



Miljøministeriet
Naturstyrelsen

Sundhedsaspekter ved regnbaseret rekreativt vand i større byer



Kolofon

Titel:

Sundhedsaspekter ved regnbaseret rekreativt vand i større byer

Emneord:

Regnvand, urban afstrømning, rekreativt vand, sundhed

Projektmidler:

Projektet er gennemført med støtte fra tilskudsmidlerne i forbindelse med den miljøteknologiske handleplan

Udgiver:

Naturstyrelsen

Ansvarlig institution:

Naturstyrelsen

Forfatter:

Jes Clauson-Kaas (COWI A/S), Anders Dalsgaard (DanVet), Frank Fotel (DHI), Lone B. Thuesen (COWI A/S)

Anden bidragyder

Gerald Heinicke (DHI)

Sprog:

Dansk

År:

2011

ISBN nr. elektronisk version:

978-87-92708-35-9

Udgiverkategori:

Statslig

Resume:

Regnvand afstrømmet fra tage og rene pladser kan anvendes rekreativt uden risiko for smitte eller toksiske stoffer i regnvandet.

Vejvand skal renses for at fremstå æstetisk. Det er muligt at skønne risici ved modellering. Før anvendelse af et vandlegeme til rekreativ aktivitet bør der foretages en risikoscreening og udarbejdes en risiko monitorering.

Må citeres med kildeangivelse.

Forbehold:

Naturstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøministeriet. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Naturstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Naturstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Indhold

Sammendrag og konklusioner.....	4
Baggrund.....	4
Formål	4
Konklusion.....	5
Summary and Conclusions.....	7
Background.....	7
Objective	7
Conclusion	8
1. Indledning.....	10
1.1 Baggrund.....	10
1.2 Formål	11
1.3 Afgrænsning af projektet	11
2 Afstrømningsvand og human kontakt	13
2.1 Rekreativt vand i byer	13
2.2 Kontakt mellem mennesker og vandlegemer.....	17
2.3 Tilbageholdelse af regnvand	18
3 Sundhedsmæssige og hygiejniske aspekter.....	19
3.1 Urbant afstrømningsvand.....	19
3.2 Overførsel af mikroorganismer og toksiske stoffer til mennesker.....	20
3.2.1 Indtagelse af vand gennem mund (oral).....	21
3.2.2 Hud- og slimhindekontakt	22
3.2.3 Indånding	22
3.3 Smitstoffer	23
3.3.1 Mikroorganismer i urban afstrømmet regnvand.....	23
3.3.2 Fækal forurening og smitstoffer i afstrømmet tagvand.....	24
3.3.3 Vandbårne sygdomsudbrud ved rekreativ anvendelse af vand i USA.....	28
3.4 Kemiske stoffer.....	34
3.4.1 Tagvand, kemiske stoffer.....	38
3.4.2 Kemiske sundhedsrisici	39
4 Analyse af risici	41
4.1 Metoder til modellering af afstrømningsvand i byer	41
4.2 Metoder til vurdering af sundhedsrisici	43
4.3 Brug af risikomodel	44
4.3.1 Data til modellering af sandsynlighed for infektion	45

4.3.2	Eksempel: Overførsel af smitstoffer mellem mennesker ved rekreativt anvendelse af regnvand.....	46
4.4	Metode til vurdering af kemiske risici	51
4.4.1	Beregning af afstrømning	52
4.4.2	Beregnet flow af kemiske stoffer.....	53
4.4.3	Vurdering af kemiske risici.....	55
5	Regulering af vandkvalitet i Danmark	56
6	Sikring og overvågning af vandkvalitet.....	58
6.1	Metoder til analyse af vandkvalitet.....	58
6.2	Metoder til håndtering af tagvand og pladsvand	60
6.3	Metoder til rensning af vejvand lokalt.....	60
6.3.1	First flush	61
6.3.2	Bassin og filter	61
6.3.3	Bonnerup separator	62
6.3.4	ActiFlo	63
6.3.5	Dobbeltporøst filter	65
7	Idéer til rekreativ anvendelse af regnvand i byrum	68
7.1.1	Gråbrødre Torv i København.....	68
7.1.2	Gårdrummet i Skydebanekarréen på Skydebanegade	69
7.1.3	Et skole-/institutionsområde i København	71
8	Resultat og anbefalinger	75
8.1	Rekreativ anvendelse af regnvand i byer.....	75
8.2	Sundhedsmæssige risici	76
8.3	Håndtering af afstrømet regnvand	77
8.4	Modellering af sundhedsrisici.....	78
8.5	Regulering af rekreativ anvendelse af regnvand	78
8.5.1	Risikovurdering	78
8.5.2	Risikostyring.....	79
8.5.3	Oplysning om regnvand.....	79
Bilag 1:	Litteratur	81
Bilag 2:	Mikroorganismer i afstrømet vand.....	87
Bilag 3:	Beskrivelse af scenarier til risikovurdering.....	96
Bilag 4:	Mikrobiologisk undersøgelse af vandprøver fra Ørestaden, dobbeltporøs filtrering.....	100

Sammendrag og konklusioner

Baggrund

Vand forventes – på godt og ondt – at blive en større del af bybilledet i fremtiden. På den ene side er der et stigende fokus på udnyttelse af vand som en integreret del af den moderne by, fordi vand skaber liv i byen. Den tyske landskabsarkitekt og vandkunstner Herbert Dreiseitl har i flere tyske byer (f.eks. Potzdammer Platz i Berlin), i Oslo (Fornebu) og i Asien og USA vist hvilken værdi, urbane vandområder kan tilføre en tæt bebygget by. Også i Frankrig og Sverige findes nu talrige eksempler på levendegørelse af byer ved at anvende regnvandet som forskønnelses element. Disse anvendes mere eller mindre tilsigtet til leg, sopning, m.v.

På den anden side forventes der med klimaændringerne stigende vandmængder, som skal håndteres i byen på nye og innovative metoder. I dag forekommer der oversvømmelser fra afløbssystemerne som medfører oversvømmelse af kældre og opstuvning på terræn. Herved kommer mennesker i kontakt med en blanding af regnvand og spildevand.

Når mennesker kommer i kontakt med forurenet vand, enten gennem rekreativ udnyttelse eller gennem oversvømmelser, kan dette medføre øget sygdomsrisici, da sandsynligheden for at komme i kontakt med sygdomsfremkaldende mikroorganismer og toksiske stoffer øges.

Ved planlægning af projekter, der skal håndtere og integrere vand i byen, er det derfor afgørende at identificere lokaliteter og aktiviteter, hvor der vil være uacceptable smitterisici, således at der kan gennemføres foranstaltninger til at reducere sådanne risici.

Der foreligger ofte generel viden om forekomst af smitstoffer og toksiske stoffer i overfladevand og forbundne sygdomsrisici ved kontakt og indtagelse af sådanne forureninger, men der foreligger meget få analyser af de reelle risici af forskellige scenarier, når mennesker har kontakt med rekreativt vand eller i forbindelse med større oversvømmelser.

Formål

Formålet med dette projekt er at analysere og udvikle metoder til at vurdere sygdomsrisici, når afstrømmet regnvand anvendes rekreativt i byområder.

Det er således projektets formål at identificere hvorledes sygdomsrisici kan opstå ved kontakt mellem mennesker og vand, samt afdække danske og internationale

erfaringer med sundhedsskadelige stoffer og sygdomsfremkaldende mikroorganismer i regnvand.

Projektet opstiller også metoder til vurdering af risici, beskriver teknologier til reduktion af disse samt opstiller metoder til håndtering af sundhedsrisici ved anvendelse af regnvand, hvor kontakt mellem mennesker og afstrømmet regnvand indgår.

Konklusion

De sundhedsmæssige risici opstår især ved indtagelse af vand gennem munden, men i meget særlige tilfælde kan indånding eller hudkontakt udgøre en risiko. Mængden af vand der indtages afhænger, om der bades, soppes eller der kun er håndkontakt.

Det foreslås at byens afstrømningsarealer opdeles i tagvand, pladsvand (torve, indergårde, grønne arealer) og vejvand (arealer med motoriseret trafik).

Ud fra litteraturen skønnes at tagvand generelt ikke udgør en mikrobiologisk eller kemisk sundhedsrisiko ved rekreativ anvendelse. I særlige tilfælde hvor der er anvendt tagmaterialer som bly eller hvor store mængder fugle tager ophold på et tag, kan tagvandet indeholde skadelige stoffer eller smitstoffer.

Generelt skønnes pladsvand i danske byer ikke at indeholde kemiske stoffer eller smitstoffer, der udgør en trussel for rekreativ anvendelse. I særlige tilfælde hvor der f.eks. fodres store mængder duer på et torv, eller hvor der åbent opbevares affald eller skrot, kan pladsvandet indeholde skadelige stoffer.

Vejvand skal renses så det fremstår klart og æstetisk for at kunne anvendes rekreativt.

Helt afgørende for smitterisikoen fra regnvand i byer i Danmark, er at det ikke indeholder smitstof fra mennesker.

De største risici for tilførsel af smitstoffer til vandet, kommer fra de mennesker, der opholder sig i vandet, hvor bl.a. børn i "blealderen" er en særlig alders-gruppe, der kan tilføre vandet fækal forurening.

På baggrund af kvalitative vurderinger fra litteraturen skønnes, at regnvand kan opbevares i vandelementer i et døgn og blive brugt med yderst ringe sundhedsmæssige risici.

Regnvand kan således i mange tilfælde erstatte vandværksvand i forbindelse med etablering af rekreativt vand i byområder, bl.a. fordi det netop ikke indeholder afføring fra mennesker, som det kan være tilfældet i søer, åer og kysters badevand.

Det anbefales at inkludere analyser for *Campylobacter* i regnvand, der anvendes i husholdning eller til rekreativt brug.

Solens UV-lys virker dræbende på mikroorganismer, der ligger på f.eks. tagoverflader. Derfor vil frit sollys på en tagflade i og et vandlegeme, der ligger uden skyggende træer, virke reducerende på mængden af sygdomsfremkaldende mikroorganismer.

Summary and Conclusions

Background

It is to be expected that water - for better or worse - will have a growing impact on urban areas in the future. On the one side there is a growing focus on using water as an integrated part of modern urban areas because water makes cities more viable. The German landscape architect and water artist Herbert Dreiseitl has in several German cities (e.g. Potsdammer Platz in Berlin), in Oslo (Fornebu) and in Asia and United State shown the value of urban water elements in high density cities. Also in France and Sweden there are now numerous examples of making cities lively by using rainwater to beautify the urban landscape. These water elements are more or less intended also to be used for playing, wading, swimming etc.

On the other side it is to be expected that due to climate change a growing amount of rainwater must be handled in the city and in an innovative way. Today flooding from combined sewer systems, results in flooding of basements and streets and squares. Hereby humans are getting in contact with the mixture of rainwater and sewage.

When people are in contact with polluted water either through recreational activity or through flooding it can result in increased risk of diseases because the probability of getting in contact with infectious microorganisms or toxic compounds increases.

When planning projects, which are to handle and integrate water in the city it is therefore decisive to identify locations and activities where health risks are unacceptable to make sure that preventions are taken to reduce such risks.

Generally there is a lot of information about the presence of disease causing agents and toxic compounds in rainwater runoff and related health risks from contact or intake of such pollutant. However, there are very few analysis of the real risk from the different scenarios when people have contact with recreational water or in connection with large scale flooding.

Objective

The objective of this study is to analyse and develop methods to estimate health risks when rainwater runoff is used for recreational purposes in urban areas.

It is therefore the objective of the study to identify health risks from contacts between humans and water and collect Danish and international experience with human toxic compounds and disease course agents in rainwater.

The study also attempts to establish methods of estimating risks, describes technology for reducing these risks and propose methods of handling health risks from contact between humans and rainwater runoff when using rainwater.

Conclusion

Health risks appear especially through oral intake of water but in special cases also inhaling and skin contact can be a risk. The amount of water that is swallowed depends on if a person is swimming, wading or if there is only hand contact.

It is suggested that the urban runoff areas are divided into roof water, square water (squares, inner yards, green areas) and street water (areas with motorised traffic).

From the literature it is estimated that roof water in general is not a microbiological or chemical risk to human when rainwater is used for recreational purposes. In special cases where roof materials like lead is used or where larger groups of birds usually rest on the roof, the roof water can contain unwanted toxic compounds or disease causing agents.

Street water should be cleaned to appear aesthetic to be used for recreational purposes.

Absolutely vital for the disease risk from rainwater in Danish urban areas are that there are no disease causing agents from humans.

The largest risk of disease in recreational water comes from the people who are in contact with the water. Children wearing napkins is a special age group that can faecally pollute recreational water.

Qualitative considerations based on the literature suggest that rainwater can be kept and used for about a day in a water element without being of significant risk to the user.

Rainwater can therefore in many cases replace drinking water when establishing a water element for recreational purposes in an urban area because it does not contain faecal pollution from humans. Lakes, rivers and coastal areas are often faecally polluted.

It is recommended to include analysis for campylobacter in rainwater, which is to be used for recreational purposes.

The UV light from the sun is destroying microorganisms on a roof. Therefore, unblocked sunshine on a roof top or a water element will reduce the amount of disease causing agents in the water.

Rainwater runoff can be treated in filters or whirl separators for roof water and in separators, double porous filters or forced precipitation for street water and in some cases square water. For roof water there will often be a first flush effect, which is not the case for street and square water.

It is possible for a given catchment area where information on content of chemical compounds and disease causing agents are available to estimate the health risks by applying quantitative microbiological risk assessment.

When approving a water element, which appeals to play, wading or swimming, it is suggested to carry out a risk assessment which includes inspection and description of the surfaces from where the water is collected and a risk management which include maintenance and monitoring of the water quality.

1. Indledning

1.1 Baggrund

Vand forventes – på godt og ondt – at blive en større del af bybilledet i fremtiden. På den ene side er der et stigende fokus på udnyttelse af vand som en integreret del af den moderne by, fordi vand skaber liv i byen. Et eksempel er havnebadene i København, der er oprettet efter spildevandstilløbene til havnen er blevet reduceret kraftigt. Badeområderne i Københavns havn er både værdsat blandt byens borgere (i h.t. brugerundersøgelse gennemført af Københavns Energi) og vækker opmærksomhed internationalt samt hos udenlandske besøgende.

På den anden side forventes der med klimaændringerne stigende vandmængder, som skal håndteres i byen på nye og innovative metoder. I dag forekommer der oversvømmelser fra afløbssystemerne som eksempelvis i København i august 2007 og 2010 samt i Greve i år 2006 og 2007. Senest har skybrud i sommeren 2008 medført overløb fra flere rensningsanlæg på Sjælland og en betydelig fækalforurening af badevandet på en række strande.

Når mennesker kommer i kontakt med forurenet vand, enten gennem rekreativ udnyttelse eller gennem oversvømmelser, kan dette medføre øget sygdomsrisici, da sandsynligheden for at komme i kontakt med sygdomsfremkaldende mikroorganismer og toksiske stoffer øges.

Ved planlægning af projekter, der skal håndtere og integrere vand i byen, er det derfor afgørende at identificere lokaliteter og aktiviteter, hvor der vil være uacceptable smitterisici, således at der kan gennemføres foranstaltninger til at reducere sådanne risici.

Der foreligger ofte generel viden om forekomst af smitstoffer og toksiske stoffer i overfladevand og forbundne sygdomsrisici ved kontakt og indtagelse af sådanne forureninger, men der foreligger meget få analyser af de reelle risici af forskellige scenarier når mennesker har kontakt med rekreativt vand eller i forbindelse med større oversvømmelser.

I dag foreligger der begrænset viden om spredning af smit- og toksiske stoffer opnået gennem dynamisk modellering og sammenholdning af dette med potentielle teknologier, som kan forebygge og reducere sådanne forureninger og risici. Der er derfor behov for at udvikle modeller der beskriver relationen mellem forekomst af toksiske stoffer og smitstoffer i byens rekreative vand og forventede sygdomsrisici, samt beskrive kendte renseteknologiers evne til at reducere mikrobiologiske og kemiske forureningsstoffer.

1.2 Formål

Formålet med dette projekt er at analysere og udvikle metoder til at vurdere sygdomsrisici når afstrømmet regnvand anvendes rekreativt i byområder.

Projektet har følgende fire hovedformål:

- Give en oversigt over muligheder for at anvende urban regnafstrømning til rekreative formål som åbne kanaler, pladser udformet så de undertiden står med vand, søer (regnvandsbassiner integreret i landskabet), springvand, badning, soppebassiner, fiskeri, sejlads, osv.
- Identificere de sundhedsmæssige risici der er ved at anvende urban regnafstrømning til rekreative formål.
- Beskrive og analysere udvalgte renseteknologiers effektivitet for reduktion af smit- og toksiske stoffer, herunder om der i andre lande anvendes renseteknologier, hvor vand anvendes rekreativt i urbane miljøer.
- Sammenkoble dynamiske modeller og sygdomsbilleder til vurdering af sygdomsrisici, analysere omkostningseffektive metoder til reduktion af risici, samt foreslå programmer til løbende kontrol af det rekreative vand.

1.3 Afgrænsning af projektet

Der er foretaget en vurdering af de sundheds- og hygiejnemæssige risici ved anvendelse af urban regnafstrømning til rekreative formål. Herved forstås regnvand som opsamles efter afstrømning fra tage og en række forskellige typer overflader, f.eks. veje, pladser, indergårde, græsarealer, osv., men uden tilblanding af kloakvand, f.eks. fra overløb af kloakker. En fækalforurening af regnvand under afstrømning vil således skyldes afføring fra dyr, herunder fugle, og i princippet aldrig fra mennesker.

Det vurderes dog, at der kan ske en betydelig fækalforurening af regnvandet efter opsamling i bassiner, kanaler m.v., og under rekreativ anvendelse. En stor del af de mulige sundhedsrisici ved en rekreativ anvendelse er således relateret til forureninger efter vandet er opsamlet. En betydelig del af en sådan mikrobiologisk forurening af opsamlet regnvand må forventes at stamme fra mennesker, som bruger vandet rekreativt, især mikroorganismer i fækalier og fra hud-overflader. Sådanne fækale forureninger kan især forventes ved høj rekreativ aktivitet, f.eks. soppeaktivitet af små børn om sommeren, og hvis bassiner og kanaler tiltrækker et

stort antal fugle. Fækalforurening kan også forekomme fra hunde, katte, gnavere og andre dyr, hvis disse har adgang til bassiner, kanaler mv. med opsamlet regnvand.

Der er derfor også foretaget vurderinger af sygdomsrisici for udvalgte smitstoffer, som skyldes fækalforurening fra mennesker i forbindelse med rekreativ aktivitet i det opsamlede regnvandet.

Vurderinger af sygdomsrisici er kun foretaget efter indtagelse af vand gennem mund (oral) under rekreativ anvendelse af tagvand. Risici for drukning eller anden tilskadecomst ved rekreativ aktivitet, samt sygdomsrisici ved hudkontakt og indånding er ikke inkluderet. Risici ved hudkontakt og indånding er dog kort beskrevet.

En lang række smitterisici er vurderet og udelukket baseret på kvalitative vurderinger, herunder i situationer hvor datagrundlag ikke tillader en kvantitativ vurdering.

2 Afstrømningsvand og human kontakt

2.1 Rekreativt vand i byer

Vand har stor attraktionsværdi og den arkitektoniske tendens går mod mere vand i bybilledet. I byens rum bidrager vandet både med visuelle, rumlige og rekreative kvaliteter (Jensen 2009). Frilægning af Århus Å og Vejle Å er nyere eksempler på ønsket om mere synlighed af vandet i byen med de oplevelsesmæssige kvaliteter det medfører for byen.



Figur 2-1: Foto tv: Århus Å, i marts i regnvejr. Om sommeren er stedet fyldt med mennesker på cafeerne og på siddekanterne ned til åen. Foto th: Århus Å ud for Mølleparken om sommeren.

Havneomdannelser er ligeledes i tidens trend. Også her opleves stor kvalitet i nærheden til vand. København Havn og i særdeleshed badeområdet ved Islands Brygge er et godt eksempel herpå. Også Odense havnefront og omdannelse af Ålborg havnefront med et mix af boliger, kulturelle tilbud og fritidsaktivitetsområder ses som eksempler på, at nærheden af vand tillægges stor værdi.

Oftest er vandet fra nedbør usynlig i bybilledet, det ledes hurtigt væk fra belægningen og direkte i afløb. Klimaforandringernes stigende regnvandsmængder med ekstrem regn, hvor der falder meget nedbør på kort tid, stiller krav til nye måder at håndtere regnvandet på i byerne. Generelt skal der tænkes innovativt i by- og boligområder, hvor en stor del af overfladen er belagt med ikke vandgennemtrængelige materialer som fliser, asfalt mm., og hvor alt regnvand vil belaste de eksisterende afløbssystemer og regnkanaler.



Figur 2-2: Eksempel på leg med vand fra torv/plads i Aalborg. Her kunne vandet i renderne være regnvand.

En større synliggørelse af vandet i bybilledet vil bidrage til en større diversitet i byens rum, og dermed gøre oplevelsen og kvaliteten mere varieret. Ved en aktivering af vandet som et element, man samtidig kan bruge aktivt til berøring ved sopning, badning og leg uden risiko for at blive syg af det, - giver byrummet en ny dimension.



Figur 2-3: Eksempel på soppevand fra Vejle. Her anvendes drikkevand(Foto Camilla Jørgensen)

Et øget ønske om åbne kanaler og vand i bymiljøet, harmonerer med behovet for en opstuvning og forsinkelse af regnvand på pladser og i parker ved ekstreme regnskyl, inden vandet evt. løber i de lukkede afløbssystemer. En kombination af åbne og lukkede systemer i byerne og i boligområder kan således bidrage positivt på flere måder.

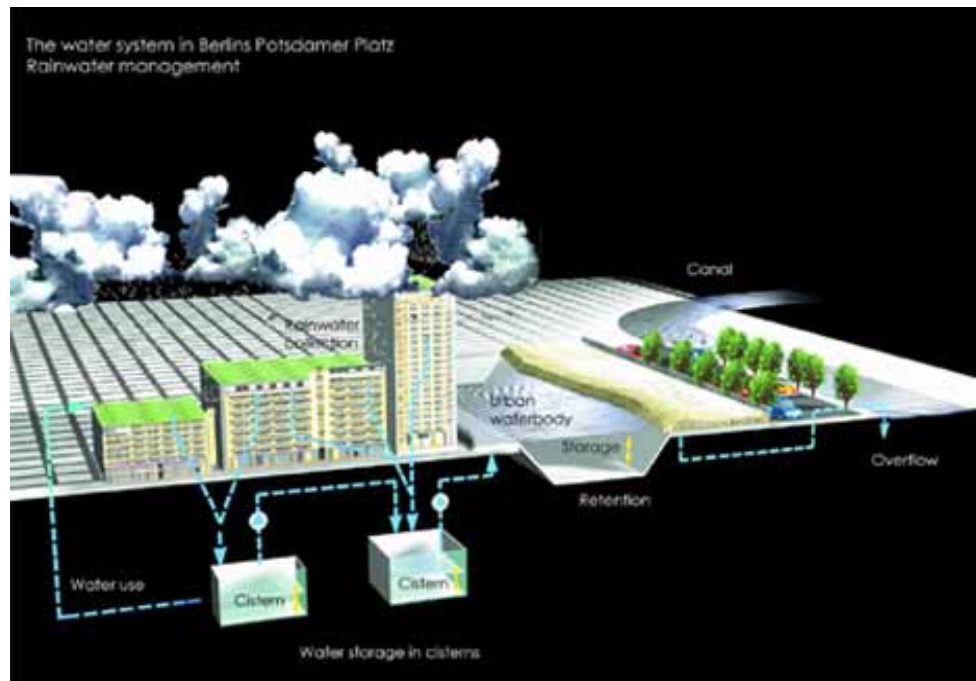
Westerpark i Amsterdam er et eksempel på et soppebassin hvor små børn også kan svømme. Der anvendes i øjeblikket drikkevand, idet der tilføres 1 l/s, som så løber ud modsat tilførselspunktet. Der doseres ikke kemikalier og vandet bruges efterfølgende til vanding i parken. Én gang om ugen tømmes bassinet og renses. På vejledningstavlen til bassinet er der ikke opfordring til at blebørn skal bære ble (som det eksempelvis kræves i soppebassinet i Fælledparken i København). Soppebasinet er anlagt så der kan tilføres regnvand.



Figur 2-4: Eksempel på bassin, hvor der også bades fra Westerpark i Amsterdam (foto Ole Fryd)

Et eksempel på rekreativ brug af tagvand findes på **Potsdammer Platz i Berlin**. Tagvandet strømmer fra grønne tage til underjordiske cisterner hvorfra det pumpes dels til toiletskyld i bygningerne, dels til en sø på pladsen. Fra søen ledes vandet gennem et sandfilter med vækst af planter og derefter til floden Spree. Hvis det ikke regner recirkuleres vandet efter sandfilteret tilbage til søen. Med 2-3 dages

hydraulisk opholdstid i søen sikres både mod algevækst og en hygiejnisk kvalitet, der overholder krav til badevand.



Figur 2-5: Anvendelse af tagvand på Potsdamer Platz (Dreiseitl, 2009)

Søen er en by-sø hvor folk kan gå ud i vandet på en trappe, der dog ikke inviterer til at småbørn leger i vandet.



Figur 2-6: Vandelementer på Potsdammer Platz(Dreiseitl)

Solens UV stråler er meget effektive til at inaktivere mange smitstoffer, som f.eks. rapporteret i King (2008) og Denner (2006). Derfor bør rekreative vandlegemer altid ligge så de bliver fuldt solbeskinnet.

2.2 Kontakt mellem mennesker og vandlegemer

Vandlegemer i byen kan indbyde til mere eller mindre til kontakt. Principielt kan man opdele kontakt i fire kategorier:

- 1 Ingen kontakt mellem mennesker og vand
- 2 Håndkontakt (leg) med vand
- 3 Soppevand
- 4 Badevand

Ønsker man at undgå kontakt med et vandlegeme kan det afspærres, afstanden ned til vandet er for stor eller vandet er ikke indbydende. Afstanden ned til vandet i Århus å og indre Søer i København gør at det er vanskeligt at have direkte kontakt. Det ville kræve en trappe eller et kunstigt strandområde, hvis der skulle indbydes til kontakt. Der er dog håndkontakt når der sejles med vandcykler.

Håndkontakt med vand vil typisk være børn der leger med vand i en rende eller i et kar, dvs. de kan ikke umiddelbart træde ud i vandet. Der kan efterfølgende blive introduceret vand i munden ved at man sutter på de våde fingre.

Soppebassiner er typisk lavvandet, max. 1/2 m, og man får kun vand direkte i munden, hvis man falder. Der også indtages vand når man leger i vandet og sutter på våde fingre.

I badevand svømmer man og sluger typisk en mindre mængde vand.

I denne rapport er antaget at vandelementer i byen ikke indbyder til vandsport som kajak eller robåde pga. deres begrænsede størrelse, vanddybde og i nogle tilfælde temporære eksistens.

2.3 Tilbageholdelse af regnvand

Set fra afløbsteknisk side er der et ønske om at enten frakoble regnvand fra fælles afløbssystemer eller forsinke regnvandet i at nå ned til afløbssystemet. Baseret på erfaringer med hydraulisk modellering(MOUSE) af regnhændelser med en gentagelsesperiode på 10-20 år, skønnes det at en opbevaring af regnvand på overfladen i 4-12 timer vil således kunne reducere overbelastning af afløbssystemer væsentligt.

Forsinkes f.eks. kun tagvandet, vil dette udgøre over halvdelen af afstrømningen da tagarealer udgør op mod 2/3 af det samlede areal i tæt bymæssig bebyggelse.

Dette vil betyde en reduktion af samt hændelser med oversvømmelse af kældre og spildevand på terræn og dermed reduceret kontakt mellem mennesker og humant fækal forurennet vand.

3 Sundhedsmæssige og hygiejniske aspekter

3.1 Urbant afstrømningsvand

Afstrømningsvandets karakter, og indhold af smit- og kemiske stoffer er afhængig af hvilke overflader regnvandet kommer i kontakt med, såsom tage, pladser, indergårde, veje, parkeringsarealer og andre områder med menneskelig aktivitet. Yderligere påvirkes det afstrømmende vands kvalitet også af luftforurening. Det er derfor hensigtsmæssigt at opdele afstrømningsvandet i tagvand, pladsvand og vejvand som vist i følgende tabel:

Tabel 3-1: Opdeling af byens overflader samt kilde til forurening

Afstrømningsvand	Areal	Kemiske stoffer og smitstoffer
Tagvand	Tagarealer uden aktivitet som café, parkering, m.v.	Kemiske stoffer fra tagmaterialer, inddækninger og atmosfærisk nedfald. Ekskrementer fra fugle
Pladsvand	Gårdrum, torve, lagerpladser, grønne arealer, utrafikerede arealer	Generelt snavs fra skosåler, cykel/barnevognsdæk. Kemiske stoffer fra byggematerialer, åbent lager, smidt affald. Ekskrementer fra fugle, gnavere og kæledyr
Vejvand	Arealer med motoriseret trafik. Veje og parkeringsarealer	Generelt snavs fra bil/cykeldæk. Kemiske stoffer fra biler og vejbelægning samt smidt affald. Ekskrementer fra fugle og gnavere

Tagvand og pladsvand indeholder generelt en mindre mængde kemiske stoffer end vejvand. Der kan desuden være store lokale forskelle, eksempelvis kan kvaliteten af afstrømningsvandet påvirkes betydeligt af fugles præferencer for et særligt område eller siddeplads og dermed graden af fækalforurening, eller karakteren af menneskelig aktivitet på ikke trafikerede arealer som indergårde, pladser og grønne arealer.

For de kemiske parametres vedkommende er materialeanvendelsen i ældre byggeri anderledes end for moderne byggerier. Eksempelvis er materialevalget i Ørestaden reguleret med henblik på at det afstrømmende vand er af så høj en kvalitet som muligt, mens der i ældre byområder kan være meget omfattende blyinddækninger, og andre metaller anvendt til tagdækning, der kan afgives og forurene det afstrømmende vand.

To andre faktorer der er afgørende for indholdet af smit- og kemiske stoffer i afstrømmet regnvand på overfladen i danske byer:

- Der er ikke tilledning af spildevand eller ekskrementer fra mennesker
- Den bedre kontrol med luftforurening fra industrier, boliger(fjernvarme) og biler har reduceret mængden af atmosfærisk nedfald

I et efterfølgende omtales kort risici ved de forskellige mulige overførelsesveje for mikroorganismer og kemiske stoffer i opsamlet regnvand afstrømmet fra overflader i byer. Dette efterfølges af en kort præsentation af de vigtigste mikroorganismer og kemiske stoffer i sådanne typer vand. En detaljeret beskrivelse og diskussion af mikrobiologiske måleparametre, herunder især sygdomsfremkaldende mikroorganismer, findes i tidligere rapport offentliggjort af Miljøstyrelsen og Bolig- og Byministeriet (Albrechtsen 1998), samt i Bilag 2.

3.2 Overførsel af mikroorganismer og toksiske stoffer til mennesker

Anvendelse af urban regnafstrømning til rekreative formål kan være forbundet med en række mulige sundhedsrisici for mennesker. Sådanne risici kan være forbundet med forekomsten af mikroorganismer, herunder især sygdomsfremkaldende mikroorganismer, samt sundhedsskadelige kemiske stoffer i det afstrømmede og opsamlede regnvand. Overførslen til mennesker kan ske ved:

- Indtagelse af vand gennem mund (oral)
- Hudkontakt
- Indånding (aerosoler mv.)

3.2.1 Indtagelse af vand gennem mund (oral)

Sygdom, typisk mavetarmlidelser, opstår som følge af oral (evt. nasal) indtagelse af opsamlet regnvand under rekreativ anvendelse vil kunne optræde, hvis der indtages et tilstrækkelig højt antal sygdomsfremkaldende mikroorganismer (en infektiv dosis) eller eksempelvis bakterielle giftstoffer, som kan forårsage akut mavetarm reaktioner. Antal mikroorganismer i det opsamlede regnvand vil afhænge af organismernes initiale forekomst i det opsamlede regnvand, en efterfølgende reduktion i antal, samt en eventuel efterfølgende opformering efter regnvandets opsamling, behandling og lagring. Regnvandets indhold af næringsstoffer, dets temperatur og andre faktorer har indflydelse på såvel overlevelse som opformering af mikroorganismer. Mave-tarm smitstoffer af fækaloprindelse forventes i meget ringe omfang (bakterier) eller slet ikke (virus og parasitter), at kunne opformeres i opsamlet regnvand i bassiner og kanaler. Andre smitstoffer som forekommer naturligt i vand, eksempelvis cyanobakterier og andre toksiske mikroorganismer, kan opformeres i vand.

Den infektive dosis varierer betydeligt mellem de forskellige sygdomsfremkaldende bakterier, vira, og parasitter, ligesom denne dosis også er bestemt af flere forskellige forhold ved den menneskelige vært. Infektionsdosis er typisk høj for bakterier (10⁵-10⁷), hvorimod få vira eller parasitter ofte kan forårsage sygdom. Enkelte bakterielle smitstoffer, ex. *Campylobacter* spp. og *E. coli* O157:H7 har dog en lav infektionsdosis (typisk 10-1.000 bakterieceller). Endelig vil mennesker også kunne få virus eller bakterieinfektioner i de øvre luftveje (næse, svælg) ved rekreativ aktivitet.

For en detaljeret gennemgang af aktuelle smitstoffer og risici henvises til Bilag 2, samt WHO's vejledning for rekreativ anvendelse af vand WHO (2003).

Urbant afstrømningsvand indeholder en mængde forskellige kemiske stoffer. Den vigtigste eksponeringsvej i forhold til kemiske stoffer i afstrømningsvand antages at være gennem oral indtagelse, da inhalation, samt dermal optagelse af kemiske stoffer i afstrømmende regnvand må antages at være ganske lav. De nuværende danske krav til kvaliteten af vand der anvendes til rekreative formål er at det lever op til drikkevandskvalitetskriterierne. Hvis der tages udgangspunkt i grænseværdier for drikkevand, er der i disse grænseværdier taget højde for dermal eksponering gennem almindelig badning. Derfor er grænseværdier for drikkevand yderst konservative i denne sammenhæng, da de indtagne vandmængder ved rekreativ anvendelse af regnvand er betydeligt lavere end almindelig indtagelse af drikkevand. Det betyder at hvis koncentrationen af de relevante kemiske stoffer i afstrømningsvandet er mindre end grænseværdien for drikkevand, vil anvendelsen af afstrømningsvandet være uden sundhedsmæssig bekymring.

3.2.2 Hud- og slimhindekontakt

Mennesker, som har rekreativ kontakt med urban afstrømmet opsamlet regnvand, vil gennem hud og slimhinder, herunder især på ekstremiteter, men også øjne, øre og hals, i varierende, men dog betydelig grad, være eksponeret for såvel mikroorganismer som fremmedstoffer, herunder toksiske cellebestanddele. Sygdomsfremkaldende mikroorganismer, som kan give hudproblemer, inkluderer en række vira; bakterieslægterne *Mycobacterium* spp. og *Pseudomonas aeruginosa*. Førstnævnte bakterieslægt kan medføre hudinfektion ("svømmebassins granulom") og lungeinfektion, mens sidstnævnte kan forårsage hudinfektion (folliculitis) og øreinfektion.

"Swimmers itch" er en cercarial dermatitis, som er en kortvarig immunreaktion der optræder i huden på mennesker. Lidelsen, kløe og papeldannelse, skyldes vandbårne ikteparasitter. Disse parasitter, også kaldet schistosomer, bruger såvel snegle som vertebrater som værter. De fleste tilfælde hos mennesker skyldes parasitter som bruger andefugle som værter. "Swimmers itch" ses i Danmark typisk efter badning i ferskvandssøer. For en detaljeret gennemgang af mikrobiologiske risici ved badning henvises til guidelines fra WHO (2003).

Eksponering gennem vandkontakt til en lang række af toksiske stoffer kan medfører forskellige former for specifikke og uspecifikke hudlidelser og reaktioner, e.g. allergiske kontakteksem og toksisk eksem. Længere tids eksponering til vand alene vil også kunne medfører hudreaktioner, eksempelvis rødmen.

3.2.3 Indånding

Indånding af forstøvede vandpartikler (aerosoler), som indeholder især sygdomsfremkaldende mikroorganismer, udgør en potentiel risiko for overførsel af smitte under rekreativ aktivitet i vand. Lungebetændelser forårsaget af *Legionella* bakterier er et eksempel på et relevant og vigtigt smitstof, hvor infektion af luftvejene sker efter indånding af vandpartikler med *Legionella* bakterier. Infektion med *Legionella* er typisk beskrevet i forbindelse med køletårne, boblebade, brusebadning, svømmebade samt air condition (Fields 2002, Jeppesen 2000). Springvand, baseret på drikkevand, er i sjældne tilfælde identificeret som årsag til spredning. Viden om risici for infektion ved rekreativ aktivitet i opsamlet afstrømmet regnvand synes yderst begrænset. Endelig kan der eventuelt også indåndes diverse bakterielle cellebestanddele og giftstoffer, såkaldte endotoksiner.

Baseret på tidligere negative fund af *Legionella* spp. i opsamlet regnvand, samt de høje temperaturer, der er nødvendige for opformering af bakterien, vurderes

Legionella spp. ikke at udgøre en egentlig sundhedsrisiko ved rekreativ aktivitet i opsamlet overfladeafstrømmet regnvand.

3.3 Smitstoffer

3.3.1 Mikroorganismer i urban afstrømmet regnvand

Ved regnvands passage gennem luften tilføres kun få mikroorganismer. Dette er i modsætning til vandets kontakt med tage, jord- og andre overflader, hvor der tilføres en række mikroorganismer. Af sundhedsmæssig betydning ved oral indtagelse af urban afstrømmet regnvand er især mikroorganismer, der tilføres regnvand ved en fækalforurening af overflader. Ekskrementer kan tilføres vandet fra en række fugle- og dyrearter. Fækalforurening fra fugle inkluderer duer, måger og andre fuglearter, som optræder i stort antal i byområder. Dyrearter inkluderer katte, hunde, ræve, mus, rotter og andre gnavere. Hyppighed og omfang af fækalforurening fra fugle og dyr vil variere betydeligt afhængig af typen af overflader, lokalitet og årstid.

De sygdomsfremkaldende mikroorganismer kan opdeles i zoonotiske, humane og opportunistiske. Zoonotiske mikroorganismer er smitstoffer der kan overføres og smitte mellem dyr og mennesker. Hertil hører protozoen *Cryptosporidium*, samt bakterierne *Campylobacter* og *Salmonella*.

Cryptosporidium findes dog i forskellige arter og genotyper typisk tilknyttet forskellige dyrearter. Den type *Cryptosporidium*, der er sygdomsfremkaldende for mennesker er af arten *hominis* og genotypen af arten *parvum* som findes hos kvæg, WHO (2009). I relation til afstrømningsvand kan følgende tabel opstilles:

Tabel 3-2: Udskillelse af *Cryptosporidium parvum* og relation til afstrømningsvand

Dyregruppe	Udskiller <i>Cryptosporidium parvum</i> *	Afstrømningsvand
Fugle	Ingen	Tagvand
Rodenter	Kan forekomme	Pladsvand
Kæledyr	Meget sjældent	Pladsvand
Husdyr(kvæg, får, grise og heste)	Ofte	Ikke relevant i urbant område

* Fayer, R. (1997)

For tagvand må man derfor konkludere som Arnbjerg (2003) at protozoer næppe har sundhedsmæssig betydning i forbindelse med anvendelse af tagvand. Pladsvand i danske byer skønnes ikke reelt at indeholde humant smitsomme *Cryptosporidium* typer.

Humane specifikke smitstoffer er mikroorganismer, der smitter direkte mellem mennesker. Sådanne smitstoffer optræder typisk i miljøet som følge af fækal forurening, og udgør derfor kun et problem i regnbaseret rekreativt vand når der fra en smittet person tilføres fækal materiale direkte i et vandlegeme. De opportunistiske smitstoffer har vand som et naturligt miljø, eksempelvis giftige alger, og vil ved opformering og eksponering kunne give anledning til human sygdom.

Mikroorganismene kan inddeles i følgende grupper:

- Bakterier
- Virus
- Protozoer
- Ormeæg
- Alger
- Svampe

I bilag 2 beskrives relevante sygdomsfremkaldende mikroorganismer og bakterielle indikatorer på fækalforurening, som vil kunne forekomme i urban afstrømmet regnvand.

3.3.2 Fækal forurening og smitstoffer i afstrømmet tagvand

Variationerne i fækalforurening af tagvand syntes stor, men i en dansk rapport blev det konkluderet at i mere end 90% af tagvandsprøver vil koncentrationen være under 1.000 *E. coli* pr. 100 ml, Arnbjerg et al.(2003). Dette stemmer overens med vurderinger fra udlandet som skønner at den fækaleforurening vil være 100-10,000 *E. coli* pr. 100 ml, Bryan Ellis (2006).

Ud af i alt 24 analyser på tagvand gennemført i 2006-2008 i Ørestad, Sluseholmen og på Kalvebod Brygge indeholdt 4 prøver mere end 500 *E. coli* per 100 ml, med et maksimum på 8.000 *E. coli* per 100 ml.

Rapporten om risikovurdering af anvendelse af opsamlet regnvand (Arnbjerg-Nielsen et al., 2003) indeholder følgende opsummering af undersøgelser for smitstoffer:

Tabel 3-3: Oversigt over undersøgelser af udvalgte mikroorganismer i regnvandstanke

Mikroorganisme	Andel positive prøver	Procent	Antal/ koncentration	Land
<i>E. coli</i>	11/14	79%	4-990/100ml	Danmark
	854/972	88%		Tyskland
		77%	3	Tyskland
		100%	4	Malaysia
	ca. 40/125	32%	1-840/100 ml	New Zealand
<i>Aeromonas</i>	2/11	18%	<10-30 pr. ml	Danmark
	20/125	16%	Påvist	New Zealand
<i>Campylobacter jejuni</i>	2/17	12%	Påvist	Danmark
	0/142	0%	-	Tyskland
	0/115	0%	-	New Zealand
<i>Legionella spp</i>	0/21	0%	Påvist	Danmark
	0/418	0%	-	Tyskland
	0/23	0%	-	New Zealand
<i>Legionella pneumophila</i>	0/21	0%		Danmark

Mikroorganisme	Andel positive prøver	Procent	Antal/ koncentration	Land
<i>MAI</i>	1/14	7%	Påvist	Danmark
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	3/21	14%	<1-870/100 ml	Danmark
	79/710	11%	Påvist	Tyskland
<i>Salmonella</i>	1/798	0%	Påvist	Tyskland
	1/115	1%	Påvist	New Zealand
	2/2**	100%	Påvist	Trinidad
<i>Cryptosporidium</i>	7/27	26%	<0,1-50/1 l	Danmark
	2/50	4%	Påvist	New Zealand
	11/45	24%	<1-10/100 l	Jomfruøerne
<i>Giardia</i>	0/17	0%	-	Danmark
	0/50	0%	-	New Zealand
	5/45	11%	<1-3,8/100 l	Jomfruøerne

Det fremgår af ovenstående tabel at *Campylobacter* og *Salmonella* yderst sjældent er påvist i vand fra tage.

I et projekt hvor regnvand blev opsamlet fra taget af en svømmehal i Rødovre blev der foretaget en række mikrobiologiske og kemiske analyser af opsamlet tagvand

(Anderson og Dalsgaard (2003). Formålet med at opsamle regnvandet var at bruge det som spædevand i svømmebassinet. Der blev her ikke påvist *Campylobacter* spp., i gentagne analyser af det opsamlede og lagrede tagvand.

Tyske undersøgelser af især Holländer førte til at der generelt i Tyskland er tilladelse til at anvende tagvand til toiletskyl, tøjvask og havevanding (fbr 2005). Her viste analyser af 102 regnvandsbeholdere i Tyskland et gennemsnit på 26 *E. coli* pr. 100 ml (Denner 2006).

I Holland er fire regnvandsbeholdere undersøgt detaljeret (Schets 2010) og der konkluderes at 80-90% af vandprøverne er fækkalt forurenede, dog med lave *E. coli* koncentrationer (< 100 MPN/100 ml) med undtagelse af ét reservoir, der periodisk viser et noget højere niveau. *Salmonella* blev ikke fundet, men *Campylobacter jejuni* blev fundet i enkelte prøver på niveau 0,03-0,24 MPN/100 ml.

I et studie fra Auckland, New Zealand undersøgte Simmons et al., (2001) sammensætningen af regnvand indsamlet på tage og anvendt til drikkevand. I studiet af 125 anlæg, blev der påvist forekomst af *Aeromonas* spp. (16 %), *Salmonella* spp. (0,9 %) samt *Cryptosporidium* spp. (4 %), mens *Campylobacter*, *Legionella* og *Giardia* ikke blev fundet. Forfatterne var forbavsede over, at *Campylobacter* ikke blev påvist i undersøgelsen, da sundhedsmyndighederne har estimeret at 2 % af *Campylobacter* tilfældene i New Zealand er relateret til indtagelse af tagindsamlet regnvand (Eberhart-Phillips et al. 1997). Savill et. al. (2001) fandt dog *Campylobacter* i tagvand på meget lavt niveau, 0,56 MPN/100 ml. Ifølge Pond (2005) skal der 500-1000 *Campylobacter* organismer til en sygdomsfremkaldende infektion. Teunis (2005) mener dog at en meget mindre dosis på 10-20 MPN/100 ml kan fremkalde sygdom hos børn. Dette er dog baseret på enkelte forsøg og dosis-response for dette patogen er meget usikkert ved lave koncentrationer.

Heyworth et al. (2006) sammenlignede i sydlige Australien 1016 børn i aldersgruppen 4-6 år hvis drikkevand stammede fra ubehandlet tagvand med et tilsvarende antal børn, der drak vand fra den offentlige vandforsyning. Børnene drak ca. 700 ml /dag. Der blev ikke fundet en forhøjet risiko for mavetarmsygdom blandt børn som drak regnvand sammenlignet med børn som indtog behandlet vand fra normal drikkevandsforsyning.

Rodrigo et. al. (2009) undersøgte over en et-årig periode 300 husstande i Australien, der drak vand opsamlet fra taget. Halvdelen fik vandet rensat i et filter der fjernede mikroorganismer, den anden halvdel drak ubehandlet tagvand. Konklusionen var at indtagelse af ubehandlet tagvand ikke øgede risikoen for mave-tarm infektioner.

Det konkluderes derfor for tagvand generelt, at det ikke vil indeholde Salmonella eller Campylobacter i mængder der medfører mave-tarmsygdom. I specielle tilfælde hvor meget store mængder fugle holder til på et tag, må det konkret vurderes om der kan opstå en risiko.

3.3.3 Vandbårne sygdomsudbrud ved rekreativ anvendelse af vand i USA

I Danmark syntes der ikke, at foreligge opgørelser over vandbårne sygdomsudbrud som følge af rekreativ aktivitet i behandlet (ex. svømmebade, spa) og ubehandlet (søer, søppebassiner, marine strande, etc) vand. Sådanne opgørelser eksisterer i USA, CDC (MMWR 2008). Sygdomsudbrud er her defineret som to eller flere epidemiologisk relaterede tilfælde forbundet med rekreativ anvendelse af vand. Rekreativ kontakt med ubehandlet vand var i USA for perioden 2005-2006 forbundet med 20 vandbårne sygdomsudbrud (26% af alle udbrud relateret til rekreativt brug af vand inkl. swimming pools). Disse udbrud udgjorde dog kun 6% (245 syge) af alle sygdomstilfælde (Tabel 3-4), sammenlignet med rekreativ kontakt med behandlet vand (94% af alle sygdomstilfælde). Af i alt 15 vandbårne sygdomsudbrud forbundet med rekreativ kontakt med ubehandlet vand, hvor der blev identificeret et ætiologisk agens, var otte (53%) forbundet med bakterielle smitstoffer; tre (20%) involverede parasitter; tre (20%) virus; og et udbrud (7%) et kemisk stof (kobber sulfat). Det umiddelbare lave antal sygdomstilfælde bør vurderes i forhold til at der bor cirka 300 millioner mennesker i USA, sammenlignet med 5,5 millioner indbyggere i Danmark. En direkte sammenligning af risici skal dog baseres på viden om hvor hyppigt danske og amerikanske borgere har rekreativ kontakt til vand. Oplysninger om sådanne eksponeringsforhold foreligger ikke i de amerikanske undersøgelser. Grundet geografiske forhold kan det eksempelvis forventes at amerikanske borgere har en relativ hyppigere kontakt til ferskvand.

Tabel 3-4: Vandbårne sygdomsudbrud (n=20) associeret med kontakt til ubehandlet rekreativ vand, i forskellige amerikanske stater (ikke angivet) i 2005 og 2006.

Ætiologi	Dominerende sygdom	Antal syge (antal døde) (n= 245)	Vandtype	Lokalitet og aktivitet
Uidentificeret ^a	Hud	2	Sø	Sø
Leptospira	Leptospirose	3	Vandløb	Vandløb
Uidentificeret ^b	Andre typer	24	Hav	Strand
Leptospira	Leptospirose	43	Vandløb	Konkurrenceaktivitet
Uidentificeret	Akut mave-tarmsygdom	10	Sø	Badestrand
Shigella sonnei	Akut mave-tarmsygdom	5	Sø	Sø
Kobbersulfat	Akut luftvejslidelse	3	Sø	Sø
<i>E. coli</i> O157:H7	Akut mave-tarmsygdom	4	Sø	Badestrand
<i>S. sonnei</i>	Akut mave-tarmsygdom	12	Sø	Badestrand
Norovirus	Akut mave-tarmsygdom	8	Sø	Badestrand
Cryptosporidium	Akut mave-tarmsygdom	27	Sø	Badestrand

Ætiologi	Dominerende sygdom	Antal syge (antal døde) (n= 245)	Vandtype	Lokalitet og aktivitet
Uidentificeret ^c	Akut mave-tarmsygdom	13	Sø	Sø
<i>Naegleria fowleri</i>	Neurologisk	2 (2)	Ukendt ^d	Ukendt
<i>S. sonnei</i>	Akut mave-tarmsygdom	15	Sø	Badestrand
Norovirus G2	Akut mave-tarmsygdom	50	Sø	Badestrand
<i>Cryptosporidium</i>	Akut mave-tarmsygdom	6	Dam	Campingplads
Norovirus G1	Akut mave-tarmsygdom	10	Sø	Privat strand
Uidentificeret ^e	Hud	2	Dam	Dam
<i>E. coli</i> O157:H7	Akut mave-tarmsygdom	3	Sø	Badestrand
<i>E. coli</i> O157:H7	Akut mave-tarmsygdom	3	Sø	Offentlig park

^a Ætiologi ikke identificeret; klinisk diagnose på cercarial dermatitis (forårsaget af aviære schistosomer).

^b Ætiologi ikke identificeret; nogle badende viste symptomer på kontakt med giftige vandmænd, et flertal viste symptomer på systemiske influenza-lignende sygdom. Badende vekslede mellem kontakt til kontakt marint og klorineret badevand.

^c Ætiologi ikke identificeret; sygdom og symptomer tydede på norovirus infektion.

^d Begge patienter havde kontakt med interaktiv vandfontæne i vandpark, men anden fælles kontakt til ubehandlet rekreativ vand kunne ikke udelukkes.

^e Ætiologi ikke identificeret; klinisk diagnose på cercarial dermatitis (forårsaget af aviære schistosomer).

3.3.3.1 Parasitter

Ud af i alt 13 udbrud af mave-tarm sygdom forbundet med rekreativ anvendelse af ubehandlet vand, skyldtes kun to (15%) parasitter (cryptosporidiose). Dette er i modsætning til rekreativ aktivitet i behandlet vand, hvor parasitter var den hyppigste årsag til sygdomsudbrud. Her var *Cryptosporidium* spp. det hyppigste parasitære smitstof og var årsag til 29 (83%) af i alt 35 udbrud af mave-tarm sygdom (MMWR, 2008). Et andet udbrud forbundet med parasitter var forårsaget af *Naegleria fowleri* og førte til dødsfald. Lokaliteten for eksponering til vand blev ikke præcist fastslået for disse dødsfald.

Tabel 3-5: Antal vandbårne sygdomsudbrud associeret med ubehandlet rekreativ vand grupperet ved sygdomstype og vandtype

Sygdomstype	Antal udbrud	Antal sygdomstilfælde
Akut mave-tarmsygdom	13	166
Akut luftvejslidelse	1	3
Leptospirose	2	46
Neurologisk sygdom	1	2
Hud	2	4
Ikke kendt årsag	1	24
Total (%)*	20 (25.6)	245 (5.6)

* Antal og procenttal er en sammenligning med samme for sygdom associeret med kontakt til behandlet rekreativ vand.

3.3.3.2 Bakterier

Der blev registreret i alt otte udbrud af mave-tarmsygdom med bekræftet bakteriologisk ætiologi, hvoraf to udbrud var forbundet med behandlet rekreativ vand. De seks sygdomsudbrud forbundet med ubehandlet rekreativ vand var alle relateret til aktivitet i søer, inkluderende tre udbrud af shigellose (*Shigella sonnei*) og tre udbrud af *E. coli* O157:H7. Leptospirose (*Leptospira* spp.) var impliceret i to sygdomsudbrud (Tabel 3-4).

Det bør bemærkes, at der for ubehandlet rekreativ vand ikke blev registreret sygdomsudbrud associeret med *Campylobacter* spp., *Pseudomonas aeruginosa* og *Legionella* spp. Udbrud med disse tre smitstoffer blev kun registreret i forbindelse med behandlet rekreativ vand.

Campylobacter blev heller ikke registreret i CDS's sygdomsovervågning i perioden 1986-2002 som årsag til mave-tarm sygdomme ved kontakt med ubehandlet rekreativt vand, Pond, K., (2005)

3.3.3.3 Virus

I alt tre sygdomsudbrud efter kontakt til badestrande ved søer var forårsaget af norovirus (Tabel 3-4). Ved to af disse udbrud kunne der ikke påvises forhøjede antal fækale indikatorbakterier. Det foreslås, at vandet blev forurenet fra syge svømmere ved eksponeringstidspunkt frem for vedvarende fækalforurening fra punktkilde.

3.3.3.4 Infektøs mave-tarmsygdom

Alle 13 udbrud af mave-tarmsygdom associeret med ubehandlet rekreativ vand blev registreret i forbindelse med badning i søer eller damme, som dog ikke havde kendte kilder til forurening, eksempelvis tilløb af spildevand(Tabel 3-5). Rapporten konkluderer derfor, at de badende kan være en vigtig smittekilde, herunder til overførsel mellem badende. Det påpeges også, at lavvandede vandområder med dårlig cirkulering, måske nok er attraktive for de badende, men også udgør en særlig høj risiko for eksponering til smitstoffer sammenlignet med dybere områder med god vandcirkulering. Teknologier og metoder der giver øget vandcirkulation kan derfor forventes at nedsætte smitterisici.

3.3.3.5 Primær amøbe meningoencephalitis

Parasitten *N. fowleri* var årsag til to dødsfald hvor eksponeringen til rekreativ vand ikke var kendt i detaljer(Tabel 3-4). Dødsfald forårsaget af denne fritlevende amøbe

er yderst sjælden. Parasitten lever og vokser i ferskvand ved høje temperaturer, eksempelvis varmekilder. Sygdom opstår når parasitten via næsen transporteres til hjernen, hvor den inficerer hjernevævet. Sygdom forårsaget af parasitten ved rekreativ anvendelse af vand er ikke set i Danmark og risici syntes ekstremt lave, da parasitten kun lever ved vandtemperaturer, som yderst sjælden kan forventes at forekomme i opsamlet afstrømmet regnvand.

3.3.3.6 Leptospirose

De to tilfælde af leptospirose viser, at infektioner forårsaget af *Leptospira* kan forekomme ikke bare under tropiske og sub-tropiske forhold, men også under tempererede forhold (Tabel 3-5). *Leptospira* kan forekomme i urin fra vilde dyr (herunder rotter), husdyr og kæledyr og således kunne tilføres afstrømmet, opsamlet rekreativ vand. Overførsel til mennesker sker via hudlæsioner eller kontakt til slimhinder (øje, mund, næse, etc). Infektion ser også ud til at kunne ske gennem huden efter længere tids aktivitet i vand, eksempelvis ved sportsbegivenheder som triatlon. Det er usikkert i hvilket omfang *Leptospira* udgør en sundhedsrisiko under danske forhold ved rekreativ aktivitet i opsamlet afstrømmet overfladevand, som må forventes at blive forurennet med urin fra hunde og katte i et ukendt omfang.

3.3.3.7 Cercarial dermatitis

Cercarial dermatitis forårsages af aviære schistosomer og kan optræde hos mennesker der bader i søer. Disse ikter giver en mild hudlidelse, typisk rødmen og irritation. Inficerede fugle frigiver ikteæg som optages og udvikles i vandsnegle. Det er de fritsvømmende cercarier, som frigives fra sneglene, som trænger ind i huden og giver anledning til hudreaktioner. Sygdom og parasitten kan forebygges ved at forhindre fugle adgang til opsamlet rekreativ vand og kontrollerer forekomsten af snegle.

3.3.3.8 Sygdomsmæssige risici

Med udgangspunkt i tyske undersøgelser, registreringer af sygdomsudbrud opstået i forbindelse med rekreativ anvendelse af ubehandlet vand i USA (kapitel 3.3.3), gennemgangen af smitstoffer i Bilag 2, samt data for forekomsten af smitstoffer, som beskrevet i kapitel 3.2.1 og 3.2.2, samt vurderinger af risici under danske forhold skønnes at der under normale omstændigheder ikke er risiko for sygdom fra smitstoffer i tagvand og i mange tilfælde heller ikke fra pladsvand. Smittefare kan opstå hvis der er høj koncentration af fækalier fra dyr på de overflader hvor regnvandet falder.

En risikovurdering af smitte mellem mennesker ved rekreativ anvendelse af vand, er opstillet for smitstofferne; *Campylobacter*, *Norovirus*, *Cryptosporidium* og *Giardia*. Scenariet er beskrevet i kapitel 4.3. Hermed sættes risikoen for at anvende tagvand og til dels pladsvand i perspektiv over for risikoen for smitte fra menneske til menneske i rent vand(fra den centrale vandforsyning).

3.4 Kemiske stoffer

I et dansk litteraturstudium af hvilke kemiske stoffer og mikroorganismer der potentielt kan forekomme i regnvand opsamlet fra tage og befæstede arealer bliver følgende stofgrupper nævnt, Ledin et al., (2004):

- Metaller
- Pesticider/biocider
- Alifatiske aminer
- Aromatiske kulbrinter
- Halogenerede alifater
- Halogenerede aromatiske kulbrinter
- Polychlorerede bi-phenyler
- Chlorphenyler
- Phenoler
- Polyaromatiske hydrocarboner (PAHér)
- Phosphor-tri-estre
- Blødgørere
- Ætere
- Organotinfbindelser
- Dioxiner og furaner

Hvis man sammenholder koncentrationer af metaller fundet i opsamlet regnvand som angivet i Ledin et al. (2004) er der seks metaller som potentielt kan forekomme i koncentrationer der overstiger det acceptable indtag ved drikkevand; det er aluminium, zink, bly, cadmium, kviksølv og krom. Identifikationen af disse er foretaget ved at antage, at en person der eksponeres for afstrømmet vand gennem rekreativ anvendelse indtager 100 ml af vandet. Den indtagne mængde af metal er derefter relateret til grænseværdier i WHO's Guideline for drinking-water Quality, samt den danske Drikkevandsbekendtgørelse,(Bek. 1449 af 11/12 2007).

De nævnte stoffer i rapporten fra Ledin et al (2004) er angivet med store intervaller, der indeholder data fra ekstremssituationer. Flere data stammer fra afstrømmende vand fra enkeltstående hændelser, såsom natrium som antages at stamme fra saltning på motorvej, og cæsium stammende fra Tjernobyl ulykken. Disse værdier er ikke medtaget som grundlag for vurdering og identifikation af metaller som kan repræsenterer særlige risici. Projektgruppen har derfor forsøgt at udpege de mest relevante problemstoffer for danske urbane områder på basis af undersøgelser af afstrømningsvand i danske byer.

I 2003 blev den kemiske og mikrobiologiske sammensætning af regnvand opsamlet fra taget af en større svømmehal Rødovre analyseret (Andersson and Dalsgaard, 2003). Her blev analyseret for aluminium, PAH, samt pesticider. For aluminium blev der i tagvandet fundet 0,28 mg/l, mens der i opsamlet regnvand i tank blev fundet 0,04-0,07 mg/l, hvilket kunne tyde på at en stor del af aluminium er bundet partikulært og vil fælde ud relativt hurtigt. Det skal bemærkes, at materialet anvendt til svømmehallens tag indeholdt aluminium. For PAH blev kun en forbindelse påvist over detektionsgrænsen på 0,1 µg/l, det var acenaphtylen, hvor der blev målt 0,1 µg/l, hvilket svarer til grænseværdien for drikkevand.

Pesticider anvendes ikke i betydelige mængder i byen, men transporteres gennem atmosfæren og afsættes efterfølgende fjernt fra kilden. For pesticider blev der undersøgt for 55 forskellige, den såkaldte Vandværkernes standardpakke. Ni pesticider blev undersøgt nærmere, hvor 4 stoffer overskred kravene til enkelt stoffer, 100 ng/l. Der er i drikkevandsbekendtgørelsen angivet en maksimal grænseværdi for samtlige pesticider på 500 ng/l. Værdierne er ikke fastlagt ud fra en human toksikologisk risiko vurdering men er fastlagt administrativt for at sikre at stofferne i princippet ikke er tilstede. Flere af de stoffer der blev fundet i 2001, f.eks. DNOC og atrazin er i dag udfaset i DK. En overskridelse af grænseværdien for et givet stof i drikkevand udgør i sig selv ikke en akut risiko for mennesker, da grænseværdien for drikkevand er udarbejdet således at indtaget af drikkevand i et helt liv anses for sikkert, så længe drikkevandet lever op til grænseværdierne.

Ifølge DMU's rapporter (2003 og 2009) har der over de sidste 20 år været et væsentligt fald i atmosfærisk deposition af både pesticider, PAH og tungmetaller. Dette medfører naturligvis en reduktion af disse stoffer i afstrømningsvandet, alt andet lige.

DHI gennemførte i 2007 for Gladsaxe kommune et måleprogram på afstrømmet regnvand ved seks lokaliteter med 122 analyseparametre, hvor 26 blev målt over detektionsgrænsen (DHI 2008). Flowproportionale prøver blev taget af én nedbørshændelse. Undersøgelsen gav følgende oversigt, hvor der er målt en koncentration over vandkvalitetskravet:

Tabel 3-6: Oversigt over parametre i afstrømmet regnvand fra veje, m.v., hvor der er målt en koncentration over vandkvalitetskravet i mindst ét af de seks målepunkter. Koncentrationer over vandkvalitetskravet er angivet med fed.[DHI, 2008]

µg/l	Oplandskarakteristik	Kobber	Zink	Glyphosat	DEHP	Bisphenol A	Sum Octylphenol-ethoxylater
Vandkvalitetskrav		1,0*	110**	0,01 α 10 / 12 $\alpha\alpha$	1,3	0,1	0,1#
Høje Gladsaxe	Boligområde, skole, parkering, trafikeret vej	11	63	4,75	15	0,38	3,2
TV-byen	Boligområde, institutioner, plejehjem	5,1	63	0,03	9,8	0,16	< 0,020
Skovbrynet	Motorvejsstrækning med sø/bassin	10	23	0,04	19	0,020	< 0,020
Smørmosen 1	Industri, oplagspladser, parkering, motorvej	11	110	0,08	9,8	0,089	< 0,020
Smørmosen 2	Industri, oplagspladser, parkering, motorvej	8,8	110	0,06	11	0,22	< 0,020
Smørmosen 3	Boligområde, villaveje, motorvej	6,2	47	0,38	4,0	0,13	< 0,020

Alle metaller er målt som opløst metal, mens de øvrige parametre er målt som totale koncentrationer

* Bek. nr. 1669 af 14/12/2006. Vandkvalitetskravet er for opløst kobber. Bekendtgørelsen om farlige stoffer stiller ikke krav til diffuse tilførsler. Kravet skal være opfyldt efter blandingszonen

** Gl. Bek 921. Ikke med i Bek. 1669. Er med i nyt forslag til Bek. som er i høring som tilføjet værdi

α PNEC (Predicted No Effect Concentration) for glyphosat.

αα Henholdsvis svensk og norsk vandkvalitetskriterium.

Koncentrationen af octylphenoethoxylater i Høje Gladsaxe kan omregnes til en koncentration af octylphenol på ca. 2 µg/l under forudsætning af, at alle ethoxylatgrupperne fraspaltes ved nedbrydning.

Der bør stilles spørgsmålstegn ved, om laboratoriets analysemetode har været følsom nok til at fange PAH-koncentrationerne

Belastningen med kobber, DEHP, PAH og bisphenol A stammer i høj grad fra atmosfærisk nedfald og afsmitning fra biler, tæge og andre overflader. PAH er i tidligere danske undersøgelser af vand fra villaveje Kjølholt (1997) fundet på niveau 5.1 µg/l. Kobber og Zink blev her fundet på niveau 160 µg/l og 370 µg/l. Zinkbelastningen skyldes afledninger fra et erhvervskvarter og formodes at stamme fra oplagspladser eller zinktæge.

Belastningen med glyphosat og octylphenoethoxylat stammer formentlig fra henholdsvis brug af Roundup og bilplejemidler.

Kjølholts (1997) undersøgelse viste også at mængden af f.eks. kobber og PAH var afhængig af trafikintensiteten.

En undersøgelse af afstrømningsvand fra Lyngbyvejen, Kjølholt (2001) viste et markant fald i koncentration af stoffer efter en bundfældning af afstrømningsvandet:

Tabel 3-7: Påvirkning af stoffer i vejvand efter bundfældning

Parameter	Enhed	Total	Efter bundfældning
SS	mg/l	180	15
Bly	µg/l	18	5.1
Kobber	µg/l	58	21
Zink	µg/l	140	56
Total kulbrinter	µg/l	720	180

Denne undersøgelse demonstrerer potentialet i at bortlede first-flush separat eller mulighederne ved at reducere stofindholdet ved at lede vejvandet gennem en separator.

3.4.1 Tagvand, kemiske stoffer

I en rapport om risiko ved anvendelse af opsamlet regnvand til privat havebrug, blev der foretaget en litteratursøgning af miljøfremmede stoffer samt smitstoffer i tagvand, Arnbjerg-Nielsen et al. (2003).

Af miljøfremmede stoffer blev følgende fremhævet:

- PAH fra tagpap
- Zink, kobber, bly fra metaltage
- Zink fra tagrender og nedløbsrør
- Arsen, Krom, Kobber, Tin, Biocider, Phenoler samt organotinforbindelser fra træimprægneringsmidler

- Krom, tin, zink, ætere, phenoler, blødgørere fra maling og lak
- Blødgørere fra fugemasse
- Bly, zink og kobber fra inddækninger

Rapporten konkluderer, at miljøfremmede stoffer under normale omstændigheder ikke udgør en sundhedsmæssig risiko. Specielle tilfælde kunne f.eks. være en ældre bygning med omfattende blyinddækninger. Anvendelsen af bly til inddækning er dog nu stort set ophørt. Den atmosfæriske deposition af bly er også kraftigt reduceret efter bly er fjernet fra benzin.

Miljøfremmede stoffer i tagvand er søgt kontrolleret i Ørestad og for fremtidigt byggeri i Københavns havn ved at stille en række krav til tagmaterialer, se bilag 4.

3.4.2 *Kemiske sundhedsrisici*

Vandkvalitetskravene til drikkevand er i Danmark fastlagt i: Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg (BEK 1449 af 11/12/2007). Nedenstående værdier gælder for vandkvaliteten ved forbrugers taphane.

Cadmium er erkendt kræftfremkaldende via inhalation, men der er ingen dokumentation for at cadmium også er kræftfremkaldende via oral indtagelse. Cadmium forekommer som urenhed i nogle metaller, i gødningsstoffer og i luftforurening. En anden kilde til cadmium i byer er støv fra bildæk (Ledin et al., 2004). Malmquist (1983) rapporterede en årlig gennemsnitlig deposition af cadmium på 0,35 mg/m² i Danmark. Kvalitetskravet for cadmium i drikkevand er 5 µg/l.

Bly er et toksisk metal der ophobes i knoglerne og som har neurotoksiske effekter. Bly virker hæmmende på hæm syntese, samt kalcium og vitamin D metabolisme (WHO, 2006). IARC har klassificeret bly 2B, det vil sige mulig human carcinogen. Børn under 6 år samt gravide anses for særligt følsomme overfor eksponering til bly. Chang et al. (2004) rapporterede, at koncentrationen af bly i afstrømmende vand fra flere forskellige tagtyper i alle tilfælde oversteg grænseværdien for drikkevand. Dette underbygges af litteraturstudiet af Welker og Dierschke (2009), hvor den atmosfæriske deponering af bly har været aftagende de seneste år efter udfasning af bly som tilsætning til benzin. Ligeledes er bly ved at blive udfaset som inddækningsmateriale. Der er dog stadig mange byggerier, der har betydelige inddækninger af bly, og det er derfor relevant at vurdere blybelastningen ved rekreativ anvendelse af regnvand. Grænseværdien for bly i drikkevand er 10 µg/l.

Kobber forekommer i nogle tilfælde i ganske høje koncentrationer i tagvand. Kobber har været meget brugt som inddækningsmateriale, og som tagbelægning. I

europæiske undersøgelser er der fundet koncentrationer af kobber der overstiger acceptgrænsen for drikkevand (Welker og Dierschke, 2009). Kobber udgør ikke umiddelbart et sundhedsmæssigt problem for mennesker, men ved koncentrationer tæt ved drikkevandskriteriet, der er 2000 µg/l, kan der forekomme misfarvning af tøj samt en ubehagelig smag af vandet. Desuden kan der ved stærkt forhøjet indtagelse kan der komme symptomer fra mave-tarm kanalen.

Polyaromatiske hydrocarboner (**PAH**). Der findes en række forskellige PAH'er. PAH bliver i nogen grad frigivet fra mineralolie-holdige byggematerialer, som tagpap, men atmosfærisk deposition kan også være en relevant kilde (Ledin et al. 2004). PAH er erkendt som kræftfremkaldende for mennesker, og det er derfor relevant at undersøge/modellere indholdet af PAH i tagvand ved rekreativ anvendelse. Acceptgrænsen for PAH-forbindelser i drikkevand er 0,1 µg/l.

DEHP bruges som blødgører i plast materialer, som tætningsmasser. Der findes endnu ikke overblik over indholdet i afstrømningsvand i litteraturen, men Kjølholt et. al. (2001) målte DEHP op til 44 µg/l, langt over Drikkevandskvalitetskriteriet for DEHP der er sat til 1 µg/l, og miljøkvalitetskriteriet, der er 1,5 µg/l. Målingerne i disse undersøgelser blev dog foretaget på afstrømmende regnvand fra veje, og der er ikke fundet data for tagvand. Det har ikke været muligt at skaffe tilstrækkeligt data til at inddrage DEHP i modelleringen, men det anses for oplagt at måle for denne forbindelse i et eventuelt måleprogram.

Fra den ovenstående gennemgang af potentielle kemiske stoffer i afstrømmende vand, er følgende kemiske stoffer er udvalgt til risikovurdering (se afsnit 4.4) af udvalgte modelområder:

- Cadmium
- Bly
- Kobber
- PAH

4 Analyse af risici

4.1 Metoder til modellering af afstrømningsvand i byer

For at kunne håndtere overfladevand på en fordelagtig måde, alternativt til at håndtere det som en del af spildevandet, er det vigtigt at kende mængden af vand, der kan forventes til en given tid, samt at kunne beskrive den forventede belastning af overfladevandet af urenheder. Til dette er der udviklet flere forskellige modeller på verdensplan. Flere af dem udmærker sig på forskellige områder.

DHI's MOUSE (nu Mike Urban) og SWMM (Storm Water Management Model) fra USEPA er eksempler på modeller der kan modellere "Low Impact Development urban stormwater drainage systems"(LID) der defineres som fysiske anlæg som vådområder, damme, lavninger, regnvandstanke, bioretentionsanlæg, beplantede infiltrationszoner etc..

Endvidere er der for nyligt udviklet en model, SEWSYS, som kan håndtere 20 forskellige enkeltstoffer, blandt andet næringsstoffer, tungmetaller og organiske forureninger. Modellen er velegnet til at beskrive atmosfærisk deposition, effekten af trafik, bygningsmaterialer, samt akkumulering af stoffer under tørvejrperioder.

I følgende tabel gives en oversigt over udvalgte modeller til modellering af afstrømningsvand i byer:

Tabel 4-1: Oversigt over udvalgte modeller til modellering af afstrømningsvand i byer

Model	Kilde	Referencer	Primær anvendelse
Mike Urban (Mouse)	DHI Water Environment Health	http://www.dhisoftware.com	Detailed simulation of urban drainage
MUSIC (Model for Urban Stormwater Improvement Conceptualism)	Monash University and the CRC for Catchment Hydrology, Australia	http://www.toolkit.net.au/music	MUSIC should be viewed as a conceptual design tool
SEWSYS	Urban Water Chalmers University of Technology	http://www.urbanwater.org/dyn/default.asp?p=2510	Materials flow model in stormwater systems
SWMM (Storm Water Management Model)	USEPA	http://www.epa.gov/ednrmrl/models/swmm/index.htm	Planning and preliminary design
UVQ	CSIRO Urban Water	Mitchell and Diaper, Water Sci Technol. 2005;52(12):91-8.	Integrated water cycle mainly research
P8-UCM	William W. Walker Jr.	http://www.wwwalker.net/p8/index.htm	Estimation of urban stormwater particle and pollutant load

4.1.1.1 Tidsintervaller

I forhold til dette projekts formål er det helt centralt at modellen er i stand til at beskrive opbygningen af regnvandsafstrømning i små tidsintervaller, således at en enkelt regnhændelse kan beskrives. Samtidigt kan urenheder i det afstrømmende vand modelleres og first flush kan udskilles fra det senere afstrømmende vand. På den måde gives mulighed for at first flush kan afledes via en first flush separator, hvis det vurderes, at der er for høje koncentrationer af forureningstoffer i det afstrømmende vand. En af de vigtigste egenskaber for en model til at beskrive

sammensætningen af afstrømmende regnvand er således tidsopløselighed. Kun ganske få modeller har tidsopløsning mindre end en time. Det betyder at modellerne ikke vil være i stand til at udskille first flush. I SEWSYS kan tidsintervallerne vælges mellem 60 og 3600 sekunder, mens det mindste tidsinterval for MUSIC er 6 minutter. MUSIC er derfor ikke så velegnet til modellering af små områder.

4.1.1.2 Information om oplandets sammensætning

For at kunne beskrive de sundhedsmæssige risici ved rekreativ anvendelse af det afstrømmende vand er det endvidere nødvendigt at modellen kan håndtere flere forskellige oplandstyper, som tagflader, veje og stier, og deres specifikke karakteristika for tilførsel af forurenende stoffer til det afstrømmende vand. Flere modeller er præprogrammeret med typiske stofkoncentrationer, for eksempel P8, der er baseret på data fra Wisconsin. Den beregnede stoftransport er således ikke specifik for et områdes overfladesammensætning. Derimod er Mike Urban og SEWSYS i stand til at håndtere GIS data, så oplandet kan beskrives meget specifikt.

Endvidere er det helt centralt at en opbygning af kilder til forurening gennem perioder uden nedbør, kan modelleres, da tørdeposition på overflader kan være en betydelig kilde til toksiske stoffer. SEWSYS er i stand til at modellere opbygning af kemiske stoffer ud fra GIS kort og information om trafikbelastning.

4.2 Metoder til vurdering af sundhedsrisici

Mikrobiologiske risici kan modelleres med kvantitativ mikrobiologisk risikovurdering (QMRA, quantitative microbiological risk assessment). Metoden følger koncentrationen af smitstoffer fra kilden til eksponering af mennesker, og beregner risikoen for infektion med et specifikt smitstof. QMRA er udviklet og anvendt hovedsagelig i Holland, USA og Australien (Haas et al., 1999) (Ashbolt et al., 2005) (Pettersen et al., 2006).

En QMRA består ud af følgende trin (efter Pettersen et al., 2006)

- 1 Problemformulering og identificering af risici:
Definition af det fysiske system, valg af smitstoffer, identificering af risikohændelser
- 2 Eksponering:
Forekomst af smitstoffer i vand, forandring af smitstofkoncentration under transport eller vandbehandling, indtag af vand

- 3 Dosis- respons funktioner:
Beskriver forholdet mellem indtag og effekt på de eksponerede mennesker.
- 4 Risikokarakterisering:
Beregning af risici for normale forhold og for risikable hændelser.

En QMRA er baseret ikke kun på gennemsnitsværdier, men håndterer også variation, som beskrives af sandsynlighedsfordelinger.

4.3 Brug af risikomodel

I dette projekt anvendes et modelværktøj til mikrobiel risikovurdering som er udviklet til Svenskt Vatten (Abrahamsson et al., 2009). Modelværktøjet bygger på QMRA metodik og er programmeret i beregningsprogrammet Analytica¹. Modelværktøjet er frit tilgængeligt fra Svenskt Vatten. Til dette projekt anvendes versionen dateret 2009-11-18.

Værktøjet er udviklet til risikovurdering for smitstoffer i drikkevand, men kan ligeledes benyttes til badevand og rekreativt vand. Modelværktøjet indeholder litteraturdata som default indstillinger for mange relevante parametre. Med hjælp af Monte-Carlo simulering kan den tage hensyn til variationer i inddata, f.eks. forskellige indtag af vand hos børn eller forskel i infektionsdoser hos mennesker. Den aktuelle version af modelværktøjet indeholder data for 8 smitstoffer relevante for drikkevand:

Bakterier: *Campylobacter*, *Salmonella*, *E. coli* O157:H7

Vira: Norovirus, Rotavirus, Adenovirus

Parasitter: *Cryptosporidium*, *Giardia*

De smitstoffer der er relevante for drikkevand, er ikke nødvendigvis relevante for regnvand. I en litteratursøgning har projektgruppen forsøgt at identificere de smitstoffer hvor der er data for forekomst i tagvand. De mest relevante smitstoffer var som udgangspunkt skønnet til at være *Campylobacter*, *Salmonella*, samt *Giardia* og *Cryptosporidium*. Som angivet i afsnit 3.3.4 skønnes disse og andre

¹ Analytica forhandles af Lumina Decision Systems, Inc. og findes bl.a. som en gratisversion "Player", som er tilstrækkelig for de fleste bruger af Svenskt Vattens QMRA modelværktøj. For at gennemføre ændringer i modelværktøjets struktur eller gemme indstillinger kræves Professional versionen, som også findes som tidsbegrænset demo.

smitstoffer ikke at udgøre en uacceptabel smittefare ved rekreativ anvendelse af tagvand.

Modelværktøj til vurdering af risiko ved givne koncentrationer af smitstoffer er til stede, men dataunderlaget for forekomst i pladsvand og dosis-respons funktionen for lave doser stadig er utilstrækkeligt beskrevet i litteraturen, og det gør at risikovurdering muligvis overestimerer risikoen.

4.3.1 Data til modellering af sandsynlighed for infektion

Vandindtag ved rekreativ aktivitet i vand er studeret indgående af Dufour et al. (2006) i forbindelse med svømning i ferskvand. Konklusionen for børn mellem 6 og 15 år var et gennemsnitligt indtag på 50 ml/time og for 18 til 21-årige var niveauet 20 ml/time. Endvidere blev 97,5 % fraktilen for børn angivet til 90 ml. WHO har estimeret indtagelse af vand under svømning til at være maksimalt 100 ml per svømmeaktivitet. Dette stemmer overens med antagelser fra den amerikanske miljøstyrelse, US EPA, (Pond, 2005).

Det har ikke været muligt at finde undersøgelser af vandindtag i forbindelse med leg i vand, herunder vandkontakt med hånd, og sopning. I en risikovurdering af anvendelse af tagvand i privat havebrug, blev den orale indtagelse af vand under vanding, antaget til gennemsnitligt 1 ml, med minimum og maksimum værdier, 0,1-2 ml. (Arnbjerg-Nielsen et al., 2003). Dette indtag er i overensstemmelse med Ottoson og Stenstrøm (2003). Arnbjerg-Nielsen (2003) antog at børns indtag af vand under leg var mellem 1 og 100 ml, med en mest sandsynligt værdi på 10 ml. I dette projekt antaget følgende indtag af vand:

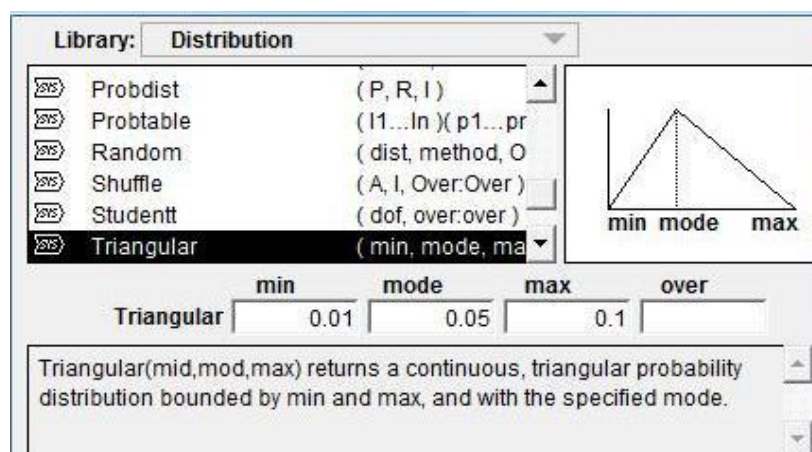
- Leg med hånden i vand: triangelfordeling (se figur 4-1): minimum 0,2 ml, mest sandsynlig 1 ml, maks. 2 ml.
- Sopning: triangelfordeling: 1-10-100 ml
- Svømning: triangelfordeling: 10-50-100 ml

For indtagelse af vand ved de tre forskellige scenarier er følgende antagelser gjort;

Hånd; Dette skal illustrere at et anlæg ikke indbyder til sopning eller lignende, men at børn kan putte deres hænder i vandet. Indtagelsen af vand ved en efterfølgende kontakt mellem hånd og mund er antaget at være mellem 0,1-1-2 ml per eksponering, beskrevet som en triangulær fordeling, med top på 1 ml.

Leg; Dette skal illustrere et anlæg der indbyder til leg og sopning i vand. I dette scenarium er indtagelsen af vand antaget at være mellem 1-10-100 ml. per eksponering, beskrevet som en triangulær fordeling med top på 10 ml. Det høje vandindtag på 100 ml kan eksempelvis være når børn drikker en kop hjemmelavet "kaffe" under leg.

Bade; Dette scenarium er baseret på WHO's estimat for indtagelse af vand under svømning. Indtaget er ifølge WHO maksimalt 100 ml per gang der svømmes. Det er beskrevet som en triangulær fordeling 10-50-100 ml.



Figur 4-1: Definition af triangelfordeling for vandindtag ved leg i vand i modelværktøjet.

4.3.2 Eksempel: Overførsel af smitstoffer mellem mennesker ved rekreativt anvendelse af regnvand.

Udover tagvand som kilde kan smitstoffer i bassinets vand også stamme fra andre børn som bruger anlægget. Der tages udgangspunkt i et anlæg der kan sammenlignes med Skydebaneanlægget (se bilag 4). Dimensionerne er antaget til en diameter på 10 meter og en vanddybde på 30 centimeter. Det giver et vandvolumen på 23.550 liter. Som angivet ved skiltning i Skydebanen skal blebørn benytte anlægget iført ble. Det antages at ved et uheld der slipper ét gram afføring ud af bleen fra et inficeret barn og det derefter fordeles jævnt i vandvolumenet.

Der foretages en QMRA risikovurdering på Norovirus, Campylobacter, Giardia og Cryptosporidium. Ud fra litteraturen antages det at afføring fra en inficeret person indeholder omkring 10 millioner vira/oocyster per gram, for Campylobacter, Norovirus og Cryptosporidium, mens der regnes med 1 million cyster for Giardia (Davidson et al., 1975; Faechem et al., 1983; Smith et al., 1995; Gerba, 2000).

Bacterial Pathogen: Campylobacter Viral Pathogen: Norovirus Protozoan Pathogen: Cryptosporidium

2. Characterise the source water

Occurrence

Choose approach for quantifying source water pathogen concentration:

Bacteria concentration: Directly enter bacteria concentration (org. per litre) Lognorm

Virus concentration: Directly enter virus concentration (virus units per litre) Lognorm

Protozoan concentration: Directly enter protozoan concentration (oo)cysts per litre) Lognorm

Enter concentration (org. per litre):

Figur 4-2: Valg af smitstoffer og beskrivelse af koncentration i modelværktøjet.

Sandsynligheden for infektion ved brug af anlægget beregnes som sandsynlighed for infektion hvis en anden bruger havde et fækkalt uheld, multipliceret med sandsynligheden at en anden bruger har et uheld og at denne har smitstoffer i afføringen. Afhængigt af smitstoffernes egenskaber, temperatur og sollys vil koncentrationen af smitstofferne falde over tid. Denne faktor er ikke med i beregningen.

Når et barn med smitstof i afføringen har et uheld og slipper et gram afføring, så resulterer det i en ganske høj sandsynlighed for at andre som bruger anlægget bliver smittet. Det er for eksponeringsberegningen her antaget at smitstoffet fordeler sig homogent i vandvolumenet². Specielt for Norovirus og Cryptosporidium er risikoen for at andre besøgene smittes høj, da infektionsdosis er lav.

Tabel 4-2: Sandsynlighed for infektion af besøgere i eksempelbassinet efter at en smittet person har leveret et gram afføring, antaget homogen fordeling af smitstoffet. Per besøgende, ved et besøg.

	Hånd %	Leg %	Bad %
Campylobacter	8,3	16	17
Norovirus	16	57	64
Cryptosporidium	13	39	43
Giardia	0,08	3,1	4,4

² Antagelsen er en forenkling, som påvirker risikovurderingen. Da sandsynligheden for infektion efter et uheld med smitstoffer er høj ved homogen fordeling, vil en "klumpning" sandsynligt gøre en besøgers sandsynlighed at smittes lavere. For en nøjagtig vurdering af fækkale uheld bør fordelingen af smitstofferne undersøges nærmere.

Sandsynligheden for et fækalt uheld mellem to vandskifter er afhængig af antallet af børn som bruger anlægget til bad eller leg. For enkelhedens skyld antages at alle børn som bruger anlægget mellem to vandskifter er i vandet ved samme tid. Med henvisning til Tolstrup Andersen (2006) antages at 1:800 børn (< 6 år) har et fækalt uheld ved soppe eller badeaktivitet. Hvis der f.eks. er 20 børn som bruger soppebassinet, og dermed potentielt kan have et uheld så beregnes sandsynligheden for at afføring afleveres til vandet 2,5 %.

Tabel 4-3: Sandsynlighed for fækalt uheld beroende på antal børn som potentielt kan have et uheld, dvs. ved leg eller bad

Antal børn som bruger anlægget til bad eller leg ¹	1	5	20	100
Sandsynlighed for fækalt uheld (%)	0,1	0,6	2,5	12

¹ Antages at 1/800 har et fækalt uheld.

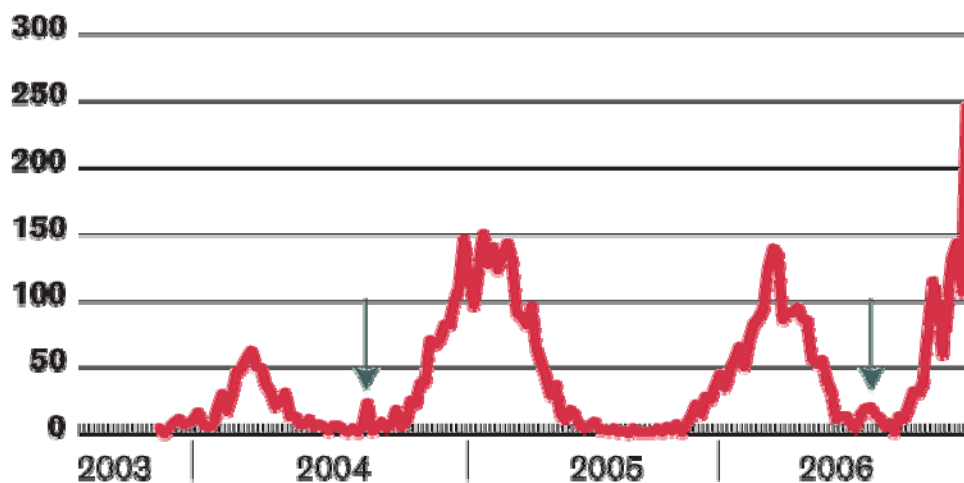
På baggrund af statistik fra det svenske Smittskyddsinstitutet er forekomsten af smitstoffer hos befolkningen estimeret. Estimatet bygger på antallet rapporterede tilfælde per år (SMI, 2008), underrapporteringsfaktorer fra litteraturen sammenstillet af Westrell (2005), antallet dage som en inficeret person smitter (modelværktøj-default, Westrell 2005). Resultatet vises i tabel 4-4.

Tabel 4-4: Estimat af befolkningsandel med smitstoffer i afføringen.

Smitstof	Andel (%)
Campylobacter	0,04
Norovirus vinter	1,8
Norovirus sommer	0,09
Cryptosporidium	0,03
Giardia	0,002

Den største usikkerhed findes for norovirus. Sygdommen er ikke rapporteringspligtig, og forløber normalt let. Det resulterer i en høj underrapporteringsfaktor, estimeret til 1562. Forekomsten varierer desuden meget over året, med mange tilfælde i vinterhalvåret, hvor over 1 % af befolkningen anslås at have smitstoffet i afføringen. For sommerhalvåret

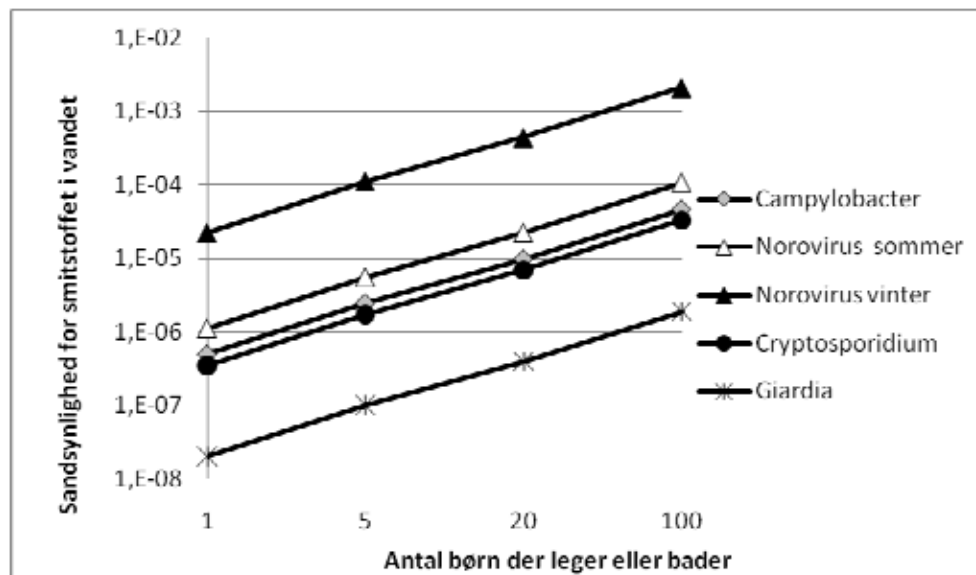
stammer rapporterede tilfælde fra nogle enkelte udbrud relateret til badepladser, som beskrevet i Sartorius et al. (2007). Her varierede de i Sverige rapporterede tilfælde mellem 0 og 25 per uge årene 2003 til 2006, se figur 4-3 (SMI, 2008).



Figur 4-3: Antallet af rapporterede tilfælde af norovirus i Sverige i perioden 2003 til 2006. De to pile angiver udbrud af norovirus i forbindelse med badning.

Projektgruppen estimerede et gennemsnit for sommerhalvåret på 5 per uge, hvilket resulterer i at ca. 0,1 % af befolkningen har smitten i afføringen. Da også underrapporteringsfaktoren måske er anderledes (mindre?) ved de større udbrud, må estimatet for Norovirus anses som meget usikker.

I figur 4-4 illustreres sandsynligheden for at smitstoffet er afleveret til bassinet, i relation til antallet børn der benytter anlægget. Den følgende beregning udføres med antagelsen at antallet børn som potentielt kan have et uheld mellem to vandskifter er 20. Det vurderes at forekomsten af norovirus i vinterhalvåret ikke er relevante, idet sopning og lignende typisk ikke dyrkes om vinteren.



Figur 4-4: Sandsynlighed for at smitstofferne findes i vandet, i relation til antallet børn som bruger bassinet til leg eller badning.

Med de beskrevne antagelser kan sandsynligheden for at en tilfældig udvalgt bruger af bassinet smittes med smitstofferne. Ved de antagne brugsfrekvenser så er sandsynligheden for infektion med Campylobacter, Norovirus og Cryptosporidium omkring niveauet af den acceptable risiko som US EPA anbefaler for drikkevand, dvs. at maksimalt en ud af 10.000 forbrugere må blive syg per år. Af disse resultater kan det ikke konkluderes at eksempelbassinet er usikkert for børn at soppe i, da flere usikkerheder i antagelserne (f.eks. inhomogen fordeling/opblanding, henfald af smitstofkoncentrationen) vil gøre den reelle risiko for smitte lavere.

I tabel 4-5 er den samlede sandsynlighed for infektion for brugere af eksempelbassinet, udtrykt som antal smittede per 10.000. I estimatet er indregnet sandsynligheden for et fækkalt uheld og for at barnet som har uheldet har smitten i afføringen. Der regnes med 100 hånd-eksponeringer/år og 10 for leg og bad. "Leg" svarer til at soppe.

Tabel 4-5: Samlet sandsynlighed for infektion for brugere af eksempelbassinet ved 20 brugere. Gennemsnitsværdier fra Monte-Carlo simulering

	Ved 1 besøg			Per år		
	Hånd $1/10^{-4}$	Leg $1/10^{-4}$	Bad $1/10^{-4}$	Hånd $1/10^{-4}$	Leg $1/10^{-4}$	Bad $1/10^{-4}$
Campylobacter	0,008	0,02	0,02	0,8	0,2	0,2
Norovirus sommer	0,04	0,1	0,1	4	1	1
Cryptosporidium	0,009	0,03	0,03	1	0,3	0,3
Giardia	$3 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-4}$	$3 \cdot 10^{-4}$	0,001	0,002

Ovenstående viser hvordan QMRA-metoden kan anvendes til at skønne risici for anvendelse af vandlegemer til forskellig rekreativ anvendelse. Der er foretaget en gennemregning af en realistisk situation og den viser i dette tilfælde risici der ligger under eller på niveau med det risikoniveau der anvendes af US EPA.

4.4 Metode til vurdering af kemiske risici

I kap 3.4.2 fandt vi at stofferne cadmium, bly, kobber og PAH kan være potentielt giftige for mennesker i forbindelse med rekreativ anvendelse af afstrømmet regnvand.

I samarbejde med Center for Park og Natur, København, blev tre modelområder udvalgt for at undersøge hvilke kemisk betingede sundhedsmæssige problemstillinger, der kan opstå ved lokal anvendelse af regnvand. Områderne blev valgt mellem eksisterende anlæg der potentielt kunne anvende regnvand i stedet for drikkevand, samt eksisterende og projekterede anlæg der indbyder til rekreativ kontakt med vandet. Den udvalgte model SEWSYS blev kørt på de tre områder for på den måde at give indikationer på potentielle problematiske stoffer. Modellens output bør senere valideres med in-situ målinger hvor det er muligt. I Bilag 3 findes en beskrivelse af de tre modelområder, som er:

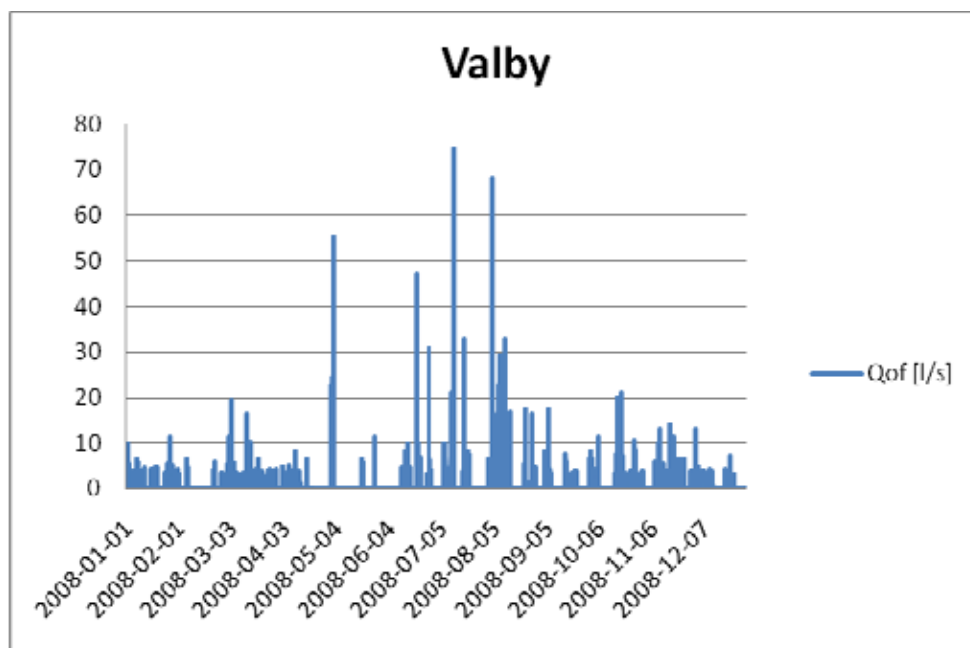
- Wilhelm Thomsens Allé 4-6, Valby
- Otto Krabbes Plads, Vesterbro, København
- Søen i Ørestad Syd

4.4.1 Beregning af afstrømning

4.4.1.1 Wilhelm Thomsens Alle

Nedenfor ses en modellering af den samlede afstrømning fra området.

Det ses, at de fleste regnbyger giver ophav til afstrømning, der er mindre end 10 liter i sekundet, mens der er nogle få toppe der giver afstrømning højere end 50 liter i sekundet. Ved det mest intense regnvejr i juli observeres en top på omkring 70 liter i sekundet. Samlet giver dette regnvejr, der varer omkring en halv time sammenlagt ca. 32.000 liter vand, hvilket svarer til at modelområdet modtog 6,7 mm nedbør.



Figur 4-3: Beregnet afstrømning fra modelområder ved Wilhelm Thomsens Alle i Valby.

4.4.1.2 Skydebaneparken

For den rene tagvandsafstrømning er de fleste regnbyger under 5 liter i sekundet, 4 byger resulterer i mere end 20 liter i sekundet, med en byge der toppe på 32 liter i sekundet. Samlet giver dette regnvejr, der varer omkring en halv time sammenlagt ca. 14.000 liter vand. Fra de befæstede arealer er det højeste flow beregnet til 107 liter i sekundet, svarende til omtrent 46.000 liter.

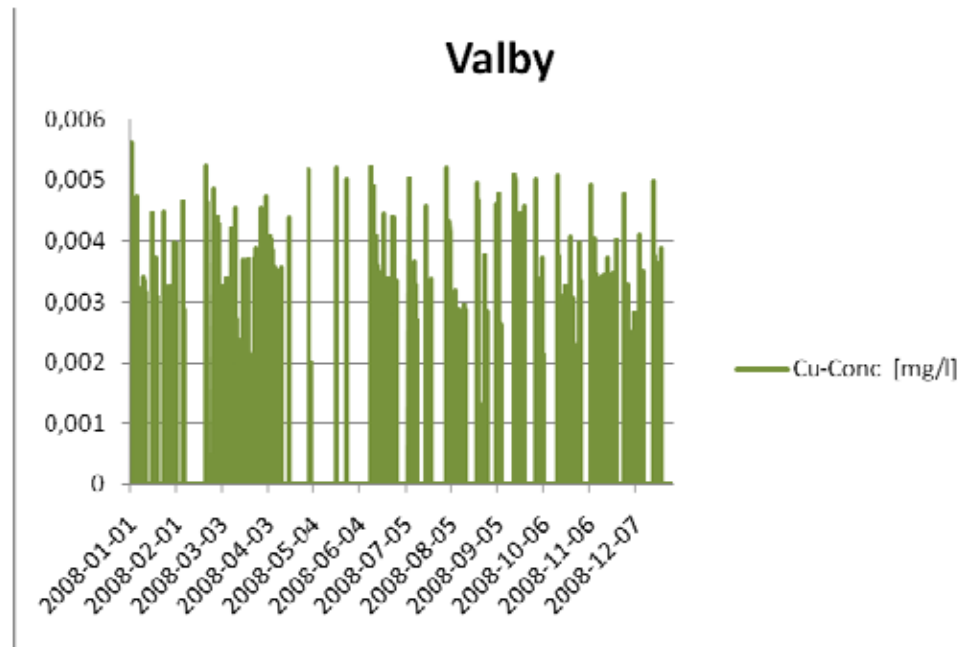
4.4.1.3 Ørestad Syd

For Ørestaden er der kun modelleret for tagvandsafstrømning for de byggerier der står færdige ved udgangen af 2009. Det omfatter således de to parceller, kaldet 8-tallet og Stævnen. De fleste regnbyger resulterer i afstrømning, mindre end 40 liter i sekundet, 3 byger resulterer i afstrømning omkring 100 eller flere liter i sekundet, med en byge der topper på 132 liter i sekundet. Samlet giver dette regnvejr, der varer omkring en halv time sammenlagt ca. 57.000 liter vand.

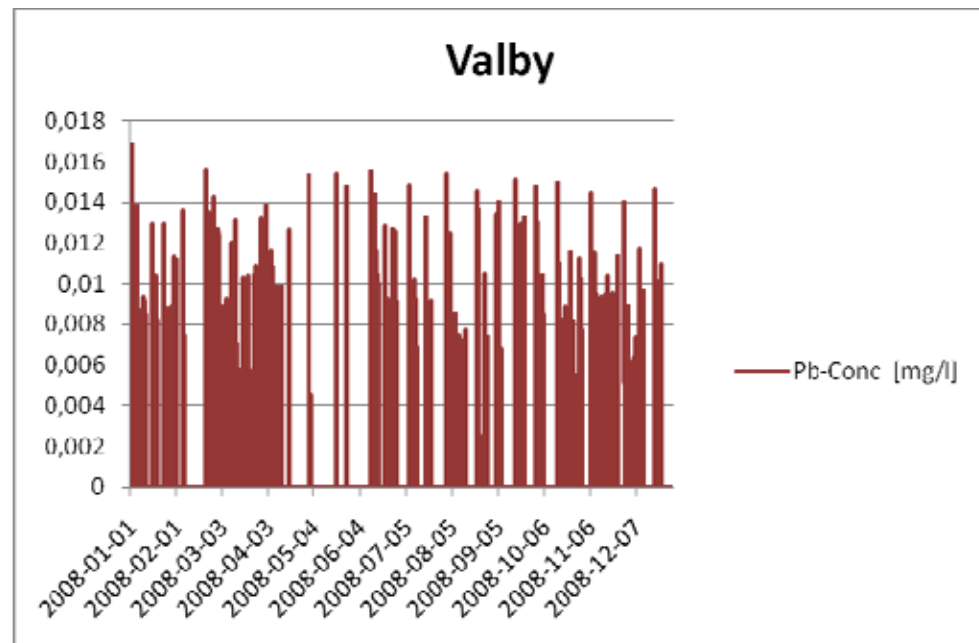
4.4.2 *Beregnet flow af kemiske stoffer*

De beregnede koncentrationer af de udvalgte kemiske parametre, kobber, bly, cadmium, og PAH viser, at der i den største del af året forventes koncentrationer betydeligt under Drikkevandskvalitetskriterierne. For kobber er den modellerede maximale koncentration omkring 5 µg/l, hvilket er langt under drikkevandskvalitetskriteriet (2.000 µg/l). De beregnede koncentrationer af cadmium i tagvand er maksimalt 0,3 µg/l, hvilket er omkring 10 % af drikkevandskvalitetskriteriet. For PAH svarer det maksimalt forventede til drikkevandskvalitetskriteriet, 0,1 µg/l. For bly er den maximale koncentration beregnet til 17 µg/l. Dette er højere end drikkevandskvalitetskriteriet, der er 10 µg/l. Koncentrationer af bly over drikkevandskvalitetskriteriet ser ud til at forekomme jævnt over året.

Tidsserier over beregnede koncentrationer af kobber og bly i modelområdet ved Wilhelm Thomsens Alle i Valby illustreres i figur 4-5 og 4-6.



Figur 4-4: Beregnet koncentration af kobber i tagvand fra Modelområdet ved Wilhelm Thomsens Alle i Valby.



Figur 4-5: Beregnet koncentration af bly i tagvand fra Modelområdet ved Wilhelm Thomsens Alle i Valby.

4.4.3 Vurdering af kemiske risici

Af de udvalgte kemiske stoffer, er det kun bly der kan forventes at overskride drikkevands-kvalitetskriteriet. Den forventede maksimale overskridelse svarer til omtrent 2 gang drikkevandskvalitetskriteriet, og det forventede indtag af tagvand i forbindelse med rekreativ anvendelse er betydeligt mindre end det forventede daglige indtag af drikkevand.

Derfor skønnes der ikke at være risiko forbundet med tagvandets indhold af de udvalgte kemiske stoffer cadmium, bly, kobber og PAH. Det bemærkes, at der i specielle tilfælde kan være kemiske stoffer tilstede i tagvandet, som er potentielt sundhedsfarlige og som ikke er inkluderet i denne modellering.

5 Regulering af vandkvalitet i Danmark

Med så mange forskellige stoffer tilstede er det oplagt at søge at finde de stofgrupper der har størst indflydelse på menneskers sundhed i de relevante koncentrationer. I Bekendtgørelse 1449 af 11/12 2007 om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg, er der angivet kvalitetskrav for en række stoffer i drikkevand. I Bekendtgørelse 1669 af 14/12 2006 om miljøkvalitetskrav (ny bekendtgørelse i høring) for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet, er der angivet miljøkvalitetskrav for en række kemiske stoffer.

Miljøkvalitetskrav defineres som den koncentration af et bestemt stof der ikke må overskrides af hensyn til beskyttelsen af menneskers sundhed og miljøet. De to bekendtgørelser kan derfor bruges til at udpege potentielle problematiske stoffer, ved at sammenholde kvalitetskravene med litteraturværdier for de enkelte stoffer.

Badevand for ferske og marine vande er reguleret gennem Bekendtgørelse nr. 165 af 23/02/2009 om badevand og badeområder, der er den danske gennemførelse af EU's Badevands direktiv.

Svømmebassiner er nu (fra maj 2010) reguleret gennem Bekendtgørelse nr. 458 af 28/04/2010 om svømmebassiner mv. og disses vandkvalitet samt Miljøstyrelsens vejledning nr. 3/1988 om kontrol med svømmebade. Den nye bekendtgørelse indeholder bl.a. følgende:

- Overfladevand kan anvendes forudsat det overholder en række krav til kvalitet, herunder gennemsnitlighed
- Vandet må ikke desinficeres
- Indtagning vandet skal overholde de skærpede krav i Bekendtgørelse nr. 165 af 23/02/2009 om badevand og badeområder, dvs. max. 200 cfu/100 ml for enterokokker og max. 500 cfu/100 ml for *E. coli*. Bassinvandet skal overholde de almindelige krav, dvs. de dobbelte koncentrationer, dvs. 1000 cfu/100 ml (bedømt ved mindst 20 prøver). Det bemærkes her at tagvand overholder disse krav i langt de fleste tilfælde!
- Bassinvandet udskiftes ved $< 29^{\circ}$ C med en hyppighed på 2 m³/time/person der samtidig opholder sig i bassinet

Sundhedsstyrelsen har 09. juli 2009 udgivet en Anbefaling for midlertidige udendørs bade- og soppebassiner, pjaskevand mv. om sommeren i dagtilbud. Anbefalingen fraråder at anvende opsamlet eller afstrømmet regnvand., Det

anbefales at bassinet tømmes minimum én gang om dagen, hvorefter det tømmes og rengøres. Tilsætning af desinfektionsmidler frarådes.

Den 20. december 2007 har Sundhedsstyrelsen udsendt en sundhedsfaglig vurdering angående anvendelse af regnvand til toiletskyl i offentlige institutioner hvor det konkluderes at etablering af regnvandsanlæg i offentlige bygninger ikke menes at udgøre en risiko i forhold til smitte fra selve regnvandet i toilettet undtagen for børn under 6 år. Det sidste er en sikkerhed der er indlagt som f.eks. ikke er indeholdt i de tilsvarende tyske anbefalinger.

6 Sikring og overvågning af vandkvalitet

6.1 Metoder til analyse af vandkvalitet

Mikrobiologiske metoder til påvisning af smitstoffer og bakterielle fækale indikatororganismer kan opdeles i traditionelle, ofte vækstmedium baserede, og hurtig metoder, herunder molekylær-baserede.

Graden af fækalforurening af opsamlet regnvand vil typisk blive vurderet ved en kvantitativ undersøgelse for antal *E. coli* og/eller enterokokker, som begge er gode indikatorer på en akut fækalforurening. En sådan analyse skal foretages i henhold til godkendte standarder, typisk ISO standarder og/eller fra Dansk Standard. Mikrobiologiske analyser af opsamlet regnvand vil typisk blive foretaget i henhold til godkendte standarder for drikkevand, men ofte kan metoder anvendt til mikrobiologiske analyser af badevand også anvendes.

ISO (International Organization for Standardization) standarder for indikatororganismer på fækalforurening og smitstoffer, herunder bakterielle og parasitære kan findes på organisationens hjemmeside:

http://www.iso.org/iso/iso_catalogue/catalogue_ics/catalogue_ics_browse.htm?ICS1=7&ICS2=100&ICS3=20.

Det skal bemærkes, at analysen (ISO 15553:2006) for protozoerne, *Cryptosporidium* og *Giardia*, ikke muliggør en påvisning af art eller om (o)ocysterne er levende og infektiøse. Sådanne analyser kræver speciallaboratorier og særlige analyser, herunder fastlæggelse af parasiternes genotyper.

Standarder kan også findes og erhverves fra Dansk Standard (www.ds.dk). Der bør altid anvendes godkendte standarder til mikrobiologiske analyser af opsamlet regnvand, typisk foretaget af akkrediterede laboratorier.

Det er i dag muligt for danske laboratorier og institutioner at foretage analyser for alle centrale bakterielle indikatorer og smitstoffer, samt for protozoer i regnvand. Det er derimod endnu ikke muligt at analysere for virus, eksempelvis norovirus.

Et centralt problem ved de traditionelle vækstbaserede bakterielle analyser er, at det typisk tager 1-3 døgn at lave en analyse og få fastlagt graden af fækalforurening og tilstedeværelsen af et eventuelt smitstof. På det tidspunkt er det opsamlede regnvand normalt allerede taget i brug til rekreativ aktivitet. Der er derfor behov for at kunne gennemføre analyser og få et meget hurtigere svar, eksempelvis indenfor et døgn eller nogle få timer.

Der forskes derfor intensivt nationalt og internationalt i udvikling af hurtigmetoder til fastlæggelse af fækalforurening og specifikke smitstoffer i vand. Disse metoder er ofte baseret på en direkte påvisning af organismen ved en genbaseret metode, eksempelvis PCR-baseret påvisning af slægts/arts specifikke gensekvenser. Disse metoder er typisk kvalitative, men kan i stigende omfang også give et kvantitativt estimat, e.g. ved Real-Time PCR. Der findes i dag veldokumenterede PCR-baserede metoder til påvisning af flere vigtige bakterielle, parasitære og bakterielle smitstoffer i vand.

On-line analyser af vandkvalitet er normalt baseret på sensorer som måler kontinuerligt og giver hurtige analyse-svar (real-time) og sender resultatet (on-line) til en alarmfunktion. Signalet fra sensorerne kan eventuelt benyttes til aktivt at styre og omdirigere vandstrømme. I Danmark udføres der eksempelvis forskning i udvikling af sensorer til påvisning af *E. coli* og enterokokker i SENSOWAQ projektet, som er finansieret af Det Strategiske Forskningsråd. Sensorer udvikles typisk til brug i drikkevandsforsyninger, men kan potentielt også anvendes til opsamlet regnvand.

Der forskes internationalt også i udvikling af sensorer der on-line ved en sofistikeret billedanalyse kan fastslå identiteten af et smitstof baseret på en sammenligning af billeder i en database. Der arbejdes bla. på at udvikle sådanne teknikker til påvisning af *E. coli* og protozoer (*Giardia* og *Cryptosporidium*). Der er netop igangsat et projekt med finansiering af Højteknologifonden til udvikling af sensorer til påvisning og kvantificering af protozoer.

Ved en fækalforurening vil det vil ofte være interessant at få fast lagt kilden (dyr eller mennesker) til forureningen. Molekylært-baserede typningsmetoder anvendes især til at spore kilden til den fækale forurening. Udgangspunktet er, at fækale bakterier fra dyr og mennesker, eksempelvis *E. coli*, enterokokker, og *Bacterioides*, udviser små genetiske forskelle, som kan bruges til at bestemme om bakterien kommer fra et dyr eller et menneske. Selvom der er lavet en række undersøgelser og udvikling af teknikker til at spore smitte, så er der kun offentliggjort få veldokumenterede og validerede teknikker.

Et eksempel på et sådan teknik er udviklet af det danske firma, Amphi (<http://www.kildesporing.dk/>), som anvender DNA fra opdyrkning af indikatororganismerne *E. coli* og enterokokker. DNA'et ekstraheres fra de levende bakterier og kilde-specifikt DNA opformeres ved hjælp af PCR og specifikke primere. Herved fås et kvantitativt mål for den fækale forurening. Endvidere elimineres usikkerheder om hvorvidt, der måles på en aktuel forurening med levende bakterier eller blot DNA-rester fra en gammel forurening.

6.2 Metoder til håndtering af tagvand og pladsvand

For alle overflader i byen gælder at der, især efter en tør periode, ophobes urenheder som støv, fuglekatter, blade og andre urenheder. Disse urenheder vil for tage være indeholdt i den første afvaskning fra et regnskyl, den såkaldte "first-flush". "First-flush" vil indholde langt størstedelen af både kemiske og mikrobielle urenheder (Kus 2010). Modsat pladser og veje er tagflader ofte relativt glatte og har en hældning der understøtter denne first-flush effekt (Martinson 2005).

For at fange "first-flush" skal tagvandet enten passere en rist og sandfang eller ledes gennem en hvirvelseparator. En hvirvel separator der fjerner urenheder, som sendes til afløbssystemet.



Figur 6-1: Hvirvelseparator til tagvand

Anvendes grønne tage vil der naturligvis ikke være tale om et first-flush idet en stor del af urenhederne fanges i det filter man anlægger det grønne tag på. Grønne tage kan derfor ud over at tilbageholde regnvand også filtrere dette.

Behovet for at rense pladsvand afhænger meget af hvordan området anvendes og renholdes.

6.3 Metoder til rensning af vejvand lokalt

Undersøgelserne gennemført af Kjølholt (2001) viste, at en stor del af kemiske stoffer og til dels mikroorganismer er bundet til sedimenter i det vand der afstrømmer fra veje og parkeringsarealer.

Det kræves af renseteknologien at den kan behandle store mængder vand, effektivt fjerne suspenderet stof og kræve lidt plads.

Ønskes vejvandet anvendt rekreativt, inklusiv kun som visuelt element uden berøring, må der foretages en fjernelse af first flush eller en lokal rensning for at vandet kan fremtræde rent og æstetisk.

6.3.1 First flush

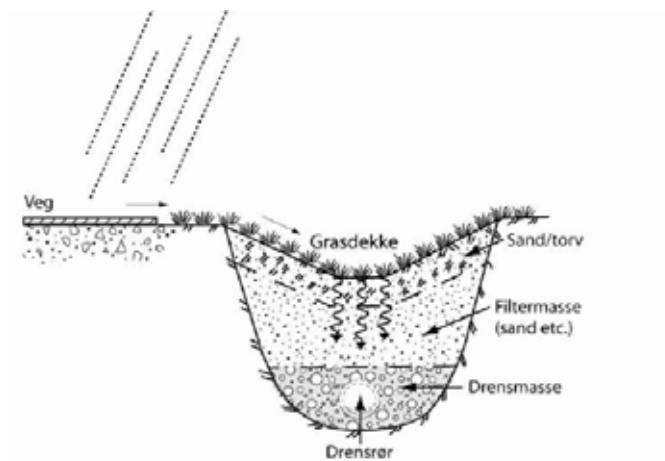
Det har ofte været opfattet at en stor del af forureningsstoffer afskylles i begyndelsen af et regnskyl. For at fjerne disse stoffer fra regnvandet kunne en løsning derfor være at "fange" first flush" og lede dette til afløbssystemet. I Norge indbygges en begrænset fjernelse/rensning af vejvand ved at håndtere de første 6-8 mm af regnen. Ønskes en udvidet rensning skal de første 10-15 mm regn håndteres(Osteböl, 2008).

Afskylning af veje og pladser afhænger af en lang række faktorer som regnintensitet, tørvejrperiode før regnskyl og overfladens ruhed. Undersøgelser i Australien af first-flush fænomenet på veje viser at mængden af transporteret stof afhænger af vandmængden der strømmer af en vej og ikke tidspunktet efter regnens begyndelse (Weber 2010).

6.3.2 Bassin og filter

I Norge er det udbredt at rense vejvand i åbne bassiner evt. afsluttet med et sandfilter (Osteböl, 2008). Både norske og danske undersøgelser (Vollertsen, 2009) viser, at et sandfilter skal opstilles tørt og ikke stå permanent under vand, da det ellers hurtigere stopper til.

En anden mulighed er at rense vejvandet i en filter der ligger i et trug langs vejen. Den følgende skitse viser et tværsnit gennem sådan et filter trug.



Figur 6-2: Eksempel på rensning af vejvand i trug langs rabatten.

Den omliggende jordtype bestemmer om det er nødvendigt at dræne. Et dræn kan tilsluttes et vandlegeme i byen eller et vandløb/en sø i mere åbne arealer.

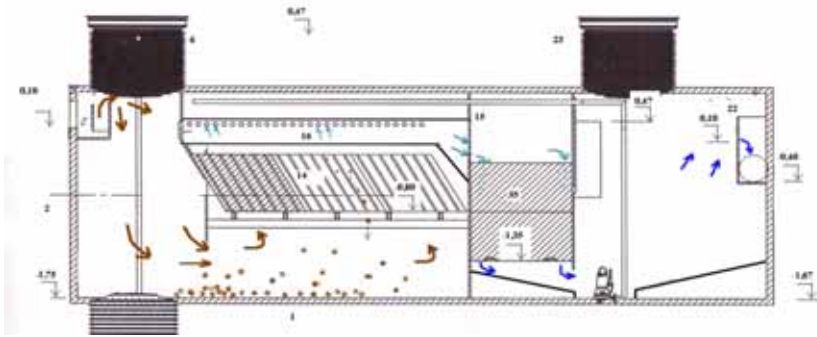
Tre eksempler på teknologier der ikke optager meget plads gennemgås i det følgende.

6.3.3 Bonnerup separator

Denne separator er udviklet i samarbejde mellem Københavns Energi og Bonnerup Consult. Anlægget udskiller ud over olie også opløst stof ved hjælp af lameller og filtre.

Separatoren er nu installeret i alt 7 steder i Københavns inderhavn og har været i drift siden 2008. På installationen på Tegllholmen blev der opstartet et måleprogram i maj 2009, der skal vise anlæggets effektivitet over for en række stoffer.

Anlæggene på Sluseholmen og Tegllholmen har kapaciteter fra 30-200 l/s og på Holmen har anlægget en kapacitet på op til 1000 l/s.



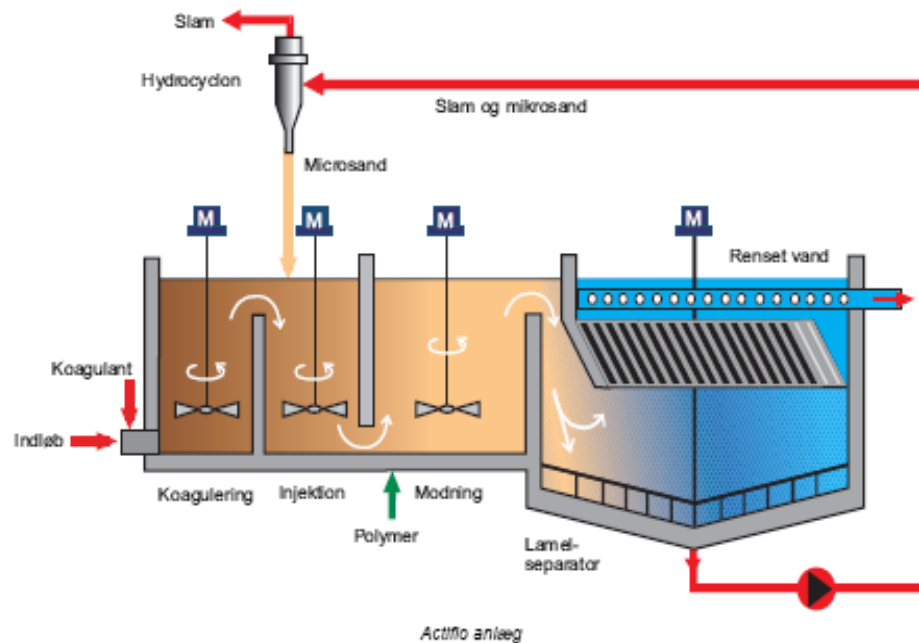
Figur 6-3: Bonnerup separator

Anlægget kræver et lille areal og kan udføres under terræn.

Separatorens renseseffektivitet på opløst stof skønnes af Bonnerup Consult at være 80-85%.

6.3.4 ActiFlo

ActiFlo systemet udvikles af Krüger og er bl.a. installeret på kanalvandet i Ørestad. ActiFlo fjerner suspenderet stof ved hjælp af en kombination af mikrosand, polymer, omrøring og lamelsaperator.



Figur 6-4: ActiFlo anlæg

ActiFlo anvendes også til overløbsvand og installeres nu som forsøg til behandling af overløbsvandet på Damhusåens renseanlæg.

Gennemsnitsreduktion af stoffer i vandet antages af Krüger at være følgende:

Tabel 6-1: Gennemsnitsreduktion i ActiFlo anlæg

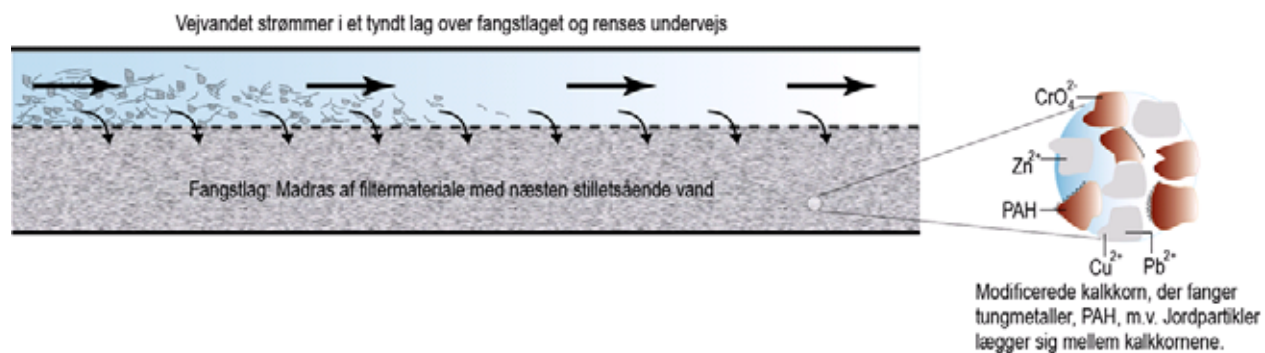
Parameter	Gennemsnitsreduktion %
Opløst stof (SS)	90
COD	65
BOD	75
Total fosfor	93
Total kvælstof	25
<i>E. coli</i> per 100ml	96
Cadmium	70
Kobber	75

Parameter	Gennemsnitsreduktion %
Zn	65
Ni	55
PAH	90

6.3.5 Dobbeltporøst filter

Det første dobbeltporøse filteranlæg herhjemme har været i drift i over et år i Ørestad. Installationen er nedgravet i en stor græsplæne og renser vejvand.

Forsøg med anlægget pågår og et uafklaret punkt er hvor ofte filtermateriale og dug skal udskiftes (skønnes til hvert 20-50 år).



Figur 6-5: Opbygning af dobbeltporøst filter

Følgende rensresultater er opnået med filteret:

Tabel 6-2: Renseresultater for dobbeltporøst filter i Ørestad

		SS mg/L	Zink µg/L	Kobber µg/L	Krom µg/L	Bly µg/L	Fosfor µg/L
Indløb	gns.	123	98	25	18	9	178
DPF-6-Lag	gns.	10,5	29,5	12,2	10,9	1,0	47,4
	% fjernet	91,5	70,0	50,6	40,5	88,1	73,3
DPF-18-Lag	gns.	1,4	12,5	9,6	10,0	0,2	39,0
	% fjernet	98,9	87,3	61,1	45,7	97,7	78,0
Krav fra KK til udledning i Ørestad		25,0	110,0	12,0	10,0	3,2	100,0

Denne løsning kan installeres under græsset i en park, under en grussti rundt om vandområde og evt. under en vej med belægning.

Mikrobiologisk undersøgelse af vandprøver fra Ørestaden

D. 11. juni, 2009 blev der udtaget vandprøver til mikrobiologisk analyse i forbindelse med det dobbeltporøse filter i Ørestaden. Pilotundersøgelsen havde til formål at indikere sandfilterets og det dobbelte porøse filters evne til at reducere mikrobiologiske forureninger, herunder helminth æg (parasitæg). Der blev udtaget prøver ifølge normale standarder for prøveudtagning af vandprøver ved sandfilter (SF-ind og SF-ud), samt efter gennemløb i dobbeltporøst filter (DPF 6-lag ud)

Analyseparametre var E. coli (direkte udsæt på indikativt og selektivt agarmedium); sporer af Clostridium perfringens (indikator på ældre forurening; metode ifølge DS2256), samt antal helminth æg som blev analyseret ifølge metode anbefalet af Verdenssundhedsorganisationen, WHO. Detaljer omkring de anvendte metoder er beskrevet i bilag 4. Resultater er vist i tabel 6-3.

Tabel 6-3 resultater af mikrobiologisk undersøgelse

Prøve	Helminth æg (eggs/l)	<i>Clostridium perfringens</i> sporer (sporer/ml)	<i>E. coli</i> (CFU/ml)
SF-ind P4	0	3	8.2
SF-ud P7	0	3	6.5
DPF 6-lag ud	0		
DPF 6-lag ud		0	0.6

Der blev ikke påvist nogen helminth æg i de tre modtagne vandprøver. Generelt indikerer resultaterne en meget lavgradig fækalforurening. Der detekteres omtrent den samme koncentration af *E. coli* i prøverne SF-ind P4 og SF-ud P7. Dette gælder tilsvarende for antallet af *C. perfringens* sporer. Sandfiltreret ser således ud til kun i yderst begrænset omfang at nedsætte koncentrationen af de analyserede bakterier.

I prøven DPF 6-lag ud efter filtrering i det dobbeltporøse filter, blev der påvist en ti gange lavere koncentration af *E. coli* sammenlignet med de to andre vandprøver udtaget før dette filter. *Cl. perfringens* sporer kunne ikke påvises efter gennemløb i det dobbeltporøse filter.

Det skal understreges, at en enkelt prøvetagning ikke er tilstrækkelig til at konkludere noget entydigt om det dobbeltporøse filters evne til reduktion af fækale indikatororganismer og smitstoffer. Men resultaterne viser, at det dobbelte porøse filter ser ud til at medføre en markant reduktion i antallet af disse mikroorganismer.

7 Idéer til rekreativ anvendelse af regnvand i byrum

Hvordan byens rum kan indeholde elementer til opsamling af regnvand til leg og til glæde for voksne og børn illustreres med idemæssige forslag til opsamling af regnvand i tre forskellige typer områder i København:

- Et torv eller en plads i plads i byen (Gråbrødre Torv)
- Et gårdrum i en karrébebyggelse (Skydebanehaven)
- Et skole-/institutionsområde (en fiktiv skolegård i København).

7.1.1 Gråbrødre Torv i København



Figur 7-1: Rumlig idéskitse til implementering af element til lejlighedsvis opfyldning med regnvand på Gråbrødre Torv.

På Gråbrødre Torv kan etableres en skålformet lavning som illustreret ovenfor, som et udvidet domæne til Søren Georg Jensens vandkunst.

Skålformen kan enten udformes som en lavning eller med terrasseret amfiteatralsk udformning, der åbner mulighed for en helt ny anvendelse af den del af torvet, også i tørvej.

Der skal i udformningen indarbejdes synliggørelse af kanter og niveauskift for svagtseende og blinde med et mærkbart skift i belægningen. Kanter og niveauspring kan samtidig markeres med lys i belægningen, således at den

konvekse skål også markere sig over for gående og kørende trafik efter mørkets frembrud.

Placeringen er nogenlunde midt i det åbne rum, der ligger i den sydvestlige del af torvet, midt mellem den omgivende bygningskant og det store solitære træ der står midt på Gråbrødre Torv.

Gråbrødre Torv kunne således tilføres en ekstra dimension der opfordre til leg og liv og samtidig forsænke vandtilførslen til kloakken.



Figur 7-2: Gråbrødre Torv - vandelementet er placeret i den syd-vestlige del af torvet og midt i byrummet mellem bygningerne og det store træ hvor der er gode forhold mht. sollys.

7.1.2 Gårdrummet i Skydebanekarréen på Skydebanegade

Inspireret af et velfungerende eksempel på lokal nedsivning af regnvand i boligområdet Monnikenhuizen i Holland (besøgt af 2BG-projektets phd-studerende i 2008)³ hvor der bl.a. er anlagt et grønt lavområde afgrænset mod en vej med en støttemur, foreslås der i Skydebanekarréen, anlæggelse af et halvmåneformet bassin/lavområde afgrænset på den ene side af en mur. Formen og støttemurs-elementet får "regnvandsbassinet" til at fremstå med en mere urban karakter, hvilket arkitektonisk passer godt ind i Skydebanekarréen.

³ Projekt 2BG (black, blue, green) omhandler byens samlede vandkredsløb og samspillet med byens befæstede- og grønne arealer. Projektet støttes af det strategiske forskningsråd og er et samarbejde mellem 3 universiteter, 4 kommuner, 5 virksomheder samt Danva og Dansk Byplanlaboratorium. Projektet strækker sig over 5 år og har en række PhD projekter tilknyttet.

Vandelementet giver et frodigt miljø i gårdrummet. Der etableres/skabes en foranderlig biotop både med hensyn til vandstand, flora og fauna. Den varierede vegetationen der vil blive fremelsket, hjælper til med at filtrere og rense vandet.



Figur 7-3: Idéskitse til implementering af regnvand i Skydebanekarréen, Vesterbro København



Figur 7-4: Referencefotos fra Monnikenhuizen, Arnhem, i Holland Fotos: www.2bg.dk og www.panoramio.com

Bassinets form kan opfattes som en pendant til en kendt (minde-)plads i Barcelona "Placa de Fossar de les Moreres". I et gårdrum, et torv eller en plads af mindre grøn karakter end Skydebanekarréen, kunne lignende udformning være egnet til en plads, der ved ekstreme regnskyl fyldes med vand. At halvskålen afgrænses af en støttemur i den ene side muliggør, at pladselementet kan indpasses og have en effekt, selv hvor der er begrænsede pladsforhold. Det eksisterende niveau kan bibeholdes ovenfor støttemuren og muliggøre at pladsen kan placeres ud til den

ene side af et byrum. Ovenfor støttemuren kan fremkommeligheden langs med pladsens afgrænsning af bygninger, vej eller andet.



Figur 7-5: Referencefoto: " Placa de Fossar de les Moreres" i Barcelona, Spanien - anvendelig arkitektonisk udformning også til opstuvning af regnvand i urbane gårdrum, torve og plaser.

7.1.3 Et skole-/institutionsområde i København

Der er efterhånden mange eksempler på kreativ udformning af skolegårde og institutionsområder til leg og bevægelse. En større og større del af dem omfatter også brug af vand som rekreativt element. Nedenstående referencefotos er eksempler på udformning af områder eller elementer der opfordrer til børns leg med vand.

Der vil med vandelementer udformet direkte til børns leg på skole- og institutionsområder, blive stillet store krav til sikkerheden, herunder vandets kvalitet. Ved anlæggelse af dybere bassiner, der er at betragte som legeelementer og hvor der er risiko for børnenes sikkerhed, bør disse anlægges, så de kan tømmes (evt. til regnvandsfaskine) når skoledagen er ovre og der ikke længere er opsyn på stedet. Elementtyper med lavere land så som vandrender i belægningen, vandskulpturer mv. er velegnede til såvel belagte og grønne områder til skoler og institutioner.

Nedenstående referencebilleder angiver mange muligheder for elementer med vand, der henvender sig til børn og børns leg med vand.



Figur 7-6: Bassin med legende børn på Tre Kroner Skole, Foto: SLA



Figur 7-7: Lille Gynborg Bondegårdsferie -kursuscenter ved Blommenslyst på Fyn



Figur 7-8: Foto tv.: Legeplads i Odense, foto th.: "Saltcenteret" i Silkeborg.



Figur 7-9: Vand til leg



Figur 7-10: "Vandtunnel" fra vandlegeplads i Vancouver, Canada

8 Resultat og anbefalinger

Rapporten har gennemgået sundhedsaspekter ved at anvende regnvand rekreativt og konkluderer generelt, at kontakt med regnvand afstrømmet fra tage og pladser ikke indeholder væsentlige sundhedsrisici. Rapporten giver et forslag til hvordan sundhedsrisici kan vurderes og styres i forbindelse med etablering af vandlegemer i byer med human kontakt, hvor vandressourcen er afstrømmet regnvand.

8.1 Rekreativ anvendelse af regnvand i byer

Set fra afløbsteknisk side er der et ønske om at enten frakoble regnvand fra fælles afløbssystemer eller forsinke regnvandet i at nå ned til afløbssystemet. En opbevaring af regnvand på overfladen i 4-12 timer vil således kunne reducere overbelastning af afløbssystemer væsentligt, samt hændelser med oversvømmelse af kældre og spildevand på terræn.

Der findes talrige eksempler på hvordan vand og regnvand benyttes som en rekreativ ressource i boligområder og i byens rum, både herhjemme og i udlandet. Især i Tyskland, Holland, Sverige og til dels Norge anvendes afstrømmet regnvand i byerne til en række rekreative formål som sopning og leg.

Vandelementerne i byens rum skal gerne være multifunktionelle, da de fælles uderum i byen er relativ begrænsede i udstrækning og skal kunne fungere som en del af byrummene æstetisk og funktionelt, også når de ikke indeholder vand.

I den fysiske udformning af byens rum med åbne elementer til opsamling af regnvand ved større regnskyl, vil der afhængig af lokale forhold, regnvandstype (tagvand eller pladsvand) og påtænkt rekreativ anvendelse være nødvendigt at træffe foranstaltninger til forbedring af vandets kvalitet for at mindske indholdet af kemiske og mikrobiologiske forureninger.

Det vil ofte være hensigtsmæssigt at anlægge opsamlingsbassiner mv. hvor der er størst tilgang af sollys i byrummet bl. a. fordi flere smitstoffer inaktiveres af sollys. Det er samtidig også netop i byrummets solside, at den arealmæssige konkurrence er størst med hensyn til andre ønsker til anvendelse af byens rum, eksempel herpå er cafeernes serveringsarealer.

Åbne vandspejl har æstetiske kvaliteter, men rummer også driftsmæssige udfordringer for at attraktionsværdien kan bibeholdes. Undersøgelser fra eksempelvis Augustenborg i Sverige viser, at det er driftsmæssigt dyrere, at vedligeholde de åbne kanaler end den drift der er forbundet med traditionelle regnvandsledninger.

Rekreativ anvendelse af regnvand i byen lægger ikke kun op til at være et smukt visuelt element, men vil også blive brugt af især børn til leg og dermed kontakt med og indtagelse af vand.

8.2 Sundhedsmæssige risici

Det foreslås at de rekreative aktiviteter i byens vandelementer opdeles i følgende kategorier:

1. Ingen kontakt mellem mennesker og vand
2. Håndkontakt (leg) med vand
3. Soppevand
4. Badevand

De sundhedsmæssige risici opstår især ved indtagelse af vand gennem munden, men i meget særlige tilfælde kan indånding eller hudkontakt udgøre en risiko.

Det foreslås at byens afstrømningsarealer opdeles i tagvand, pladsvand (torve, indergårde, grønne arealer) og vejvand (arealer med motoriseret trafik).

Ud fra litteraturen skønnes at tagvand generelt ikke udgør en mikrobiologisk eller kemisk sundhedsrisiko ved rekreativ anvendelse. I særlige tilfælde hvor der er anvendt tagmaterialer som bly eller hvor store mængder fugle tager ophold på et tag, kan tagvandet indeholde skadelige stoffer og smitstoffer.

Der er ikke fundet specifikke analyser af pladsvand i litteraturen, modsat tagvand og vejvand. Sammensætningen af pladsvand vil variere meget alt efter renholdelse og anvendelse. Generelt skønnes pladsvand i danske byer ikke at indeholder kemiske stoffer eller smitstoffer, der udgør en trussel for rekreativ anvendelse. I særlige tilfælde hvor der f.eks. fodres store mængder duer på et torv, eller hvor der åbent opbevares affald eller skrot, kan pladsvandet indeholde skadelige stoffer.

Vejvand skal renses så det fremstår æstetisk for at kunne anvendes rekreativt.

Helt afgørende for smitterisikoen fra regnvand i byer i Danmark er, at det ikke indeholder smitstof fra mennesker.

De største risici for tilførsel af smitstoffer til vandet, kommer fra de mennesker, der opholder sig i vandet, hvor bl.a. børn i "blealderen" er en særlig aldersgruppe, der kan tilføre vandet fækal forurening.

På baggrund af kvalitative vurderinger fra litteraturen skønnes, at regnvand kan opbevares i vandelementer i et døgn og blive brugt med yderst ringe sundhedsmæssige risici. Denne vurdering er baseret på, at der maksimalt er 1 bruger pr m³ pr døgn. I Sundhedsstyrelsens "Anbefaling for midlertidige udendørs bade- og soppebassiner i dagtilbud" angives bl.a. "daglig tømning og grundig rengøring er nødvendig i alle midlertidige bade- og soppebassiner".

Regnvand kan således i mange tilfælde erstatte vandværksvand i forbindelse med etablering af rekreativt vand i byområder, bl.a. fordi det netop ikke indeholder afføring fra mennesker, som det kan være tilfældet i søer, åer og kysters badevand.

Det anbefales at inkludere analyser for *Campylobacter* i regnvand der anvendes i husholdning eller til rekreativt brug.

Solens UV-lys virker dræbende på mikroorganismer, der ligger på f.eks. tag-overflader. Derfor vil frit sollys på en tagflade i og et vandlegeme, der ligger uden skyggende træer, virke reducerende på mængden af sygdomsfremkaldende mikroorganismer.

8.3 Håndtering af afstrømmet regnvand

En god vandkvalitet fra tage vil ofte kunne opnås ved eksempelvis at bortlede regnvandet fra "first flush", idet mængden af forureningskomponenter er størst i begyndelsen af regnhændelsen. Der anvendes i Danmark en række teknologier til at fjerne urenheder i tagvand (f.eks. hvirvelseseparator). Specielt tagrender bør indrettes således, at der ikke kan ske ophobning af organisk materiale.

For vejvand er first-flush effekten mere uklar. En række teknologier er i dag i anvendelse til rensning af vejvand (separatorer, filtre og forceret fældning). Der er endnu ikke driftserfaringer med renseteknologier, der er rettet mod pladsvand.

Med en gentagelsesperiode for kraftige regnskyl på 10-20 år, skønnes det at en opbevaring af regnvand på overfladen i 4-12 timer vil reducere overbelastning af afløbssystemer væsentligt.

8.4 Modelling af sundhedsrisici

I projektet er søgt samkøring af afstrømningsmodeller med henholdsvis kvantitativ mikrobiologisk risiko, risikovurderings værktøjer, dels med vandkvalitetsmodeller til at vurdere koncentration af kemiske stoffer.

En vurdering af sundhedsrisici i et mindre vandlegeme med 20 brugere viste, at risici for de mest udbredte mave-tarm sygdomme (Noro virus, Campylobacter, Cryptosporidium, Giardia) lå under USEPA's anbefaling om et acceptabelt risikoniveau på mindre end 1 sygdomstilfælde per 10.000 brugere pr år med rekreativ kontakt til vand.

Tilsvarende viste en vurdering af udvalgte kemiske stoffer på tre modelområder, at kravene til indhold af forureningsstoffer i drikkevandsbekendtgørelsen ikke blev overskredet, bortset fra bly, hvor den maksimale beregnede koncentration var omtrent det dobbelte af drikkevandskriteriet.

Det er således muligt for et givet opland, hvor der foreligger oplysninger på indhold af kemiske stoffer og smitstoffer at skønne sundhedsfaren ved hjælp af risikomodellering.

8.5 Regulering af rekreativ anvendelse af regnvand

8.5.1 Risikovurdering

En godkendelse af et nyt vandelement, der lægger op til leg, sopning eller svømning foreslås at indeholde følgende procedure:

1. Generel beskrivelse af oplandet til vandelementet inklusiv hvilken funktion permeable og impermeable overflader har (tag, torv, legeplads, osv.)
2. Kvalitativ hygiejnisk og kemisk vurdering af overflader og påtænkt rekreativ aktivitet, samt beslutning om videre undersøgelser er nødvendig
3. Om nødvendigt kvantitativ fastlæggelse, f.eks. ved måleprogram, af indhold af smitstoffer som Campylobacter og Cryptosporidium
4. Om nødvendigt kvantitativ fastlæggelse af indhold af humane toksiske stoffer som bly, PAH og DEHP
5. Risikovurdering ved hjælp af modelværktøjer. Sammenligning af kemiske koncentrationer med drikkevandsbekendtgørelsen, set i forhold til forventet

vandindtag gennem munden. Sammenligning af sygdomsrisiko med et niveau på 1 syg pr 10.000 brugere pr år, som foreslås som en acceptabel risiko ved rekreativ anvendelse af regnvand.

Ca. ét døgn opholdstid kan accepteres udenvandet renses. Ved over ét døgn opholdstid skal vandet recirkuleres over en rense og desinfektionsenhed for at sikre, at vandet er klart og overholder kravene i badevandsbekendtgørelsen, dvs. mindre end 500 coliforme bakterier/100 ml.

8.5.2 Risikostyring

Efter anlægget er sat i drift kan følgende aktiviteter være med til at sikre, at sundhedsrisikoen holdes på et acceptabelt lavt niveau:

1. Analyser af vandet
2. Nye risikovurderinger
3. Drift af anlæg (hvis opholdstid længere end ét døgn ønskes, skal vandet recirkuleres over en rense og desinfektionsenhed)
4. Renholdelse af tage, tagrender, pladser, grønne arealer. Undgå træer/grene over tage.
5. Oplysning til brugere om fækalier fra kæledyr, bleer til de mindste brugere, børn med dårlig mave bør ikke soppe eller bade, osv.

8.5.3 Oplysning om regnvand

Det kunne endelig overvejes om der skal etableres en hjemmeside om anvendelsen af regnvand. Denne hjemmeside kunne f.eks. indeholde oplysninger om:

- Hvordan udnyttes regnvand i individuelle hushold (toiletskyl, tøjvask, rengøring, havevanding)
- Hvordan udnyttes regnvand på karré niveau(toiletskyl, tøjvask, rengøring, vanding, brandslukning, vandlegemer (LAR-anlæg), vandlegepladser)
- Hvordan udnyttes regnvand på bydelsniveau
- Hygiejniske aspekter

- Vurdering af omkostninger
- Drift og vedligehold
- Eksempler (både fra DK og nærmeste udland)

Bilag 1: Litteratur

- **Abrahamsson**, J.L., Ansker, J., Heinicke, G. (2009) *MRA – Ett modellverktyg för svenska vattenverk* Svenskt Vatten Utveckling (SVU) rapport 2009-05. Svenskt Vatten, Stockholm. pdf tilgængelig fra: www.svenskvatten.se. Modelværktøjet fås gratis fra Svenskt Vatten, kontaktperson: Andreas Wiberg.
- **Albrechtsen**, H.J. Boligernes vandforbrug – Mikrobiologiske undersøgelser af regn- og gråvandsanlæg. Udarbejdet for Miljøstyrelsen, Bolig- og Byministeriet, 1998.
- **Andersson**, M. and Dalsgaard, A. Udviklingsprojekt for anvendelse af regnvand som spædevand direkte i offentlige svømmebade. 29, 2003. Miljøstyrelsen. Økologisk Byfornyelse og spildevandsrensning.
- **Arnbjerg-Nielsen**, K., Hansen, L., Hasling, A. B., Clauson-Kaas, J., Hansen, N. J., Carlsen, A., Stenström.T.-A., and Ottoson, J. Risikovurdering af anvendelse af opsamlet tagvand i private havebrug. 38. 2003. Miljøstyrelsen. Økologisk byfornyelse og spildevandsrensning.
- **Arnbjerg-Nielsen**, Karsten, Linda Hansen, Arne Bernt Hasling,. Jes Clauson-Kaas og Niels Jørgen Hansen. Risikovurdering af anvendelse af opsamlet tagvand, Økologisk byfornyelse og spildevandsrensning, 38, 2003
- **Ashbolt**, N. J., Petterson, S. R., Stenström, T. A., Schönning, C., Westrell.T., and Ottoson, J. Microbial Risk Assessment (MRA) Tool. Urban Water. 7. 2005. Chalmers.
- **CDC**. MMWR. Surveillance for waterborne disease and outbreaks associated with recreational water use and other aquatic facility-associated health events – United States, 2005-2006 and 2008, 57: pp.-2-63.
- **Chang**,Mingteh; McBroom,Matthew W.; Scott Beasley,R. Roofing as a source of nonpoint water pollution. Journal of Environmental Management. 73. No 4 2004.
- **Davidson** GP, Bishop RF, Townley RR, Holmes IH. Importance of a new virus in acute sporadic enteritis in children. Lancet 1975; 1: 242-246.
- **Denner**, E.B.M. Fachliche Stellungnahme, Mikrobiologisch-hygienische Aspekte der Regenwassernutzung. Institute of Bacteriology, Mycology and Hygiene, University of veterinary Medicine, Vienna. 2006
- **DHI**, Overfladeafstrømning i Gladsaxe kommune, Gladsaxe, 2008

- **DMU**, Luftforurening med partikler i København. Faglig rapport nr. 43, 2003
- **DMU**, Atmosfærisk deposition 2007, NOVANA. Faglig rapport nr. 708, 2009
- **Dreiseitl, H.**; Grau, D. Recent waterscapes, Planning, building and designing with water. Birkhäuser verlag AG, 2009.
- **Eberhart-Phillips J**, Walker N, Garrett N, Bell D, Sinclair D, Rainger W, Bates M. Campylobacteriosis in New Zealand: results of a case-control study. J Epidemiol Community Health; 51: 686-691, 1997.
- **Ellis B.** and Mitchell, G. (2006). Urban diffuse pollution: Key data information approaches for the Water Framework Directive. Water and Environment Journal, 20, 2006
- **Faechem RG**, Bradley DJ, Garelick H, Mara DD. Sanitation and Disease - Health aspects of Excreata and Wastewater Management. John Wiley & Sons, 1983.
- **Fayer, R.** et. al. Cryptosporidium and Cryptosporidiosis. CRC Press, 1997
- **Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung (fbr).** Band 10: Betriebs- und Regenwassernutzung - Bestandsaufnahme und Zukunftsvision, 2005
- **Fields B.S.**, Benson R.F., and Besser R.E. (2002). *Legionella* and Legionnaires' Disease: 25 Years of Investigation. Clinical Microbiology Reviews, July 2002, p. 506-526, Vol. 15, No. 3
- **Gerba CP.** Assessment of enteric pathogen shedding by bathers during recreational activity and its impact on water quality. Quantitative Microbiology 2000; 2: 55-68.
- **Heyworth, JS**, G Glonek, EJ Maynard, PA Baghurst and J Finlay-Jones. Consumption of untreated tank rainwater and gastroenteritis among young children in South Australia. International Journal of Epidemiology 2006;35:1051–1058
- **Haas CN**, Rose JB, Gerba CP. Quantitative Microbial Risk Assessment. Wiley, New York, 1999.

- **Jensen**, Marina B. og Fryd, Ole. Den blå by – udfordringer og muligheder. Arbejdsrapport Skov & Landskab nr. 88-2009. Skov & Landskab, Københavns Universitet. 2009
- **Jeppesen C.**, Bagge L. og Jeppesen V. (2000). Legionella pneumophila i bassinvand. Ugeskrift for Læger, 19. juni, nr. 25
- **King**, B.J., D. Hoefel, D.P. Daminato, S. Fanok and P.T. Monis. The Co-operative Research Centre for Water Quality and Treatment, Australian Water Quality Centre, SA Water Corporation, Salisbury, South Australia, Australia, Solar UV reduces Cryptosporidium parvum oocyst infectivity in environmental waters. Journal of Applied Microbiology, Volume 104 Issue 5, 2008
- **Kjølholt**, Jesper, Christian Poll og Finn Kofoed Jensen. Miljøfremmede stoffer i overfladeafstrømning fra befæstede arealer. Miljøprojekt Nr. 355, 1997
- **Kjølholt**, Jesper, Frank Stuer-Lauridsen, Anders Baun og Karsten Arnbjerg-Nielsen. Biologiske effekter af toksiske stoffer i regnbetingede udløb. Miljøprojekt Nr. 610, 2001
- **Kus, B.**; Kandasamy, J.; Vigneswaran S. and Shon, H.K. Analysis of first flush to improve the water quality in rainwater tanks. Water Science and Technology, **61**(2); 421-428(2010)
- **Københavns Kommune**. Miljøorienteret byfornyelse og nybyggeri. 2001
- **Ledin**, Anna, Karina P.S. Auffarth, Rasmus Boe-Hansen, Eva Eriksson, Hans-Jørgen Albrechtsen, Anders Baun og Peter Steen Mikkelsen. Brug af regnvand opsamlet fra tage og befæstede arealer, Økologisk byfornyelse og spildevandsrensning, 48, 2004
- **Malmqvist**, P. A. Urban Stormwater Pollution Sources. Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg. 1983.
- **Martinson, D.B.**; Thomas, T. Quantifying the first-flush phenomenon. University of Warwick, UK. 12th International Rainwater Catchment Systems Conference. 2005
- **Osteböl**, S.O., Infiltrasjon av overvann i grøft, Statens vegvesen Region øst. COWI 2008

- **Ottoson J**, Stenstrom TA. Faecal contamination of greywater and associated microbial risks. *Water Res* 2003; 37: 645-655.
- **Petterson, S.**, Signor, R., Ashbolt, N. J., and Roser, D. QMRA methodology. 2006. University of New South Wales, Sydney, Australia.
- **Pond K.** Water Recreation and Disease. IWA London, 2005.
- **Retsinformation.** Bekendtgørelse nr 1449.
<https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=113759&exp=1#Kap2>
2009.
- **Rodrigo**, Shelly , Martha Sinclair, Andrew Forbes, Karin Leder, David Cunliffe, Department of Epidemiology and Preventive Medicine, School of Public Health and Preventive Medicine, Monash UNiversity, Melbourne, VIC, Australia. Incidence of gastrointestinal illness amongst participants in a randomised controlled trial investigating the use of untreated rainwater for drinking. American Public Health Association Annual meeting Philadelphia, Nov. 2009
- **Sartorius**, Benn, Andersson, Yvonne, Velicko, Inga, De Jong, Birgitta, Lofdahl, Margareta, Hedlund, Kjell-Olof, Allestam, Görel, Wangsell, Claes, Bergstedt, Olof, Horal, Peter, Ulleryd, Peter, Söderstrom, Ann (2007) Outbreak Of Norovirus In Västra Gotaland Associated With Recreational Activities At Two Lakes During August 2004. *Scandinavian Journal of Infectious diseases*, Issue Vol.39 Issue.4, Page no. 323
- **Savill M. G.** , Hudson J. A. , Ball A., Klena J. D., Scholes P. , Whyte R. J., McCormick R. E. and Jankovic D. Enumeration of *Campylobacter* in New Zealand recreational and drinking waters, Institute of Environmental Science and Research Ltd, Christchurch Science Centre, Christchurch. *Journal of applied microbiology*, 2001, vol. 91, n°1
- **Schets**, F. M., Italiaander, R., van den Berg H. H. J. L. and de Roda Husman, A. M. 2010. Rainwater harvesting: quality assessment and utilization in The Netherlands. *Journal of Water and Health*, 08.2
- **Simmons G**, Hope V, Lewis G, Whitmore J, Gao W. Contamination of potable roof-collected rainwater in Auckland, New Zealand. *Water Res* 2001; 35: 1518-1524.

- **SMI.** 2008. Statistik över smittsamma sjukdomar, vattenburna infektioner. Smittskyddsinstitutet. Solna, Sverige. Hjemmeside besøgt 2008-05. www.smittskyddsinstitutet.se
- **Smith HV, Robertson LJ, Ongerth JE.** Cryptosporidiosis and Giardiasis - the impact of waterborne transmission. Journal of Water supply, Research and Technology AQUA 1995; 44: 258-274.
- **2BG** http://www.2bg.dk/Publications/2BG_CaseStudies_Holland.pdf , 2008
- **Teunis, P.,** Van den Brandhof, V., Nauta, M., Wagenaar, J., Van den Kerkhof, H. and Van Pelt, W. A reconsideration of the Campylobacter dose-response relation. Epidemiol. Infect., 133, 583-592. 2005
- **Tolstrup Andersen, Ulla,** Hans-Jørgen Albrechtsen, Rasmus Boe-Hansen, Miljø & Ressourcer DTU, Karsten Arnbjerg-Nielsen, Jes Clauson-Kaas, COWI, Heidi Larsen Enemark, Danmarks Fødevareforskning, Thor Axel Stenström, Smittskyddsinstitutet, Sverige, Anders Dalsgaard, DVC. Risikovurdering af Giardia og Cryptosporidium i vand. Miljøprojekt Nr. 1070, 2006
- **Vollertsen, J.,** et al. Advanced stormwater treatment– comparison of technologies, Results from the EU LIFE Treasure project, NORDIWA-indlæg 2009
- **Weber, T.R.;** Barry, M.E.; Stewart, J.P. Examination of the existence of first flush characteristics: implications for treatment of road runoff. BMT WBM Pty Ltd, Queensland, Australia. NOVATECH 2010
- **Welker, A.;** Dierschke, M. Aufkommen von Schwermetallen in Niederschlagsabflüssen von Dachflächen als Basis für die Festlegung von Stoffkonzentrationen für Prüferfahren von Behandlungsanlagen. GWF Wasser Abwasser. 150 No. 10 2009
- **Westrell, T.** 2004. Microbial risk assessment and its implications for risk management in urban water systems. Doktorsavhandling no. 304, Tema institutet, Linköpings Universitet. pdf: www.urbanwater.org. Afhandlingens findes under "Kommunikation, Doktorsavhandlingar"
- **WHO.** Guidelines for safe recreational water environments. Vol.1, Coastal and fresh waters, 2003.

- **WHO.** Guidelines for drinking-water quality, third edition, incorporating first and second addenda. 2006
http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3rev/en/
- **WHO.** Risk Assessment of Cryptosporidium in Drinking Water. Gertjan Medema, Kiwa Water Research, The Netherlands et. al, 2009

Bilag 2: Mikroorganismer i afstrømmet vand

Dette bilag introducer relevante smitstoffer og andre giftige mikroorganismer, som udgør potentielle risici for menneskers sundhed vedr. rekreativ anvendelse af overfladeafstrømmet opsamlet regnvand.

Bakterier

Bakterier, som kan forventes at forekomme i regnvand, kan inddeles i:

- Sygdomsfremkaldende bakterier, herunder bakterier som normalt forekommer i vandmiljøer
- Indikatororganismer
- Andre bakterier

Sygdomsfremkaldende bakterier

De vigtigste bakterier, som forårsager mavetarminfektioner hos mennesker under danske forhold og som kan forventes at findes i regnvand fra tagoverflader, der er fækalt-forurenet, tilhører slægterne *Salmonella*, *Campylobacter*, *Shigella*, samt visse typer af *E. coli*.

Campylobacter

Campylobacter-infektion forårsages af en sygdomsfremkaldende tarmbakterie. Infektioner med bakterien er fødevarer- eller vandbårne og forårsages i mere end 95 % af tilfældene af bakterien *Campylobacter jejuni*. *Campylobacter* findes i hele verden og er i de senere år i Danmark og store dele af den vestlige verden blevet den almindeligste årsag til madforgiftning.

Campylobacter-bakterien findes i forskellige dyrearter, specielt i fjerkræ, men også hos vilde fugle, hunde og katte. I nogle tilfælde findes bakterien også i vand, herunder drikkevand. Fjerkræ er i Danmark det vigtigste reservoir for smitte, men der findes også andre reservoirer for *Campylobacter*, herunder svin. Person-til-person smitte er sjældent forekommende.

Infektion med *Campylobacter* giver typisk almen utilpashed, diaré, ondt i maven, evt. kvalme, opkastninger og/eller feber. Afføringen er ofte blodig. Kun sjældent spredes bakterierne udenfor tarmkanalen og kan dermed blandt andet give blodforgiftning. Senfølger efter *Campylobacter*-infektion omfatter ledsmerter (reaktiv artrit) og lammelser.

Salmonella

Salmonella infektioner forårsages af *Salmonella enterica*, som er sygdomsfremkaldende tarmbakterier. Salmonellose er en fødevare- eller vandbåren infektion. *Salmonella* opdeles i ca. 2.500 forskellige såkaldte serotyper. Enkelte af disse serotyper (*Salmonella* Typhi og Paratyphi) forekommer udelukkende hos mennesker, medens langt hovedparten af salmonellatyperne kan findes i forskellige dyrearter, herunder fugle, katte, hunde, og gnavere, og i nogle tilfælde i omgivelserne.

Salmonella findes i hele verden, og er en af de almindeligste årsager til madforgiftning. Forekomsten af *Salmonella* steg gennem 1980'erne og 1990'erne, og toppede i Danmark i 1997, hvor der registreredes godt 5.000 tilfælde. Især typerne *S. Enteritidis* og *S. Typhimurium* dominerer i Danmark. I mange udviklingslande er *Salmonella* Typhi og Paratyphi vigtige årsager til blodforgiftning, også kaldet tyfus eller enterisk feber. *Salmonella* Typhi og Paratyphi kaldes typhoide salmonella, medens resten omtales som de non-typhoide (zoonotiske) typer, idet dyr udgør bakteriernes naturlige reservoir.

I vores del af verden er produktionsdyr det vigtigste reservoir for *Salmonella*, og smitte forekommer gennem "jord-til-bord" kæden. Æg, svinekød og fjerkræ er de hyppigste smitekilder i Danmark, hvor i mod vand ikke ser ud til at være en egentlig kilde til *Salmonella*. Bakterien kan også erhveres ved indtagelse af fx rå, forurenede grøntsager og frugt, krydderier og nødder. Kæledyr, herunder eksotiske dyr som krybdyr og skildpadder, udgør en anden smittekilde. Person-til-person smitte er meget sjældent forekommende.

Infektion med zoonotiske salmonella (fødevareinfektion) giver typisk almen utilpashed, diaré, ondt i maven, evt. kvalme, opkastninger og/eller feber. Infektionen ledsages ofte af ledsmerter, muskelsmerter og hovedpine. Blandt få procent af patienterne spredes bakterierne udenfor tarmkanalen, og kan dermed blandt andet være årsag til blodforgiftning.

Shigella

Shigella infektion er en vand- og fødevarebåren infektion som forårsages af bakterier af slægten *Shigella*. Shigellose er udbredt i hele verden, men er især et problem i udviklingslandene og andre områder med lav hygiejnestandard.

Shigella findes kun hos mennesker og smitter fra person til person eller via drikke- og badevand samt fødevarer, som er blevet forurenede med afføring fra mennesker. I Danmark er importerede grøntsager en vigtig kilde til shigellose. I forbindelse med

brug af opsamlet overfladeafstrømmet vand til rekreative formål, så vil eventuelle risici udelukkende være relateret til human fækalforurening fra den rekreative aktivitet.

Der findes fire *Shigella*-arter: *S. dysenteriae*, *S. boydii*, *S. flexneri* og *S. sonnei*. Sidstnævnte findes i Danmark, og ses derfor også hos mennesker, der ikke har været ude at rejse. *Shigella sonnei* er bl.a. årsag til udbrud af diaré-sygdom i børneinstitutioner. De øvrige arter forårsager især sygdom i forbindelse med udlandsrejse.

Infektionen er en akut maveinfektion med almen utilpashed, diaré, ondt i maven, evt. kvalme, opkastning og/eller feber af nogle dages varighed; infektionen går oftest over af sig selv. Svære infektioner kan vise sig som dysenteri (dvs. blod- og pustilblandede afføringer, feber og påvirket almentilstand).

Der diagnosticeres i øjeblikket ca. 200 tilfælde af shigellose om året i Danmark; de fleste af *S. sonnei*.

E. coli infektioner, herunder O157:H7

De fleste bakterier af arten *Escherichia coli* (colibakterier) er naturligt forekommende bakterier i menneskers og dyrs tarme, og forårsager dermed ikke sygdom. Forekomst af bakterien bruges derfor som indikator på fækalforurening.

Visse grupper af *E. coli* forårsager dog forskellige former for infektion. De sygdomsfremkaldende *E. coli* kan hovedinddeles i de, der forårsager tarminfektioner - de tarmpatogene *E. coli* - og de, der forårsager infektion udenfor tarmen - de ekstraintestinale *E. coli*. Sidstnævnte forårsager fx blærebetændelse, nyre-bækkenbetændelse eller blodforgiftning. Der findes mange tusinde forskellige typer af *E. coli*, og de sygdomsfremkaldende kan inddeles i få grupper. Grupperne karakteriseres ved en kombination af serotypning og virulensstypning, der gøres nemmest ved påvisning af gener (arveanlæg), som kun findes i de sygdomsfremkaldende grupper. Nogle undergrupper forårsager kun infektion i visse dyrearter, mens andre undergrupper kun forårsager sygdom hos mennesker.

De almindeligt forekommende grupper hos mennesker er:

Udenfor tarmen:

- ExPEC Ekstraintestinale patogene *E. coli*
Urinvejsinfektion og blodforgiftning.

Blindtarms- og galdeblærebetændelse.
Meningitis hos spædbørn (sjælden).

I tarmen:

- VTEC Verotoksin-producerende *E. coli*, herunder *E. coli* O157:H7
Ofte blodig diaré, mest hos børn.
Kan forværres med akut nyresvigt (HUS).
- A/EEC "Attaching and effacing" *E. coli*
Intimin-producerende *E. coli* er en sandsynlig årsag til diaré, mest hos børn, men også hos nogle voksne.
- EPEC Enteropatogene *E. coli* Undergruppe af ovenstående A/EEC.
Spæd- og småbørnsdiaré, ofte langvarig.
- ETEC Enterotoksigene *E. coli*
Rejsediaré
- EIEC Enteroinvasive *E. coli*
Nært beslægtet med *Shigella*.

E. coli er udbredt i hele verden. *E. coli* er især et problem i udviklingslandene og andre områder med lav hygiejnestandard, men flere af typerne findes også i de industrialiserede lande.

I Danmark skyldes 80% af alle urinvejsinfektioner og 30-40% af blod-forgiftninger hos mennesker infektion med *E. coli* (ExPEC).

EPEC og VTEC er tilsammen den hyppigste bakterielle årsag til diaré hos børn under 2 år. VTEC er den mest almindelige årsag til akut nyresvigt (HUS) hos børn under 15 år. ETEC er en meget almindelig årsag til rejsediaré. EIEC er forholdsvis sjælden og ses mest i forbindelse med udlandsrejse til fjernøsten eller visse østeuropæiske lande.

E. coli findes hos alle varmblodede dyr, inklusive mennesker og hos visse krybdyr. Grupperne har forskellige smitteveje og reservoir. For VTEC sker smitten fra person til person eller via drikke- og badevand, samt gennem fødevarer, som er blevet forurenede med afføring fra dyr eller mennesker. Findes primært i raske drøvtyggere, fx kvæg, geder og får. Smittedosis er meget lav. Den mest omtalte VTEC bakterie er *E. coli* O157:H7 som siden 1980'erne har forårsaget sygdomsudbrud i mange

lande, i begyndelsen med oksekød som kilde, men senere også via juicer, forurenede grøntsager og drikkevand. På trods af at VTEC O157 forekommer i Danmark, har der ikke været større fødevarebårne udbrud.

For ETEC overføres smitten fra forurenede drikke- og badevand og fødevarer, der er blevet forurenede med afføring fra mennesker. EIEC findes kun hos mennesker og smitter fra person til person eller via drikke- og badevand samt fødevarer, som er blevet forurenede med afføring fra mennesker.

Symptomer er typisk akut maveinfektion ofte med svære mavesmerter. Hos ca. en tredjedel ses blodig diaré, der - specielt hos børn - kan forværres med akut nyresvigt – hæmolytisk uræmisk syndrom (HUS), der er livstruende. HUS er ofte ledsaget af påvirkning af centralnervesystemet. På grund af risiko for udvikling af HUS betragtes VTEC, herunder især *E. coli* O157:H7 med særlig alvor.

Leptospira

Leptospira kan forekomme i urin fra vilde dyr, husdyr og kæledyr og således kunne tilføres afstrømmet, opsamlet rekreativ vand. Overførsel til mennesker sker via hudlæsioner eller kontakt til slimhinder (øje, mund, næse, etc). Infektion ser også ud til at kunne ske gennem huden efter længere tids aktivitet i vand, eksempelvis ved sportsbegivenheder som triatlon. Det er usikkert i hvilket omfang *Leptospira* udgør en sundhedsrisiko under danske forhold ved rekreativ aktivitet i opsamlet afstrømmet overfladevand, som må forventes at blive forurenede med urin fra hunde og katte i et ukendt omfang.

Legionella

Legionella spp. er vigtige årsager til alvorlige lungebetændelser. I Danmark blev der i 2007 anmeldt 125 tilfælde af *legionella*-pneumoni, hvoraf 16 (13 %) døde.

Legionella bakterier findes ofte associeret med bakterier, protozoer og andre organismer i vandmiljøer, hvorved deres resistens over for desinfektionsmidler øges. *Legionella* kan forekomme i tekniske installationer som f.eks. varmtvandsinstallationer, boblebade, samt køletårne. Det er usikkert om bakterien kan forekomme i regnvand. I en tidligere undersøgelse af opsamlet regnvand fra Vestbadet i Rødovre blev der ikke påvist *Legionella* spp. Andersson et. al. (2003) i forskellige typer af regnvandsprøver. Opformering af *Legionella* kræver en temperatur mellem 25 – 50° C. Mennesker smittes med *Legionella* bakterier ved indånding af aerosoler, der indeholder bakterierne. Grundet aerosoldannelse ved fysisk aktivitet i soppebassiner, ved brug af fontæner mv, vil brugere af rekreative områder med opsamlet regnvand blive udsat for aerosoler i ukendt omfang.

Andre smitstoffer

Andre smitstoffer, som kan findes i fækalier, men også i det ydre miljø, inkluderer slægterne *Listeria*, *Clostridium*, *Aeromonas* og *Bacillus*. Disse bakterieslægter er dog relativt sjældne årsager til sygdom hos mennesker i Danmark. Listeriose forårsages af bakterien *Listeria monocytogenes*, som er en fødevarerelateret infektion og hvor sygdom ikke er relateret til indtagelse af vand. Urin fra dyr kan også indeholde sygdomsfremkaldende bakterier, eksempelvis *E. coli*, enkelte *Proteus* arter, *Pseudomonas aeruginosa*, og *Klebsiella-Enterobacter*. *P. aeruginosa* kan ved kontakt med bassin vand give anledning til infektioner, især hos svækkede individer. Typiske infektioner inkluderer sår-, øre- og øjeinfektioner.

Q-feber

Q-feber hos mennesker er yderst sjælden i Danmark og forårsages af den intracellulære bakterie, *Coxiella burnetii*. Bakterien smitter mennesker gennem luften (aerosol) og kan findes hos en række insekter (arthropoder; især lus, lopper, flåter og mider). Bakterien kan inficere kvæg, får og geder, hvor den opformerer sig i moderkagen hos drægtige dyr. Bakterien er resistent for en række fysiske og kemiske påvirkninger. På baggrund af den luftbårne smittevej er det tidligere, p.g.a. af ekspertudtalelse fra Statens Serum Institut, blevet vurderet, at *C. burnetii* ikke udgør en risiko ved genanvendelse af regnvand opsamlet fra taget af Vestbadet i Rødovre (meddelelse fra Statens Serum Institut). Det vurderes heller ikke i dette projekt, at *C. burnetii* udgør en egentlig sundhedsrisiko ved rekreativ brug af overfladeafstrømmet opsamlet regnvand.

Ornitose

Hos mennesker forårsages ornitose (også benævnt psittacosis eller papegøjesyge) af bakterien *Chlamydia psittaci*. Aviær chlamydiosis optræder hos en række fuglearter, herunder især kalkuner og ænder, men også hos mange vildefugle. Ornitose kan spredes fra fugle til mennesker. Bakterien findes i fækalier fra syge fugle og spredes via luften (aerosol) til mennesker, som oftest udvikler sygdommen ved eksponering/håndtering af inficerede fugle, eksempelvis ved ophængning af fjerkræ på slagterier. Med udgangspunkt i smittevej gennem luften og at der ikke tidligere syntes at være registreret tilfælde af *C. psittaci* i forbindelse med rekreativ aktivitet i ubehandlet vand, eksempelvis søer, vurderes bakterien ikke at gøre en egentlig sundhedsrisiko ved rekreativ brug af overfladeafstrømmet opsamlet regnvand.

Akut viral mave-/tarminfektion, norovirus

I modsætning til smitsomme bakterier er virus i mindre omfang zoonotiske. Zoonotiske virus inkluderer bla. rabies virus, såkaldte hæmoragiske virus (Marbrug, Ebola, etc), og ikke mindst forskellige typer af influenzavirus. Forekomst af human smitsomme virus i opsamlet overfladeafstrømmet vand vil typisk indikerer en fækalforurening af human oprindelse.

De akutte virale mave-/tarminfektioner forårsages af flere forskellige virus: norovirus (tidligere kaldet norwalkvirus eller calicivirus), rotavirus, astrovirus og adenovirus.

Mave-/tarminfektion er hyppigst i vinterhalvåret. Hos børn under to år er sygdommen oftest forårsaget af rotavirus. Sygdomsudbrud forårsaget af norovirus ses i institutioner og hospitalsafdelinger, hvor både patienter og personale kan være syge, samt som fødevarebårne udbrud i kantiner og restauranter. Udbrud af norovirus er i udlandet (USA) registreret i forbindelse med rekreativ aktivitet i ubehandlet vand, herunder søer. Lignende udbrud syntes ikke registreret i Danmark.

Smittevejen er fækal-oral (fra afføring til mund). Patienter med akut gastroenteritis udskiller store mængder virus i opkast og i afføringen. Håndvask efter toiletbesøg er den vigtigste forholdsregel til kontrol af smittespredning. Eksplosive opkastninger spreder virus over alt. Infektionsdosis er meget lav (få viruspartikler). Virus findes kun hos mennesker.

Parasitære infektioner overført via vand og levnedsmidler

Flere infektioner med parasitter kan give diaré. De hyppigste er: *Giardia*, *Cryptosporidium* og *Entamoeba* (amøber). De to første findes i Danmark. I Danmark er de fleste tilfælde af diaré pga. infektion med parasitter forårsaget af smittet i udlandet i forbindelse med rejser.

Giardia

Infektion med *Giardia lamblia* (intestinalis) en den hyppigste parasitære diarésygdom i Danmark. *Giardia* overføres med forurenede drikkevand og mad forurenede via vand. Det er endnu ikke klart i hvor høj grad *Giardia* er en zoonose, men *Giardia* findes hos en lang række vilde dyr samt hos husdyr som hunde og katte.

Cryptosporidier

Cryptosporidium hominis og kvægtypen af *C. parvum* overføres med forurenede drikkevand og mad forurenede via vand. Parasitens naturlige reservoir er mennesker og dyr, først og fremmest kalve, men forskellige typer af *Cryptosporidium* kan findes hos de fleste dyr. I Danmark er ca. 2/3 af påviste infektioner hos mennesker erhvervet under en udlandsrejse.

Infektioner med *Cryptosporidium* kan optræde i epidemier, hvis cryptosporidierne spredes til drikkevand. I modsætning til de fleste vandbårne mikroorganismer er cryptosporidier særligt modstandsdygtige for behandling med klor. Større og mindre sygdomsudbrud er set i områder, der anvender overfladevand til drikkevand, eller i situationer hvor grundvand er blevet forurenede. Udbrud i svømmebassiner er almindeligt forekommende i udlandet. I USA er der rapporteret om udbrud i forbindelse med rekreativ anvendelse af ubehandlet vand, herunder søer.

Amøbedysenteri (Entamoeba)

Infektion med *Entamoeba histolytica* kan give amøbedysenteri, dvs. tarminfektion med blodige diaréer. Parasitten findes ikke i Danmark. Infektionen overføres med forurenede drikkevand og mad forurenede af vand.

Der findes også en anden type amøber (*Entamoeba dispar*), som ikke kan adskilles fra *E. histolytica* i mikroskopet, men kun ved genteknologiske metoder. Denne amøbe forårsager ikke diaré. Udbredelsen af *E. dispar* i Danmark kendes endnu ikke.

Primær amøbe meningoencephalitis

Parasitten *N. fowleri* var årsag til to dødsfald hvor eksponeringen til rekreativ vand ikke var kendt i detaljer. Dødsfald forårsaget af denne fritlevende amøbe er yderst sjældent. Parasitten lever og vokser i ferskvand ved høje temperaturer, eksempelvis varmekilder. Sygdom opstår når parasitten via næsen transporteres til hjernen, hvor den inficerer hjernevævet. Sygdom forårsaget af parasitten ved rekreativ anvendelse af vand er ikke set i Danmark og risici syntes ekstremt lave, da parasitten kun lever ved vandtemperaturer, som yderst sjældent kan forventes at forekomme i opsamlet afstrømmet regnvand.

Cercarial dermatitis

Cercarial dermatitis forårsages af aviære schistosomer og kan optræde hos mennesker der bader i søer. Disse ikter giver en mild hudlidelse, typisk rødmen og

irritation. Inficerede fugle frigiver ikkeæg som optages og udvikles i vandsnegle. Det er de fritsvømmende cercarier, som frigives fra sneglene, som trænger ind i huden og giver anledning til hudreaktioner. Sygdom og parasitten kan forebygges ved at forhindre fugle adgang til opsamlet rekreativ vand og kontrollerer forekomsten af snegle.

Toxoplasmose

Toxoplasmose er en almindelig infektion med en parasit, *Toxoplasma gondii*. Cirka 27 % af danske gravide har tidligere haft infektionen og er dermed immune. Parasitten findes i hele verden.

Toxoplasma gondii har tre udviklingsstadier, der alle kan medføre smitte af mennesker. De tre udviklingsstadier er oocysten, vævscyster, og tachyzoiter. I forbindelse med overførsel via vand er det kun oocyststadiet som er aktuelt.

Kattedyr er hovedvært og den eneste dyregruppe, der udskiller oocyster med afføring. Oocysterne er meget modstandsdygtige og kan findes spredt i omgivelserne, fx i jorden, sandkasser, køkkenhaver og i græsset. Oocysterne kan også findes indendørs i huset eller i stalden.

Når en kat bliver inficeret, udskiller den op til 10 millioner oocyster over en periode på 2 uger. Men den enkelte kat kan formentligt kun udskille oocyster over en kort periode og kun een gang i sit liv. Oocysterne bliver infektiøse 1-5 dage efter udskillelsen, de kan spredes med overfladevand, og de kan overleve i op til et år. Dette forklarer, hvorfor kontakt med jord og vand kan udgøre en større smitterisiko end kontakt med katte.

De fleste infektioner forløber uden symptomer. Hos ca. 15 % ses hævede kirtler, typisk på halsen og i enkelte tilfælde træthed og feber. Hvis gravide smittes, kan smitten overføres til barnet, som kan få øjenskader og/eller bl.a. hydrocefalus (vand i hovedet). Ofte fødes barnet uden symptomer. Børn med medfødt toxoplasmose har senere i livet en øget risiko for at få en aktivering af infektionen, ofte i form af en øjeninfektion.

Bilag 3: Beskrivelse af scenarier til risikovurdering

Vilhelm Thomsens Alle 4-6 Valby

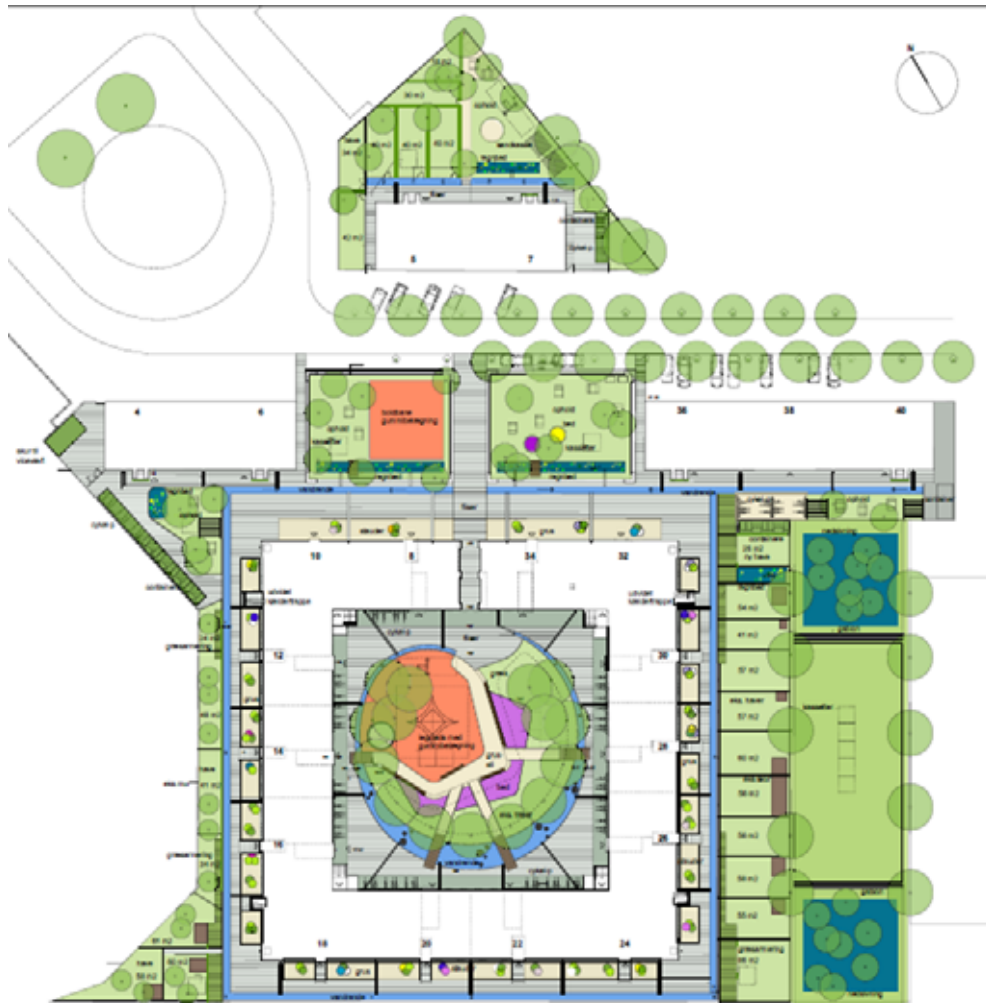
På Vilhem Thomsens Alle er et LAR anlæg i planlægningsfasen. Det er således ikke på nuværende tidspunkt muligt at besigtige anlægget, eller at tage vandprøver med henblik på at validere modellens resultater.

Området er et offentligt område med park-karakter, hvori der også er en asfalteret håndboldbane der anvendes af områdets institutioner. Der tænkes anlagt et vådt bassin med karakter af ellesump på ca. 4x5 meter. Området ligger op ad Vigerslev alle der er befærderet af 13200-17700 biler i døgnet. Det er planlagt at al regnvand fra tage, græsarealer og befæstede arealer skal løbe til nedsivningsbede og herfra til det centrale bassin. Omkring den centrale karré er der planlagt en rende der skal lede det afstrømmende vand til nedsivnings og regnbede. Samlet vil anlægget omfatte 9 mere eller mindre permanente vandflader. Da området er meget heterogent er der mange elementer der kan tænkes at have indvirkning på kvaliteten af det afstrømmende vand. Det opsamlede regnvand kan således være påvirket af både bilkørsel, anden menneskelig aktivitet, efterladenskaber fra dyr (hunde, katte, gnavnere og fugle), afgivelse af stoffer fra befæstede flader (gummibelagt boldbane, og asfalterede arealer). Da tagene på de omkringliggende bygninger er tegltage er bidraget fra selve tagdækningen ubetydelig, men materialer fra kviste, inddækninger, tagrender og faldstammer kan have en indvirkning.



Det nuværende Vilhelm thomsens Alle

Nedenfor ses det planlagte Vilhelm Thomsens Alle



Otto Krabbes Plads Vesterbro, soppebassin i skydebaneparken

Efter forslag fra Park og naturforvaltningen blev LAR anlægget på Otto Krabbes Plads udvalgt. Ved nærmere eftersyn viste anlægget sig, dels ikke at være noget oplagt soppe anlæg, og dels meget svært at modellere da en del af det opsamlede vand bliver opmagasineret under jorden i et stort (12m³) magasin med variabel vandmængde, og en del af vandet bliver cirkuleret to gange dagligt. Ved inspektion af området fangede det lille soppebassin i skydebaneparken projektgruppens opmærksomhed. Parken bliver brugt af områdets institutioner. Det er ikke tilladt at medbringe hunde, hvilket betyder at overfladerne i parken kan forventes at være betydeligt renere end andre parker i København Centrum. Var det en mulighed at dette anlæg blev født med regnvand fra de tilstødende grønne og befæstede arealer? Dette kunne også fødes af rent tagvand da hele parken er omgivet af karréer. Projektgruppen besluttede derfor at modellere de to scenarier, hvor soppebassinet blev født af vand fra de omkringliggende befæstede arealer, samt hvor soppebassinet blev født af tagvand opsamlet på tagene af de omkringliggende karréer. Som det ses af nedenstående billede er de omkringliggende karréer dækket af tegltage, der har en minimal påvirkning på kvaliteten af det afstrømmende regnvand. De vigtigste forureningskilder vil derfor forventes at være, atmosfærisk deposition, tagrender og faldstammer, samt dyr der færdes på tagene.

Nedenfor ses et billede af skydebaneparken. Nederst midtfor, ses som en lys stribe gavlen af den sidste karré i Dannebrogsgade, hvor det oprindeligt udvalgte LAR anlæg er installeret. Midt i billedet ses det cirkulære soppebassin der fødes med drikkevand. Som det ses er der rig mulighed for alternativt til drikkevand, at tillede regnvand fra de omkringliggende befæstede arealer, eller karréer.



Søen i Ørestad Syd

I forbindelse med Ørestad Syd er der syd for bebyggelsen anlagt en stor regnvandsfød sø. Søen er rent tagvandsfød. Søen står i forbindelse med kanalsystemet i hele Ørestaden. Anlægget ligger omtrent 1500 m syd for Øresundsmotorvejen, og opad Ørestads Boulevard. Der er ikke trafik data for Ørestads Boulevard, men der er planlagt 4500 parkeringspladser i p-huse samt et ukendt antal p-pladser i selve bydelen. trafikbelastningen på Øresundsmotorvejen var i 2007 dagligt 53600 biler, Der har været stigende tendens i trafikken fra de foregående år, således var trafikbelastningen i 2003 kun 42700 biler. Området grænser mod vest og syd op til den fredede Kalvebod Fælled. For hele området er det lagt op til at byggeriet skal følge anvisningerne for miljørigtigt byggeri, som angivet i pjecen; " Miljøorienteret byfornyelse og nybyggeri".



Bilag 4: Mikrobiologisk undersøgelse af vandprøver fra Ørestaden, dobbeltporøs filtrering

Samarbejde med Marina Bergen Jensen og Per Bjerager

Prøver modtaget 12.06.2009

Metode anvendt til *E. coli* analyse

- 1 Vandprøver analyseret d. 12.06.2009.
- 2 Vandprøve blandes ved 10 dobbelt vendinger.
- 3 1 ml vandprøve (in triplicate) spredes på stor petriskål indeholdende Selective *E. coli*/coliform chromogenic medium (SEC)(CM1046, Oxoid)
- 4 10 ml vandprøve (in triplicate) filtreres gennem 0.45 µm nitrocellulose filter (HAWG047S3, Millipore) og filteret placeres på petriskål indeholdende SEC.
- 5 100 ml vandprøve filtreres gennem 0.45 µm nitrocellulose filter og filteret placeres på petriskål indeholdende SEC.
- 6 Kontrol stamme *E. coli* ATCC 25922 udstreges på SEC. *E. coli* vil vokse med blå-lilla kolonier på denne agar.
- 7 Agarplader inkuberes ved 37°C i 24 timer. Blå-lilla kolonier tælles som positive *E. coli* kolonier.

Metode anvendt til helminth egg analyse

- 1 Vandprøver analyseret d. 16.06.2009.
- 2 Vandprøven (1000 ml) overføres til passende antal 50ml rør.
- 3 Alle rørene centrifugeres 7 min ved 253g og supernatanten suges fra.
- 4 Pellet fra alle rørene samles i ét rør.
- 5 Centrifugeres 7 min ved 253g og supernatanten suges fra.
- 6 Pellet opløses i mættet salt/sukker opløsning (flotationsvæske).
- 7 Æg tælles i hele prøven vha. 'engangs' McMaster-kamre.

Metode anvendt til *Clostridium perfringens* spore analyse

Dansk Standard DS 2256 Vandanalyse: Bestemmelse af *Clostridium perfringens*.

- 1 Vandprøver analyseret d. 08.07.2009. Vandprøver analyseret som overfladevand.
- 2 Vandprøve (in duplo) fortyndet og varmebehandlet i 5 min ved 80°C
- 3 Vandprøve blandet med agar og fortyndingsvæske som beskrevet i DS 2256
- 4 Inkuberet i vandbad ved 48°C i 24 timer
- 5 Sorte kolonier med en diameter over 1 mm regnes som *Cl. perfringens*.

Prøve	Vægt af pellet (g)	Helminth æg (eggs/l)	<i>Clostridium perfringens</i> sporer (sporer/ml)	<i>E. coli</i> (CFU/ml)
SF-ind P4 11/6 15:25	1.6	0	3	8.2
SF-ud P7 11/6-09 16:25	0.6	0	3	6.5
DPF 6-lag ud 11/6 18:16* Per	0.3	0		
DPF 6-lag ud 11/6 18:14 Per			0	0.6

*det første minuttal var udvisket.

Der blev ikke påvist nogen helminth æg i de tre modtagne vandprøver.

Der detekteres omtrent den samme koncentration af *E. coli* i prøverne SF-ind P4 og SF-ud P7. Det gælder tilsvarende for *C. perfringens* sporer.

I prøven DPF 6-lagud detekteres en ti gange lavere koncentration af *E. coli* sammenlignet med de to andre vandprøver og *Cl. perfringens* sporer kan ikke detekteres mere.

En prøvetagning er for lille et prøve materiale til at konkludere noget entydigt om filteret, men der ses umiddelbart en tendens til reduktion i antallet af undersøgte bakterier efter det dobbelt porøse filter.

