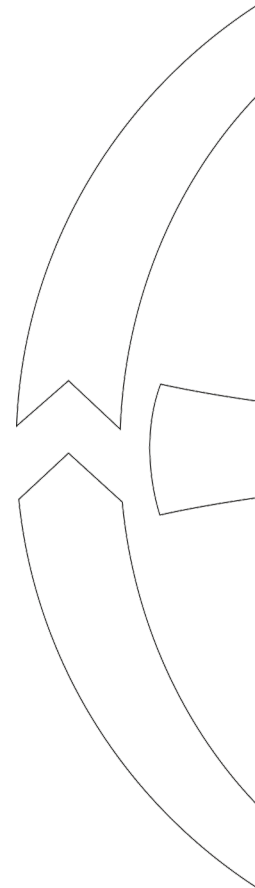
Baggrundsværdierne i Åparken, Kagså Nord og i Fredens Park var væsentlig lavere end de modellerede, og det må antages, at baggrunden er uvæsentlig set i forhold til en oversvømmelse. Derimod ser det ud til, at baggrunden i Fælledparken kan være væsentlig set i forhold til en oversvømmelse.

Der er udarbejdet en vejledning til DSS, som vandselskaberne kan anvende. Det kritiske punkt i DSS-arbejdet er at vurdere, om den estimerede risiko er acceptabel eller uacceptabel. Der bør, inden en risikovurdering gennemføres og i samarbejde imellem vandselskaber og myndigheder, tages stilling til en acceptabel risiko og hvilket risikoestimat, der skal anvendes. I denne rapport har vi som et eksempel sammenlignet middelsygdomsrisiko med kravene til god badevandskvalitet.

I feltforsøget blev henfaldet af de sygdomsfremkaldende mikroorganismer bestemt. Når dette henfald medregnes, vil middelerisikoen for Åparken og Fredens Park overholde 3% sygdomsrisiko efter 1 uge, med mindre der foretages yderligere tiltag som f.eks. kalkning og løbende overvågning af græssets hygiejniske tilstand. De resterende tre parker ligger lavere end de 3% sygdomsrisiko.



6 Litteraturliste



1. **@Risk**, Version 7.6.1 Industrial Edition, Build 18. www.palisade.com
2. **Teunis, P. F. M. et al** (2018) Acute illness from *Campylobacter jejuni* may require high doses while infection occurs at low doses. *Epidemics*, 24,1-20. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.epidem.2018.02.001>
3. **Emelko, M. B. et al.** (2019) Confirming the need for virus disinfection in municipal subsurface drinking water supplies. *Water Research*, 157,356-364. DOI: 10.1016/j.watres.2019.03.057
4. **Pires, Sara, M. et al.** (2019) Burden of Disease Estimates of Seven Pathogens Commonly Transmitted Through Foods in Denmark, 2017. *Foodborne Pathogens and Disease*, 17,5,322. DOI: 10.1089/fpd.2019.2705
5. **Kaakoush, N. O. et al.** (2015): Global epidemiology of campylobacter infection. *Clinical Microbiology Reviews*, 28,3,687. DOI: 10.1128/CMR.00006-15
6. **Henze, M. et al.** (Eds) (2008) *Biological Wastewater Treatment Principles, Modelling and Design*. IWA
7. **Schreiber, C.** (2011) Einträge, Vorkommen, Verbreitung und gesundheitliche Bedeutung antibiotikaresistenter Bakterien in Abwasser und Gewässern Ph.D., Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.
8. **Arimi, S.M. et al** (1988) Occurrence of 'thermophilic' campylobacters in sewage and their removal by treatment processes. *Epidemiology and Infection*, 101,2,279. DOI: 10.1017/S0950268800054194
9. **Hellein, K. N.** (2011) Culture-based indicators of fecal contamination and molecular microbial indicators rarely correlate with *Campylobacter* spp. in recreational waters. *Journal of Water and Health*, 9,4,695. DOI: 10.2166/wh.2011.154
10. **Rechenburg, A. og Kistemann, T.** (2009) Sewage effluent as a source of *Campylobacter* sp. in a surface water catchment. *International Journal of Environmental Health Research*, 19,4,239. DOI: 10.1080/09603120802460376
11. **Eftim, S.E. et al.** (2017) Occurrence of norovirus in raw sewage – A systematic literature review and meta-analysis. *Water Research*, 111,366-374. DOI: 10.1016/j.watres.2017.01.017
12. **Cappelier, J. M. et al.** (1999) Recovery of viable but non-culturable *Campylobacter jejuni* cells in two animal models. *Food Microbiology*, 16,4,375-383. DOI: <https://doi.org/10.1006/fmic.1998.0246>
13. **Verhoeff-Bakkenes, L. et al.** (2009) *Campylobacter jejuni*: a study on environmental conditions affecting culturability and in vitro adhesion/invasion. *J. Applied Microbiology*, 106,3,924-931. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2008.04072.x>
14. **Beredskabsstyrelsen (2014)** Vejledning om indsats i forbindelse med spildevand. <https://brs.dk/viden/publikationer/Documents/2014%20Vejledning%20om%20indsats%20i%20forbindelse%20med%20spildevand.pdf>
15. **Statens Serum Institut** (2018) Vandskade. <https://hygiejne.ssi.dk/retningslinjer/vandskade>

16. **Harder-Lauridsen, N. M., Kuhn, K. G., Erichsen, A. C., Mølbak, K., og Ethelberg, S.** (2013) Gastrointestinal illness among triathletes swimming in non-polluted versus polluted seawater affected by heavy rainfall, Denmark, 2010-2011. PLoS ONE, 8,11. DOI: 10.1371/journal.pone.0078371
17. **ISO31000:2018.** Risk Management Guidelines.
18. **WHO (2016a)** Sanitation safety planning: manual for safe use and disposal of wastewater, greywater and excreta. ISBN 978 92 4 154924 0. https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/ssp-manual/en/
19. **WHO (2016b)** Quantitative microbial risk assessment Application for water safety management. https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/qmra/en/
20. **QMRA-Wiki** [http://qmrawiki.canr.msu.edu/index.php/Quantitative_Microbial_Risk_Assessment_\(QMRA\)_Wiki](http://qmrawiki.canr.msu.edu/index.php/Quantitative_Microbial_Risk_Assessment_(QMRA)_Wiki) 8-5-2021
21. **CDC Centers for Disease Control and Prevention. 2021.** Guidance on Microbial Contamination in Previously Flooded Outdoor Areas. https://www.cdc.gov/nceh/ehs/publications/guidance_flooding.htm
22. **Koenraad, PMFJ et al. 1994.** Survey of Campylobacter spp. in sewage plants in The Netherlands. Food Microbiology. 11,1,65-73 <http://dx.doi.org/10.1006/fmic.1994.1009>
23. **Schreiber, C., 2011.** Einträge, Vorkommen, Verbreitung und gesundheitliche Bedeutung antibiotikaresistenter Bakterien in Abwasser und Gewässern Ph.D., Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.
24. **Stelzer, W. et al. 1988.** Characterization of campylobacter jejuni and campylobacter coli isolated from waste water. Z.blatt f. Bakt., Mikrob. und Hyg. Series A. 269,2,188-199. [https://doi.org/10.1016/S0176-6724\(88\)80095-6](https://doi.org/10.1016/S0176-6724(88)80095-6)
25. **Arimi, SM. et al. 1988.** Occurrence of 'thermophilic' campylobacters in sewage and their removal by treatment processes. Epidemiology and Infection. 101,2,279-286. <http://dx.doi.org/10.1017/S0950268800054194>
26. **Henze, M. et al. (Eds) 2008.** Biological Wastewater Treatment Principles, Modelling and Design. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780401867>
27. **Rechenburg, A. og Kistemann, T. 2009.** Sewage effluent as a source of Campylobacter sp. in a surface water catchment. International Journal of Environmental Health Research.
28. **Hellein, KN et al. 2011.** Culture-based indicators of fecal contamination and molecular microbial indicators rarely correlate with Campylobacter spp. in recreational waters. Journal of Water and Health. 9,4,695-707. 10.2166/wh.2011.154
29. **Vinnerås, B et al. 2006.** The characteristics of household wastewater and biodegradable solid waste - A proposal for new Swedish design values. Urban Water. 3,3,3-11. <https://doi.org/10.1080/15730620600578629>

-
30. **Københavns Kommune. 2012** "Vandforsyningsplan". Teknik- og Miljøforvaltningen, Center for Miljø.
 31. <https://statistik.ssi.dk/>
 32. www.dst.dk
 33. **Pires M. et al. 2019.** Burden of Disease Estimates of Seven Pathogens Commonly Transmitted Through Foods in Denmark, 2017. Foodborne Pathogens and Disease. 17,5,322-339. <https://doi.org/10.1089/fpd.2019.2705>
 34. **Höglund, C. et al. 2002.** Microbial risk assessment of source-separated urine used in agriculture. Waste Management and Research. 20,2,150-161. <https://doi.org/10.1177/0734242X0202000207>
 35. **Blaser, MJ. et al. 1980.** Reservoirs for human campylobacteriosis. J. Infect. Dis. 141,5,665-669. <https://doi.org/10.1093/infdis/141.5.665>
 36. **Havelaar, AH et al. 2012.** Disease burden of foodborne pathogens in the Netherlands, 2009. International Journal of Food Microbiology 156(3): 231-238. <https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2012.03.029>
 37. **Gerba, C. P. 2000.** Assessment of enteric pathogen shedding by bathers during recreational activity and its impact on water quality. Quantitative Microbiology 2,1,55-68.
 38. **Stehr-Green, JK. 1987.** Shedding of oocysts in immunocompetent individuals infected with cryptosporidium. American J. Trop. Med. and Hyg. 36,2,338-342. www.jstor.org/stable/3863243
 39. **Hörman, A. et al. 2004.** "Meta-analysis in assessment of the prevalence and annual incidence of Giardia spp. and Cryptosporidium spp. infections in humans in the Nordic countries." International Journal for Parasitology 34(12): 1337-1346. <https://doi.org/10.1016/j.ijpara.2004.08.009>
 40. **Ajonina, C. et al 2013.** The detection of giardia cysts in a large-scale wastewater treatment plant in Hamburg, Germany. J. Tox. and Env. Health - Part A. 76,8,509-514 <https://doi.org/10.1080/15287394.2013.785208>
 41. **Hejkal, TW. et al. 1984.** Seasonal occurrence of rotavirus in sewage. Appl. Environ. Microbiol. 47,3,588-590. <https://doi.org/10.1128/aem.47.3.588-590.1984>
 42. **Arnbjerg-Nielsen, K. et al. 2005** Risikovurdering af anvendelse af lokalt opsamlet fæces i private havebrug. MST rapport. <https://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2005/jul/risikovurdering-af-anvendelse-af-lokalt-opsamlet-faeces-i-private-havebrug/>
 43. **Garcia, CD. 2006.** Asymptomatic Norovirus Infection in Mexican Children. J. Clin. Microbiol. 44,8,2997-3000. <https://doi.org/10.1128/jcm.00065-06>
 44. **Garcia-Aljaro et al. 2005.** Combined use of an immunomagnetic separation method and immunoblotting for the enumeration and isolation of Escherichia coli O157 in waste waters. J. Appl. Microbiol. 98,3,589-597. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2004.02497.x>

-
45. **Wilson, R. et al. 2013.** Revisiting Dust and Soil Ingestion Rates Based on Hand-to-Mouth Transfer. Human and Ecological Risk Assessment 19(1): 158-188.
<https://doi.org/10.1080/10807039.2012.685807>
 46. **AuYeung, W. et al. 2008.** The fraction of total hand surface area involved in young children's outdoor hand-to-object contacts." Environmental Research 108,3294-299 <https://doi.org/294-299.10.1016/j.envres.2008.07.010>
 47. **Evers, EG. et al, 2015.** A QMRA for the Transmission of ESBL-Producing Escherichia coli and Campylobacter from Poultry Farms to Humans Through Flies." Risk Analysis
<https://doi.org/10.1111/risa.12433>
 48. **Rusin, PS. et al 2002.** Comparative surface-to-hand and fingertip-to-mouth transfer efficiency of gram-positive bacteria, gram-negative bacteria, and phage. J. Appl. Microbiol. 93(4): 585-592.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2002.01734.x>
 49. **Xue, J. et al. 2010.** A meta-analysis of children's object-to-mouth frequency data for estimating non-dietary ingestion exposure. J. Exposure Sci. and Environ. Epidemiol. 20,6,536-545.
<https://doi.org/10.1038/jes.2009.42>
 50. **Xue, J. et al. 2007.** A Meta-Analysis of Children's Hand-to-Mouth Frequency Data for Estimating Nondietary Ingestion Exposure. Risk Analysis. 27,2,411-420. <https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2007.00893.x>
 51. **Teunis, PFM and Havelaar AH. 2000.** The Beta Poisson dose-response model is not a single-hit model. Risk Analysis 20(4): 513-520. <https://doi.org/10.1111/0272-4332.204048>
 52. **Emelko, MB et al. 2019.** Confirming the need for virus disinfection in municipal subsurface drinking water supplies. Wat. Res. 157,356-364 <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.03.057>
 53. **Pintó, RM. et al. 2009.** Risk assessment in shellfish-borne outbreaks of hepatitis A. Applied and environmental microbiology 75(23): 7350-7355. <https://doi.org/10.1128/AEM.01177-09>
 54. **Teunis, PFM. et al. 2002.** Cryptosporidium dose response studies: variation between isolates. Risk Analysis 22(1): 175-183. <https://doi.org/10.1111/0272-4332.00014>
 55. http://qmrwiki.canr.msu.edu/index.php/Giardia_duodenalis:_Dose_Response_Models
 56. **Teunis, PFM. et al. 2018.** Acute illness from Campylobacter jejuni may require high doses while infection occurs at low doses. Epidemics. 24,1-20. <https://doi.org/10.1016/j.epidem.2018.02.001>
 57. **Teunis, PFM. et al. 2008.** Hierarchical dose response of E. coli O157:H7 from human outbreaks incorporating heterogeneity in exposure. Epidemiology and Infection 136(6): <https://doi.org/761-770.10.1017/S0950268807008771>
 58. **US EPA. 2011.** Exposure Factors Handbook 2011 Edition. EPA/600/R-09/052F, 2011.
<http://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=236252>

Bilag A – Baggrund for Risikovurdering

Koncentrationer i spildevand:

For at gennemføre den kvantitative risikovurdering er det nødvendigt at kende koncentrationen af de patogener, der forårsager maveinfektion, i ufortyndet spildevand

Campylobacter:

Campylobacterinfektion er den væsentligste mavesygdom i Danmark /1/. De væsentligste arter, der giver campylobacterinfektion, er *Campylobacter jejuni* og *C. coli* /5/. Vi har derfor lagt vægt på at bestemme koncentrationen i spildevandet så korrekt som muligt.

Viden om koncentrationen af *Campylobacter* spp. i spildevand er sparsom. Følgende koncentrationer fundet i litteraturen er angivet i tabellen herunder. Koncentrationerne varierer imellem 2000 *Campylobacter*/L (22) til $2,8 \cdot 10^7$ MPN (23).

| Koncentration i urensset spildevand (/L) | Reference |
|--|-----------|
| Gennemsnitlig koncentration: 10^4 . 60% <i>C. jejuni</i> , 40% <i>C. coli</i> . | (24) |
| Gennemsnitlig middelværdi over 5 dage $1,7 \cdot 10^4$ til $10 \cdot 10^4$ MPN. Næsten alle isolater var <i>C. jejuni</i> . | (25) |
| Geometrisk gennemsnit: 4, 3.3 og 3.6 Log_{10} /L. <i>Campylobacter</i> spp. | (22) |
| Range: $5 \cdot 10^4$ til 10^7 | (26) |
| 10^6 , 6×10^6 , 10^6 , 10^6 , 10^6 , 10^6 semikvantitativ vækst metode. | (27) |
| Median: $2,80 \cdot 10^7$ MPN | (23). |
| $2,8 \cdot 10^3$ and $1.2 \cdot 10^4$ Cell/L målt med qPCR. 15 ud af 19 prøver var positive, af dem var kun 4 og 2 positive for <i>C. jejuni</i> og <i>C. coli</i> , respektive. | (28) |

På grund af de sparsomme data har vi valgt at beregne koncentrationen.

Koncentrationen af patogener i råspildevand kan estimeres på baggrund af prævalens, afgivelse af patogener med fæces og vandforbrug.

Incidens er antallet af nye infektioner, normalt angivet som antallet af infektioner pr. 100.000 personer pr. år.

Prævalensen er andelen af danskere (i vores tilfælde i oplandet til renseanlægget) der på et givent tidspunkt er inficerede:

$Prævalence = incidens * antal\ dag\ hvor\ patogener\ afgives / (365 * 100k\ (1-assymptomatisk\ andel))$

Koncentrationen af patogener kan beregnes fra prævalensen.

Den gennemsnitlige afgivelse af fæces antages at være 140 g/pers · dag (29).

Den samlede spildevandsmængde som produceres i København er anslået til 150 l/pers · dag. (30).

Patogenkoncentrationen beregnes således:

$Patogen\ Konc.\ i\ råspildevand = Prævalence\ (\%) \cdot g\ fæces\ (g/pers \cdot dag) \cdot patogenafgivelse\ (antal/person \cdot dag) / spildevandsmængde\ (L/person \cdot dag).$

Incidensen er udregnet på baggrund af incidensdata fra 2018 og 2019 fra SSI (31) og antal indbyggere (32) i "Byen København". Underrapportering og underdiagnosticering er anslået til 13,7 gange iflg. Pires et al 2019 (33). Koncentration af *Campylobacter* i fæces anslås til at være $10^{7,5}$ (34). Afgivelse 2 til 21 dage, max ved 15 dage. (35)

På denne baggrund estimeres koncentrationen af *Campylobacter* i spildevand at være:

| | <i>Campylobacter</i> pr. L |
|--------------|----------------------------|
| Min | 2.559 |
| Max | 192.835 |
| Middel | 26.255 |
| Median | 22.322 |
| 5-percentil | 8.001 |
| 95-percentil | 57.465 |

Ved sammenligning ses det, at de beregnede værdier stemmer godt over de fundne litteraturværdier, som dog har højere maximumsværdier end beregningens maksimumsværdier.

Cryptosporidium

På lignende måde er koncentrationen af *Cryptosporidium* estimeret. Incidence 170/100.000 pr år (36). Afgivelsesperiode 30 ± 15 dage (stdev) (38) Koncentration af *Cryptosporidium* i fæces anslås til at være $10^{6,5}$ (37). Asymptomatisk rate 0,73.

| | Cryptosporidium pr. L |
|--------------|-----------------------|
| Min | 229 |
| Max | 7.960 |
| Middel | 1.512 |
| Median | 1.353 |
| 5-percentil | 622 |
| 95-percentil | 2.320 |

Norovirus

Koncentrationen af norovirus er anslået til $10^{7,3 \pm 4,3}$ genkopier pr L svarende til $2 \cdot 10^7$ GC/L på baggrund af litteraturværdier (11).

Giardia

Koncentrationen af Giardia er anslået på baggrund af litteraturværdier fra Ajonina et al (40), August, plant 1.

| | Giardia pr. L |
|--------------|---------------|
| Min | 0,2 |
| Max | 6.518 |
| Middel | 1.738 |
| Median | 1.646 |
| 5-percentil | 248 |
| 95-percentil | 3.557 |

Hepatitis A virus

Anslået til 314 HAV/L ved beregning. Incidence 5,2/100.000 pr år (36). Koncentration i feces 10^5 /g og afgivelsesperiode 20 dage (42). Asymptotisk rate som for norovirus 0,3 (43)

Rotavirus

Koncentrationen af Rotavirus er estimeret fra Hejkal et al. (41) figur 1.

| | Rotavirus FFU pr. L |
|--------------|---------------------|
| Min | 1 |
| Max | 300 |
| Middel | 38 |
| Median | 8 |
| 5-percentil | 1 |
| 95-percentil | 172 |

***E. coli* O157**

Koncentrationen af *E. coli* O157 er estimeret fra Garcia-Aljaro et al. (44).

| | <i>E. coli</i> O157, CFU pr. L |
|--------------|--------------------------------|
| Min | 1.000 |
| Max | 9.329 |
| Middel | 1.809 |
| Median | 1.732 |
| 5-percentil | 1.077 |
| 95-percentil | 3.510 |

Overførsel imellem oversvømmelsesvand, græs og hånd:

På baggrund af feltforsøget fra 2020 og 2016 har vi beregnet følgende ratioer af koncentrationen imellem sedimentation fra spildevand til græs og overførsel fra græs til hånd. For Rotavirus og Hepatitis A virus har vi antaget de samme parametre som for musenorovirus. For *E. coli* O157 har vi antaget samme parametre som *E. coli*:

| Oversvømmelsesvand til græs (%) | <i>Campylobacter jejuni</i> | Muse-norovirus | <i>Cryptosporidium</i> | <i>Giardia</i> | <i>E. coli</i> O157 |
|---------------------------------|-----------------------------|----------------|------------------------|----------------|---------------------|
| Gennemsnit | 11% | 6,5% | 0,1% | 4,5% | 5,6% |
| Median | 10% | 6,4% | 0,1% | 3,7% | 5,4% |
| 5%-til | 1,4% | 1,5% | 0,03% | 2,1% | 1,0% |
| 95%-til | 22% | 12% | 0,2% | 8,1% | 11% |

| Græs til hånd (%) | <i>Campylobacter jejuni</i> | Muse-norovirus | <i>Cryptosporidium</i> | <i>Giardia</i> | <i>E. coli</i> O157 |
|-------------------|-----------------------------|----------------|------------------------|----------------|---------------------|
| Gennemsnit | 5,9% | 7,4% | 44% | 0,3% | 6,1% |
| Median | 2,1% | 6,7% | 41% | 0,3% | 3,1% |
| 5%-til | 0,2% | 0,8% | 5,1% | 0,2% | 0,4% |
| 95%-til | 25% | 16% | 95% | 0,5% | 22% |

Logaritmisk henfald af patogener på græs og hånd:

Henfald beskrives normalt som et 1. ordens logaritmisk henfald:

$$C_t = C_0 \cdot 10^{-k \cdot t}$$

hvor C_t er koncentrationen til tiden t i dage, C_0 er koncentrationen til tiden 0 og k (pr. dag) er henfaldskonstanten.

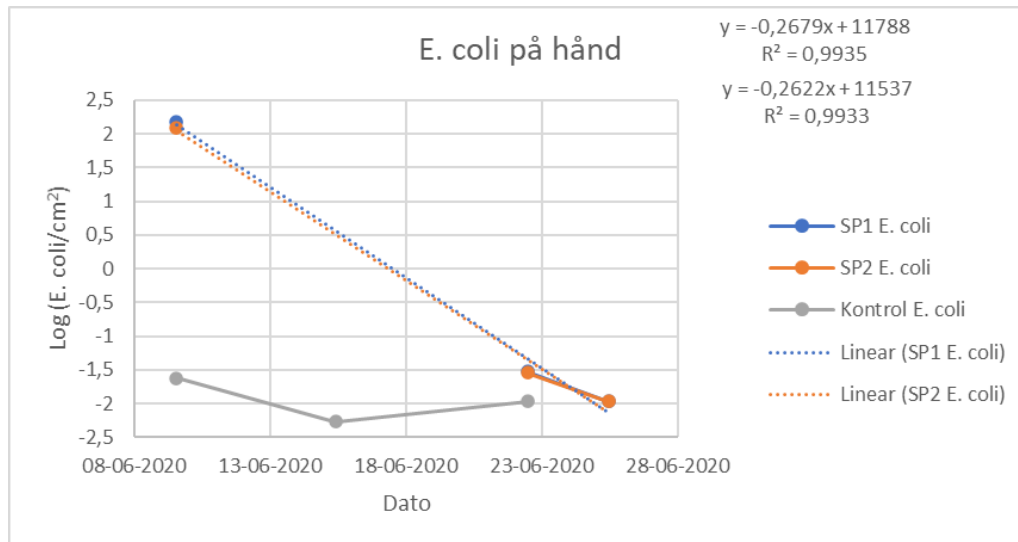
Henfaldskonstanten og t_{90} , tiden der går til 90% reduktion, hænger således sammen:

$$0,1 = C_{t_{90}}/C_0 = \cdot 10^{-k \cdot t_{90}}$$

Efter logaritmering fås:

$$t_{90} = \frac{1}{k}$$

Figuren herunder viser henfaldet af *E. coli* på hånd i de to testfelter og i kontrolfeltet. Hældningen på linierne er ca 0,26 pr. dag. Det svarer til at henfaldet er 0,26 log-enheder pr dag og $t_{90\%}$ er cirka fire dage.



På baggrund af feltforsøgene fra 2020 og 2016 og fra litteraturen har vi beregnet følgende henfald af de enkelte patogener i græsset og af den resulterende koncentration efter overførsel fra græs til hånd. Det er henfaldet i koncentrationen på hænderne der er anvendt til vurderingen. :

| $K_{\log 10}$ | Campylobacter | Norovirus | Cryptosporidium | Giardia | E. coli O157 | Rota virus | Hepatitis A virus |
|---------------|---------------|-----------|-----------------|---------|--------------|------------|-------------------|
| Henfald hånd | -0,44 | -0,031 | -0,063 | -0,12 | -0,25 | -0,26 | 0,03 |
| stdev% | 0,05 | 0,011 | - | - | 0,004 | | |

Model til kvantitativ mikrobiel risikovurdering:

| Parameter/procestrin | Symbol | Enhed | Værdi/fordeling/reference |
|--------------------------------------|-----------|---------------|------------------------------|
| Vandstand i modelpunkt j | FL_j | m | Tidsserie uddraget fra model |
| Fraktion af spildvand i modelpunkt j | F_j | dimentionsløs | Tidsserie uddraget fra model |
| Spildevandspåvirkning i punkt j | $W_{l,j}$ | m | Maximum af $FL_j \cdot F_j$ |

| | | | |
|--|------------|----------------------|---|
| Patogenkoncentration i ufortyndet spildevand | C_{pw} | m^{-3} | Målt eller baseret på litteraturværdier |
| Modeleret patogenkoncentration tilført græs i modelpunkt j | $Cm_{p,j}$ | m^{-2} | $W_{I,j} \cdot C_{pw}$ |
| Genfindning i græs | FWG | Dimensionsløs | Baseret på forsøgsresultater |
| Patogenkoncentration i græs i modelpunkt j | $Cg_{p,j}$ | m^{-2} | $Cm_{p,j} \cdot FWG$ |
| Fraktion overført fra græs til hænder | FGH | Dimensionsløs | Baseret på forsøgsresultater |
| Patogenkoncentration på hænder i model punkt j | $Ch_{p,j}$ | cm^{-2} | $Cg_{p,j} \cdot FGH / 10.000$ |
| *Håndareal, 7 mdr til 4 år | Ah | cm^2 | 113 cm^2 , Stdev 12,5 cm^2 , Log normal fordeling. (45) |
| Fraktion af hånd i mund | FHM | Dimensionsløs | Min: 0,04, mest sandsynlig: 0,07, max 0,1, triangulær. (46) |
| Fraktion af patogener på hånd overført til mund | FPM | Dimensionsløs | Min: 0,0004 (47), mest sandsynlig: 0,32 (48), max 1, triangulær fordeling |
| Patogener ført til mund pr. gang i modelpunkt j | $D_{p,j}$ | Antal patogener/gang | $Ch_{p,j} \cdot Ah \cdot FHM \cdot FPM$ |
| Tid på græsplæne | t | timer | Antaget til 0,5 timer |
| Antal gange hånd føres til mund | N_m | $Time^{-1}$ | 16, Stdev, 9,9 Log normal fordeling. (50) |
| Dosis ved 0,5 times leg på græs i modelpunkt | D_j | Antal patogener | $D_{p,j} \cdot N_m \cdot t$ Hvor $t = 0,5$ |
| *Underside af 1 hånd | | | |

D/R relationer

| Organisme | Funktion | α | β | Endpoint | Analytisk enhed | Asymptotisk rate | Reference |
|---|--|-----------------------------|------------------------------|--|----------------------|------------------|---|
| Rotavirus | Exact β -poisson | 0.167 | 0.191 | Infektion | FFU | 0 for børn | Error! Reference source not found. |
| Norovirus Høj D/R | Exact β -poisson | 0,04 | 0,055 | infektion | Gencoier | - | (52) Funktion 1B |
| Norovirus Lav D/R | Exact β -poisson | 2,91 | 2734 | infektion | Gencoier | - | (52) Funktion 3B |
| Hepatitis A | Approximate β -poisson | 0,374 | 187 | Sygdom (infektion) | Infektiose partikler | | (53) |
| Cryptosporidium parvum Iowa+Tamu+UCP | Exact β -poisson | 0,115 | 0,176 | Infektion og sygdom | Oocysts | | (54) |
| Giardia duodenalis | Ekspontiel | $P_m = 1.99 \times 10^{-2}$ | | Infektion (cyst ekskretion) Rose 1991 | Cyster | 0,81 | (55) |
| Campylobacter jejuni Høj D/R | Exact β -poisson | 0,38 | 0,51 | Infektion | CFU | | (56) |
| Campylobacter jejuni Lav D/R | Exact β -poisson | 0,44 | 0,51 | Infektion | CFU | | (56) |
| Campylobacter jejuni Høj D/R | $P_{\text{Conditional illness}} = 1 - (1 + \eta D)^{-r}$ | $r = 0,76$ | $\eta = 9,18 \times 10^{-3}$ | Sygdom efter infektion | | | (56) |
| Campylobacter jejuni | $P_{\text{Conditional illness}} = 1 - (1 + \eta D)^{-r}$ | $r = 0,06$ | $\eta = 0,88$ | Sygdom efter infektion | | | (56) |

| | | | | | | | |
|----------------------|----------------------------------|-------|------|------------------------|---|--|------|
| Lav D/R | | | | | | | |
| Campylobacter jejuni | P _{Conditional illness} | 0,33 | | Sygdom efter infektion | | | (56) |
| E coli O157 | Approximate β -poisson | 0,248 | 48,8 | Sygdom | ? | | (57) |

Analyse af variationer og usikkerheder

Mikrobiel risikovurdering er en metode, der omdanner videnskabeligt frembragte data til informationer, som giver det bedst mulige grundlag for at tage beslutninger.

Beslutningstageren skal dog være klar over, at beregningerne indeholder variation og er behæftet med usikkerhed. Det er en vigtig del af rapporteringen, at de mest betydende variationer og usikkerheder er beskrevet, så beslutningstageren er informeret herom.

Reelle variationer, f.eks. at koncentrationen i spildevandet varierer imellem parker og geografisk i den enkelte park, eller at nogle børn sutter mere på hænderne end andre, bliver inddraget i beregningerne igennem Monte Carlo simulering. I denne rapport angives 95-percentilerne, som et mål for variationen. 95-percentilerne giver endvidere mulighed for at tage beslutning med en større sikkerhedsmargin. Resultatet af Monte Carlo simuleringen er i virkeligheden en risikokurve, hvor 95-percentilen udgør et punkt. Risikokurven gør det muligt at få et mere nuanceret billede af risikoen.

Temperatur, nedbør, vind og solskin har betydning for de sygdomsfremkaldende mikroorganismers overlevelse og giver variation. Vi har målt klimatiske faktorer i forbindelse med feltundersøgelserne, men der er ikke taget specifikt hensyn hertil i vurderingerne.

En væsentlig faktor i vurderingen er, hvor langt tid barnet leger på græsset. Vi har her antaget 30 minutter. Ved kortere tid er risikoen mindre, ved længere tid er den højere. Ved lave risici er der lineær sammenhæng imellem risiko og legetid. Ved høje risici stiger risikoen hurtigere end legetiden.

Usikkerhederne derimod består af en kombination af systematiske og tilfældige fejl.

Tilfældige fejl skyldes variationen i selve udførelsen af analysen. I det omfang det har været muligt, har vi inddraget den tilfældige analytiske usikkerhed. Denne type af usikkerheder er ligeledes inddraget og kommer til udtryk i risikokurver og 95-percentiler.

Modelleringen (se afsnit 5.3.2) kan give en systematisk fejl ved vurdering af spildevandspåvirkningen. Vi har anvendt den maksimale vanddybde, fordi det ikke vil være muligt at gennemføre QMRA for alle modellens tidskridt. I praksis vil vanddybden variere med tiden. Med valg af den maksimale vanddybde forventer vi, at modellen overvurderer spildevandspåvirkningen.

For de mikrobielle analyser er systematiske fejl, f.eks. at genfindingsprocenten ikke altid er bestemt. I vores studium har vi bestemt genfinding for Cryptosporidium, Giardia og for

musenorovirus, men ikke for de resterende parametre. Et vigtigt trin i vurderingen er overførslen fra græs til hånd og mund. Vi har målt, hvor mange *E. coli*, enterokokker og patogener, der vaskes af hænderne med en buffer efter kontakt med græsset. Vi har ikke målt, om vi får *alle E. coli* og patogener, der sidder på hånden, med i analysen. Vi anser det dog for sandsynligt, at genfindingen i bufferen er høj, og at de organismer, der kommer med i analysen, også er dem, der sidder løst på hånden, og vil være dem, der overføres til munden, og giver risiko for infektion og sygdom.

En anden systematisk usikkerhed kommer fra de antagelser, der ligger til grund for vurderingerne. F.eks. betyder koncentrationen af *Campylobacter* og norovirus i spildevandet meget og er svær at fastlægge. For norovirus har vi anvendt resultater fra en metaanalyse (11). Analysen har årgennemsnitlige data for Europa, men har også set på forskellen globalt set imellem sommer og vinter. For Europa er koncentrationen af norovirus 5,1 (SD 1,6) (log₁₀/L) mens den globale sommerkoncentration er 4,3 (SD 1,3) (log₁₀/L). Det har en betydning for resultatet, om man vælger den ene eller den anden. De viste resultater anvender sommerkoncentrationerne. Koncentrationen af *Campylobacter* er beregnet ud fra antagelser om koncentration i fæces og forekomsten af campylobacteriose i befolkningen, fordi litteraturværdier for *Campylobacter* i spildevand er sparsomme. De beregnede koncentrationer er sammenlignelige med de tilgængelige målte koncentrationer, som er vist i Bilag A.

En anden systematisk usikkerhed er forbundet med dosis-respons relationerne, som er baseret på begrænsede antal forsøg med voksne mennesker. Vi har overført disse data til børn, som muligvis er mere følsomme end voksne. Desuden giver litteraturen modstridende D/R relationer især for *Campylobacter* og for norovirus, som bærer hovedparten af sygdomsrisikoen. For *Campylobacter* er D/R høj, når der tages udgangspunkt i analyse af udbrud i forbindelse med "fødevarerforgiftning", og D/R er lav, når der tages udgangspunkt i forsøg med kendt dosering af *Campylobacter* til mennesker eller dyr. For norovirus er problemet, at den kan klumpe sig sammen. Det vides ikke, hvor meget de klumper sig sammen eller hvad sammenklumpning betyder for risikoen. Graden af sammenklumpning giver forskel i D/R. I dette projekt har vi estimeret risikoen både med høj og lav D/R for *Campylobacter* og norovirus.

Endvidere er der usikkerhed forbundet med, om patogenerne i spildevandet er i stand til at forårsage en infektion, eller om de er inaktiverede. For *Giardia* og *Cryptosporidium* er der i analysen skelnet mellem levende og døde. For Rotavirus var der i litteraturværdierne tale om vækstbaserede analyser, så de antages at være infektiøse.

For norovirus, som bidrager med en væsentlig del af risikoen, har vi i denne undersøgelse anvendt en musenorovirus som indikator for humane virus. Vi forventer, at musenorovirus opfører sig som human norovirus. Undersøgelsen har derfor givet helt ny viden. Vi har brugt DNA-baserede PCR-analyser, der ikke skelner mellem infektiøse og inaktiverede norovirus. Parallelt med PCR-analyserne har vi i få prøver analyseret for colifager, som er *E. coli*-specifikke virus. Der blev fundet infektiøse colifager, som stammer fra spildevandet efter de 14 dage i håndprøverne. Vi har derfor antaget, at alle PCR-detekterede musenorovirus er infektiøse.

Henfaldet af norovirus er medbestemmende for, hvor hurtigt sygdomsrisikoen falder. Vi har her anvendt koncentrationen i håndprøverne til at vurdere henfaldet, fordi prøvematri- cenen er simpel, og fordi de to sæt analyser (Figur 5-15) giver nogenlunde samme henfald. Henfaldet i græsset er muligvis større (Figur 5-15). Henfaldet af norovirus kan være undervurderet.

Campylobacter er bestemt ved en vækstmetode og er derfor levende ved detektion. *Campylobacter* kan overgå til en levende men ikke dyrkbar (VBNC) tilstand (12). I denne tilstand kan *Campylobacter* stadig være sygdomsfremkaldende. *Campylobacter* er følsom over for ilt (mikroaerofil) og anses for at henfalde hurtigt i atmosfærisk luft. Et hurtigt henfald er derfor forventeligt. En undersøgelse (13) har vist, at henfaldet af dyrkbare *Campylobacter* og faldet i deres evne til at binde sig til og invadere (adhesion/invasion) humane celler er nogenlunde ens. Vi antager derfor, at vores *campylobacter*analyse giver et retvisende billede af antallet af sygdomsfremkaldende *Campylobacter*.