



Oslo kommune
Vann- og avløpsetaten



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet



NIBIO
NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Tiltak for å oppnå bedre hygienisk vannkvalitet til rekreasjonsformål i overvann og byvassdrag - forprosjekt for å identifisere forskningsbehov



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

Internett: www.niva.no

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

NIVA Danmark

Ørestads Boulevard 73
DK-2300 Copenhagen
Telefon (45) 8896 9670

Tittel Tiltak for å oppnå bedre hygienisk vannkvalitet til rekreasjonsformål i overvann og byvassdrag - forprosjekt for å identifisere forskningsbehov	Løpenummer 7190-2017	Dato 29.09.2017
Forfatter(e) Ingun Tryland, Trond Mæhlum, Aina Charlotte Wennberg, Adam M. Paruch, Rebekka Krystad, Lisa Paruch, Sissel Ranneklev, Therese Fosholt Moe, Sigrid Haande, Mette Myrmel, Lucy Robertson, Tharan Fergus, Anna-Lena Beschorner, Julia Kvitsjøen	Fagområde Miljøteknologi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Oslo	Sider 75


Oppdragsgiver(e) Regionale Forskningsfond Hovedstaden og Vann- og avløpsetaten, Oslo kommune	Oppdragsreferanse
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 16377

Sammendrag

Rapporten omhandler hygienisk vannkvalitet i Oslos byvassdrag, og beskriver mulig sykdomsrisiko knyttet til eksponering for vannet gjennom rekreasjonsaktiviteter. Forekomst av sykdomsfremkallende virus, bakterier og parasitter fra fekal forurensning vurderes å utgjøre høyest sykdomsrisiko, og det er viktig å ha fokus på tiltak for å minimere tilførslene og nivået av fekal forurensning i urbane vannforekomster der mange mennesker ferdes, samt å unngå at mennesker eksponeres for vannet på dager eller lokaliteter der det er sterkt fekalt forurenset. Rapporten beskriver metoder for å identifisere kilder til fekal forurensning (mikrobiell kildeprosporing), hurtigmetoder for å overvåke hygienisk vannkvalitet, samt kunnskap om effekt av naturbaserte renseløsninger. Når byvassdrag restaureres refereres det ofte til en rekke økosystemtjenester som tiltaket forventes å oppfylle, der bedre vannkvalitet rangerer høyt, i tillegg til flomdemping, biologisk mangfold, landskapsestetikk mm. I et oppfølgende hovedprosjekt kan det være hensiktsmessig å se på alle aspekter relatert til vannkvalitet og hvordan man best kan lykkes med multifunksjonell restaurering av byvassdrag hvor god vannkvalitet er et viktig delmål. Rapporten identifiserer kunnskapshull og gir forslag til tema som bør utredes mer i forbindelse med restaurering av byvassdrag hvor målet er en forbedret vannkvalitet.

Fire emneord	Four keywords
1. Overflatevann i by	1. Urban water
2. Vannkvalitet	2. Water quality
3. Hygienisk forurensning	3. Microbial contamination
4. Naturbaserte rensemetoder	4. Natural treatment systems

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:


Aina Charlotte Wennberg
Prosjektleder


Wolfgang Uhl
Forskningsleder

**Tiltak for å oppnå bedre hygienisk vannkvalitet til
rekreasjonsformål i overvann og byvasdrag
-forprosjekt for å identifisere forskningsbehov**

Forord

Rapporten er skrevet som en del av et offentlig forprosjekt finansiert av Regionale Forskningsfond Hovedstaden. Hovedmålet med forprosjektet var å oppsummere kunnskapsstatus og etablere grunnlag for et større forskningsprosjekt innen temaet hygienisk vannkvalitet og smitterisiko knyttet til overflatevann i by, med fokus på tiltak for å oppnå god nok vannkvalitet for ulike rekreasjonsformål.

Når byvassdrag restaureres refereres det ofte til en rekke økosystemtjenester som tiltaket forventes å oppfylle, der bedre vannkvalitet rangerer høyt, i tillegg til flomdemping, biologisk mangfold, landskapsestetikk mm. Forprosjektets mål har vært å sette fokus på hygienisk vannkvalitet. Det er viktig at byens blågrønne områder brukes til glede og rekreasjon, men det bør ikke utformes tiltak og tilrettelegges for aktiviteter som kan medføre en uakseptabel risiko for vannbåren smitte. Rapportens målgruppe er prosjektets deltagere og andre som jobber med å forvalte vannkvaliteten i byvassdrag eller å planlegge restaureringstiltak. I arbeidet med rapporten har vi sett at det i et oppfølgende hovedprosjekt kan være hensiktsmessig å vurdere alle aspekter relatert til vannkvalitet og hvordan man best kan lykkes med multifunksjonell restaurering av byvassdrag hvor god vannkvalitet er et viktig delmål.

Oslo kommune, Vann- og avløpsetaten (Oslo VAV), var prosjektets eiere, og de har også bidratt med egeninnsats i prosjektet. Rapporten er i hovedsak skrevet av Ingun Tryland (NIVA) og Trond Mæhlum (NIBIO), men med betydelige innspill fra de øvrige medforfatterne. Takk til alle for godt og inspirerende samarbeid.

Oslo, 29.09.2017

Ingun Tryland



Figur 1. Dam i Bjerkedalen park med advarsel mot badning og lekning. Foto Trond Mæhlum/NIBIO

Innholdsfortegnelse

1	Innledning	9
2	Hygienisk vannkvalitet i Oslos byvassdrag	11
2.1	Innledning	11
2.2	Fekal forurensning	11
2.3	Andre vannkvalitetsparametere	14
2.3.1	Næringssalter	15
2.3.2	Annen kjemisk vannkvalitet.....	18
3	Vurdering av sykdomsrisiko knyttet til forurenset overflatevann i by	20
3.1	Innledning	20
3.2	Eksposering for vann i forbindelse med ulike rekreasjonsaktiviteter	20
3.3	Patogene mikroorganismer fra fekal forurensning.....	22
3.4	Toksinproduserende Cyanobakterier	24
3.5	Oppportunistisk patogene bakterier.....	25
4	Hva er akseptabel hygienisk vannkvalitet og hvordan kan denne bestemmes og overvåkes?	27
4.1	Hva slags vannkvalitet kan tolereres for ulike rekreasjonsformål (helsemessig og estetisk).....	27
4.2	Kildesporing av fekal forurensning	30
4.3	Hurtigmatoder for måling av hygienisk vannkvalitet.....	36
5	Naturbaserte løsninger for rensing av overvann og byvassdrag	38
5.1	Inndeling av naturbaserte løsninger	39
5.2	Renseprosesser	40
5.3	Forbehandling.....	41
5.4	Rensedammer og våtmarker	42
5.5	Filterløsninger med definert utløp.....	45
5.6	Infiltrasjon i jord og grøntområder	47
5.7	Eksempler på norske erfaringer med rens tiltak i vassdraget.....	48
5.8	Forbedring av vannkvaliteten i urbane vassdrag	53
6	Oppsummering av tiltak for å oppnå akseptabel risiko knyttet til hygienisk vannkvalitet	56
7	Oppsummering av forslag til studier i et hovedprosjekt	58
8	Referanser	63
	Vedlegg A: Analyseresultater for Bjerkedalen park	74
	Vedlegg B: Aktuelle aktører for samarbeid	75

Sammendrag

Virus, bakterier og parasitter fra fekale forurensningskilder som kloakk og dyreavføring, vurderes å utgjøre størst sykdomsrisiko knyttet til vannkvalitet i urbane vannforekomster. Fra et folkehelseperspektiv er det derfor viktig å ha fokus på tiltak for å minimere tilførselene og nivået av fekal forurensning i urbane vassdrag, samt å unngå at mennesker eksponeres for vannet på dager og lokaliteter der det er sterkt fekalt forurenset.

Oslo kommunes overvåkning av fekale indikatorbakterier viser at det stort sett er god vannkvalitet på de offisielle badeplassene i Oslo. Noen badeplasser er utsatt for periodisk dårlig vannkvalitet, hovedsakelig i forbindelse med mye nedbør og kloakkoverløp, og smitteverneverlegen fraråder generelt bading i ett døgn etter kraftig nedbør på alle badeplassene i Oslo. I byvassdragene er det generelt best vannkvalitet øverst i vassdragene, med redusert vannkvalitet når vannet renner gjennom urbane områder. I de mindre elvene, sidebekkene og bydammene måles det svært varierende hygienisk vannkvalitet. Ved gjenåpning av bekker vil det nok mange steder være svært utfordrende å oppnå stabil badevannskvalitet. Dette bør man ta hensyn til ved utforming av vassdraget, blant annet ved ikke å legge til rette for bading i form av å anlegge sandstrender, brygger og trapper ned mot vannkanten. Vegetasjon i strandkanten kan for eksempel brukes som barriere for ferdsel. Åpent vann vil, uansett vannkvalitet og skilt som advarer mot bading, tiltrekke seg barn som leker i og langs vassdraget og som dermed kommer i kontakt med vannet. For planlegging av tiltak er det nyttig med kunnskap om hva slags vannkvalitet som kan tolereres for ulike (rekreasjons) formål, og i et hovedprosjekt foreslås det å gjennomføre en kvantitativ mikrobiell risikovurdering (QMRA) for å vurdere sykdomsrisiko knyttet til ulike former for kontakt med forurenset vann i by. Fra utenlandske studier finnes en del informasjon om mengden vann som barn og voksne typisk svelger ved bading, vannsport eller lek, eller puster inn ved å oppholde seg i nærheten av fontener som danner aerosoler som spres med vinden. Det foreligger lite data om forekomst av spesifikke patogener i Oslos byvassdrag, så dette må fremskaffes i et hovedprosjekt. Foreløpige resultater fra mikrobiell kildeoppsporing viser at fekal forurensning i urbane vassdrag ofte har dyr som betydelig kilde, i tillegg til avløpsvann, og det antas at fugler (ender, gjess, måker, og duer) kan være en viktig kilde. Normalt vil fekal forurensning fra mennesker utgjøre en større smitterisiko for mennesker enn fekal forurensning fra dyr. Omfanget av kloakkforurensning i byvassdragene vil derfor ofte være styrende for smitterisikoen, og det vil være mest å hente for å redusere smitterisikoen ved å redusere kloakktilførselene. Dette avhenger av lokale forhold og i et hovedprosjekt foreslås det å kartlegge kilder til fekal forurensning (mennesker og ulike fugler og dyrearter) i relevante vannforekomster, samt kartlegge forekomsten av humanpatogener i de viktigste fekalkildene. Slike data er nyttige både for å estimere sykdomsrisikoen og for å prioritere tiltak. Arbeid med å sanere fellessystemer for avløp og overvann og utbedre gamle lekke avløpsledninger pågår kontinuerlig i Oslo og mange andre tettsteder. Dette prosjekt viser nødvendigheten i å holde trykket oppe i slikt tid- og ressurskrevende arbeid. Andre kilder som kan reduseres er fekalier fra dyr i og langs vassdraget. Mating av fugler langs vassdraget gir mennesker god kontakt med lokalt dyreliv, men bidrar også til økte utslipp til vann. Forbud mot mating av fugler i og langs byvassdrag er kontroversielt, men tiltaket forventes å gi en positiv virkning på vannkvaliteten.

En betydelig renseeffekt med hensyn på smittestoffer kan oppnås ved å etablere naturbaserte rensiltak i vassdrag. Tiltak som forlenger oppholdstiden og øker vannets innhold av oksygen, kontaktflate mot sollys, sedimenter og biofilm på substrat (bunnmateriale) og planter forventes å forbedre vannkvaliteten. Av tiltak som virker best i forhold til krav til areal og volum synes sedimentering å være viktig siden smittestoffer kan være knyttet til partikler. Drift av tiltak med

regelmessig fjerning av sediment er viktig for god funksjon og for å unngå utvasking ved flom. I forhold til volum er grunne våtmarksområder med tett plantevekst effektive filtre i vekstsesongen. Solas UV-stråler gir også god reduksjon av tarmbakterier. Rensetiltak som gir vannet god og lang eksponering for sola er derfor effektivt i sommersesongen når strålingen er sterkest. I et hovedprosjekt foreslås det å gjøre undersøkelser i fullskala i tiltak i byvassdrag, samt i pilotundersøkelser av konstruerte vassdrag i feltlaboratorium, for å få mere kunnskap om renseeffekt i ulike naturbaserte løsninger. I tillegg til hygieneparametere (fekale indikatorer og patogener) kan det være nyttig å inkludere næringssalter og enkelte miljøgifter i en slik studie. Når kommunen skal utforme naturbaserte og tekniske løsninger for vann i by er det viktig at alle relevante vannkvalitetsparametere vurderes for å sikre god vannkvalitet både for vannlevende organismer og mennesker som bruker vannet til rekreasjon. Metaller og organiske miljøgifter i overflatevann i by antas generelt å utgjøre en liten direkte helsefare for mennesker i forbindelse med rekreasjon, men konsentrasjonene kan være så høye at de er skadelige for vannlevende organismer. For å beskytte vannmiljøet, ved at kravene i vannforskriften blir oppfylt, kan det derfor være nødvendig å rense det mest forurensede overvannet, fra for eksempel vei, med hensyn til disse stoffene.

Sannsynligvis er temperaturen i Norge for lav til at det vil bli betydelig oppvekst av opportunistisk patogene bakterier i urbane vannforekomster, men ved utforming av fontener og andre vannelementer bør det gjøres en risikovurdering for å unngå at det fremmes gode vilkår for oppvekst og spredning av for eksempel *Legionella* spp.

Høye konsentrasjoner av næringssalter (hovedsakelig fosfor) i vannforekomster kan føre til oppblomstring av cyanobakterier som kan produsere toksiner som kan være helseskadelig for mennesker ved hudkontakt, innånding eller svelging. For at toksiner produsert av cyanobakterier skal utgjøre en risiko for mennesker ved kontakt med vann, må det være en oppblomstring som er så omfattende at den er lett synlig for menneskene som ferdes rundt vannkilden. Ved å advare mot hudkontakt og aerosoleksponering ved synlig oppvekst, kan risikoen derfor i stor grad kontrolleres. Spesielt barn må holdes borte fra slike oppblomstringer. Som føre-var-prinsipp bør cyanobakterieoppblomstringer i utgangspunktet betraktes som toksiske.

Tiltak knyttet til avrenning fra tette flater vil være viktig for flere typer forurensning (fekal forurensning, næringssalter, miljøgifter) og hvis mulig bør det unngås at overvannet går rett ut i vassdraget. Generelt fokus på lokal overvannsdiskonering (LOD)-tiltak vil forbedre vannkvaliteten. I utbyggingsprosjekter kan det være et ønske å benytte det lokale overvannet som et attraktivt element i lokalområdet. Siden overvannet fra tak og andre tette flater inneholder relativt mye fosfor, kan man ikke forvente at stillestående oppsamlet overvann vil forbli «fritt for synlig algeoppblomstring». Dette bør man ta hensyn til ved utformingen, og kanskje heller forsøke å infiltrere mest mulig av overvannet, samt utforme fordrøyningsmagasin som biologiske rensedammer heller enn et «steinsatt basseng».

Når byvassdrag restaureres refereres det ofte til en rekke økosystemtjenester som tiltaket forventes å oppfylle, der bedre vannkvalitet rangerer høyt, i tillegg til flomdemping, biologisk mangfold, landskapestetikk mm. Oslo kommune har gjennom vannforskriften en målsetning om at vassdragene skal nå god økologisk og kjemisk tilstand innen 2021. Sterkt modifiserte vannforekomster skal oppnå godt økologisk potensial og god kjemisk tilstand, som er et mindre strengt miljømål. I et hovedprosjekt kan det være hensiktsmessig å se på alle aspekter relatert til vannkvalitet og hvordan man best kan lykkes med multifunksjonell restaurering av byvassdrag hvor god vannkvalitet er et viktig delmål. Det vil være viktig å ha realistiske forventninger. Ønsker man å dekke for mange brukerinteresser i hver elvestreng resulterer det oftest i løsninger som er suboptimale for alle formål (for eksempel bading i rensedammer, med tilhørende helserisiko). Et

bedre alternativ kan være fokusområder, der man tar hensyn til den gitte elvestrekningens viktigste formål. Slik kan man for eksempel i noen områder fokusere på naturbasert rensing, med vegetasjon og andre barrierer som hindrer at folk går ned til det urensede vannet. Andre steder kan hovedfokus være biodiversitet, med mer naturlig riparisk sone, nærhet til andre populasjoner og variasjon i habitat på land og i vann. Tiltak som skal bufre flommer krever at både vannvolum og sidearealer temporært kan oversvømmes uten å skade dyreliv eller infrastruktur. Mens andre områder igjen kan ha mer arkitektonisk fokus, med renere linjer, kunstinstallasjoner, god lyssetting og et mer tradisjonelt urbant preg. Dette vil ofte gi en lavere biologisk og bruksmessig diversitet på hver strekning, men vil samlet gi en større diversitet og bedre effekt av hvert innslag enn om man forsøker å oppnå alt i hvert prosjekt.

Summary

Title: Measures to achieve improved hygienic water quality for recreational activities in storm runoff water and city rivers – pre-project to identify research needs

Year: 2017

Author(s): Ingun Tryland, Trond Mæhlum, Aina Charlotte Wennberg, Adam M. Paruch, Rebekka Krystad, Lisa Paruch, Sissel Ranneklev, Therese Fosholt Moe, Sigrid Haande, Mette Myrmel, Lucy Robertson, Tharan Fergus, Anna-Lena Beschorner, Julia Kvitsjøen

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-6925-3

This report deal with the hygienic water quality of the rivers in Oslo, and describes the possible health risk related to exposure to this water during recreational activities. The occurrence of infectious virus, bacteria and parasites from fecal sources of pollution is considered to constitute the greatest health related risk. Thus, it is important to focus on measures to reduce the sources and concentrations of fecal pollution to urban water bodies where there are many people, and to include measures to prevent people from being exposed to the water at sites or times when the water has a high level of fecal pollution. The report also describes the methods to identify the sources of fecal pollution (Microbial source tracking), rapid methods to monitor hygienic water quality, and knowledge about the effect of natural treatment systems. There is an anticipation that the restauration of urban rivers will restore many ecosystem services, where better water quality is one of the mostly esteemed, in addition to flood reduction, increased biodiversity, aesthetics and more. It would be appropriate to look at all aspects related to water quality and how to succeed with restauration of a multi-use urban river where good water quality is one of the goals in a follow up project. This report identifies the knowledge gaps and suggests topics for further research in connection to restauration of urban rivers where the purpose is to enhance the water quality.

1 Innledning

Oslo er en by i sterk vekst. Innen 2030 er det forventet at innbyggertallet øker fra ca. 600.000 til 800.000. Det betyr at det må bygges flere boliger i en storby som allerede er fortettet, og det blir mer sanitært avløpsvann å håndtere, med økt press på avløpssystemene. Samtidig forventes det flere og mer intense nedbørsepisoder på grunn av klimaendringer, som også gir mer overvann å håndtere. Tidligere praksis for avløps- og overvannshåndtering i Oslo var ofte basert på at overvannet (smeltevann og regnvann fra tak, veier og andre tette flater) ble samlet i samme rør som kloakken og ledet til kloakkrensningseanleggene. Ved kraftig nedbør, og spesielt i områder med mye tette flater, blir slike felles avløpssystemer lett overbelastet. Overskuddsvannet iblandet kloakk må da slippes ut via lokale overløp, som forurensrer lokale bekker, elver og fjorden. Dette regnes ikke som akseptabelt i dag. Oslo kommune jobber kontinuerlig for å redusere kloakkutslipp fra overløp og lekkasjer slik at byens miljø, vassdrag og fjord blir ivaretatt. I dag er det et mål at overvann skal håndteres åpent og lokalt ved å bruke løsninger som infiltrerer, holder igjen og leder vannet bort i åpne flomveier, såkalte LOD tiltak (lokal overvannsdiskonering). Fremdeles vil byen ha et nettverk av gamle fellesledninger og separate overvannsledninger, men prinsippet ved alle nye prosjekter er åpen og lokal håndtering. I arbeidet med å separere overvann fra gamle fellesledninger, er LOD tiltak også aktuelle, i tillegg til tradisjonelle overvannsledninger. Bruk av LOD tiltak kan redusere omfanget av oversvømmelser som oppstår ved for liten kapasitet i overvannsledninger og overløp, og vannet kan da også brukes som et estetisk element og en ressurs for rekreasjon. Eksempler på LOD-tiltak er grønne tak og vegger, permeable dekker, regnbed, åpne flomveier, gressklede grøfter og fordrøyningsdammer.

Oslo kommune har som mål at byens blågrønne struktur skal videreutvikles og at innbyggernes skal sikres luft og vann av god kvalitet. Dette innebærer at områdene inntil og langs vassdragene sikres som en del av byens grøntstruktur i tillegg til at Oslo kommune skal arbeide med å gjenåpne elve- og bekkestrekninger der dette er mulig (Kommuneplan for Oslo, 2015). Det er kartlagt en rekke elvestrekninger som har potensiale for gjenåpning. Disse er markert på temakart til kommuneplanen og gitt bestemmelse om at disse bør gjenåpnes, og i størst mulig grad i sine historiske elveløp. Gjenåpning av bekker vil gjøre byen mindre utsatt for flomhendelser og bedre rustet til å kunne håndtere mer ekstremvær. Gjenåpning er også viktig for å oppfylle kravene til god økologisk tilstand i vannforskriften.

I kommunens overvannsstrategi er en viktig målsetning at vannet skal få tilbake sin plass i byen. I februar 2016 ble det vedtatt en femåring handlingsplan med viktige tiltak for overvannshåndtering i Oslo kommune. Overvannet skal bli sett på som en ressurs i bybildet i tillegg til at overvannets spredning av forurensninger skal bli vektlagt. En viktig løsning på overvannet som forurensningskilde vil være åpne løsninger som skal utnytte naturbasert rensing til å redusere forurensningene (Oslo kommune 2016b).

Med flere blågrønne løsninger for vann i by (åpne bekker og fordrøyningsdammer) kommer også ønsket og spørsmålet fra beboere og utbyggere i området om hvorvidt det er trygt å bade i vannet. Noen steder kan det se ut som om det er tilrettelagt for bading, selv om vannkvaliteten i utgangspunktet ikke har stabil badevannskvalitet og det heller ikke er et mål på kort eller lang sikt å oppnå dette langt ned i vassdraget. Åpent vann vil dessuten, uansett vannkvalitet og skilt som advarer mot bading, tiltrekke seg barn som leker i og langs vassdraget og som dermed kommer i kontakt med vannet. Også andre kan på varme sommerdager la seg friste til vassing og bading dersom de ikke kjenner risikoen for smitte. Dersom det bygges fontener eller andre installasjoner

som medfører aerosoldannelse, vil folk som ferdes nær installasjonene eksponeres for vannet ved å puste inn aerosoler som spres med vinden. Et eksempel på en slik bruk er Bård Breiviks skulpturpark på Klosterenga hvor bekkevann fra Hovinbekken er ønsket som et viktig element i parken.

I denne rapporten har vi sammenstilt informasjon om hva slags hygienisk vannkvalitet som typisk måles i Oslos byvassdrag (elver, bekker og dammer), og om mulig sykdomsrisiko knyttet til kontakt med forurenset vann i by gjennom rekreasjonsaktiviteter. Ved gjenåpning av bekker er ikke nødvendigvis vannkvaliteten så god som ønsket, og en åpning vil da synliggjøre behov for tiltak i vassdraget og i resten av nedbørfeltet. For planlegging av tiltak er det nyttig med kunnskap om hva slags vannkvalitet som kan tolereres for ulike rekreasjonsformål (helsemessig og estetisk) og om hva som er kilder til mulige smittestoffer og annen forurensning. Rapporten beskriver metoder for å identifisere kilder til fekal forurensning (mikrobiell kildeoppsporing), hurtigmetoder for å overvåke hygienisk vannkvalitet, samt oppsummerer kunnskap om effekt av naturbaserte renseløsninger og andre tiltak som kan gjennomføres for å oppnå bedre hygienisk vannkvalitet til rekreasjonsformål. Generelt er det ønske om mer kunnskap om dette. I de ulike kapitlene kommer vi med forslag til tema som det kan være interessant å se nærmere på i FoU-prosjekter. Dette oppsummeres i det siste kapitlet med tittel: Oppsummering av forslag til studier i et hovedprosjekt.

2 Hygienisk vannkvalitet i Oslos byvassdrag

2.1 Innledning

Hygiene brukes i dagligtale om det som er rent, friskt og sunnhetsfremmende, i motsetning til det som er usunt og sykdomsfremkallende (Braut, 2009). Med hygienisk vannkvalitet mener vi i denne rapporten vannkvalitet og tilhørende vannkvalitetsparametere som kan påvirke/fremme sykdom hos mennesker. Det kan være andre vannkvalitetsparametere som i større grad påvirker biologien og økologien i vassdraget, og som er viktig for den estetiske vannkvaliteten. De ulike parameterne er derimot ikke uavhengige da de f.eks. kan ha samme kilder til forurensing (f. eks kloakk bidrar med både humane smittestoffer, næringssalter og kjemiske miljøgifter), tilførsel av næringssalter kan føre til oppblomstring av cyanobakterier som igjen kan produsere toksiner som er giftige for mennesker, eller biologiske faktorer vil redusere konsentrasjonen av smittestoffer via naturbasert rensing.

Denne rapporten vil ha fokus på hygienisk vannkvalitet og tiltak for å oppnå bedre hygienisk vannkvalitet til rekreasjonsformål i overvann og byvassdrag. Siden byvassdrag skal oppfylle flere økosystemtjenester enn kun rekreasjon, vil også andre vannkvalitetsparametere diskuteres kort. Oslo kommune har gjennom vannforskriften en målsetning om at vassdragene skal nå god økologisk og kjemisk tilstand innen 2021. Sterkt modifiserte vannforekomster skal oppnå godt økologisk potensial og god kjemisk tilstand, som er et mindre strengt miljømål (Vannforskriften, 2006). Vannforskriften bruker biologiske indikatorer som alger, bunndyr, fisk og vannplanter for å klassifisere tilstanden i vassdragene, i tillegg til fysisk-kjemiske kvalitetselementer (for eksempel pH, næringssalter, oksygeninnhold og siktedyp) og vannregionsspesifikke stoffer (stoffer Miljødirektoratet anser som problematiske for Norge, for eksempel Cu, Zn og utvalgte PAH-forbindelser). Den kjemiske tilstanden i vassdragene måles etter innhold av prioriterte stoffer («EUs prioriterte miljøgifter») i vann, sediment og biota.

2.2 Fekal forurensning

Mikrobielle smittestoffer (sykdomsfremkallende virus, bakterier og parasitter) fra fekal forurensning, dvs. fra kloakk eller avføring fra dyr, vurderes normalt å utgjøre størst akutt sykdomsrisiko knyttet til vannkvalitet og eksponering for forurenset overflatevann i by i forbindelse med rekreasjonsaktiviteter (Sales-Ortells and Medema, 2014; Sales-Ortells *et al.*, 2015; Bichai and Ashbolt, 2017).

Det finnes lite data om forekomst av sykdomsfremkallende bakterier, virus og parasitter (patogener) i Oslos byvassdrag. Dette er kostbare analyser, og siden en vannprøve bare vil gi et øyeblikksbilde av vannkvaliteten, vurderes det ikke som hensiktsmessig å ta rutineprøver som analyserer for patogener. Den hygieniske vannkvaliteten overvåkes derimot ved at Oslo VAV tar vannprøver som analyseres for fekale indikatorbakterier (termotolerante koliforme bakterier, TKB). Dette er bakterier som normalt ikke selv er sykdomsfremkallende, men som oftest stammer fra avføring fra mennesker eller dyr, og der antallet derfor indikerer grad/omfanget av fekal forurensning. Det tas prøver både ved dagens og mulige fremtidige badeplasser i byggesonen, og overvåkingen inngår som en del av Oslo VAVs arbeid med å redusere utslipp til vassdragene fra avløpssystemet (f. eks lekkasjer, overløp, feilkoblinger, kloakkstopp). Resultatene fra disse målingene rapporteres i årlige rapporter (Oslo VAV, 2016). I tillegg tar Bymiljøetaten prøver av badevannskvaliteten på byens offisielle badeplasser, som rapporteres fortløpende på Oslo kommunes hjemmeside.

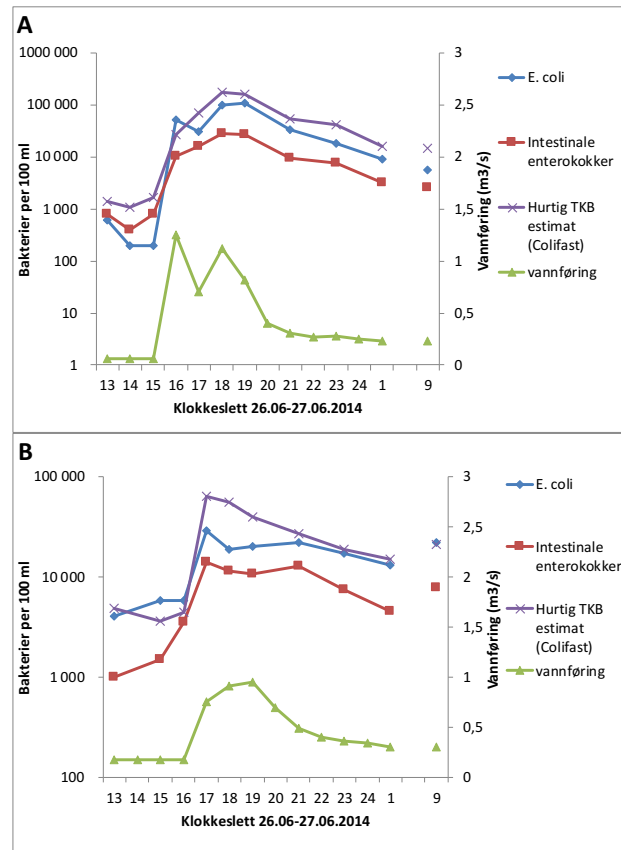
I EUs badevannsdirektiv benyttes de fekale indikatorbakteriene *E. coli* og intestinale enterokokker for å klassifisere badevannskvaliteten. De ulike fekale indikatorbakteriene og grenseverdier er nærmere beskrevet i kapittel 4. TKB kan ha andre kilder enn fekal opphav, men brukt i denne sammenheng utgjør *E. coli* oftest mesteparten av TKB, og verdiene for TKB som måles i Oslos badevann er ikke så forskjellig fra *E. coli* verdiene (Høyseter et. al. 2008; Tryland et. al. 2012). Oslo kommune baserer seg derfor på grenseverdiene for *E. coli* når de klassifiserer badevannskvaliteten ut fra målte TKB verdier. I praksis vil det si at de regner TKB-verdier over 1000/100 ml som «dårlig» badevannskvalitet for ferskvann (Oslo VAV, 2016).

Overvåkingen viser at det stort sett er god hygienisk vannkvalitet på de offisielle badeplassene i Oslo. Noen badeplasser er utsatt for periodisk dårlig vannkvalitet, hovedsakelig i forbindelse med mye nedbør og kloakkoverløp (Daviknes, 2016). På slike utsatte lokaliteter kan det være behov for å advare mot bading i dagene etter kraftige regnskyll eller dersom det har vært andre større kjente kloakkutslipp i området (Tryland et. al. 2016). Smittevernoverlegen i Oslo fraråder generelt bading i ett døgn etter kraftig nedbør på alle badeplassene i Oslo.

I byvassdragene er det generelt best vannkvalitet øverst i vassdragene, med redusert vannkvalitet når vannet renner gjennom urbane områder. Elvene Lysakerelva og Akerselva som mottar mye rent vann fra marka har generelt bedre vannkvalitet enn bekker som mottar mye (over-)vann fra urbane områder. De senere årene er det gjennomført betydelige tiltak på avløpssystemene for å bedre vannkvaliteten i Akerselva, slik at Akerselva nå stort sett har god badevannskvalitet i tørrvær. Store nedbørsmengder (med kloakkoverløp) kan fortsatt gi dårlig badevannskvalitet i Akerselva (Oslo VAV, 2016). I de mindre elvene og sidebekkene måles det svært varierende hygienisk vannkvalitet. Noen har generelt dårlig vannkvalitet, som Gaustadbekken, mens andre kan ha forholdsvis god vannkvalitet, i alle fall i tørrvær. I figur 2 vises et eksempel på hvordan den hygieniske vannkvaliteten i Hoffselva og Mærradalsbekken ble forringet under en kraftig nedbørsepisode (Tryland *et al.*, 2016).

I innløpene til bydammene måles det svært varierende hygienisk vannkvalitet, f. eks for sommeren 2016 ble det målt mer enn 1000 TKB/100 ml, dvs. dårlig badevannskvalitet i 2 av 9 prøver i Grinidammen; i Holmendammen førte en kjent kloakklekkasje til at det ble målt dårlig badevannskvalitet i 5 av 8 prøver; i innløpet til Frognerdammen viste alle 8 prøvene dårlig badevannskvalitet; i innløpet til Bjerkedalen park ble det målt dårlig badevannskvalitet i 4 av 9 prøver, mens tilsvarende tall for Høllaløkka var dårlig badevannskvalitet målt i 3 av 8 prøver og i Groruddammen i 5 av 8 prøver (Oslo VAV, 2016).

Det er ingen enkel oppgave å sikre god hygienisk vannkvalitet i byvassdrag som er omgitt av et «edderkoppnett» av kloakkledninger (både separate spillvannsledninger og fellesledninger). Oslo VAV gjør en betydelig innsats for å spore kloakklekkasjer, finne feilkoblinger og kloakkstopper, samt separere fellessystemer for å redusere regnvannsoverløp. Men selv om årsaken til kloakkutslipp rettes opp, kan nye feil oppstå. Dersom det anlegges badeplasser på lokaliteter som ligger utsatt til for betydelige utslipp fra kloakksystemer, er det derfor ønskelig med en form for «kontinuerlig» overvåking eller hurtigmetoder for raskt å fange opp situasjoner med uakseptabel badevannskvalitet. Dette er beskrevet nærmere i kapittel 4.3 og er også et av forslagene til tema i et hovedprosjekt.



Figur 2. Kraftig nedbør kl. 15-17 den 26.06.2014 førte til betydelig økning i antall fekale indikatorbakterier i A) Hoffselta og B) Mærradalsbekken. Økningen var størst i Hoffselta som har flest kloakkoverløp.

NIBIOs arbeid med kildesporing i vassdrag, inkludert urbane vassdrag, viser at fekal vannforurensning som regel har flere kilder enn avløpsvann på avveie (Paruch et al. 2017). Analyser av vannprøver fra Akerselta og Hovinbekken og andre vassdrag under ulike avrenningsforhold og årstider indikerer at dyr i perioder kan være dominerende bidragsyter til fekal forurensning i vassdraget. Dette er nærmere omtalt i kapittel 4.2. Generelt ble det påvist et høyere bidrag til fekal vannforurensning fra dyr i den varme årstiden og et større bidrag fra mennesker i den kalde perioden. Det var også godt samsvar mellom kjemisk kildesporing og molekylærbiologiske metoder i forhold til å påvise bidrag fra mennesker. Vi kan heller ikke ta for gitt at bidraget som kommer fra kloakksystemet kun inneholder fekal forurensning fra mennesker. Det blir stadig bedre dokumentert at mange dyrearter (særlig hunder, katter, rotter, måker, ender, gjess og duer) bidrar i fekal vannforurensning i urbane nedslagsfelt (Guenther *et al.*, 2013; Gerardi 2006; Scheffe, 2007; Schueler, 2000) og at lange kloakkledninger kan være tilholdssted for kloakkrotter som hele året trives godt og formerer seg raskt i avløpssystemet.

Selv med et lite utvalg markører av viktige dyregrupper kan nytteverdien være høy. Paruch et al. (2017) peker spesielt på at den kraftige økningen i hestehold i landbruksområder nær byene i perioder av året kan prege vannkvaliteten i nærliggende bekker i form av fekale indikatorbakterier. Det er grunn til å anta at også andre vannforurensninger som næringsstoff og organisk materiale kan komme fra hestehold. Hestehold er sannsynligvis ikke så viktig for vannkvaliteten i Oslo siden det er begrenset med landbruk i randsonene rundt byen. Viktigere er nok forekomst av fugl i vassdragene. Fugleavføring kan bidra med et betydelig antall fekale indikatorbakterier, spesielt i mindre

vannforekomster med lav fortykningseffekt eller dersom vannprøven tas nær «fekalkilden». I prosjektet Water Quality Tools (Tryland et. al., 2016) ble dette demonstrert med en liten prøvetakning fra badeplassen Bogstadvannet, der det ble målt 1200 *E. coli*/100 ml og 630 Intestinale enterokokker/100 ml på 0.1 m dyp, 0.5 m fra land der det var betydelige mengder fugleavføring (og der småbarna leker), men kun 70 *E. coli*/100 ml og 20 Intestinale enterokokker/100 ml på 0.5 m dyp, 3 m fra land. Sommeren 2014 ble det ofte målt dårlig badevannskvalitet på Kadettangen i Bærum. Et lite forsøk ble gjennomført for å undersøke effekt av tilstedeværelse av svaner under prøvetaking. Først ble det tatt en vannprøve fra badestranda (ca. 80 cm dyp) uten at det var svaner i nærheten. Denne viste 310 *E. coli* per 100 ml. En flokk med svaner svømte så forbi, og like etter ble det tatt en ny vannprøve på samme sted. Denne viste 4300 *E. coli* per 100 ml.

Med økt utbredelse av blå-grønne løsninger for håndtering av urbant overvann, der folk kan komme i kontakt med forurenset vann, er det viktig å kartlegge nivå av fekal forurensning, hva som er kilder til fekal forurensning og i hvilken grad de ulike fekalkildene (avføring fra ulike dyr og mennesker) inneholder mikroorganismer som kan gi vannbåren sykdom hos mennesker som kommer i kontakt med vannet.

2.3 Andre vannkvalitetsparametere

I innsjøer og dammer der det finnes vannlevende fugler og vannsnegler kan det være cercarier (parasitter/ikter) som kan forårsake allergiske reaksjoner (svømmekløe). På badeplasser der dette er et problem, f. eks Sognsvann, informeres publikum ved skilting.

Høye konsentrasjoner av næringsstoffer (hovedsakelig fosfor) i vannforekomster kan føre til oppblomstring av cyanobakterier som kan produsere toksiner som kan være helseskadelig for mennesker ved hudkontakt, innånding eller svelging. Enkelte problemalger, som *Genosturum semen* som kan gi kløe og utslett ved bading, har dessuten økt sin utbredelse i innsjøer på Østlandet (Hagman *et al.*, 2015), og er også påvist i Sværsvann i Oslo (Oslo VAV, 2016).

Selv om eutrofiering av vannforekomster ofte ikke medfører oppblomstring av cyanobakterier eller alger som utgjør en helsefare for mennesker, kan det føre til at vannet ser lite tiltalende ut, og oksygenmangel kan føre til at vannet lukter vondt. Oksygenmangel er også dødelig for fisk og andre akvatiske dyr, noe som igjen kan bidra til økt algebiomasse. En eutrofieringssituasjon er derfor ikke ønskelig av verken økologiske eller estetiske grunner. I grunt vann eller rennende vann kan det også utvikle seg store mengder begroingsalger (påvekstalger, som også ofte er cyanobakterier, men da ofte ikke toksinproduserende) og i verste fall heterotrof begroing (som lammehaler) og dette er også et problem. Påvekstalger kan gjerne flyte opp til overflaten og danne «klumpete biomasse».

Utover å være hygienisk sikkert må urbant vann også oppfylle vannforskriftens krav om god kjemisk og økologisk tilstand (eller godt økologisk potensial for sterkt modifiserte vannforekomster). Dette gjelder så vel for bekkeåpninger som for allerede åpne bekkeløp. Vannforskriften krever altså at vannets innhold av miljøgifter og næringssalter er under en viss kritisk grense, og at økologien viser et visst minstemål med tanke på hvilke organismer man finner på en gitt lokalitet. Selv om disse temaene ikke er hovedmålet i denne rapporten er det viktig å huske å inkludere dem når man utformer renseløsninger og bekkeåpninger/traséer i urbane strøk. Klassifisering av vannkvaliteten i Oslos byvassdrag basert på biologiske indikatorer for økologisk tilstand (som alger, bunndyr, fisk) viser varierende resultater fra «god» til «dårlig» (som også for noen varierer fra år til år) (Oslo VAV, 2016). Teglværksdammen viste svært dårlig tilstand i 2016 (Arnott, 2017).

2.3.1 Næringssalter

Fosfor er ofte begrensende faktor for oppvekst av cyanobakterier i ferskvann, og er således viktig også for hygienisk vannkvalitet. Ved å begrense tilførselen av fosfor til bydammer, kan man til en viss grad redusere sannsynligheten for oppblomstring av toksiske cyanobakterier (Carvalho *et al.*, 2013), og kunnskap om kilder til fosfor i lokale vannforekomster (et såkalt fosforbudsjett) er dermed viktig for å vurdere tiltak. Sannsynligheten for oppblomstring av toksiske cyanobakterier øker ved tot-P verdier > 20 µg/l (Carvalho *et al.*, 2013), men det er også mange andre faktorer som påvirker mulig oppblomstring, som vannets oppholdstid, vannets farge, temperatur og sollys mm.

Regnvann kan inneholde betydelige mengder fosfor, i teorien nok til at det kan bli en oppblomstring av cyanobakterier dersom vannet samles i «åpne kar» og blir stående med tilgang til sollys over lengre tid. I et eldre studie fra Telemark i 1977-1978 målte Rognerud *et. al.* (1979) i gjennomsnitt 39 µg/l totalfosfor i oppsamlet nedbør. Dette tilsvarer klassegrense dårlig eller svært dårlig for de fleste innsjøtyper ifølge klassifiseringssystem i henhold til vannforskriften. Det er flere kilder til atmosfærisk fosfor, for eksempel jordstøv som inneholder fosfat, industriutslipp som f. eks flygeaske fra forbrenning av kull og biologisk materiale som pollen, insekter o.a. som inneholder organisk bundet fosfor (Oredalen og Aas, 1980). Så vidt vi vet er det ikke gjennomført målinger av fosfor i oppsamlet nedbør i Oslo-området. Det kan være interessant å gjøre dette, for å undersøke fosforbidraget fra såkalt «rent» regnvann (før det når bakken). I byområder vil store deler av nedbøren treffe tette flater med hurtig avrenning til vassdrag. Det vil derfor være mindre naturlig opptak av fosfor fra regnvannet i vegetasjon (naturlig rensing) i byer enn i skogsområder, og derfor vil mer av fosforet være igjen for algevekst når regnvannet når vannforekomsten.

Regnvannet tilføres ytterligere mengder fosfor når det renner over tette flater i by. Overvann er overflateavrenning som følge av nedbør eller smeltevann (NOU 2015:16). Med begrepet overvann menes overflateavrenning som ikke er vassdrag. Overvannet fra urbaniserte områder kan bli forurenset av flatene som vannet kommer i kontakt med. Det kan være både fra materialene som flatene består av (avhengig av type takmateriale, asfalt på vei mm) eller fra forurensning som har samlet seg opp på flatene. Når det regner vaskes denne forurensningen av flatene og følger vannet. Dersom det er avføring fra fugler eller dyr på flatene, kan overvannet inneholde betydelige mengder fekale indikatorbakterier og tot-P. Dette kan illustreres med et teoretisk eksempel: Dersom det vaskes av 1 g fersk måkeavføring (med 1×10^7 TKB/g og 18 mg tot-P/g) fra et tak ($100 \text{ m}^2 \times 10 \text{ mm}$ nedbør = 1 m^3 overvann uten fordampning) bidrar dette i snitt til 1000 TKB/100 ml og 18 µg tot-P/L i overvannet. I mange land er det blitt vanlig å samle opp regnvann fra tak, som brukes som alternativ vannkilde (drikkevann, hagevanning mm). Mengden *E. coli* som er påvist i oppsamlet regnvann varierer naturligvis mye, fra <1 til 16000 *E. coli*/100 ml (Campisano *et al.*, 2017). Det er påvist betydelig mer fosfor i overvann fra tak og veier enn i selve regnvannet (Tabell 1), men konsentrasjonene varierer mye. Det er blant annet vist at konsentrasjonene øker med antall tørre dager etter forrige regnskyll. Det er også observert en «first flush» effekt, med høyeste verdier knyttet til de første millimeterne med nedbør (Ren *et al.*, 2008).

Tabell 1. Målt tot-P i regnvann og overvann fra ulike flater, samt i nederste målestasjon i noen av Oslos byvassdrag, i noen bydammer, urban snø, kommunalt avløpsvann og landbruksavrenning (for sammenligning).

Vannkilde	Målt tot-P ($\mu\text{g/L}$)	Referanse
Regnvann, Telemark (1977-78)	39 (23-99)	Rognerud et. al., 1979
Regnvann, Kina	82 \pm 58	Luo et al., 2011
Regnvann, Beijing	60 (10-270)	Ren et al., 2008
Overvann fra tak, Beijing	280 (30-1470)	
Overvann fra tak, Hellas	600-1400	Gikas and Tsihrintzis, 2012
Overvann motorvei, USA	200 - 920	Kayhanian et al., 2012
Overvann fra parkeringsplass, USA	170 \pm 40	Doan and Davis, 2017
Taknedløp fra boligblokk, Ski	50-1500	Mæhlum, upubliserte data
Urban snø (Drammen)	480-1990 (\geq 90% PO ₄ -P)	Ranneklev et. al., 2013
Snø fra skog	21	
Overvann Norge (standardverdier); Tett by (>50% tette flater) Åpen by (<50% tette flater) Høytrafikkert vei Mindre trafikkert vei	250 150 250 150	Åstebøl et. al., 2012
Overvann fra fortau, Brasil	2110	Antunes et al., 2016
Lysakerelva (snitt 2016) *	13	Oslo VAV, 2016
Mærradalsbekken (snitt 2016)	126	Oslo VAV, 2016
Hoffselva (snitt 2016)	39	Oslo VAV, 2016
Akerselva (snitt 2016)	11	Oslo VAV, 2016
Hovinbekken (snitt 2016)	90	Oslo VAV, 2016
Alnaelva (snitt 2016)	103	Oslo VAV, 2016
Bogstadvannet (2016)	10	Oslo VAV, 2016
Holmendammen (2016)	33	Oslo VAV, 2016
Sværsvannet (2016)	13	Oslo VAV, 2016
Kommunalt avløpsvann (vått vær -tørt vær)**	1800-6000	Ødegaard, 2012
Landbruksavrenning**	300-1200	NIBIO, 2016 (JOVA-program)

*Lavere P-verdier i innsjøer og vassdrag enn i regnvann er et resultat av naturens rensing (blant annet ved opptak i vegetasjon, infiltrasjon i grunnen).

**Det er hvert år merke seg at overvann fra tak og veier kan inneholde nesten like mye tot-P som landbruksavrenning og noen ganger nesten like mye som i regnvannsfortynnet avløpsvann.

I utbyggingsprosjekter kan det være et ønske å benytte det lokale overvannet som et attraktivt element i lokalområdet. Siden overvannet fra tak og andre tette flater inneholder såpass mye fosfor, kan man ikke forvente at stillestående oppsamlet overvann vil forbli fritt for synlig algeoppblomstring. Dette bør man ta hensyn til ved utformingen.

For dammer kan interngjødsling (fosfor som frigis fra sedimentene), betydelige tilførsler av overvann fra tette flater, fugleekskremitter, med mer, mange steder gjøre det vanskelig å kontrollere oppblomstring av uønskede alger og cyanobakterier kun gjennom reduksjon av de tradisjonelle P-

tilførslene som avløpsvann eller landbruk. Kombinert med den generelt lave vanngjennomstrømmingen i urbane bekker blir uttynningseffekten marginal, det fysiske stresset på algene blir lavt og både lav oksygenkonsentrasjon og forhøyet pH, som resultat av høy nedbryting og fotosynteseaktivitet, kan gi økt interngjødsling.

Når det nå legges opp til at byens overvann skal håndteres lokalt og ikke føres til kloakkrenseanlegget via fellesledninger, vil det være en fordel å i størst mulig grad (der det er mulig) utnytte naturens egen rensekapasitet, f. eks. ved at mest mulig av takvannet infiltreres i grunnen (eller samles opp for vanning av egen hage), renses gjennom våtmarksområder/regnbed og at fordrøyningsmagasiner utformes som rensedammer. Grøntområder og buffersoner langs vassdrag er også viktige både for infiltrasjon, fordrøying og rensing av overvann, samt at de er særdeles viktige for de økologiske prosessene i bekken. Trær og variert vegetasjon langs bredden virker positivt på det biologiske mangfoldet ved at det bidrar med struktur, mat, habitat, påvirker temperaturen og er nødvendig for deler av flere vannlevende organismers livssyklus.



Figur 3. Gode vekstvilkår kan i perioder gi en estetisk lite tiltalende vannkvalitet. Oppblomstring av cyanobakterier (*Oscillatoria*) i Teglverksdammen 9. juni 2016. Foto: Ingun Tryland

2.3.2 Annen kjemisk vannkvalitet

Overflatevannet i byområder tilføres ulike forurensende stoffer fra mange forskjellige kilder. Miljøgifter og stoffer man vil finne i forhøyede konsentrasjoner i byvassdrag vil for eksempel være metaller, organiske miljøgifter, olje-komponenter, mikroplast og vegsalt. Kildene til miljøgiftene og stoffene er mange, men man antar at avrenning fra vei ofte er det største bidraget (Leikanger og Roseth, 2016; Ranneklev et al., 2016). Slike forurensende stoffer kan føre til at god økologisk og kjemisk tilstand ikke oppnås i enkelte vannforekomster i Oslo. For å beskytte vannmiljøet, ved at kravene i vannforskriften blir oppfylt, kan det derfor være nødvendig å rense det mest forurensete overvannet, fra for eksempel vei (Meland et al., 2016; Ranneklev et al., 2016).

Hvilke typer stoffer og miljøgifter man finner i et vassdrag vil være avhengig av aktiviteter og forhold i nedbørsfeltet. For mikroplast er det få målinger i overflatevann, preliminært studium fra Oslo har vist at antall mikroplastpartikler i Akerselva var høyere enn i Alna, og at det var ulike typer plasttyper i elvene. I Alna ble det bl. a. påvist flere plasttyper som assosieres til bildekk (<http://www.niva.no/mikroplast-i-oslos-elver>). For veier som saltes vil man finne betydelige mengder NaCl i overvannet når snøen smelter om våren, som videre kan påvises i sedimentasjonsbasseng (Åstebøl og Coward, 2005), og i vannforekomster (Statens veivesen, 2017). Snø vil også inneholde betydelig mengder med salt, metaller organiske miljøgifter, som har akkumulert over vinteren (Ranneklev et al., 2013), og som vil føres via overvann til vannforekomster. I de siste årene har man også hatt noen akutte forurensningsuhell (for eksempel klor, boreslam, ammoniakk, kobberoksid og olje) i bynære vassdrag i Oslo og Akershus som skyldes aktiviteter i nedbørsfeltet. Ved økte aktiviteter og fortetning i nedbørsfeltet vil man forvente at vannforekomstene er mer utsatt for forurensninger og uhell vil øke.

Man har god oversikt over hvilke metaller og variasjoner i konsentrasjoner man kan forvente seg i overvann fra ulike arealer (Åstebøl mfl. 2012; Åstebøl og Coward, 2005), men for organiske miljøgifter er tilgang til måldata meget begrenset. Av disse kildene til forurensning er veivann best karakterisert. I Tabell 2 vises en oversikt over konsentrasjoner av noen metaller i veivann med ulik trafikkbelastning (Meland et al., 2016).

Som vist i Tabell 2 variere konsentrasjonene betydelig, og over grenseverdier (EQS) gitt i vannforskriften. Dette samsvarer med funn fra Oslo (Leikanger og Roseth, 2016), hvor også Cu og Zn ble målt i de høyeste konsentrasjonene, og over EQS. I dette arbeidet ble det også påvist PAH-konsentrasjoner over EQS, og olje (C10-C40) i nivåer på mg/l. I overvann fra 4 lokasjoner i Oslo, var konsentrasjonene av Cu og Zn de høyeste og over EQS. En rekke ulike organiske miljøgifter ble også påvist her, og i disse stikkprøvene ble EQS oversteget for bromerte flammehemmere (PBDE) og PFOS-forbindelser (Ruus et al, 2015).

Målinger i vann fra tak og bygninger (utenlandske studier) viser at kjemiske komponenter og konsentrasjoner varierer, og avhenger bl. a. av atmosfæriske depositionsjoner fra aktiviteter i nærområdet, langtransportert forurensning, klimaforhold og tak/bygningsmaterialer. Sammenlignet med veivann anses vann fra tak og bygninger generelt å være betydelig kjemisk renere (Zhang *et al.*, 2014; Gwenzzi et al., 2015). Konsentrasjonene av metallene Zn og Cu i takvann var generelt betydelige lavere enn i veivann (Zhang *et al.*, 2014; Gwenzzi et al., 2015). Bygninger med tak av kobberplater og takrenner av sink vil lokalt kunne gi høy metallavrenning.

Tabell 2. Konsentrasjoner av metaller i avrenning fra veityper med ulik ÅDT, målt som Event Mean Concentrations (EMC). Verdiene er utarbeidet fra et datasett bestående av 294 ulike steder fra seks ulike kontinenter. Tabellen er kopiert og modifisert etter Huber et al. (2016). Grenseverdier (EQS: årlig gjennomsnitt = AA, høyeste tillatt konsentrasjon = MAC) for prioriterte miljøgifter i vannforskriften (Ni, Pb og Cd) samt tilsvarende for de vannregionspesifikke stoffene (Cu og Zn) er vist for sammenligning. EQS gjelder den løste fraksjonen av metallene og ikke totale konsentrasjoner. I tillegg er AA x 10 (fortynning i vannforekomst) vist, som er Miljødirektoratets «tommelfingerregel» for når veiavrenning kan medføre forurensningsfare i vannforekomsten. Alle konsentrasjoner er oppgitt i µg/L.

Metall	Fraksjon	EQS			Vei: ÅDT<5 000			Vei: ÅDT 5 000 – 15 000			Vei: ÅDT>15 000			Motorvei: ÅDT>30 000		
		AA	MAC	10xAA	Snitt	Min.	Maks.	Snitt	Min.	Maks.	Snitt	Min.	Maks.	Snitt	Min.	Maks.
Cu	Tot	-	-	-	54	6	180	65	7	280	105	26	288	84	23	430
	Løst	7,8	7,8	78	20	3,3	56	16	2,7	65	26	6,8	57	35	4	100
Zn	Tot				212	25	940	285	23	1000	474	120	1940	385	53	2210
	Løst	11	11	110	76	15	314	68	7,9	258	113	51	262	204	8,6	577
Ni	Tot	-	-	-	13	8,4	17	16	3,8	35	21	4,1	55	29	4	83
	Løst	4	34	40	4,7	3,1	6,3	0,9	0,5	1,3	11	9,5	12	14	4	27
Pb	Tot	-	-	-	62	2	152	32	3,7	136	79	6	380	32	4,4	90
	Løst	1,2	14	12	-	-	-	0,9	0,13	2,8	3,9	0,5	7	13 ^a	13 ^a	13 ^a
Cd	Tot	-	-	-	2,7	0,3	13	3,2	0,06	37	5,6	0,67	25	2,6	0,14	12
	Løst	0,08	0,45	0,8	0,7	0,14	1,8	0,2	0,01	0,5	0,6	0,25	0,9	1,4	0,5	3

På tross av at takvann benyttes mange steder som drikkevann, er det få epidemiologiske studier i forhold til human helse. Det påpekes at det er behov for mer kunnskap om miljøgifter i takvann som benyttes som drikkevann (Gwenzl et al., 2015). I de siste årene har man sett økt bruk av biocider i tak og fasader (Burkhardt *et al.*, 2012; Bollmann *et al.*, 2017), og noen av stoffene har uheldige egenskaper, bla at de brytes sakte ned i miljøet.

I Norge er vann fra tak og bygninger lite benyttet til drikkevann og hagevanning. For bruk av takvann til vanning av grønnsaker og urter som skal konsumeres, bør mer informasjon om kvaliteten innhentes. Barn som leker kan innimellom svelge en munnfull, men siden sannsynligheten for å bli eksponert for større mengder kjemiske stoffer fra ufortynnet overvann over tid er lav, vurderer vi helserisikoen som lav. Konsentrasjonene av de kjemiske stoffene og miljøgiftene i overvannet er mest skadelige for vannlevende organismer ved at de er akutt giftige og kan gi kroniske effekter (Grung *et al.*, 2016). Kroniske og akutte effekter i vannlevende organismer vil videre påvirke biologisk mangfold og på sikt resultere i at konsentrasjonen av persistente og bioakkumulerbare miljøgifter øker i fisk og skaldyr, som kan medføre at kostholdsrad må innføres i forhold til humant konsum.

Ved uttesting av lokale naturbaserte renseløsninger, vil det være interessant å se på effekten med hensyn på både smittestoffer og andre relevante vannkvalitetsparameterne. Dette beskrives nærmere i kapittel 7.

3 Vurdering av sykdomsrisiko knyttet til forurenset overflatevann i by

3.1 Innledning

For å vurdere sannsynlighet for vannbåren sykdom knyttet til ulike rekreasjonsaktiviteter som medfører kontakt med forurenset overflatevann i by, er det nyttig å se på historiske data (statistikk) over kjente utbrudd. Utbruddshendelser som det har vært mange av er det stor sannsynlighet for at kan skje igjen, mens det er mindre sannsynlighet for hendelser som sjelden er observert i inn- og utland. Vi har ikke gjort en omfattende kartlegging av kjente vannbårne utbrudd i dette forprosjektet, men har tatt med noen eksempler i de neste kapitlene.

Kvantitativ mikrobiell risikovurdering (QMRA) er de senere årene blitt et nyttig modellverktøy for å teoretisk forsøke å kvantifisere risikoen (sannsynligheten for å bli smittet/syk av mikrobielle patogener) forbundet med f. eks. ulike rekreasjonsaktiviteter relatert til vann i by (Schets *et al.*, 2011; de Man *et al.*, 2014; Sales-Ortells and Medema, 2014; Sales-Ortells *et al.*, 2015; Eregno *et al.*, 2016). For å kunne kvantifisere helserisikoen trengs informasjon om hvilke sykdomsfremkallende mikroorganismer eller toksiner som utgjør størst fare (farekartlegging), konsentrasjonen av slike sykdomsfremkallende mikroorganismer eller toksiner i det aktuelle vannet og om hvor mye vann mennesker eksponeres for ved ulike rekreasjonsaktiviteter (vurdering av eksponering). I tillegg trengs informasjon om mikroorganismenes/toksinenes evne til å forårsake sykdom (dose-respons modeller). Det er mye usikkerhet knyttet til en slik kvantitativ mikrobiell risikovurdering, som ofte baserer seg på mange forenklete antagelser, og som oftest mangler lokale data. Med tilstrekkelig inputdata kan QMRA likevel være et nyttig verktøy for å sammenligne smitterisiko knyttet til ulike forurensningskilder (f. eks kloakk versus avføring fra fugler), ulike eksponeringer (f. eks barn som bader versus kun leker/spruter vann) og for å vurdere behov for tiltak for å oppnå akseptabel risiko. Kombinert med prøvetaking for å analysere forekomst av relevante patogener i overflatevann og aktuelle fekalkilder (som fugler) i Oslo, er det derfor en metodikk som er svært relevant å inkludere i et eventuelt hovedprosjekt.

3.2 Eksponering for vann i forbindelse med ulike rekreasjonsaktiviteter

Mennesker som ferdes utendørs i byen kommer i kontakt med vann på forskjellige måter, og ulike aktiviteter medfører ulik grad av eksponering for vannet. Bading/svømming der hodet dukkes under vann, regnes som en aktivitet med høy eksponering. Spesielt barn svelger gjerne mye vann under bading (typisk 31-51 ml i henhold til (Schets *et al.*, 2011)), med fare for å pådra seg mage-tarm infeksjon hvis vannet er forurenset med avføring fra mennesker eller dyr. Ved bading kommer også luftveiene, øyne, ører og sår/rifter i huden i kontakt med vann, med fare for å utvikle denne type infeksjoner dersom aktuelle mikroorganismer er tilstede i vannet. Aktiviteter med middels eksponering for vann i by kan for eksempel være padling i elver, barn som leker i bekker, eller kommer i kontakt med vann når det er oversvømmelse i gatene.

Internasjonalt er det gjennomført flere studier for å forsøke å kvantifisere mengden vann voksne og barn eksponeres for i ulike urbane sammenhenger. Resultatene fra disse studiene kan brukes i et eventuelt hovedprosjekt som inkluderer QMRA for vurdering av sykdomsrisiko knyttet til forurenset overflatevann i Oslo by. For eksempel ble det funnet at barn i gjennomsnitt svelger 1.7 ml vann og

voksne kun i gjennomsnitt 0.016 ml vann ved hånd-munn kontakt når de ferdes i oversvømte gater (de Man *et al.*, 2014). Eksempler på aktiviteter med lav eksponering for vann i by kan være å sitte på en benk eller å gå tur i nærheten av fontener eller andre anretninger som danner aerosoler, eller når hunden rister seg etter å ha badet i en dam.



Figur 4. Barn tiltrekkes av rennende vann og bruker vannet i lek. Foto: Trond Mæhlum/NIBIO



Figur 5. Her fra Ensjøbyen. Foto: Trond Mæhlum/NIBIO

Nedenfor har vi sammenstilt informasjon om noen av de mest relevante mikroorganismer (inkludert virus og cyanobakterier) som kan utgjøre en helserisiko for mennesker som eksponeres for vann i by i forbindelse med rekreasjonsaktiviteter. For QMRA er det vanlig å basere vurderingene på noen utvalgte patogener (referansepatogener), som helst bør være de som antas å utgjøre størst sykdomsfare, og som det samtidig er mulig å fremskaffe data om med hensyn på forekomst og dose-respons.

3.3 Patogene mikroorganismer fra fekal forurensning

Det er mange eksempler på større utbrudd av mage-tarm infeksjon etter svømming i fekal forurenset vann. Det ble f. eks. arrangert et svømmestevne i Strathclyde Loch, Skottland, etter kraftig regn 23. Juni 2012. I dagene etter ble 60 av 72 svømmere syke med oppkast og/eller diare. Det ble påvist norovirus i 5 av 6 av pasientenes avføringsprøver. Blant 6 sikkerhetsvakter som deltok i kajakk, så ble 3 av dem også syke. Ingen av de 5 som var tilstede uten å delta ble syke (Kohli, 2013). Tilsvarende, etter et svømmestevne i elva Themsen den 7. Oktober 2012 ble minst 31% av 1100 svømmere syke med oppkast/diare (England, 2013). Etter et svømmestevne i en urban kanal i Amsterdam i 2015 rapporterte 31% av de som deltok og 5% av de som ikke deltok at de fikk mageproblemer i etterkant, med norovirus som viktigste agens (Joosten *et al.*, 2017). I Sverige var det et større utbrudd forårsaket av norovirus i 2004 knyttet til rekreasjonsaktiviteter i 2 innsjøer (Sartorius *et al.*, 2007). Norovirus forårsaket også et større utbrudd blant skolebarn som lekte i en fontene i Nederland (Hoebe *et al.*, 2004). Også i sjøvann er det eksempler på større utbrudd etter at mange har svømt i sterkt kloakkpåvirket vann, som etter triatlon i København etter kraftig regn i august 2010 der 42% av 838 deltagere ble syke med oppkast/diare. Det ble estimert at vannet de svømte i inneholdt så mye som 1.5×10^4 *E. coli* per 100 ml på grunn av store kloakkoverløp. *Campylobacter*, *Giardia lamblia* og patogene *E. coli* var årsak til noen av sykdomstilfellene. Til sammenligning, året etter da konkurransen foregikk uten kraftig nedbør i forkant ble 8% syke etter stevnet (Harder-Lauridsen *et al.*, 2013).

Patogenene som utgjør størst risiko for vannbårne utbrudd i forbindelse med bading er de som skilles ut i betydelige mengder fra infiserte individer og som har lav infektiv dose (dvs. det er nok å få i seg 1 eller få patogener for å bli syk). Dersom de i tillegg kan overleve lenge i vann, kan det være forhøyet risiko ved å bade i kloakkpåvirket vann i lang tid etter utslippet. Norovirus, rotavirus og adenovirus er eksempler på patogener som har alle disse egenskapene. I henhold til (Ahmed *et al.*, 2015) er virus årsaken til over halvparten av mage-tarm infeksjoner relatert til rekreasjonsvann i verdensmålestokk. Også teoretiske beregninger basert på QMRA indikerer at virus utgjør størst risiko for vannbåren smitte fra kloakkpåvirket badevann (de Man *et al.*, 2014; Sales-Ortells and Medema, 2014; Soller *et al.*, 2014; Sales-Ortells *et al.*, 2015; Eregno *et al.*, 2016; Bichai and Ashbolt, 2017). Norovirus er antatt å være den vanligste årsaken til mage- eller tarminfeksjoner som ikke skyldes bakterier i industrialiserte land og har også skapt flere vannbårne sykdomsutbrudd i Norge (Kvitsand and Fiksdal, 2010; www.utbrudd.no). Parasittene *Cryptosporidium* og *Giardia*, samt noen humanpatogene bakterier (deriblant *Campylobacter* spp., *Salmonella* spp, *E. coli* O157:H7) kan også skilles ut i store mengder fra infiserte individer (dog ikke i like store mengder som nevnte virus), og kan ha lav infektiv dose. Cyster/oocyster av parasittene *Giardia* og *Cryptosporidium* kan dessuten overleve svært lenge i vann.

I forbindelse med drikkevann og badevann regnes avføring fra mennesker normalt som mer smittefarlig enn avføring fra de fleste dyrearter. Dette er fordi patogener som har infisert ett menneske som oftest vil kunne smitte andre mennesker, mens mange av patogenene som skilles ut fra infiserte dyr bare kan smitte andre dyr av samme slag. Virus som kan forårsake vannbårne utbrudd antas hovedsakelig å kun smitte fra mennesker til mennesker. Et unntak er hepatitt E virus

(HEV) fra gris som kan være zoonotisk, dvs. smitte mellom dyr og mennesker (Lapa *et al.*, 2015). Vi vet at HEV genotype 3 (som er den vi i all hovedsak ser i Europa) er zoonotisk (fra gris), men vannbårne utbredd er vel knapt sett i Europa. Vannbårne utbrudd som man ser i Asia og Afrika, skyldes i all hovedsak genotype 1 og 2 og stammer sannsynligvis fra mennesker. Ved vurdering av helserisiko er det derfor av betydning hvorvidt de fekale indikatorbakteriene *E. coli* og intestinale enterokokker som påvises i vannet stammer fra mennesker eller dyr, og hvilke dyreslag som har bidratt med fekal forurensning. Noen arter og genotyper av parasittene *Cryptosporidium* og *Giardia* kan smitte fra dyr til mennesker (VKM, 2009). Disse parasittene er relativt vanlige hos ulike dyrearter i Norge, både husdyr og ville pattedyr, og foreløpige genotypings-resultater indikerer at en del av isolatene er humanpatogene varianter (VKM, 2009). Kalver av storfe kan potensielt skille ut store mengder *Cryptosporidium parvum* som også kan smitte mennesker, opptil 10^{10} pr døgn i de første leveukene (Nydam *et al.*, 2001), men utskillelsen er normalt langt lavere hos eldre dyr og hos de fleste andre dyreslag som normalt vil være å finne i nedbørfeltet til urbane vassdrag (ref. i (Ferguson *et al.*, 2009)). Det er påvist *Cryptosporidium* oocyster, *Giardia* cyster og sporer av *Microsporidia* i avføring fra fugler i flere internasjonale studier. I noen av studiene er nivåene såpass høye (10^3 /gram avføring) at det kan tyde på en infeksjon hos fuglen. I andre studier er nivåene så lave at det tyder på at fuglene kun har spist parasittholding avføring, som deretter skilles ut med egen avføring (Graczyk *et al.*, 2008).

Flere patogene bakterier, deriblant *Campylobacter spp.*, *Yersinia enterocolitica*, *Salmonella spp.* og *E. coli* O157:H7 kan smitte fra dyr til mennesker (Goss and Richards, 2008). Smitte fra dyr forutsetter at det er smitte i besetningen, og her er Norge (i dag) i en heldig situasjon sammenlignet med mange andre land som har langt høyere forekomst av infeksjonssykdommer hos dyr enn det er i Norge. Fugler kan være en betydelig kilde til fekale indikatorbakterier i urbane dammer, og de kan også være kilde til humanpatogene bakterier. Kapperud og Rosef (1983) rapporterte stor utbredelse av humanpatogene bakterier hos ville fugler i Norge, spesielt *Campylobacter jejuni* som ble påvist hos 28 % av de testede fuglene. Blant fuglene i Oslo-området ble *C. jejuni* oftest påvist hos kråker og måker. I dette studiet ble ikke mengden bakterier i avføringen kvantifisert, men en skotsk undersøkelse viste at mengder *Campylobacter spp.* i måke-avføring som oftest var lav, dvs. 10^0 - 10^2 pr gram, men hos noen måker høyere, opptil 10^7 pr gram, og at gjennomsnittet for 165 måker var 6×10^4 pr gram (Ogden *et al.*, 2009). Levesque *et al.* (2000) fant 10^2 - 10^9 *Salmonella spp.* pr gram i måkeavføring fra Canada. I New Zealand ble det påvist *Cryptosporidium spp.* i 2% av prøvene av avføring fra vannfugl (svaner, gjess, ender og måker). Det ble ikke påvist *Salmonella spp.* fra noen av fuglene. *Campylobacter spp.* (hovedsakelig *C. jejuni*) ble derimot funnet hos 45% av svanene, 40% av gjessene, 29% av endene og 59% av måkene, men i forholdsvis lave konsentrasjoner (i gjennomsnitt 2×10^4 , 5×10^3 , 6×10^1 og 8×10^2 per gram avføring hos henholdsvis svaner, gjess, ender og måker). Mengden fekale indikatorbakterier i avføringsprøvene fra fuglene varierte fra <10 til $>10^9$ per gram for både *E. coli* og intestinale enterokokker (Moriarty, 2017). Fra avføringsprøver fra mennesker og dyr i Norge er det også observert en stor variasjon (flere \log_{10}) i antall *E. coli* og intestinale enterokokker blant enkeltindivider (Tryland *et al.*, 2016). Den målte mikrobielle vannkvaliteten i en mindre dam eller lokalitet med lav fortykning vil derfor være svært sårbar for «fekalsammensetningen» hos vannfugl som slipper avføring i nærheten av prøvepunktet. Barn som leker/bader kan også være utsatt for «uheldig sammentreff» dersom avføring fra fugler med høy utskillelse av humanpatogener har gjort fra seg i sanden eller vannet de leker i.

Urbane (rense)dammer vil tiltrekke seg fugler og dyr. For vurdering av risiko for vannbåren smitte knyttet til slike dammer er det behov for mer kunnskap om forekomst av zoonotiske patogener hos disse fuglene/dyrene. I Water Quality Tools prosjektet ble det i en blandeprobe av 10 avføringsklatter fra svaner målt 1.5×10^7 *E. coli* per g og 1.3×10^5 Intestinale enterokokker per g, men det ble ikke påvist

patogenene *Campylobacter*, *Salmonella* eller *Cryptosporidium* i 0.1 g prøve (Tryland et al., 2016). I et eventuelt hovedprosjekt kan det være interessant å ta flere slike prøver fra de mest relevante fugleartene. I tillegg til å analysere for *Campylobacter* spp., *Salmonella* spp. og *Cryptosporidium* spp., kan det også være aktuelt å se nærmere på mulig forekomst av sykdomsfremkallende *E. coli* i avføring fra fugler i Oslo-området. De fleste *E. coli* som påvises i avføring og i miljøet er harmløse, og en viktig del av en sunn tarmflora, men noen *E. coli* kan forårsake sykdom når de produserer et toksin kalt Shiga toksin (Shigatoksinproduserende *E. coli* STEC). Enterohemoragiske *E. coli* (EHEC) defineres som de humanpatogene variantene av STEC. De fleste STEC er ikke klassifisert som EHEC. Noen EHEC kan forårsake livstruende sykdom som kan føre til nyresvikt hos små barn. I henhold til Folkehelseinstituttet er EHEC et økende problem i industrilandene og utgjør en betydelig utfordring for smittevernet, til tross for det forholdsvis beskjedne antall tilfeller som har vært rapportert årlig. I Norge er ca. 20% av påviste EHEC av serogruppe O157, mens ca 80% er non-O157 (<https://www.fhi.no/nettpub/smittevernveilederen/sykdommer-a-a/e.-coli-enteritt-inkludert-ehc-inf/>). I Norge regnes storfe og sau som de mest relevante dyrene med hensyn på EHEC. I studier fra utlandet er det vist at ville fugler og byduer kan være bærere av antibiotika-resistente STEC (Hsu et al., 2016; Borges et al., 2017).

3.4 Toksinproduserende Cyanobakterier

Når cyanobakterier danner oppblomstringer kan dette skape en rekke praktiske problemer. Høye konsentrasjoner av cyanobakterier i vannet forårsaker ofte vond lukt og gjør vannet uappetittlig, og gjør det mindre egnet til drikkevann. Men det største problemet oppstår når de produserer giftstoffer (toksiner) og dette kan utgjøre en helseisiko (eks. <https://www.fhi.no/nettpub/mihe/vann/03.-algeoppblomstring-i-vann/>). Cyanobakterier kan produsere ulike typer av toksiner og i Norge har vi to hovedtyper av toksiner; levertoksiner og nervetoksiner. De vanligste eksponeringsmåtene er å svelge vann som inneholder cyanobakterier under bading, eller inntak av forurenset drikkevann. Levertoksiner er blant de mest vanlige giftstoffer produsert av cyanobakterier i Norge og kan finnes i omtrent 50 % av alle oppblomstringene. Forgiftning av dyr og mennesker kan inntreffe ved å drikke vann med høy konsentrasjon av cyanobakterier. Symptomene omfatter synsforstyrrelser, kvalme, oppkast, magesyke, diaré og leverskader. I verste fall kan helseskadene føre til død. Dessuten er det mulig å puste inn aerosoler som inneholder algeceller med levertoksiner. Dette kan skade lungene. Nervetoksiner overstimulerer eller blokkerer overføringen av nerveimpulser til muskelcellene. Dersom eksponeringen er høy nok, fører dette til pustevansker, muskellammelser og kramper. Ved moderat forgiftning avtar symptomene raskt.

Det er også vist at mange heterotrofe bakterier forekommer i cyanobakterieoppblomstringer. Foreløpig vet en lite om eventuell helseisiko som er knyttet til disse assosierte bakteriene. Det er vist at kontakt med cyanobakterieoppblomstringer kan resultere i sår hals og lungebetennelseslignende symptomer. Om dette skyldes toksiner eller ledsagende bakterier er ikke kjent. Helt siden 1980 har det vært kjent at cyanobakterier påvirker veksten og overlevelsen av *Legionella* spp (Folkehelseinstituttet, 2015).

For at toksiner produsert av cyanobakterier skal utgjøre en risiko for mennesker ved kontakt med vann, må det være en oppblomstring som er så omfattende at den er lett synlig for menneskene som ferdes rundt vannkilden. Ved å advare mot hudkontakt og aerosoleksponering ved synlig oppvekst, kan risikoen i stor grad kontrolleres. Spesielt barn må holdes borte fra slike oppblomstringer. Som

føre-var-prinsipp bør cyanobakterieoppblomstringer betraktes som toksiske inntil det motsatte er vist.

3.5 Opportunistisk patogene bakterier

Opportunistisk patogene bakterier er bakterier som vanligvis ikke fører til sykdom, men som kan gjøre det hos personer med svekket immunforsvar, eller ved at friske mennesker utsettes for svært høye konsentrasjoner. Det er spesielt eldre og barn som er sårbare for disse bakteriene, i tillegg til personer som behandles for kreft, etter donor operasjoner, HIV-pasienter eller pasienter med cystisk fibrose.

Disse bakteriene er såkalte miljøbakterier som kan finnes nesten over alt i lave konsentrasjon. Dersom temperaturen er høy er det en mulighet for at de kan vokse i vanninstallasjoner, for eksempel er det påvist betydelige mengder *Legionella spp.* og *Pseudomonas aeruginosa* i enkelte tanker med oppsamlet regnvann fra tak i Australia (Hamilton *et al.*, 2017). Oppsamlet regnvann kan i noen tilfeller også inneholde fekale bakterier (Ahmed *et al.*, 2014; Dobrowsky *et al.*, 2014; Hamilton *et al.*, 2016; Dobrowsky *et al.*, 2017). Opportunistiske patogener som *Legionella pneumophila*, *Pseudomonas aeruginosa* og *Mycobacterium avium* blir ofte funnet i drikkevannsledningsnett og er en økende årsak til drikkevannsrelaterte sykdommer, spesielt i USA (Falkinham *et al.*, 2015; Lu *et al.*, 2016). Det er derfor vanskelig å beskytte vann fra kildene til bakteriene, men man må hindre at man legger til rette for at de skal trives og oppnå så høye konsentrasjoner slik at de kan gi sykdom. Bakgrunnen for at de overlever i ledningsnett selv med klorert vann er evnen disse bakteriene har til å vokse i biofilm og utnytte amøber og andre protozoer som beskytter mot desinfeksjonsmidler og andre former for miljøstress. Ved bruk av desinfeksjonsmidler for å bekjempe disse bakteriene må man derfor ha god oppfølging så man hindrer biofilmdannelse, ellers vil man i stedet legge til rette for oppvekst av disse (Wang *et al.*, 2013; Delafont *et al.*, 2016).

Eksempel 1: Legionella

I Norge registreres det 20-30 sporadiske tilfeller av sykdom fra *Legionella* i året (Folkehelseinstituttet, 2015) og bakterien er detektert i ledningsnett i Oslo (Hem *et al.*, 2013).

Bakteriene smitter ved at små vandrdåper (aerosoler) som inneholder legionellabakterier pustes ned i lungene. Kjøletårn og boblebad har forårsaket flest utbrudd, men dusjer i hjemmene er sannsynligvis den viktigste årsaken til enkelttilfeller av legionærsykdom. Andre eksempler på mulige smittekilder er luftkondisjoneringsanlegg og fontener (Folkehelseinstituttet, 2016).

Legionella pneumophila vokser helst ved temperaturer mellom 20 og 50 °C, men kan også vokse ved 17°C (Soderberg and Cianciotto, 2008) og fontener på offentlige plasser er mistenkt å utgjøre et smittereservoar for *Legionella* (Haupt *et al.*, 2012; Sanz *et al.*, 2014; Canals *et al.*, 2015; Kim *et al.*, 2015; Hwang *et al.*, 2016). Det er også påvist at søledammer på asfalt kan være reservoar for *Legionella* (Kanatani *et al.*, 2013).

Legionella er en fryktet bakterie for eldre og personer med nedsatt immunforsvar. I storbyer som Oslo kan også smittepotensialet være stort, da mange mennesker oppholder seg rundt potensielle smittekilder. Sannsynligvis vil temperaturen i Norge være for lav til at det kan bli betydelig oppvekst av legionellabakterier i utendørs vanninstallasjoner, men det finnes lite forskning på dette. I et hovedprosjekt kan man vurdere å ta prøver for å kartlegge mulig forekomst av *Legionella* på utsatte utendørs vanninstallasjoner/vannforekomster, spesielt i nærhet til sykehus og pleiehjem.

Eksempel 2: *Pseudomonas aeruginosa*

Pseudomonas aeruginosa har både toksiner og endotoksin, og kan forårsake svært alvorlig infeksjoner om den får fotfeste. Den har også typisk iboende høy resistens mot desinfeksjonsmidler og antibiotika, bare spesielle antibiotika (pseudomonasmidler) virker på den. Lungeinfeksjoner og systemiske infeksjoner forekommer helst hos personer med svekket immunforsvar. *Pseudomonas*bakterien er en viktig årsak til mange slags nosokomiale infeksjoner, som urinveisinfeksjoner og sårinfeksjoner. Infeksjon i øyne og øre kan også forekomme (Folkehelseinstituttet, 2014b).

Da *P. aeruginosa* kan formere seg i vann og er mer klorresistent enn enterobakterier, vil basseng som renses utilstrekkelig lett kunne rammes av oppblomstring av *P. aeruginosa*. Dette er særlig uttalt for boblebad som kan medføre infeksjoner hos badende. Sporadisk pseudomonasotitt vil hovedsakelig ramme personer med tidligere øreproblemer, mens bassengassosierte sykdommer kan ramme hvem som helst (Folkehelseinstituttet). Nylig (30.mai 2017) fikk museumsgjester ved Henie Onstad Kunstsenter som hadde badet i en innendørs vann-installasjon påvist hudinfeksjoner som antagelig skyldes *P. aeruginosa* (Bærum kommune, 2017).

P. aeruginosa er først og fremst kjent som en trussel i oppvarmede svømmebasseng og i sykehus hvor drikkevannsledningsnettene er mistenkt smittekilde (Asghari *et al.*, 2013). Hvorvidt bakterien kan utgjøre en trussel på utendørs naturlige badeplasser er ikke påvist, men den er funnet å overleve i en urban elv som mottok avløpsvann fra et sykehus (Magalhaes *et al.*, 2016). Den største trusselen fra *P. aeruginosa* er at den ofte kan ha flere gener for antibiotikaresistens (Livermore, 2002) og dermed være et reservoar og kilde til spredning av antibiotikaresistens i miljøet (Magalhaes *et al.*, 2016). Siden sykdom forårsaket av *P. aeruginosa* ikke overvåkes i Norge eller i resten av verden vet vi lite om hvor utbredt det er med slike infeksjoner utenfor sykehus, eller hva som er smittekildene.

4 Hva er akseptabel hygienisk vannkvalitet og hvordan kan denne bestemmes og overvåkes?

4.1 Hva slags vannkvalitet kan tolereres for ulike rekreasjonsformål (helsemessig og estetisk)

Både den estiske og den hygieniske kvaliteten vil ha mye å si for menneskers valg av rekreasjons- eller badeplasser. Mennesker ønsker generelt ikke å bade i vassdrag med mye flytestoffer (pollen, skum, søppel), høyt partikkelinnhold, uønsket farge, lukt eller smak og høyt innhold av uønskede vekster, som f. eks en oppblomstring av cyanobakterier. De fleste vil derfor holde seg unna vann som potensielt inneholder så høyt innhold av toksiner produsert av cyanobakterier at det utgjør en helsemessig risiko. Barn kan derimot synes ulike vekster i vann er spennende, så ved oppblomstringer av cyanobakterier i vannforekomster der det oppholder seg mye barn i nærheten (f. eks Teglverksdammen i Oslo som ligger ved siden av en skole), bør det tas prøver som analyseres for toksiner. Disse verdiene bør ikke overstige verdiene som WHO anbefaler for badevann (Chorus og Bertram, 1999). I dagens utgave er det kun satt en grenseverdi for microcystin (som er en type toksin som cyanobakterier kan produsere). Denne er satt til 10 µg/l microcystin). En revidert utgave av WHO boka er planlagt, og den vil inneholde grenseverdier for flere typer cyanotoksiner. I rensedammer, som Teglverksdammen, er det mest sannsynlig at cyanobakteriene sitter bentisk og er trådformede. Vi vet ikke så mye om toksinproduksjon hos disse typene av cyanobakterier, da det ofte er de pelagisk voksende som danner oppblomstring. Generelt kan man ikke gardere seg for forekomst av andre toksiner, selv om man ikke påviser de toksinene man har analysemetoder for. Publikum bør derfor informeres om at ved synlig oppblomstring bør de unngå kontakt med vannet.

En utfordring med mikrobielle smittestoffer er at vannet kan se tiltalende ut, selv om det inneholder betydelige mengder av for eksempel norovirus fra kloakkutslipp. For å unngå at det etableres badeplasser på lokaliteter som er betydelig påvirket av fekal forurensning har Folkehelseinstituttet utarbeidet "normer for vannkvalitet i friluftsbad" for å kunne klassifisere vassdragenes egnethet for bading og rekreasjon. I klassifiseringen av badevannskvaliteten til friluftsbad brukes TKB (vesentlig *E. coli*) og fekale streptokokker (som nå kalles intestinale enterokokker, IE) som måleparameter (Folkehelseinstituttet 2014). Dersom >90% av vannprøvene viser <100 TKB/100 ml og 90% <100 IE/100 ml vurderes badevannskvaliteten som god. Tilsvarende, dersom >90% av vannprøvene viser <1000 TKB/100 ml og >90% <1000 IE/100 ml vurderes badevannskvaliteten som mindre god. Viser >10% av vannprøvene >1000 TKB/100 ml eller >10% av vannprøvene >1000 IE/100 vurderes vannkvaliteten som ikke egnet for bading.

EUs badevannsdirektiv (EU, 2006) er ikke implementert i Norge, men et av de nasjonale mål for vann og helse, vedtatt av regjeringen i 2014 som et resultat av WHO's protokoll for vann og helse, er at «lokaliteter som er tilrettelagt for friluftsbad, bør ha utmerket vannkvalitet i henhold til EUs badevannsdirektiv innen 2015» (Mattilsynet, 2014). For lokaliteter tilrettelagt for bading i Oslos vassdrag (ferskvann) innebærer dette at beregnet 95-persentil ikke skal overstige 500 *E. coli* per 100 ml eller 200 IE per 100 ml (Tabell 3). 95-persentilen beregnes basert på resultater fra vannprøvene tatt i badesesongen siste 4 år.

Tabell 3. Klassifisering av badevannskvalitet i ferskvann i henhold til EUs badevannsdirektiv:

Parameter	Utmerket vannkvalitet	God vannkvalitet	Tilstrekkelig vannkvalitet	Dårlig vannkvalitet
Intestinale enterokokker (cfu/100 ml)	≤200 (*)	≤400 (*)	≤330 (**)	>330 (**)
<i>Escherichia coli</i> (cfu/100 ml)	≤500 (*)	≤1000 (*)	≤900 (**)	>900 (**)

(*) Basert på beregnet 95-persentil (≈ 95% av prøvene må være under denne verdien)

(**) Basert på beregnet 90-persentil (≈ 90% av prøvene må være under denne verdien)

Badevannskvaliteten overvåkes typisk ukentlig eller månedlig i badesesongen ved at det tas en stikkprøve. Analyseresultatet blir klart 1-2 dager etter prøvetakningen og sier noe om hvordan badevannskvaliteten var på tidspunktet da prøven ble tatt. Med data fra mange vannprøver, tatt over flere år, er denne rutineovervåkningen nyttig for å få et bilde av badevannskvaliteten og variasjonen i denne, og for å klassifisere badevannskvaliteten på de ulike badeplassene i henhold til EU direktivet (Tabell 3). For badeplasser som er utsatt for periodevis kloakkutslipp (overløp eller lekkasjer), kan vannkvaliteten forverres betydelig fra en dag til neste (også fra en time til neste) og resultatet fra siste vannprøve forteller lite om vannkvaliteten når det faktisk bades.

Et viktig moment i EUs badevannsdirektiv er at folk skal informeres om vannkvaliteten på badeplassene, og at badeplasser som generelt har dårlig vannkvalitet over flere år må stenges. I direktivet er det derimot også en «forståelse for» at badevannet kan være utsatt for såkalt «kort-tidsforurensning», dvs. mikrobiologisk forurensning som har en kjent årsak og som normalt ikke påvirker badevannskvaliteten i mer enn 72 timer. Under slik kort-tidsforurensning må ansvarlig myndighet advare folk mot bading dersom det vurderes som nødvendig. Det finnes derimot ingen absolutt grenseverdi for når det bør advares mot bading basert på enkeltmålinger. Tiltak må dessuten iverksettes for å forsøke å forebygge, redusere eller eliminere årsaken til forurensningen. Hvis så gjøres kan prøver tatt under kort-tidsforurensning (inntil 15% av totalt antall prøver) forkastes og erstattes med nye prøver som er tatt etter at forurensningsepisoden er over. Dette innebærer at en badeplass kan klassifiseres med utmerket/god badevannskvalitet dersom prøvene tatt på dagene der det ikke advares mot bading viser dette. Det overordnede målet er at de badende skal få utnytte badeplassen på dager med god vannkvalitet, men ikke utsettes for uakseptabel helseisiko de dagene vannkvaliteten er dårlig. En generell advarsel mot bading dagen(e) etter kraftig nedbør kan i så måte være et godt tiltak for enkelte badeplasser som er påvirket av regnvannsoverløp fra fellessystemer.

Grenseverdiene for fekale indikatorbakterier (*E. coli* og IE) som er satt for å klassifisere badevannskvaliteten i EUs badevannsdirektiv (Tabell 3) er satt på bakgrunn av epidemiologiske studier (det vil si studier av hvor mange som ble syke i ukene etter bading sammenlignet med en kontrollgruppe). Få studier har vist en klar sammenheng mellom antall indikatorbakterier og antall patogener eller antall syke etter bading, og grenseverdiene i EU-direktivet er oppgitt som 95-persentiler som beregnes ut fra resultater fra vannprøvene tatt siste 4 år. Hvis de beregnede 95-persentilene tilsier god eller utmerket badevannskvalitet, vurderes risikoen ved å bade på badeplassen som akseptabel, dvs. <3-5% sannsynlighet for å få mage-tarm infeksjon etter bading. Dette regnes som akseptabelt siden en betydelig andel i kontrollgruppen (som ikke bader) også blir syke i denne type studier (1.4 av 100 får kraftig mage-tarm infeksjon og 6.3 av 100 får lett mage-tarm infeksjon i henhold til Environmental Protection Agency i USA (US EPA, 2012). US-EPA kom i 2012 med nye vannkvalitetskriterier basert på nyere epidemiologiske studier i USA og en akseptabel sykdomsfrekvens etter bading på 3.2/3.6 tilfeller per 100 badende. For ferskvann innebærer dette at geometrisk gjennomsnitt ikke må overstige 100/126 *E. coli* per 100 ml og 90-persentil ikke må

overstige 320/410 *E. coli*/100 ml. Tilsvarende aksepteres et maksimalt geometrisk gjennomsnitt på 30/35 IE per 100 ml og 90-persentil på maksimalt 110/130 IE per 100 ml. Vannkvalitetskriteriene fra US-EPA er betydelig strengere enn i EUs badevannsdirektiv. I USA desinfiseres ofte avløpsvann før utslipp til resipient. Det gjøres sjelden i Norge. Klorering og UV-bestråling av avløpsvann har god effekt på de fekale indikatorbakteriene (*E. coli* og IE), men ikke nødvendigvis samme effekt på patogener. Man kan derfor ikke direkte overføre kunnskap om forventet sykdomsfrekvens fra kloakkpåvirkede badeplasser i USA til norske forhold basert på målte *E. coli* og IE. Studiene som ligger bak fastsettelsen av de nye vannkvalitetskriteriene til US-EPA viste generelt liten sammenheng mellom målt antall *E. coli* og IE i badevannet og antall syke. Det er planer om at US-EPA igjen vil revidere vannkvalitetskriteriene for badevann i 2018, og inkludere somatiske kolifag som fekal indikatororganisme. Dette er fordi de vurderer kolifag å være en bedre indikator for virus i behandlet avløpsvann (<https://www.epa.gov/wqc/microbial-pathogenrecreational-water-quality-criteria>).

At desinfeksjon av avløpsvann kan ha ulik virkningsgrad på fekale indikatorbakterier og patogener, og dermed «forskyve» forholdstallet mellom dem, er en av flere grunner til manglene korrelasjon mellom mengden fekale indikatorbakterier i vann og antall syke etter bading i vann. Ulik overlevelsessevne i vann og sedimenter for fekale indikatorbakterier og patogener, vil også påvirke denne korrelasjonen. En annen viktig grunn er at sannsynligheten for å bli syk ikke bare påvirkes av mengden fekal forurensning, men også av smittesituasjonen til de som har produsert fekalien. Dersom det er større utbrudd av mage-tarm infeksjon i befolkningen (eller enkeltindivider som produserer svært store mengder, såkalte «supershedders»), er det gjerne forhøyet konsentrasjon av aktuell patogen i vann som er påvirket av disse fekalien. Dersom den fekale forurensningen hovedsakelig stammer fra individer som ikke er syke eller smittebærere, vil det være langt mindre patogener relativt til fekale indikatorbakterier i vannet. I en studie av Schoen og Ashbolt beregnet de at måker må tilføre minst 95% av den totale mengde fekale indikatorbakterier (IE) i en vannforekomst, som samtidig tilføres maksimalt 5% fra kloakk, for at smitterisikoen fra måkene skal være like stor som fra kloakken (Schoen and Ashbolt, 2010). Det skyldes at kloakk, men ikke måkeavføring, kan inneholde humanpatogene virus. Dersom man har kunnskap om hva som er hovedkildene til fekale indikatorbakterier på en lokalitet, samt kunnskap om mulig forekomst av humanpatogener i de lokale fekal kildene relativt til indikatorbakterier, er det foreslått at det kan settes sted-spesifikke vannkvalitetskriterier basert på akseptabel risiko (Soller *et al.*, 2014).

I henhold til Oslo kommunes prinsipper for gjenåpning av elver og bekker (2015) skal det ved gjenåpning tilstrebes så god vannkvalitet som mulig, men dårlig vannkvalitet skal ikke hindre gjenåpning. Siden det kan være vanskelig å oppnå badevannskvalitet, skal det i utgangspunktet ikke tilrettelegges for bading ved gjenåpninger. Skilt med «bading frarådes» settes gjerne opp på lokaliteter som innbyr til bading, men der badevannskvaliteten er dårlig.

Som diskutert i kapittel 2 viser Oslo VAVs målinger av TKB i byens mindre bekker og dammer at vannkvaliteten generelt ikke er egnet for bading i henhold til norske normer og EUs badevannsdirektiv. Selv om enkeltprøver viser <1000 TKB/100 ml, viser sjelden >90% av prøvene <1000 TKB/1000 ml. Ved gjenåpning av bekker og etablering av rensedammer bør det på forhånd vurderes hva slags vannkvalitet det vil være realistisk å oppnå, slik at bekkene/dammene utformes på en måte som ikke fremmer unødig helserisiko. Det bør f. eks ikke anlegges badebasseng eller tiltak som inviterer til bading dersom vannkvaliteten sannsynligvis ikke vil bli egnet for bading. Som et grovt estimat kan vi anta at barn som oftest vil svelge minst 10 ganger mindre vann av å kun leke ved vannkanten sammenlignet med å bade, og eksponeres dermed for <10% av den fekale forurensningen som ligger til grunn for fastsettelse av akseptabel risiko i EUs badevannsdirektiv. Ved bading dukkes gjerne hodet under vann, med fare for øreinfeksjoner. Dette skjer ikke i samme grad

ved sporadisk lek nær vannet. Også eksponering for vann på sår på huden vurderes å være betydelig mindre ved «lek» sammenlignet med bading. Man kan derfor, som et grovt estimat, tolerere at vannkvaliteten innimellom er opptil 10x verre en badevannskvalitet i vassdrag som er omgitt av barn som sporadisk leker i vannkanten, så lenge publikum advares mot bading ved skilting. Forventes det at vannkvaliteten i lengre perioder vil være betydelig dårligere enn «badevannskvalitet» bør det ikke legges til rette for kontakt med vannet. I stedet for å bringe vannet «opp til folket» bør det være omgitt av vegetasjonsbelter på land og i vannkanten som både kan ha en rensende effekt, men som også hindrer fysisk tilgang til vannet. Valg av substrat i vannkanten kan også redusere ferdsel, som for eksempel unngå sand og vasket fin grus, men benytte leire og stein som er ubehagelig å trække på.

For å gjøre gode vurderinger av risiko forbundet med forurenset overflatevann i Oslo anbefaler vi at det tas flere vannprøver for å kartlegge nivå av fekal forurensning i lokale vannforekomster, kombinert med metoder for mikrobiell kildeopsporing (kapittel 4.2) og kartlegging av relevante humanpatogener i vannprøver og de viktigste fekalkilder. Kombinert med data om eksponering ved ulike rekreasjonsaktiviteter og dose-respons modeller (fra litteraturen) kan dette gi nyttige innspill til vurderinger av hva som er en akseptabel vannkvalitet, og om nødvendige tiltak for å oppnå akseptabel risiko.

4.2 Kildeopsporing av fekal forurensning

Informasjon om kildene til vannforurensningen er avgjørende for å kunne iverksette effektive tiltak mot tilførsler av fekal forurensning til vannforekomster og dermed redusere eksponering og helserisiko. Når fekal vannforurensning oppstår i urbane områder er det vanlig å anta at dette skyldes sporadiske lekkasjer fra kloakksystemet forårsaket av tekniske skader på avløpsnett, overløp fra pumpestasjoner eller oversvømmelser etter ekstrem nedbør. Det er derfor ofte tatt for gitt at fekal forurensningen i byområder hovedsakelig kommer fra kloakksystemer og at dette hovedsakelig stammer fra mennesker. Slike forklaringer må revideres siden byene også er leveområder for et mangfold av dyrearter, ikke bare kjæledyr som hund og katt, men også vilt (for eksempel grevling, rev, rådyr) og fugler. Urbane vassdrag kan dessuten ha opphav i jordbrukslandskap med beitedyr (kyr, hest, sau, geit). Spesielt hestehold har blitt populært på mange gårdsbruk som grenser inn til byer og tettsteder.

Hittil har det ikke vært vanlig å angi om det er dyr eller mennesker som er forurensningskilden og heller ikke hvilke dyregrupper som er aktuelle. Det er av stor betydning å utvikle effektive metoder som raskt kan oppdage og spore kilden til fekal forurensning for å redusere eksponering og minimere helserisiko. Dette gjelder alle områder som ligger i risikozonen for fekal forurensning, særlig vannforekomster som benyttes til drikkevann, rekreasjon og bading.

Prinsippet med kildeopsporing er å påvise forbindelser i vannet som er spesifikke for de ulike forurensningskildene. Det finnes flere metoder for kildeopsporing i felt:

- Kjemisk kildeopsporing
- Mikrobiell kildeopsporing (microbial source tracking – MST)
- Sporstoffanalyser (farge, salt etc)
- Annen kildeopsporing, for eksempel av jordpartikler fra landbruksavrenning eller gravearbeider, søppel (papir og hygieneartikler fra toalett), jernutfellinger fra industritomt eller nedlagt deponi

Kjemisk kildesporing er ofte benyttet når det gjelder å påvise kilder til organiske miljøgifter på avløpsnett og til vassdrag. Det er da spesifikke kjemiske komponenter fra utslippet som analyseres. Kjemisk kildesporing kan også hjelpe til med identifisering av fekal tilførsel og omfatter analyse av spesifikke kjemiske forbindelser som typisk forekommer i avløp, som koffein, fekale steroler og stanoler, gallesyrer, vaskemidler, legemidler og personlige pleieprodukter (PPCPs). Kjemisk kildesporing kan kombineres med mikrobiell kildesporing (Staley et al. 2016; Harrault et al. 2014), ikke minst siden det er stor variasjon i bruken av slike stoffer og mange miljøfaktorer kan påvirke forekomsten (Tran et al. 2015).

Mikrobiologiske metoder som benytter indikatororganismer som bakteriegruppen *E. coli* har lenge blitt benyttet som en metode for å påvise fekal forurensning. *E. coli* er den mest benyttede indikatorbakterien på fekal forurensning fordi den i liten grad er vist å kunne formere seg i miljøet (eksempel på unntak er i oppsamlingssystem for gråvann). Den er derfor en mye mer sikker indikator på fersk fekal forurensning enn andre bakterier i den store gruppen av koliforme bakterier, inkludert TKB.

Analyser av *E. coli* eller andre indikatororganismer skiller imidlertid ikke på om det er mennesker eller dyr som er opphav til forurensningen. Det er to hovedkategorier innenfor MST: kulturbaserte og kulturuavhengige metoder. Begge kan videre deles inn i bibliotekavhengige og bibliotekuavhengige metoder. Med bibliotekavhengig kulturbaserte menes det at metoden krever at det etableres en samling (bibliotek) som beskriver egenskaper til fekale organismegrupper fra ulike kilder i hele nedslagsfeltet. Denne informasjonen benyttes til sammenlikning av det funn som profileres for å finne kilden. Når det kommer til bibliotekuavhengige kulturbaserte metoder, forsøker man å dyrke bakterier fra vannprøven i laboratoriet og identifiserer dem direkte av fenotype. Organismene er kjent og trenger ingen sammenlikning. Bibliotekuavhengige og kulturuavhengige metoder anvender molekylære metoder på vannprøve ved direkte analyse av isolert DNA fra en enkelt vert, uten å dyrke opp bakterier eller virus fra prøven. Så langt er kultur- og bibliotekuavhengige metoder vesentlig mer attraktive siden disse anses å være tidsbesparende, krever mindre arbeidsintensitet og har høyere nøyaktighet i forhold til kultur- og bibliotekavhengige metoder. Ulemper er at slike metoder har høyere analysekostnad og at det er ressurskrevende å utvide omfanget av genetiske markører etter behov. Paruch et al. (2017) har sammenstilt erfaringer med MST metoden og testet denne på vassdrag i tilknytning til drikkevannskilder og vassdrag preget av urbane forhold.

Selv om det er forskjellige markører som kan benyttes i en MST-verktøyboks er mange av metodene fortsatt under sammenlignende testing og verifisering, mens andre er mindre anvendt i praksis. *Bacteroidales* vertsspesifikke markører er for tiden de genetiske signaturer som er mest testet og optimalisert og som i fleste tilfeller har fremvist geografisk stabilitet i blant annet USA, Canada, Europa, New Zealand og Japan (Sowah et al. 2017; Mieszkin et al. 2013; Kobayashi et al. 2013). *Bacteroidales* er en bakteriegruppe som er svært vanlig i tarmsystemet hos mennesker og dyr. Stadig økende antall vertsspesifikke *Bacteroidales* genetiske markører har blitt utviklet for å skille fekal forurensning fra menneske og andre varmblodige dyrearter. Metoden med mikrobiell kildesporing (MST) er godt dokumentert og detaljert beskrevet i en rekke faglig internasjonale publikasjoner, blant annet Layton et al. (2006), Reischer et al. (2006), Reischer et al. (2007), Foley et al. (2009) og Hagedorn et al. (2011).

En MST verktøyboks med molekylærbiologiske metoder har blitt testet ut av NIBIO for sporing av fekale forurensningskilder som kan avdekke om avføringen kommer fra mennesker eller dyr. NIBIO har videreutviklet MST metodikken som sammen med bioinformatikk kan estimere betydningen av ulike kilder til fekal forurensning i en vannprøve ved å lage en bidragsprofil (Paruch et al. 2014). Metoden består av tre steg:

1. Mikrobiell påvisning av fekal forurensing gjennom analyser av *E. coli*.
2. Molekylærbiologiske DNA-tester baserte på kvantitativ real-time PCR analyser ved anvendelse av såkalte vertsspesifikke genetiske markører som stammer fra *Bacteroidales* 16S rRNA
3. Bidragsprofil av genetiske markører basert på kvantitative resultater av enhver markør i den aktuelle prøven. Bidragsprofilen oppgis i % bidrag i forhold til undersøkte markører.

MST-metoden er testet på urbane vassdrag og omfatter blant annet Akerselva, Hovinbekken, Blåveisbekken i Ski og flere vassdrag i tilknytning til Gjersjøen. Generelt var det størst fekalt bidrag fra mennesker vinterstid og dyr om sommeren. Vinterstid er det generelt mindre dyr og færre villdyrearter (f. eks. fugletrekk) i naturen. Samtidig i kuldeperioder med frysing og tining, kan det oppstå sprekker i avløpsrør samt tilsig av avløpsvann, eller lekkasjer fra avløpsledninger og det kan hovedsakelig skyldes fekal forurensing.

Eksempler på funn fra Bjerkedalen i Hovinbekken fra sommer 2015 (Paruch og Mæhlum 2015)

E. coli: <2 000 til >6 000 cfu/100 ml

Bidragsprofil:

Mennesker: 16 – 68%

Hester: 0 – 3% (Bjerkebanen?)

Andre dyr 32 – 82%

Det var ingen klar sammenheng med nedbør, men ingen kraftige episoder med nedbør er representert

Eksempel fra Akerselva ved Operaen (2015, Paruch et al. 2016)

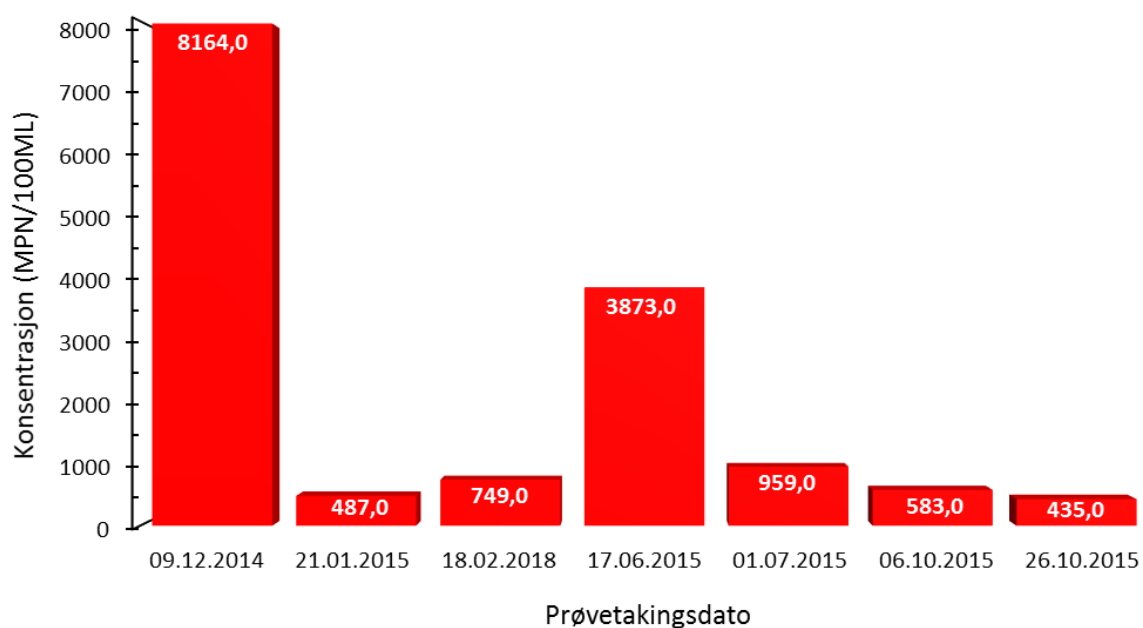
E. coli: 500 til 8 000 cfu/100 ml

Bidragsprofil:

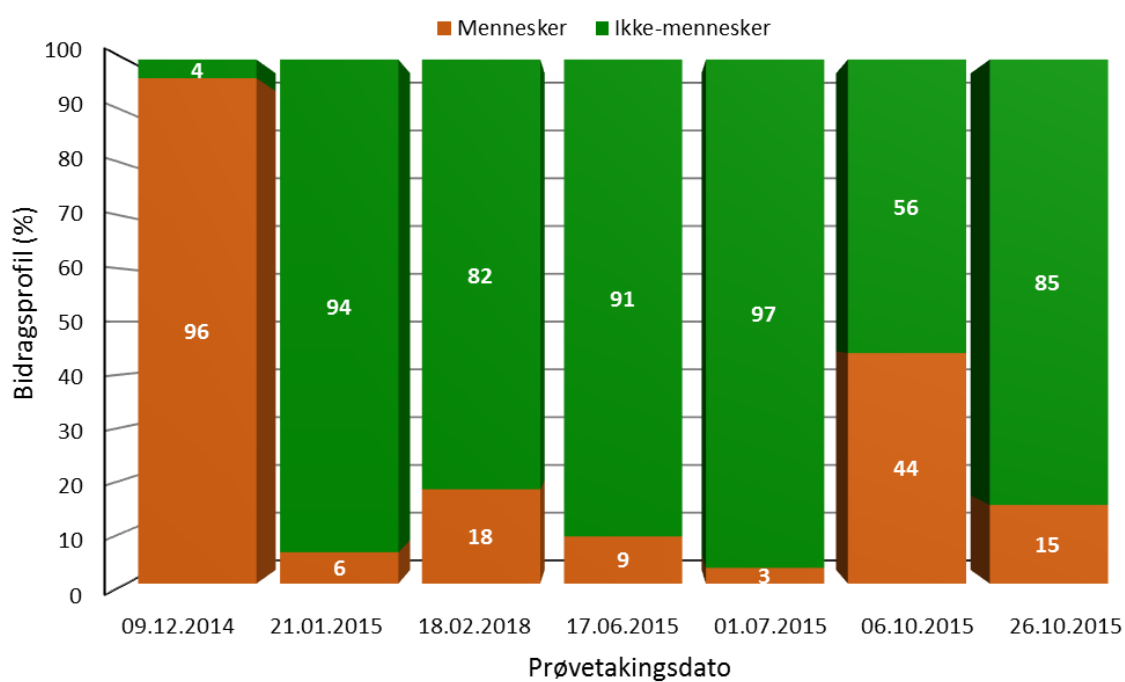
Dyr dominerer fleste prøver, opp til 97% og enkelte episoder med stort bidrag fra mennesker, opp til 96%. Denne enkeltepisoden er i ettertid knyttet opp mot hendelse på kloakknett i følge VAV og viser derfor at spesielle episoder på kloakknett kan fanges opp i slik overvåking. Selv om bidrag fra mennesker var påvist i alle prøvene ble det likevel funnet at i de fleste tilfeller er det ikke mennesker som dominerer den fekale forurensingen i Akerselva (figur 6 og 7).

Eksempel fra Blåveisbekken i Ski (2016, Paruch et al. 2017)

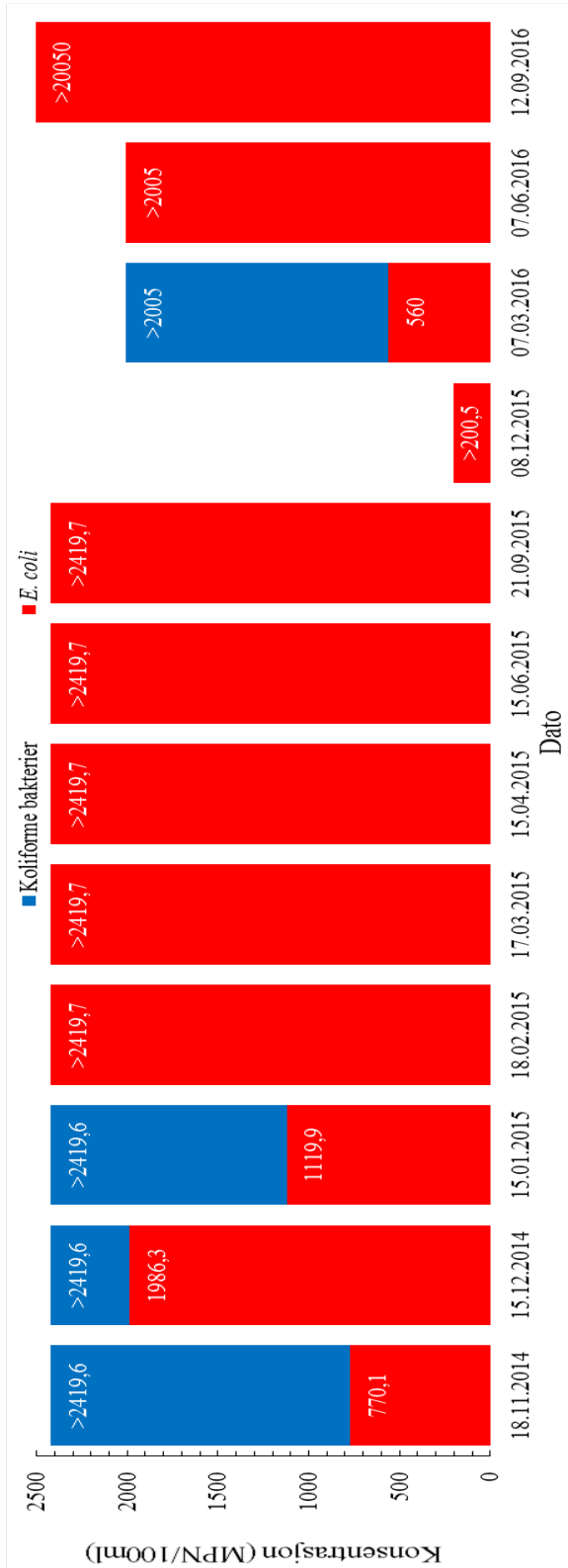
Når human fekal opprinnelsen var dominerende i vannet (figur 8 og 9) ble også spesifikke kjemikalier (PPCPs) påvist (Tabell 4). Resultatene indikerte en forholdsvis sterk korrelasjon mellom forekomsten av kjemikalier og bidraget fra mennesker til fekal vannforurensning (Paruch et al. 2016). De sterkeste positive korrelasjoner (med høy koeffisient på 0,983) ble eksponert for konsentrasjoner av gabapentin (et legemiddel mot bl.a. epilepsi og smerte) ved human fekal opprinnelse. Når bidraget i forurensingen fra mennesker øker påvises også høyere innholdet av legemidler og personlige pleieprodukter.



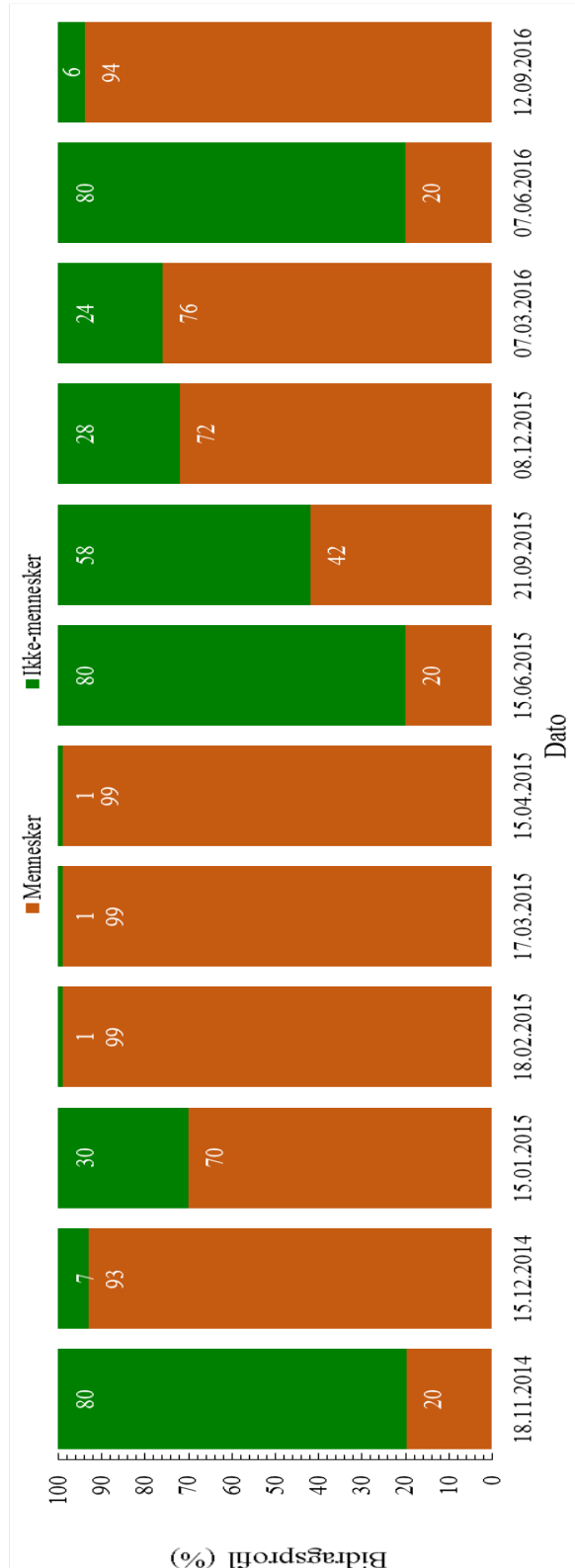
Figur 6. Konsentrasjoner av *E. coli* i brakkvannsprøvene fra Akerselva (Paruch et al. 2017).



Figur 7. Bidragsprofil av markører i fekal forurensning i brakkvannsprøvene fra Akerselva (Paruch et al. 2017).



Figur 8. Konsentrasjoner av koliforme bakterier og *E. coli* i vannprøvene fra Blåveisbekken (Paruch et al. 2017).



Figur 9. Bidragsprofil av markører i fekal forurensning i Blåveisbekken (Paruch et al. 2017).

Tabell 4. Konsentrasjoner av legemidler og personlige pleieprodukter (PPCPs) med deres metabolitter (ng/l) påvist i vannprøver tatt ut kvartalsvis fra Blåveisbekken. LOQ – limit of quantification. X – ikke analysert.

Kjemikalier	LO Q	18.11 2014	18.02 2015	15.06 2015	21.09 2015	08.12 2015	07.03 2016	07.06 2016	12.09 2016
Ibuprofen	20	170	130		93	35	140	28	290
Gabapentin	10	10	71	67	31	31	42	58	920
Paracetamol	10	90	520	88	150	120	370	230	7500
Koffein	100	170	680	580	500	460	1000	1200	2800
Sakkarin	50	94	110	62	84	52	83	170	2000
Naproxen	50	<50	160	<50	<50	<50	<50	51	550
Carboxy-ibuprofen	20	X	X	X	26	80	130	100	1400
2-hydroxy-ibuprofen	30	X	X	X	<30	31	54	59	630
4-hydroxy-diklofenak	20	X	X	X	<20	<20	25	<20	<20
Iohexol	50	X	X	X	<50	<50	570	<50	1300
Bisfenol A	50	X	X	X	<50	<50	<50	1200	51
Karbamazepin	10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	15
Diklofenak	20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	29
Atenolol	10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	58
Ketoprofen	10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	17
Metoprolol	10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	74
Hydroklortiazid	50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	68
Tramadol	10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	47
O-desmethyl-naproxen	20	X	X	X	<20	<20	<20	<20	26
Venlafaksin	10	X	X	X	<10	<10	<10	<10	12

Det blir stadig bedre dokumentert at mange dyrearter (særlig hunder, katter, rotter, måker, ender, gjess og duer) bidrar i fekal vannforurensning i urbane nedslagsfelt (Guenther *et al.*, 2013; Gerardi 2006; Scheffe, 2007; Schueler, 2000) og at lange kloakkledninger kan være oaser for kloakkrotter som hele året trives godt og formerer seg raskt i avløpssystemet (Adressa 2015, Bergens Tidende 2015, Fettvett 2016, Moss Avis 2015, VAnytt 2013). Med økt utbredelse av blå-grønne løsninger for håndtering av urbant overvann der folk kan komme i kontakt med forurenset vann er det viktig å klarlegge nivå av fekal forurensning, hva som er kilder og hvordan tiltakene påvirker smitterisiko.

Når nye markører utvikles basert på innsamlet norsk materiale av fekalier fra ulike dyregrupper bør det undersøkes mer i detalj hvilke dyr som preger vannkvaliteten. Internasjonalt utvikles stadig nye markører for ulike dyr, men siden det er geografiske variasjoner i genetikk innen ulike populasjoner vil en ikke uten videre kunne benytte markører som ikke er basert på nasjonale utvalg. Det finnes for eksempel en markør for måker (Brown *et al.*, 2017), men den er ikke testet ut i Norge ennå. Utfordringen med denne markøren og de fleste andre markører/fekele indikatorer er den store variasjonen fra fekalie til fekalie. >5 log variasjon innebærer f.eks. at om måken med minst markør slipper 1g til basseng på 1000 L blir konsentrasjonen i snitt 4 kopier/100 ml, men kommer samme mengden fra måken med mest markør blir det 600000 kopier/100 ml. Som beskrevet i kapittel 3.3. er

det samme med de fleste fekale indikatorbakterier, også *E. coli* i human fekalie som varierer fra 10^3 - 10^9 per gram fra person til person (Tryland *et al.*, 2016) og fra <10 til $>10^9$ per gram for fugler (Moriarty, 2017). I kloakk og med fekalie-forurensning fra store fugleflokker jevner disse individuelle variasjonen seg ut (så gjennomsnittsverdien stabiliseres), men ved prøvetaking i mindre dammer vil prøvesvaret være svært avhengig av «fekal-sammensetningen» til de nærmeste fuglene. Vi anbefaler derfor å ta denne type prøver i vannet som renner inn og ut av dammen, i stedet for i selve dammen. Vi foreslår også at det i et hovedprosjekt undersøkes bedre hvordan markørerne utvikler seg gjennom et renseanlegg som Teglverksdammen. Foreløpig resultater indikerer at markører for mennesker reduseres bra samtidig som bidrag fra dyr øker, noe som sannsynligvis skyldes fekalier fra fugler med tilhold i og langs dammen.

4.3 Hurtigmatoder for måling av hygienisk vannkvalitet

Dagens overvåkning av hygienisk vannkvalitet er basert på bestemmelse av antall dyrkbare (levende) *E. coli*, TKB eller IE. Disse standardmetodene er enkle og rimelige, men en ulempe med standard dyrkemotoder er at resultatet er klart først nærmere 1 døgn (*E. coli* og TKB) eller 2 døgn (IE) etter at prøven ble tatt. Med Colilert-18 metoden kan analysesvaret leses av etter 18 timer. Colifast AS har utviklet en automatisert metode for analyse av dyrkbare TKB eller *E. coli* som gir et «most probable number» (MPN) 11-14 timer etter at prøven ble tatt. Oslo VAV benytter dette instrumentet (som kalles CALM) for analyse av vannkvaliteten i enkelte elver/bekker i Oslo.

Ideelt ønsker man analysesvaret enda raskere. Problemet er at for å påvise antall dyrkbare (levende) indikatorbakterier, må bakteriene rekke å vokse opp til nivåer som gjør det mulig å identifisere dem: Enten som kolonier på en skål eller i flytende medium ved hjelp av substrat som danner farge eller fluorescerende produkt når bakteriene vokser og produserer spesifikke enzymer. For noen *E. coli* fra en naturlig vannprøve (eller renkultur) er 6 timer nok til å vokse opp til et identifiserbart nivå, mens andre *E. coli* som er «stresset» kan trenge mer enn 12 timer. Flere forskergrupper, inkludert Colifast i årene rundt år 2000, har forsøkt å etablere metode for hurtig påvisning av fluorescerende mikrokolonier som dyrkes på fast agarmedium (etter membranfiltrering). Colifast gikk ikke videre med dette analyseprinsippet fordi metoden viste seg å kreve minst 8 timers inkubasjonstid (mer enn en arbeidsdag) for å få godt samsvar med standardmetoden. Enkelte publikasjoner fra 2000-tallet viste lovende resultater ved å påvise mikrokolonier og enkeltceller med laser skanner, ved såkalt solid phase cytometry i en 4h metode (Van Poucke and Nelis, 2000), men firmaet Chemunex[®] som markedsførte dette ser ikke ut til å ha gått videre med dette analyseprinsippet.

Siden bakterier fra vannprøver trenger (svært variabel) tid for å starte celledeling og oppformes til påvisbare nivå, er det ikke mulig å påvise antall dyrkbare indikatorbakterier i en hurtigmatode som f. eks. har som mål å ta < 4 timer. For å få analysesvar så tidlig må metoden baseres på et analyseprinsipp som ikke inkluderer vekst/oppformering. Flere metoder er foreslått som alternative indikatorer (surrogat-parametere) for fekal forurensning. Slike metoder er ikke sensitive eller spesifikke nok for drikkevann, men vil kunne gi en rask indikasjon dersom det er en betydelig kloakkforurensning i en vannforekomst. Et eksempel er måling av «fekale» enzymaktiviteter i vann. I vannprøver fra bekker og elver i Oslo ble det funnet en ganske god korrelasjon mellom målt *E. coli* (standard dyrketeknikk) og β -galaktosidase aktiviteten målt med 2h metode, ved *E. coli*-konsentrasjoner over 1000 *E. coli*/100 ml (Tryland *et al.*, 2016). Dette analyseprinsippet kan også kjøres med det automatiserte instrumentet CALM. Man kan ikke forvente å finne god korrelasjon i vannprøver med lite fersk kloakkforurensning. Dette skyldes f. eks at fugleavføring ser ut til å inneholde mindre β -galaktosidase aktivitet relativt til *E. coli* enn menneskeavføring. Dersom det er mye *E. coli* i en vannprøve som skyldes fugleavføring, kan det derfor være mye *E. coli*, men lav enzymaktivitet. Dersom det er veldig mye alger i en vannprøve, vil de kunne bidra med noe β -

galaktosidase aktivitet. Korrelasjonen mellom *E. coli* og β -galaktosidase aktiviteten kan også «forskyves» ved gammel fekal forurensning siden β -galaktosidase aktiviteten ser ut til å ha bedre bestandighet i vann enn antall dyrkbare *E. coli*. Når nye metoder skal evalueres, vurderes de gjerne opp mot standardmetodene for påvisning av fekale indikatorbakterier. Det skyldes at det ikke finnes noe godt mål på «faktisk helserisiko» og fekale indikatorbakterier er «det beste vi har og noe vi har mye statistikk på». Som diskutert i kapittel 4 er det ofte ikke korrelasjon mellom antall fekale indikatorbakterier og antall patogener i badevann (eller antall syke etter bading). Årsaken er nok i hovedsak at fekalkildene (mennesker og dyr) i ulik grad bidrar med indikatorbakterier relativt til patogener (avhengig av smittesituasjonen), samt at indikatorbakterier og patogener har ulik overlevelse i miljøet. I et forskningsprosjekt kunne det vært interessant å ta med måling av ulike enzymaktiviteter (fra enzymer som det er mye av i human avføring) for å undersøke hvor godt en slik hurtigmetode korrelerer med forekomst av patogener.

I de siste tiårene har det vært stor aktivitet rundt utvikling av qPCR-baserte metoder, både for påvisning av patogene mikroorganismer og indikatorbakterier. Disse metodene påviser molekylære markører (spesifikke genskvenser) fra de ulike målorganismene. US-EPA har blant annet utviklet en qPCR-basert metode for å påvise og kvantifisere enterokokker, og anbefaler denne som en hurtigmetode (<4 timer) for badevannskvalitet (US-EPA, 2012). Påvisning av MST-markører (se kapittelet over) basert på qPCR brukes for å spore kilder til fekal forurensning, men måling av slike molekylære markører for human forurensning er også vurdert som nyttig for å estimere sykdomsrisiko knyttet til rekreasjonsvann påvirket av kloakk (Boehm *et al.*, 2015; Hughes *et al.*, 2017). I dag utføres qPCR-baserte analyser på spesiallaboratorier av trent personell, men det er stor aktivitet rundt i verden for å forsøke å etablere såkalte «lab-on-a-chip» utstyr (i alle fall bærbart utstyr) som skal forenkle disse analysene. Det er allerede ved de manuelle metodene betydelige utfordringer knyttet til gjenfinningsgraden ved oppkonsentrering og DNA/RNA-ekstraksjon, så mange vil hevde at det vil være vanskelig å få til dette med «lab-on-a-chip» i rutineanalyser. Deteksjonsgrensen er også et stort hinder for å få til metoder som kan brukes for rutineovervåking av drikkevann (må oppkonsentrere minst 10-100 l vann), men for rekreasjonsvann er det ikke samme krav til deteksjonsgrense. En annen innvendig til qPCR-baserte metoder for overvåking av hygienisk vannkvalitet er at de ikke skiller mellom levende (infektive) og ikke-infektive organismer.

US-EPA vil sannsynligvis revidere kriteriene for rekreasjonsvann i 2018 og benytte somatiske kolifag som fekal indikatororganisme. Metoden som skal brukes er en ISO standardmetode (ISO 10705-2) basert på telling av plakk etter 18 timer. I et abstract presentert på Health Related Water Microbiology Conference (WaterMicro 2017) ble det presentert resultater som viste at man kan få et godt estimat på antall infektive kolifag ved å telle plakk allerede etter 4 timer. Det kunne vært interessant å teste om dette kan være en aktuell hurtigmetode for å estimere nivå av fekal forurensning i rekreasjonsvann på utsatte lokaliteter i Oslo. En ulempe med somatiske kolifag i forhold til *E. coli* er at de forekommer i lavere konsentrasjoner i kloakk (ca. 1 log₁₀ lavere) (McMinn *et al.*, 2017).

5 Naturbaserte løsninger for rensing av overvann og byvassdrag

Med «naturbaserte løsninger» menes her bruk av naturlige prosesser og konstruerte og naturlige økosystemer/naturtyper for å løse viktige samfunnsutfordringer som å bedre vannkvaliteten. Blå-grønn infrastruktur dekker mange relevante tema innen urban vannhåndtering i forhold til klimautfordringer, og brukes i en del sammenhenger synonymt med naturbaserte løsninger (EC 2015). Ikke minst i forbindelse med bekkeåpninger (såkalt «daylighting», der bekker som tidligere har vært i kulvert åpnes og tas opp i dagen) kan naturbaserte løsninger være en viktig del av utformingen.

Bekkeåpning er relativt nytt i Norge, men ble foretatt første gang tidlig på 1970 tallet i USA. Naturbaserte løsninger har derimot blitt benyttet siden 1970-tallet for å rense vann, også i Norge. Det begynte med biologiske rensedammer (biodammer) og jord som rensedium for avløp fra boliger og hytter. På slutten av 1980-tallet var det stort fokus på naturbaserte tiltak for landbruksavrenning i form av rensedammer, vegetasjonssoner, konstruerte våtmarker, gressklede vannveier og vanning av energiskog. På 1990-tallet ble mange av disse løsningene implementert for forurenset urbanavrenning, veiavrenning og for rensing av avrenning fra deponier og avløp fra agroindustrien (Endresen, 1997 og 1998; Åstebøl og Hvitved - Jacobsen, T., 1998; Roseth et al., 2001; Rasmussen et al. 2002). Av tiltak innen lokal overvannsdiskonsering (LOD) utgjør i dag naturbaserte løsninger en stor gruppe.

På 2000-tallet er naturbaserte løsninger ansett for å kunne bidra til mange økosystemtjenester hvorav viktige egenskaper som vektlegges er hvordan løsningene kan gi et mer klimarobust samfunn. Det er et stort og økende fokus på hvordan vannkvaliteten kan forbedres samtidig som flomdemping, biologisk mangfold og landskapsestetikk ivaretas. Kunnskap om hvilken effekt disse tiltakene har for vannkvaliteten i urbane vassdrag i et kjølig temperert norsk klima har vært og er fortsatt mangelfull. Det er for eksempel mangelfull kunnskap om effekten av en del naturbaserte renseløsninger i vintersesongen.

Det er også foreløpig mangelfull kunnskap om behovet for vedlikehold i ulike naturbaserte renseløsninger. Et viktig prinsipp og ofte en forutsetning for å benytte naturbaserte løsninger som etterlikner naturlig prosesser og økosystemer er at det er mindre behov for vedlikehold enn for tekniske løsninger. Likevel vil det være behov for ettersyn for å unngå at filtre tettes til, bassenger fylles med sediment, kunstig etablerte dammer gror igjen av vegetasjon, eller vannet endrer design under flom og lekkasjer. Det er mangelfull kunnskap om behovet for slikt vedlikehold. Det er viktig å avklare hvilken type vedlikeholdstiltak som er nødvendig i de ulike anleggene, hvor ofte, og hvem som skal drifte og betale for dette.

I valg av renseløsning er det også mange andre hensyn som er viktige å tenke på slik at utforming av anlegget gjøres i forhold til hensikten. For eksempel: Hvor stort er nedbørfeltet til vannet som skal behandles og hvilken sammensetning har nedbørfeltet, hva er vannføring ved normalvannstand og ved skybrudd, hvilke stoffer tilføres vassdraget og i hvilke konsentrasjoner, hvilken vannkvalitet kreves, hva skal bruksområdet være, hvordan er grunnvannsforholdene og hva er det plass til innenfor arealet til rådighet. Det finnes ingen enkelt løsning som passer til alle formål, og ofte er det nødvendig med en kombinasjon av løsninger: Både ulike naturbaserte løsninger, men også en kombinasjon av naturbaserte og tekniske løsninger. Dette gjelder ikke minst i forvaltning av større områder som for eksempel en by, der man må velge tiltak som er tilpasset de ulike områdenes

muligheter og utfordringer, for slik å oppnå en helhetlig forvaltning av byens vannressurser. Et typisk eksempel på dette er naturbaserte løsninger og lokal overvannshåndtering i oppstrøms områder, der man i utgangspunktet ikke har problemer med vannkvalitet eller flomvann, men hvor kulverter, overløp og lekkasjer/feilkoblinger i avløpsnett skaper problemer lenger ned i vassdraget, som ofte vil si i bykjernen. En helhetlig forvaltning er også viktig for å velge/utforme løsninger som samlet sett tar hensyn til flere formål; hygiene, god kjemisk og økologisk tilstand/potensial, flomsikring, rekreasjonsmuligheter, bedre folkehelse, byutvikling, sikring av infrastruktur og alle andre (ofte kontrasterende) behov i en by. I rapportens kapittel 6 har vi også tatt opp problemstillingen at ikke alle gode formål kan eller bør forenes i samme tiltak på samme lokalitet.

Nedenfor gis det en oversikt over hovedtyper naturbaserte renseløsninger for urbant overvann der rensemetoden beskrives kort, samt generelle erfaringer med rensing og spesielt smittestoffer der slike erfaringer foreligger. Det blir gitt eksempler på mulige løsninger for å bedre vannkvaliteten til urbane vassdrag i og langs selve vannstrengen. Problemstillinger i forhold til å levere hygienisk tilfredsstillende vannkvalitet for friluftsbad/rekreasjon i urbane vassdrag blir diskutert.

5.1 Inndeling av naturbaserte løsninger

For å oppnå en langvarig og stabilt god vannkvalitet er det nødvendig å ta i bruk en omfattende meny av tiltak i hele det urbane nedbørsfeltet, som både omfatter naturbaserte løsninger (blå og grønn infrastruktur) og andre tiltak som ikke omfatter bruk av vegetasjon (grå infrastruktur). Behovet for å rense overvann er avhengig av innholdet av forurensninger og resipientens tilstand.

Det er et stort mangfold av naturbaserte løsninger og det finnes flere måter å gruppere metodene. Et viktig skille går mellom prosesser som foregår i et akvatisk miljø som en dam eller grunn våtmark, prosesser som foregår ved at vannet infiltrerer vertikalt gjennom mektige jordlag der grunnvann er resipient, prosesser som foregår i et veldefinert filter med utløp, eller på en vegetert flate med tynt jordlag. Renseprosesser i en vannsøyle er forskjellig fra prosesser tilknyttet en overflate av filter i mettet eller umettet tilstand og om det er røtter eller plantestengler tilstede i systemet. Oftest er det kombinasjoner av disse ulike løsningene der for eksempel en rensedam kan bestå av et dypere område med åpent vannspeil og våtmarksplanter langs bredden og på grunnere partier. Langs vassdraget kan det være vegetasjonssoner som filtrerer overvann fra arealer langs vassdraget før det ledes til ripariske områder med filtermasser hvor grunnvannet filtreres før det strømmer ut i bekken eller dammen. Eksempler på en gruppering av løsninger basert på om prosesser foregår i vann eller jord, med eller uten vegetasjon, er vist nedenfor

- I. Dammer og våtmarker
 - Sedimentasjonsdam/fangdam/vått overvannsbasseng
 - Biologisk nedbrytningsdam/biodam
 - Tilplantet rensedam/våtmark
 - Oversvømmelsesflater/tørre dammer som periodisk oversvømmes

- II. Filterløsninger med definert utløp
 - Biofiltre og andre filtre med porøse media (sand, lettklinker etc.) uten vegetasjon
 - Åpne grøfter med vegetasjon/filterbasseng
 - Regnbed/biosorpsjonsbasseng
 - Våtmark med strømning i filtermasser horisontalt eller vertikalt/rotsoneanlegg
 - Grønne tak og vegger

- III. Infiltrasjon i jord og grøntarealer med grunnvann som resipient
 - Åpen infiltrasjon på vegeterte arealer

Lukket infiltrasjon i pukkmagasin

- IV. Kombinasjonsløsninger
 - Kombinasjon av ulike naturbaserte tiltak (rensepark)
 - Kombinasjon av naturbaserte og tekniske tiltak

I lokal overvannsdiskonering (LOD) er prinsippet at framfor å føre vannet i rør, skal en søke å utnytte mulighet for fordrøyning og infiltrasjon (Lindholm et al. 2008).

Det foreligger mange utredninger som beskriver tiltakene hvor dimensjonering, utforming, eksempler, erfaringer med rensing og driftsforhold omtales. Eksempler på nyere utredninger og veiledere som beskriver LOD tiltak er utgitt av Miljødirektoratet (Åstebøl et al., 2013), Vestfold fylkeskommune (Åstebøl et al., 2017), Jæren vannområde (Åstebøl et al., 2013) og Statens Vegvesen (Muthanna et al., 2011; Åstebøl og Roseth, 2014). For noen av tiltakene som rensedammer for veiavrenning er det også laget bransjenormer (VA-miljøblad: www.va-blad.no/utgitte-blader/) og faktablad for ulike tiltak, som for eksempel i NFR prosjekt Ex-Flood (http://www.bioforsk.no/ikbViewer/page/prosjekt/tema?p_dimension_id=22783&p_menu_id=22793&p_sub_id=22784&p_dim2=22792).

5.2 Renseprosesser

Tabell 5 gir en oversikt over viktige renseprosesser som kan fjerne stoffer i urban avrenning. God tilførsel av oksygen, fra vannfall i åpne bekker, diffusjon gjennom en stor vannflate i dammer og ved fotosyntese av vannplanter er gunstig for en oksidering av organisk materiale og reduserte forbindelser som ammonium, toverdige jern og andre metaller i vann og sediment. Siden en stor andel forurensninger i overvann er tilknyttet partikler vil de fjernes fysisk ved at de sedimenteres ved hjelp tyngdekraften i basseng og dammer. En fysisk fjerning kan også foregå dersom de blir filtrert i filteranlegg, eller tas opp i vegetasjonen. Stoffene fjernes fra vannfasen, men forblir i økosystemet. Derfor må sedimenter fjernes med jevne mellomrom, og plantene kan eventuelt høstes. I og med at tungmetaller ikke kan brytes ned blir de heller ikke borte uten at man fjerner dem. De kan derimot bindes så godt at de ikke slipper ut i vannet og gjør skade der. En rekke organiske miljøgifter kan brytes ned, enten med hjelp av lys, kjemiske eller biokjemiske prosesser. Planter kan også ta opp og bidra til å bryte ned organiske miljøgifter. Mikroorganismer kan effektivt bryte ned en rekke miljøgifter, men nedbrytningshastigheten reduseres dersom miljøet ikke er ideelt, for eksempel pga. lav pH, høye konsentrasjoner av kjemikalier som for eksempel salt og vaskemidler, eller lave temperaturer (Kadlec og Wallace, 2009).

Smittestoffer (parasitter, bakterier, virus) er også til en viss grad knyttet til partikler, eller er så store (parasittegg) at sedimentering vil kunne fjerne disse fra vannfasen. For tarmbakterier som er tilpasset et liv i mørke med begrenset oksygentilgang er det vist at solas UV-stråler er spesielt viktig (Rozen and Belkin, 2001; Sinton *et al.*, 2007; Gutierrez-Cacciabue *et al.*, 2016). Solhøyde og daglengde er derfor av stor betydning. Økt oksygen- og saltinnhold viser til å ha en positiv innvirkning på effekten av solens bakterieinaktivering (Sinton *et al.*, 2002 og Read, 1997). I tillegg vil is- og snøbelagte dammer eller våtmarksområder kunne føre til redusert direkte UV-ståling fra sola (Cockell *et al.*, 2002).

Temperatur har en innvirkning på overlevelse av *E. coli* (Barcina *et al.*, 1986; Flint, 1987; Gordon, 1972; Pachepsky *et al.* 2014), der bakteriene har lenger overlevelse ved lavere temperaturer (ved varmegrader). JM og McMeekin (1980) viste at reduksjon av *E. coli* i tillegg var sterkt avhengig av vannets innhold av bakterielle og protozoiske predatorer. Øvrig mikroliv i vannet foretar beiting på

smittestoffer. Protozoiske predatorer hadde en optimal temperatur på 15-20°C, mens bakterielle predatorer hadde sterkest effekt på bakterie- reduksjon ved høyere temperaturer. Ved høyere temperaturer vil derfor *E. coli* inaktiveres raskere, samtidig som det kan være høyere konsentrasjon av predatorer og mer aktive predatorer i vannsøylen.

Den motsatte effekten forekommer ved temperaturer under fryse-/smeltepunktet for vann/is. Mikrobiell overlevelse ved temperaturer under null grader er svært krevende. Dette kommer blant annet av at vekst av iskrystaller kan ødelegge mikrobielle membraner og øke cellevolumet over et kritisk nivå (Wilson *et al.*, 2012). *E. coli* bakterier viser sårbarhet for skiftende temperaturer mellom fryse/smeltepunktet for vann. I tillegg vises økt inaktivering ved kuldegrader for mikroorganismer i ferskvann sammenliknet med saltvann (Wilson *et al.*, 2012).

Det er også vist at det er større mikrobiell aktivitet i rhizosfæren (rotsonen) til vannplanter enn i jord og sediment uten røtter (Kadlec og Wallace, 2009).

Tabell 5. Oversikt over ulike renseprosesser som fjerner forurensninger og partikler fra overvann.

Sedimentasjon	Partikler og partikkelbundet forurensninger (smittestoffer, tungmetaller, PAH)
Filtrering	Partikkelbundet forurensninger (smittestoffer, tungmetaller, PAH) og løste forurensninger (tungmetaller)
Adsorpsjon	Smittestoffer, tungmetaller, PAH og andre organiske forurensninger kan bindes til sedimentet
Biologisk nedbrytning	Smittestoffer, organiske miljøgifter, organisk materiale
Nitrifikasjon/denitrifikasjon	Nitrogenforbindelser
Planteopptak	Tungmetaller, organiske miljøgifter, næringsstoffer
Fortynning	Salter (f. eks. klorid)
UV-stråling fra sola	Smittestoffer

Nedenfor beskrives et utvalg av de mest vanlige renseløsningene i tilknytning til forurensede byvassdrag.

5.3 Forbehandling

Det er viktig å prøve å begrense tilførsel av forurensninger allerede ved kildene. I og med at en stor del av forurensningen finnes på partikler kan de sedimenteres eller filtreres fra vannet. Et eksempel på å redusere kilden er å sope veier slik at tilførsel til overvannet reduseres (German, 2001). En stor del av forurensningene fra veier kan også skilles ut i et sandfang.

Forbehandling har som mål å redusere synlig forurensning på et relativt begrenset areal og volum. Rensing omfatter vanligvis synlige partikler som gir vannet høy turbiditet og liten siktedybde. Behandlingen kan omfatte rister eller soner for å fjerne søppel i vannet. For veiavrenning er det vanlig å etablere sandfangkummer som forutsettes tømte regelmessig (Roseth og Leikanger, 2016). I større tiltak består forbehandling vanligvis av dammer i jord eller støpte basseng som det er mulig å tømme med gravemaskin eller slamsuging. Sedimentasjon bidrar til å redusere andelen partikler i vannet ved at disse bunnfeller. Renseeffekten øker med økende overflateareal i sedimentasjonssonen og oppholdstid. Sedimentasjonen skjer fordi vannets hastighet reduseres, og er

avhengig av partikkelstørrelse og vannets hastighet. Det er viktig at dybden er tilpasset vannføringen slik at partiklene rekker å sedimentere og at bassenget ikke er for dypt da partiklene ellers ikke rekker å sedimentere. Erfaringsmessig gir slike tiltak en robust renseeffekt forutsatt regelmessig tømning. I forhold til smittestoffer er det påvist at disse kan ha lang overlevelse i sediment, bunnsstrat og filtermasser, fra uker til måneder (Le Guyader et al., 1991; Rhodes og Kator, 1988; Paruch, 2011). Det er derfor viktig å hindre resuspensjon og å være klar over at sediment kan være en kilde til fekale mikroorganismer ved flomsituasjoner. Forskningsbehov i forbindelse med forbehandling er å fremskaffe bedre data på hvilke arealer og volumer som trengs for en gitt vannkvalitet og vannføring og hvordan tiltaket kan utformes og integreres sammen med påfølgende tiltak på en tiltalende måte i et bymiljø.

5.4 Rensedammer og våtmarker

Rensedammer

Rensedammer er som regel etablert for å fjerne partikler gjennom sedimentasjon og for å fremme ulike renseprosesser i vannsøylen, foruten at det ofte i en parksammenheng er ønske om å ha store vannspeil uten vegetasjon. Det er ofte kombinasjoner av ulike soner i en dam, der vannet først kommer inn i et sedimentasjonskammer dersom det ikke er et eget basseng for dette, og deretter ledes gjennom dypere områder, ofte i kombinasjon med et grunnere beplantet område med varierende vandedybde (våtmark, se kap. 5.5).

Det er store variasjoner i design og størrelse, noe som reflekterer mangelen på retningslinjer for dimensjonering. Ulik dimensjonering fører også til store variasjoner i renseeffekt. Typisk størrelse for dammer som LOD tiltak er 0,5 – 2,5% av nedbørfeltet med tette flater. Rensedammer for landbruksavrenning hvor det er mål å fange opp leiraggregater er i størrelsesorden 0,1% av arealet. Oppholdstiden for midlere avrenning er typisk en til flere dager. Persson (1997) henviser til studier som angir at en fordrøyningstid på mellom 24 til 72 timer gir 90 % rensing av SS, og at en fordrøyningstid på tre døgn (72 timer) synes å være passende. Hydraulisk effektivitet sier noe om hvor godt det innkomne vannet fordeler seg i dammen. Dette er spesielt viktig for overvann ettersom kvalitet og innløpsmengder varierer kraftig med variasjon av regnintensitet, nedbørsfrekvens, hvor vedvarende regnet er, hvor raskt tilrenningen skjer (type bebyggelse og jordegenskaper) samt variasjon av forekomst av forurensninger. Dammen skal rense vannet samt fungere som et fordrøyningsmagasin og utjevne topper.

I og med at renseeffekten også er avhengig av når på året den måles, hvordan den beregnes, og om forurensningene finnes i løst eller partikulær form kan det være stor sprik i renseeffekten til dammer, og det er derfor vanskelig å si noe generelt om typisk renseeffekt. I perioder med høy vannføring kan det forventes at vannet går nesten urensset gjennom et anlegg og eventuelt bidrar negativt dersom sedimenter vaskes ut. Best effekt er det på anlegg som er lavt belastet. Generelt er det viktig å samle flere prøver fra lengre perioder og i ulike episodiske hendelser og se på gjennomsnittlig renseevne istedenfor å beregne renseeffekt ut fra enkelthendelser.

Det er også vist at vegsalt kan bidra positivt til økt flokkulering og derved bedre sedimentering (Pettersen 1999), slik at rensing av partikkelbundet metaller, andre miljøgifter og smittestoffer øker. Salt øker samtidig løseligheten av noen metaller, og dette kan redusere renseeffekten om vinteren.

Rensedammers evne til reduksjon av *E. coli* og andre mikroorganismer vil bli påvirket av flere faktorer, som oppholdstid, partikkelinnhold, soleksponering, samt oksygen- og næringsstoff- innhold. Blant annet (Davies and Bavor, 2000) har dokumentert at sedimentasjon kan spille en viktig rolle i bakteriereduksjon i slike dammer. Dette ble vist ved at reduksjon av bakterier fra vannsøylen var

svært avhengig av dammens evne til å holde igjen mindre leirpartikler (<2 µm). Bakterier er ofte assosiert med partikler i denne størrelsen og dammen klarer dermed å holde igjen bakteriene som er bundet til disse partiklene.

Reinoso et al. (2011) oppdaget at det var få *Cryptosporidium* oocyster i slammet til en rensedam med kortere oppholdstid. Dette damanlegget var delt opp i flere dammer, og sedimentasjon hadde sterkest innvirkning (men fortsatt lav) på renseseffekten i dammen med lengst oppholdstid (4 døgn). Dette studiet viste derfor at sedimentasjon ikke er en like viktig rensesmekanisme på parasittiske oo(cyster) ved korte oppholdstider og at slike dammer vil være mer påvirket av mekanismer som UV-stråling, pH, oksygeninnhold og mangel på næringsstoffer på reduksjon av både enteriske bakterier og parasittiske oo(cyster).

Whitman et al. (2008) undersøkte i 2004 og 2005 en rensedam, som ble konstruert for å redusere bakterienivåene på en populær badestrand i Indiana USA. Dette studiet viste en gjennomsnittlig reduksjon i *E. coli* konsentrasjonen gjennom året på 48%, men kunne også nå opptil 98%. Denne dammen viste høyest renseseffekt på sommeren og høsten (juni og september), sammenliknet med vinteren (desember). Renseseffekten i dammen var tydelig påvirket av solinnstråling, ved at renseseffekten for *E. coli* var høyere på ettermiddagen, sammenliknet med morgenen hvor sollyset ikke enda hadde påvirket anlegget. Denne forskjellen mellom morgen og ettermiddag var sterkest på sommeren, da UV-strålingen også var sterkest. I tillegg viste det seg at snøsmeltingsepisoder reduserte renseseffekten til dammen, i likhet med sterke nedbørsepisoder.

Forskningsbehov for urbane dammer omfatter en bedre forståelse av hvordan årstider (temperatur, solinnstråling, hydrologi, isdannelse) påvirker rensingen, hvordan urbane dammer skal utformes for å gi en god rensing for smittestoff og samtidig ha en multifunksjonell utforming. Det trengs mer kunnskap om hvor mye slam som akkumuleres og hvor ofte og hvordan dette skal tømmes og behandles.

Våtmarker

Konstruerte våtmarker består av et avgrenset tett basseng med jord eller filtermateriale tilplantet med våtmarksplanter (Figur 6). Våtmarken kan ha et åpent vannspeil eller vannivået er på nivå med eller like under filteroverflaten. Når vannet strømmer gjennom våtmarken kan smittestoffer og miljøgifter brytes ned mikrobielt, bindes til filtermaterialet, eller bindes til organisk materiale. I tillegg vil plantene kunne øke fjerning av partikler, spesielt de som er for små til å sedimenteres. Planter bidrar til å stabilisere sedimenter og derved redusere resuspensjon av partikler ved flom (Wong et al., 2000). Forurensninger kan også bindes til planterøttene eller tas opp i plantene.

Noen undersøkelser tyder på at våtmark fjerner mer forurensninger fra overvann enn en våt eller tørr dam per arealenhet fordi de små partiklene (<2 µm) fjernes bedre i konstruerte våtmarker enn i dammer (Hares og Ward, 1999; Bavor et al., 2000). En konstruert våtmark som skal rense veiavrenning bør ideelt inneholde en oljeavskiller, et sandfang og en sedimentasjonsdam før våtmarken (Shutes et al., 1999).

Tilsvarende for dammer viser resultatene for våtmarksrensing store variasjoner i forurensningsnivå og renseseffekt. For fjerning av smittestoffer vil det være viktig å oppnå en god kontakt gjennom biofilmprosesser i tilknytning til plantenes stengler, rotsone og i kontakt med substratet. I forhold til fjerning av smittestoffer kan vi anta at anlegget er mest effektivt når våtmarksvegetasjonen er velutviklet med stor dekningsgrad, uavhengig av planteart. For å oppnå effekt av sollys med UV-stråler vil det være gunstig å kombinere våtmarksarealer med partier som har åpne vannspeil.

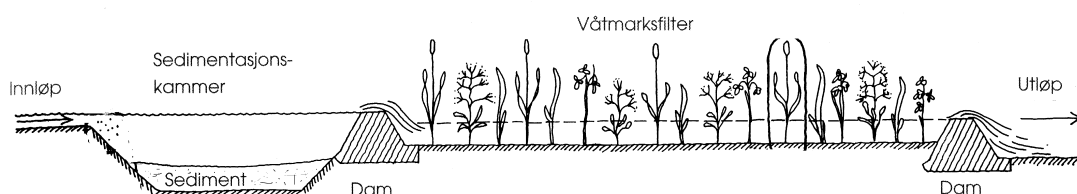
Årstid kan ha en innvirkning på renseseffekten. Ved høyere temperaturer vil det kunne forekomme raskere inaktivering av *E. coli*, som kan gjøre at renseseffekten kan være sterkere i de varmere årstidene. Quiñónez-Díaz et al. (2001) viste at høy plantetetthet i de varmeste årstidene kan virke som en skygge og redusere UV-innstrålingen og oppvarmingen av vannet, som kan redusere renseseffekten med hensyn på mikroorganismer i løpet av de varmere årstidene.

Isdannelse kan føre til innsnevring av vannstrømmen og hydraulisk svikt, som kan gjøre at renseseffekten reduseres. Oppholdstid vil ha en klar innvirkning på renseseffekten i et våtmarksfilter (Lloyd et al., 2003) og kun noen få områder med kortslutning av vannstrømmen kan føre til sterkt redusert renseseffekt. Snø- og ismelting kan i tillegg føre til at vannets oppholdstid blir sterkt redusert om forholdet våtmarksareal/nedbørsfelt er lite.

Rensing av fekale mikroorganismer foregår i hovedsak gjennom naturlig utdøing på grunn av predasjon, sedimentasjon, filtrering og adsorpsjon. Fra litteraturen er det rapportert at våtmarksfiltre kan ha en renseseffekt på opptil 99,9% på fekale indikatorbakterier (Molleda et al. 2008). Flere av våtmarksfiltrene i denne studien brukes på avløpsvann fra boliger eller industri og kan derfor ikke direkte sammenliknes med våtmarksfiltre som renses urbant overvann. Davies og Bavor (2000) har dokumentert en renseseffekt på 79% på TKB gjennom en konstruert våtmark for overflatevann. Hsu et al. (2017) beskriver en studie av en 1 ha stor urban våtmark i Ohio der det oppgis 22% rensing av *E. coli* med store sesongvariasjoner. Her ble det også benyttet mikrobiell kildeoppsporing (PCR) som viste et betydelig bidrag til fekal forurensning fra dyr som oppholdt seg i våtmarken.

Graczyk et al. (2009a) og (2009b) viste at konsentrasjoner av patogener (*Cryptosporidium* spp., *Giardia duodenalis* og humanpatogene microsporidia) i perioder kan øke fra innløpet til utløpet fra våtmarksfiltre. Dette ble forklart med at kjæledyr som hund og hest, samt ville dyr som oppholdt seg i anlegget kan tilføre patogene mikroorganismer og dermed påvirke renseseffekten.

Det er påvist forskjeller på våtmarksvegetasjon i forhold til å kunne ta opp metaller. Retensjon av metaller er best i vekstsesongen (Goulet et al., 2001; Shutes et al., 2000). Det er generelt god retensjon (>80%) av Fe, Cu, Pb, Cr, Zn, Cd, spesielt i tørre perioder og noe lavere for Ni. Analyser av takrør og dunkjevle viser stor variasjon i metalloptak, der de inneholder mest om sommeren, fulgt av vår og vinter. Takrør har en lengre vekstsesong enn dunkjevle, og ser ut til å akkumulere mer metaller høst og vinter. Det blir derfor foreslått å ha ulike typer planter i våtmarker for urbant overvann. Mangfold er også gunstig i forhold til at det er mindre risiko for at planter forsvinner som følge av plantesykdommer eller at de ikke tolerer lokale forhold. Enkelte planter som takrør er imidlertid dominerende og kan overtid konkurrere ut andre planter. Likevel er det ofte slik at våtmarksplanter har ulike krav til leveområder i forhold til dybde og substrat, noe som gjør at det er mulig å ha et mangfold av våtmarksvegetasjon.



Figur 10. Prinsippskisser av våtmarksanlegg med forsedimentering og etterfølgende grunn våtmark.

Drift og oppfølging bør inneholde fjerning av sediment, vedlikehold av filtermateriale og planter, eventuelt høsting, vedlikehold av vannivå og kontroll av ugras. Den hydrauliske ledningsevnen av filtermaterialet må opprettholdes (ved vask eller utbytting). Det er faglig uenighet om plantene skal høstes eller ei. Det som taler for høsting er at plantene tar opp næring og forurensningsstoffer som kan igjen frigjøres når plantene dør. Det som taler mot innhøsting er at det kan være arbeidskrevende, og dessuten sitter mye av nærings- og forurensningsstoffene i rotsystemet (Cutbill, 1994; Scholes et al., 1998). Vi vil generelt anbefale at vegetasjonen ikke høstes annet enn ved eventuell gjengroing av vannløpet. Dødt plantemateriale vil også ha en isolerende effekt vinterstid og redusere is-tykkelsen. Det kan vurderes å fjerne dødt plantemateriale tidlig om våren av estetiske hensyn for å få raskere etablering av ny vegetasjon, men det er da viktig å gjøre det så tidlig i sesongen at nye skudd ikke ødelegges ved tråkk.

Forskningsbehov for urbane våtmarker omfatter å påvise i hvilken grad ulike typer vegetasjon og grad av vegetasjonsdekning påvirker renseevnen for smittestoff og utvalgte miljøskadelige forbindelser og hvordan dette varierer gjennom året, samt dokumentere hvilke stedegne arter som tolererer urbane vannkvaliteter med store variasjoner i vannmengde og vannkvalitet. Vegetasjonen har en estetisk viktig rolle i tiltak som inngår i parkanlegg – både i vekstsesongen og vinterstid og dette bør også inngå i vurderinger. For å hindre uønsket ferdsel i dammer bør det vurderes hvordan vegetasjon kan benyttes som fysiske barrierer langs kantene.

5.5 Filterløsninger med definert utløp

Filtre med porøse medier

Ved å filtrere forurenset vann gjennom ett porøst media (f.eks., jord, sand, skjellsand, grus, lettklinker) vil partikler fjernes fra vannfasen ved at disse tilbakeholdes i filteret. Filterløsninger kan være aktuelt i nedbørsfeltet til vassdraget for å redusere tilførsler, eller inngå som et trinn i tilknytning til tiltak i vassdraget. Et viktig skille mellom metoder er om filtreringen skjer vertikalt gjennom jord – oftest stedegne masser - hvor grunnvann er resipient, eller det konstrueres et filter med definert utløp som leder til vassdraget. Hovedforskjellen mellom metodene er oppholdstiden og hva som regnes som primær resipient.

Generelt for filterløsninger er det viktig å vurdere faren for at et filter tettes til med partikler over tid. Erosjon i vassdrag og first-flush fra veier kan gi partikkelrik avrenning. Dersom filterløsninger skal benyttes på urbant overvann eller i tilknytning til tiltak i vassdraget vil det derfor være behov for en god forbehandling hvor hoveddelen av partikler fjernes i forkant, eller at det er rutiner for kontroll og utbytting av filter regelmessig.

En rekke filtermaterialer er testet ut for rensing av overvann. Det er i hovedsak undersøkt hvordan slike materialer virker på metaller og andre miljøgifter og i liten grad på smittestoff. Det er imidlertid grunn til å anta at filtre vil kunne ha effekt på smittestoffer dersom det benyttes filtre som ikke er for grovt og det gir mulighet for utvikling av biofilm. Renseeffekten og hvilke partikkelstørrelsesfraksjoner som tilbakeholdes avhenger av kornstørrelsen til filteret, om filteret har mettet eller umettet strømnings og om det er planterøtter til stede. Filteret vil fjerne løste stoffer gjennom sorpsjonsprosesser (adsorpsjon, absorpsjon og ionebytteprosesser). Type filtersubstrat påvirker i stor grad hvilke stoffer som blir tilbakeholdt. Et filter for overvann installert i Kingston Stormwater Management Pond in Ontario, Canada er undersøkt av (Mothersill et al., 2000). Filteret fjernet både partikulære og løste forurensningsstoffer. 97 % suspendert stoff (SS) ble holdt tilbake i filteret. Men et problem var at sedimentene forandret den hydrauliske ledningsevnen og tettet

filteret. Dette førte til mindre effektiv fjerning av næringsstoffene, men samtidig en økt fjerning av metaller. Filteret måtte derfor tilbakespyles regelmessig.

I tilknytning til rensetiltak i byvassdrag kan filterløsninger av porøse media med utløp vurderes som siste rensetrinn dersom det er spesielle krav til vannkvalitet og en har rimelig god kontroll på partikkelfjerning.

Våtmarksfiltre og regnbed

Filtre som er tilplantet vil ha en større biologisk aktivitet i rotsonen. Røttene kan oppta porevolum i filtermasser men det er også vist at økt biologisk aktivitet i rotsonen bidrar til at filteret opprettholder tilstrekkelig hydraulisk ledningsevne lenger enn om filteret ikke var tilplantet.

En løsning som utnytter filtermasser og vegetasjon er regnbed/biosorpsjonsbasseng. Disse anleggene er primært utformet slik at de forsinker nedbør fra tette flater ved at vannet temporært samles opp i bassenget og slipper sakte ut gjennom et utløpsprofil og eventuelt ved delvis infiltrasjon. Bassenget består av porøse filtermaterialer innblandet organisk jord fra kompost eller torv. Anlegget er tilplantet med vegetasjon som tolerer tørre og fuktige perioder. Det er også et betydelig potensiale for å bedre vannkvaliteten i slike tiltak. Det foreligger undersøkelser på tilbakeholdelse av miljøgifter, men vi har så langt ikke sett undersøkelser på hvilken effekt regnbed har på fjerning av patogene organismer. Vi kan gå ut fra at slike løsninger også vil ha en positiv effekt forutsatt at vannet kommer i god kontakt med filtre og vegetasjon og det er en tilstrekkelig oppholdstid. Paus og Braskerud (2013) har kommet med forslag til utforming av regnbed.

Gressfiltrering

Overvann kan renses i gresskledde grøfter, i vegetasjonssoner, eller andre typer vegetasjonsområder. Vegetasjonen kan ta opp forurensningene eller påvirke renseprosesser ved endrede mikrobielle, fysiske eller kjemiske forhold. Tilstedeværelse av planter øker sedimenteringen av partikler på grunn av lavere hastigheter. God kontakt med planter og rotsonen forventes å gi en fjerning av patogene organismer tilknyttet partikler. Kilder til smittestoff som tilføres slike anlegg kan være fekalier fra hunder, katter, fugler og andre ville dyr. Også næringsstoffer og miljøgifter kan brytes ned eller holdes tilbake i vegetasjonen. Gresskledde åpne grøfter kan også kombineres med et underliggende filterlag over en drenerende kulvert eller infiltrasjon til underliggende jord. Lundberg and Lindmark, (1994) påpeker at renseeffekter oppgitt i litteraturen varierer mye antakelig på grunn av ulik lengde, jord og planter som benyttes. Men generelt fjernet gresskledde grøfter 67 – 93 % fast materiale og bakterier, 35 – 73 % metaller og 30 - 42 % næringsstoffer. Slike grøfter er vanlige langs veier, har relativt bra renseeffekt og er ikke så arealkrevende. Man kan ikke forvente at metoden fungerer så bra om vinteren når vegetasjonen er borte, og spesielt ikke ved når det er snø eller tele i grøften.

Grønne tak

I likhet med regnbed er grønne tak en metode som primært benyttes for å forsinke en avrenning ved å holde tilbake vann. Hvilken effekt grønne tak har for vannkvaliteten i avrenningen vil avhenge av tykkelsen på vekstmediet. De fleste grønne tak har et tynt vekstmedium. I forhold til en tett takflate vil grønne tak gi en filtereffekt også på fekal forurensning fra fugler og andre forurensninger som kommer via nedbør og lokale avsetninger. Grønne tak vil også bidra til en redusert metallavrenning dersom takene erstatter metallholdige materialer (som for eksempel kobber, sink, jern og aluminium). Vi har ikke sett undersøkelser som vurderer renseeffekt på patogene organismer av grønne tak eller regnbed. Vi anser heller ikke dette for å være prioriterte forskningstema i forhold til renere byvassdrag.

5.6 Infiltrasjon i jord og grøntområder

Urbanisering og fortetting i byene, fører til at andelen tette flater øker. Dette hindrer regnvann i å *infiltrere* (trenge ned) i grunnen og bidra til fornyelse av grunnvannet. Moderne overvannshåndtering vektlegger bruk av naturlige prosesser beskrevet i *3-trinnstrategien*: Trinn 1 – infiltrasjon, trinn 2 – fordrøyning, og trinn 3 – trygge flomveier (Lindholm et al, 2008).

Infiltrasjonsevnen påvirkes av grunnforholdene, spesielt på overflaten. Jordas egenskaper, jordfuktighet ved starten av en nedbørshendelse, temperatur, værforhold, tekstur og struktur i jorda, er alle egenskaper som påvirker infiltrasjonsevnen. Infiltrasjonsevnen varierer mellom ulike jordarter, avhengig av jordartenes permeabilitet. Permeabilitet er et mål på hvor lett vannet kan trenge gjennom et porøst medium, og avhenger av materialet der løsmassetype, sorteringsgrad og hvor hardt løsmassene er pakket sammen er avgjørende. Løst pakket, godt sortert grus og sand har relativt stor kornstørrelse med mange store og sammenhengende hulrom, og dermed god permeabilitet. Silt og leire har derimot liten kornstørrelse og kornene er gjerne pakket tett sammen, noe som gir dårlig permeabilitet. Usortert materiale vil også gi dårlig permeabilitet fordi de små jordpartiklene fyller ut hulrommene mellom de store kornene. I byene vil mange av jordtype være preget av lang tids urbanisering og det er antagelig kun eldre grøntanlegg som er anlagt på opprinnelig jordtype og som fremgår av kvartærgeologiske kart. Nyere grøntanlegg vil være anlagt på en undergrunn av fyllmasser og eldre bosetning med påførte vekstlag. Langs byvassdragene som følger opprinnelige elvestrekninger kan det være fluviale sandavsetninger egnet for infiltrasjon.

Takavløp, overvann fra gårdsplasser eller annet vann som ikke er så forurenset kan frakobles overvannssystemet og slippes ut på terreng og infiltreres. Overvann kan også infiltreres i åpne bassenger, i brønner, grøfter eller i terreng. Ulike filterløsninger er nærmere beskrevet av blant annet Lundberg and Lindmark (1994). Man kan anlegge åpne rabatter mellom tette flater hvor vannet infiltreres i grunnen. Overvann fra takarealer og veier kan også ledes til VA - grøfter der vannet blir fordelt og infiltrert gjennom grøftesidene. Partiklene må først fjernes i sandfang. Det kan også anlegges egne grøfter/magasiner for infiltrasjon/perkolasjon. Anleggene har ofte overløp til overvannsledninger. Vann fra gater kan ledes til sandfang med en etterfølgende infiltrasjonsgrøft fylt med pukk. Her er det viktig at sandfangene tømmes årlig (Endresen, 1997).

Renseeffekten i infiltrasjonsanlegg varierer på grunn av store ulikheter i anlegg og jorden som vannet renner gjennom. Jord er et effektivt filter for smittestoffer og spesielt om det utvikler seg biofilm i infiltrasjonsflaten (Mæhlum og Hensel, 2017). I Lundberg og Lindmark (1994) henvises det til en studie som viser 50 – 100 % fjerning av SS og tungmetaller, og opptil 85 % fjerning av organiske miljøgifter.

Vi vet generelt for lite om infiltrasjonskapasiteten i infiltrasjonsløsninger for urbant overvann og hvordan infiltrasjonen avhenger av jordegenskapene og vegetasjonssamfunn. Solheim (2017) undersøkte infiltrasjonspotensialet i et utvalg av Oslos grøntområder på ulike jordtyper for få en bedre oversikt over aktuell metodikk for testing og for å vurdere potentialet for infiltrasjon på gressdekte arealer. Selv på finkornede jordarter som leire ble det funnet overraskende høy infiltrasjonsevne. Forsøkene blir fulgt opp av NIBIO/NMBU i 2017 og det blir også testet ut om vakuumdrenering kan bidra til å en bedre utnyttelse av grøntarealer for infiltrasjon og lagring av overvann.

I grøntanlegg vil rotsonelaget bidra til økt biologisk aktivitet. Det er grunn til å tro at dette laget også bidrar til fjerning av patogene organismer i urbant overvann. Foruten å lede takvann ut på nærliggende plener og grøntområder kan det være et potensiale å lede forurenset overvann fra

veggørfter og stikkrenner, samt flomtopper i byvassdrag inn i tilrettelagte deler av nærliggende parkområder for infiltrasjon og fordrøyning. Vi foreslår at slike løsninger utredes nærmere.

5.7 Eksempler på norske erfaringer med rensetiltak i vassdraget

De fleste større byer i Norge har referanseanlegg på restaurerte vassdrag som mottar avrenning fra urbane områder og hvor det er benyttet naturbaserte rensetiltak, som vist med eksempler i tabell 6.

Tabell 6. Eksempler på rensetiltak i tilknytning til forurensede urbane vassdrag i norske byer og tettsteder

By	Vassdrag	Eksempler på naturbaserte tiltak/løsninger
Oslo	Alna	Rensedammer og våtmarksfiltre
Oslo	Hovinbekken	Rensedammer og våtmarksfiltre
Oslo	Langerudbekken Østensjø	Rensedam/våtmarksfiltre
Bergen	Sandslivassdraget	Fordrøyningdammer og infiltrasjon
Trondheim	Ilabekken	Rensedam
Stavanger	Madlabekken	Mosvatnet rensepark med dam og våtmark
Sandes	Storåna	Rensedam
Ski	Blåveisbekken	Hebekk rensepark med dammer/våtmark og fosforfilter
Lørenskog	Fjellhamarelva	Knatten rensepark - rensedam
Bærum	Nansenparken, Fornebu	Dam med biofiltre som resirkulerer vann, algefjerning

Naturbaserte løsninger for rensing av forurenset bekkevann er tatt i bruk for å bedre vannkvaliteten i Oslo, f. eks i Teglverksdammen. Flere mindre prosjekter/masteroppgaver er i gang for å undersøke hvor godt slike naturlige renseløsninger fungerer ved ulike årstider og avrenningsforhold, f eks. i forbindelse med masteroppgaver, NIBIOs strategiske instituttsatsing (SIS) om «Grønne byer» og NIVAs SISer om «Urbane vannutfordringer og løsninger» og «Restaurering av akvatiske økosystemer».

Teglverksdammen

Sommeren 2015 ble anlegget Teglverksdammen på Hasle i Oslo tatt i bruk. Oslo kommunes målsetning med Teglverksdammen er å forbedre vannkvaliteten og levere estetisk tilfredsstillende vannkvalitet når vannet ledes videre gjennom Ensjøbyen. Anlegget på ca 13 da består av flere trinn i ulike nivå og omfatter forsedimenteringsbasseng, rensebekk, grunt våtmarksfilter og flere rensedammer (figur 11 og 12).

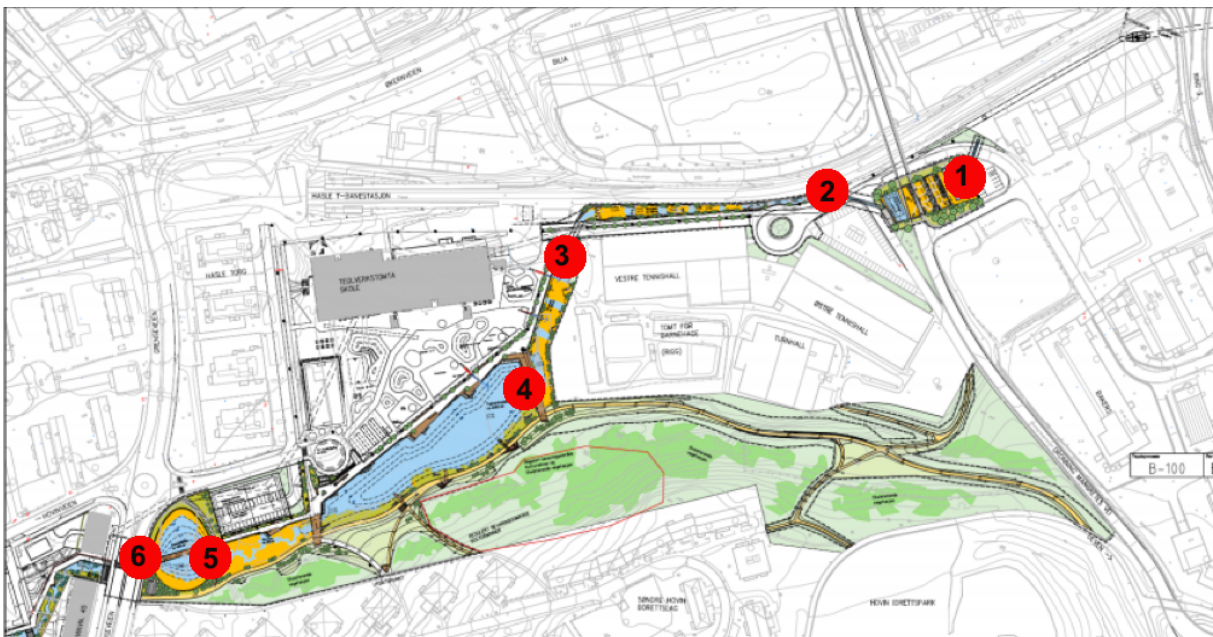
I 2016/17 ble det gjennomført en NMBU masteroppgave på undersøkelse av hygienisk vannkvalitet gjennom anlegget (Krystad, 2017). Det ble tatt vannprøver ved seks ulike punkter analysert for konsentrasjon av *E. coli* bakterier og totale koliforme bakterier. Molekylærbiologisk metode for mikrobiell kildeopsporing ble benyttet for å bestemme kildene til fekal forurensning (mennesker eller andre dyr) i innløpet og utløpet til anlegget. Rensing i anlegget ble vurdert mot type tiltak, årstid, nedbørsepisoder, sollys (solhøyde/UV-indeks).

Figur 13 viser renseseffekten fra sommeren 2016 til sommeren 2017. Renseseffekten gjennom anlegget varierte mye gjennom årstidene og var høyest sommeren 2016 (83%) og sommeren 2017 (92%). Den gjennomsnittlige renseseffekten var ca 50%. Sedimentasjonsdammene Teglverksdammen og siste trinn Grensedammen var i perioder kilder til *E. coli* bakterier ved at det forekom en

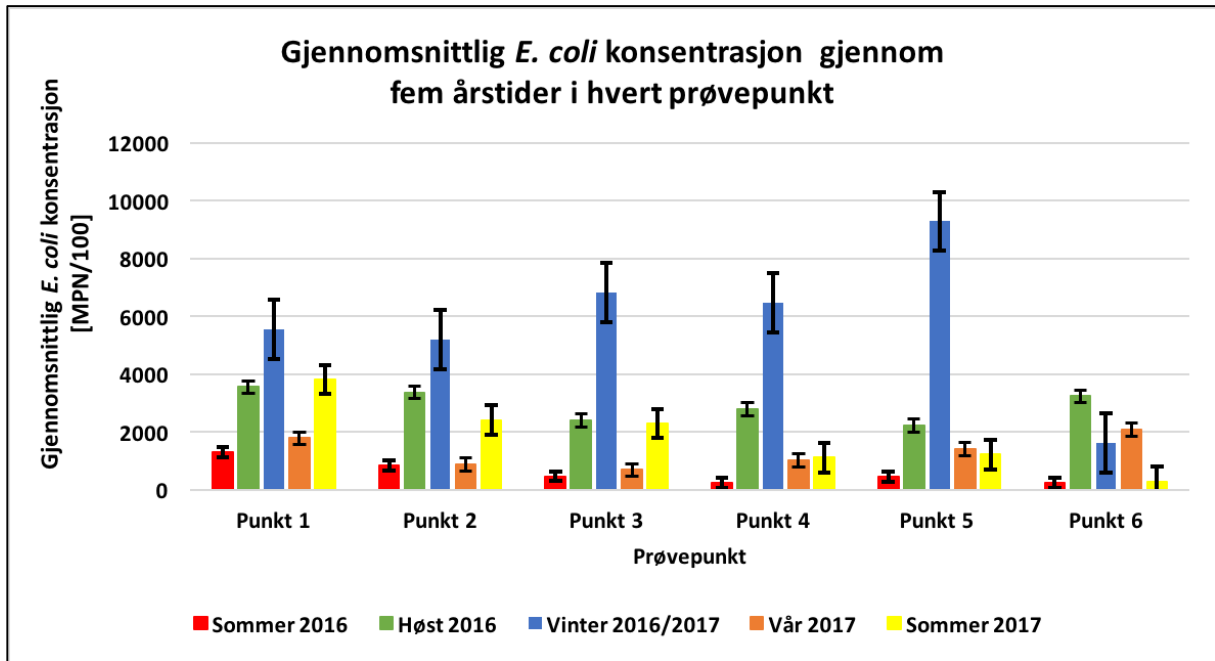
gjennomsnittlig økning i *E. coli* konsentrasjon (34%) gjennom anlegget, og særlig gjennom Grensedammen høsten 2016 og våren 2017.



Figur 11. Anlegget Teglværksdammen er primært etablert for å forbedre vannkvaliteten og består av flere trinn med våtmarker, bekker og dammer med åpne vannspeil. Foto Trond Mæhlum/NIBIO.



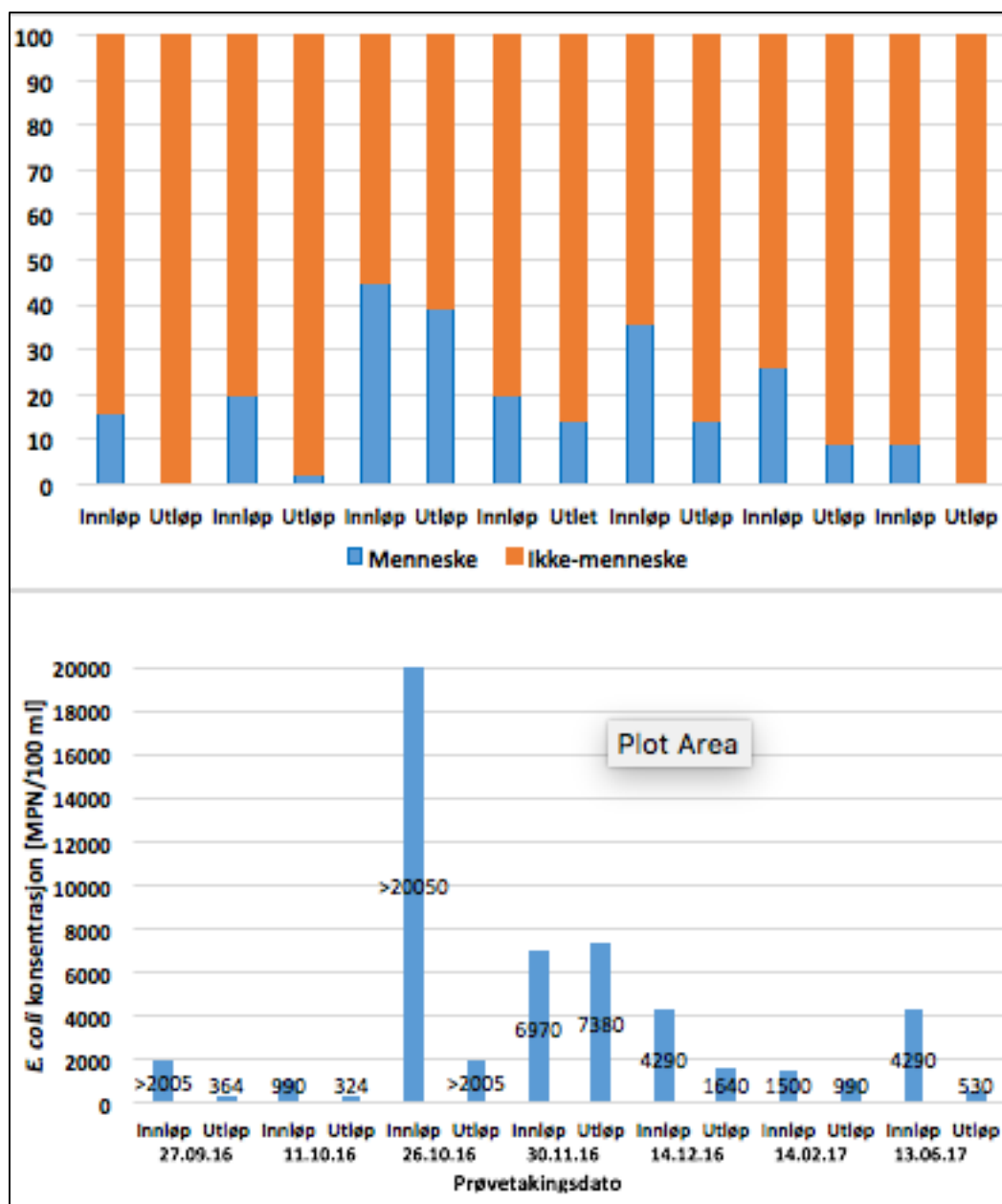
Figur 12. Teglværksdammen rensesepark med prøvepunkter for undersøkelser av fekal forurensning.



Figur 13. Gjennomsnittlig *E. coli* konsentrasjon gjennom fem årstider i hvert prøvepunkt (sommer 2016-sommer2017). Standardavvik er inkludert.

Den reduserte renseeffekten gjennom de første trinnene ved sen høst, vinter og tidlig vår kan ha vært påvirket av lavere temperaturer, isdannelse, snøsmelting samt lavere plantetetthet. Lavere temperaturer kan ha ført til lenger overlevelse av *E. coli* bakteriene og isdannelse kan ha ført til kortslutning av vannstrømmen, som kan ha redusert både filtrerings- og sedimentasjonsevnen under sen høst og vinter. Renseeffekten har generelt blitt redusert etter at det la seg is gjennom deler av bekken og våtmarksfilter, Oppholdstid vil ha en sterk innvirkning på renseeffekten i et våtmarksfilter og kun noen få områder med kortslutning av vannstrømmen kan føre til sterkt redusert renseeffekt. I tillegg kan isbelagte dammer og våtmarksområder virke som et skjold mot UV-stråling fra sola og dermed ha redusert bakterieinaktiveringen fra solas UV-stråling.

Bidraget til fekal forurensning fra mennesker i innløpet lå på mellom 16% og 45% gjennom prøvetaksperioden, og dette bidraget kommer også i tørrværsperioder, noe som indikerer at det ikke er overløp som er eneste bidrag (figur 14). Prøvene indikerer også at det er dyr som er viktigste bidragsyttere til fekale indikatorbakterier. Av disse har vi grunn til å anta at fugler bidrar mye ut fra observasjoner. Det ble ikke oppdaget noen klar effekt fra klimatiske forhold eller årstid på bidraget til fekal forurensning. Det var likevel sommer og tidlig høst 2016 hvor den menneskelige fekale forurensningen ble redusert mest. Bidraget var på 2% og 0% i utløpet av anlegget gjennom disse årstidene. Ved sen høst 2016 og vinter 2016/2017 var det menneskelige bidraget ca 10 - 40% i utløpet. Vannet har dårligst hygienisk kvalitet etter regnvær og om vinteren. Teglverksdammen gir en vesentlig bedring av vannkvaliteten til Ensjøbyen i forhold til innhold av tarmbakterier. Tidligere undersøkelser av blant annet Paruch et al. (2017) har vist at små vassdrag typisk har hatt størst bidrag fra mennesker i de kaldere årstidene og størst bidrag fra andre dyr i de varmere årstidene.



Figur 14. Kilder til fekal forurensning i innløpet og utløpet til Tegelverksdammen (bidragsprofil i % øverst). *E. coli* konsentrasjoner i innløp og utløp på samme prøvedatoer (nede).

Det er også utført og pågår undersøkelser av næringssalter, bunndyr og algesamfunn i regi av NIVA. Månedlige undersøkelser utføres fra mai-november 2016 og 2017 ved syv punkter gjennom anlegget, samt ved en oppstrøms referanselokalitet i bekken der den renner inn i kulverten som ender opp i Tegelverksdammen-anlegget. De foreløpige resultatene viser at renseeffekten på næringssalter (nitrogen og fosfor) varierer gjennom året, og er best i vekstsesongen for vannplanter/helofytter, og når det samtidig er god vanngjennomstrømming. Dette så vi eksempel på i juni-juli 2016. Men da anlegget ble lukket i en periode i august-september, ble vannet stående i kulper og dammer, og i denne perioden økte faktisk næringssaltkonsentrasjonene gjennom anlegget (Arnott 2017). Dette kan skyldes flere faktorer, som for eksempel intern gjødsling og tilførsler fra de store mengdene fugler som frekventerer Tegelverksdammen. Det er også tydelig at hoveddammen i anlegget (selve

Teglverksdammen) i noen perioder fjerner næringssalter, mens den i andre perioder fungerer som en kilde til disse (Arnott 2017).

Renseeffekten i et slikt anlegg påvirkes av økologien, og samtidig vil økologien påvirkes av vannkvaliteten (og andre forhold). I et slikt nyetablert anlegg vil ikke minst kilder til kolonisering av arter være viktig. I tillegg til de vannkjemiske målingene er det derfor også inkludert biologiske studier. Den første av tre NMBU-masteroppgaver omhandler bunndyr og viser at bunndyrene raskt etablerte seg i Teglverksdammen-anlegget, men kun arter som også ble funnet på referansestasjonen oppstrøms (Arnott 2017). Dette tyder på at koloniseringen er avhengig av artene som finnes oppstrøms i bekken, og at byen virker som en barriere for kolonisering fra andre elver og bekker. Data for alger og 2017-data for vannkjemi vil rapporteres i 2017-2018.

Nansenparken, Fornebu

Nansenparken på Fornebu ble ferdigstilt i 2008 som et blå-grønt tiltak før boligutbyggingen ble satt i gang på det tidligere flyplassområdet. Sentralt i parken ble det etablert en stor dam på 6500 m². Mindre bekker forgreiner seg ut i boligområdene og anlegget vil etter hvert motta avrenning fra boligområder, parkering og tilførselsveier. Det ble etablert et tilplantet biofilter/våtmarksfilter med resirkulering for å opprettholde god vannkvalitet i anlegget. Det er også laget et teknisk rensiltak for fjerning av grønnalger i vannet. Anlegget har blitt et referanseanlegg for landskapsmessig utforming, men det har i perioder vært problemer med algeoppblomstring tross rensing og tross relativt lave nivåer av næringssalter. Vannkilden består av regnvann og pumpet grunnvann. I perioder er det også påvist høye TKB nivåer som sannsynligvis stammer fra fugler i dammen og som oppholder seg på arealer rundt dammen. Anlegget med filtrering er beskrevet av Paus (2008) og Leikanger (2013).

Blåveisbekken rensesepark, Ski

Ski kommune etablerte en rensesepark bestående av tilplantende dammer og et våtmarksfilter med skjellsand i 2005. Anlegget ved Hebekk skole behandler forurenset overvann fra det urbane området Hebekk vest for Ski sentrum. Anlegget har et areal på ca 7,5 da, volum på ca 6000 m³ og midlere oppholdstid på mer enn 7 dager. På grunn av feilkoblinger i avløpssystemet har det i perioder vært høye nivå av fosfor og TKB i dette vassdraget som leder til drikkevannskilden Gjersjøen. Etter rensedammer ble vannet ledet inn i et skjellsandfilter hvor vannet strømmet oppstrøms gjennom et lag på ca 80 cm skjellsand. Dette fungerte som filter for fosfor og smittestoffer. I 2015 ble anlegget bygget om og utvidet til også dekke området ved Ski stasjon og dels fungere som et rensesepark for driftsperioden i forbindelse med etablering av Ski nye stasjon. Filteranlegget ble fjernet siden materialet var mettet med fosfor. Stikkprøver fra det nye anlegget indikerer en rensing på 90 % *E. coli* fra den delen som kommer fra Hebekk-området.

Knatten rensesepark, Lørenskog

Knatten rensesepark ble etablert i 2005 av Lørenskog kommune for å redusere utslipp av forurenset urbant overvann til Langevannet og videre til Fjellhamarelva. Kildene til forurensning kommer fra trafikkert vei og tettbebyggelse med store næringsarealer. Anlegget består av en rensedam på 3250 m² med dypere partier på 1,5 – 2 m avgrenset av grunne våtmarkspartier på tvers av strømningsretningen. Driftsovervåkingsdata fra Lørenskog kommune viser en reduksjon av TKB på mer enn 90% i årlig gjennomsnitt, men med variasjoner i effekt gjennom sesongene. Suspensert stoff reduseres i størrelsesorden >60%, fosfor (total og løst) og total nitrogen ca 50% reduksjon i årlig gjennomsnitt.

Dammen i Bjerkedalen park

I forbindelse med et sommerkurs for internasjonale studenter på NMBU ble det på kvelden den 2 juli 2017 tatt 5 vannprøver av innløpet til dammen (ca. 1 min mellomrom), 5 vannprøver av utløpet (ca. 1 min mellomrom) og 5 vannprøver på grunt vann langs den lille stranda. Hver av prøvene ble analysert neste dag av 4 studenter, dvs. totalt 60 analyser for *E. coli* og koliforme bakterier (Colilert-metoden). Som vist i vedlegg 1 var det god hygienisk vannkvalitet både inn og ut av dammen denne dagen. Det hadde i forkant vært fint vær med sol hele helga. Basert på gjennomsnittsverdiene inn og ut av dammen ble det målt 74% reduksjon av *E. coli* og 56% reduksjon av koliforme bakterier i dammen. Gjennomsnittlig oppholdstid i dammen ble anslått til ca. 10 timer. Det var lite variasjon mellom de 5 parallellene som ble tatt fra innløpet til dammen, og det samme mellom de 5 parallellene som ble tatt av utløpet. Av de fem prøvene som ble tatt i selve dammen (langs stranda) viste fire av dem ca. 100 *E. coli*/100 ml, mens den ene prøven viste ca 1000 *E. coli*/100 ml (vedlegg 1). Denne prøven var sannsynligvis mer påvirket av de fem endene som ble observert i dammen. Generelt var det god bakteriologisk vannkvalitet i dammen denne dagen, men det ble observert betydelig algevekst på grunt vann langs stranda. Dammen så derfor ikke «tiltalende ut» for bading. Det er også skilt på stranda som fraråder bading og lek i vannet (Figur 1).

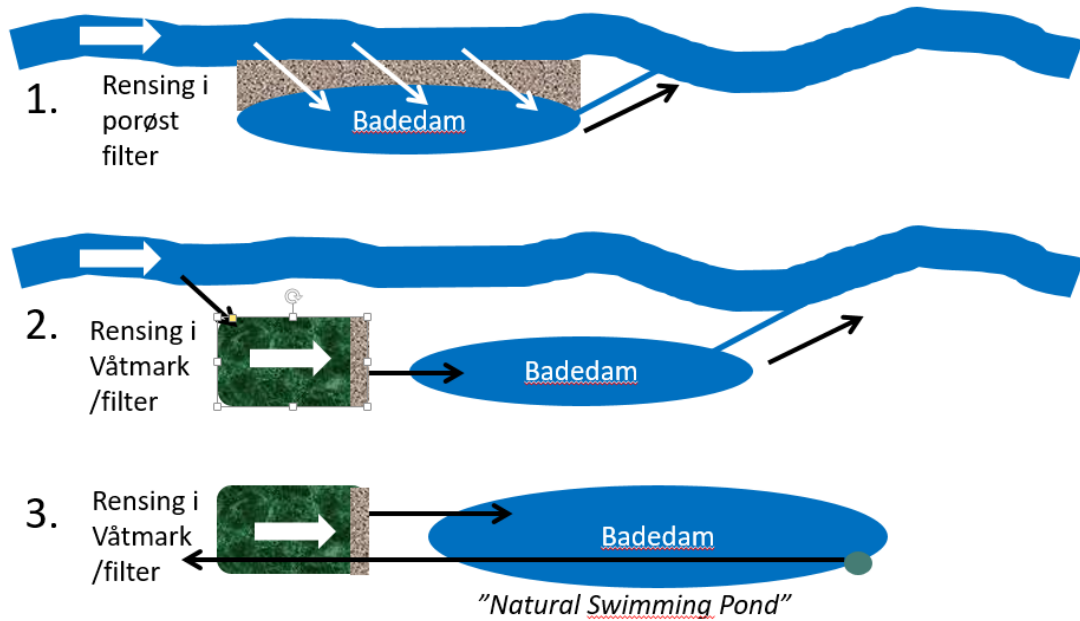
5.8 Forbedring av vannkvaliteten i urbane vassdrag

Rensetiltak som her er beskrevet viser at det er mulig å oppnå en forbedring av vannkvaliteten, både for næringsstoffer, miljøgifter og med hensyn til hygiene, men ofte kan det forventes store variasjoner i forurensningsnivå. Dersom det er ønske om å ta ut vann til rekreasjonstiltak (lek, vassing, bading, fontener etc) som krever høyere kvalitet enn det som vassdraget kan levere, finnes det naturbaserte tiltak som kan rense vannet. Det er eksempler på badebasseng etablert langs bekker og elver som forsynes med vann fra vassdraget, men hvor det skjer en rensing før vannet ledes inn i bassenget og ved resirkulering. Slike naturlige badedammer (*eng*: natural swimming pond) eller økobasseng er primært etablert for privat bruk og på mindre tettsteder. Vi kjenner ikke til erfaringer med slike løsninger i Norge. Figur 15 viser en skisse til hvordan slike løsninger kan tenkes utført.

Etter det vi kjenner til foreligger det ingen retningslinjer for maksimal anbefalt oppholdstid for den type økobasseng. Naturlige badedammer opererer med fullsirkulasjon der en delstrøm av vannet pumpes gjennom vegeterte filtre hvor vannet renses før det ledes tilbake til dammen. Normalt anbefales det at pumpene gir nok kapasitet til å gi fullsirkulasjon på mindre enn 48 timer for slike naturlige badedammer (Littlewood, 2008). Til sammenlikning er normal fullsirkulasjon for svømmebasseng 6 til 12 timer. Et slikt eksempel fra Tyskland er vist i figur 16. Bildet antyder også en viss forekomst av grønnalger i vannet, noe som skyldes at det i slike basseng som regel vil være noe sirkulering av plantenæringsstoffer.

Paus et al. (2014) har foretatt en vurdering av å omgjøre badedammen på Årvoll i tilknytning til Hovinbekken til en naturlig badedam. Det foreligger en plan for rehabilitering. I dag er dette et asfaltert basseng som fylles med kranvann om sommeren. Planen omfatter å lage en naturlig badedam, der relativt rent bekkevann sørger for utskifting av vannet.

MULIGE RENSETILTAK FOR BADEDAM – 3 PRINSIPPER



Figur 15. Etablering av naturlige badedammer eller et annet rekreasjonsformål med bruk av naturbaserte renseløsninger.



Figur 16. Naturlig badedam/Naturbasseng etablert i Murg i Tyskland. Vann fra Rhinen renses i våtmarksfiltre langs bassengkanten. Foto: Balteschwiler AG/Thomas Wilper, Lorenz Obrist

Det kan være aktuelt å teste naturbaserte renseløsninger for bading som vist i figur 15 i et evt. hovedprosjekt, eventuelt i tilknytning til eksisterende badeplasser. Mulige lokaliteter må avklares nærmere med Oslo kommune. En utfordring for slike løsninger vil være å gi stabil kvalitet i forhold til flomsituasjoner, besøk av fugler, algeoppblomstringer og driftstilsyn.

Målene med bekkeåpningsprosjekter kan variere og kan være både mål om bedre hygienisk- og økologisk kvalitet eller økt biologisk mangfold. Forbedring av ulike faktorer for vannkvalitet avhenger av om vassdraget blir sammenliknet med tiden før eller etter urbanisering. Blant annet Pauly (1995) mener at det har vært en sterk endring av referansegrunnlag for den økologiske kvaliteten i et vassdrag og mener at kvalitetsforbedringen av vassdraget bør bestemmes på grunnlag av et lengre historisk perspektiv. Spesielt i urbane vassdrag vil det være vanskelig å kunne oppnå den kvaliteten vassdraget hadde før det ble påvirket av menneskelig aktivitet, og det settes derfor ofte mål om forbedret vannkvalitet som er praktisk og økonomisk mulig å oppnå. Dette hensynstas i elver som er klassifisert som sterkt modifiserte vannforekomster, men det er fortsatt viktig at man definerer hva som er godt økologisk potensial for den gitte vannforekomsten, slik at man vet hva målsetningen er.

Det finnes både kortsiktige og langsiktige løsninger for å forbedre vannkvaliteten i et vassdrag. Ofte vil de mer langsiktige løsningene kreve mer planlegging og ressurser, men vil også kunne føre til bedre vannkvalitet. For at vassdraget skal kunne oppnå den kvaliteten det hadde før urbanisering og endret arealbruk er det nødvendig med mer langsiktige løsninger som ofte tar for seg hele nedbørsfeltet. Langsiktige løsninger kan være restriksjoner for arealbruk i nedbørsfeltet, å unngå veikryssing over vassdraget (Avolio 2003), reduksjon av overvann ledet rett ut i elven (spesielt via overvannsnett)(Hatt *et al.*, 2004) og å skape grobunn for vedlikeholdsfri vegetasjonsvekst langs elvebredden. Andel tette flater som drenerer overvann direkte ut i elven/bekken vil ha en sterk innvirkning på en rekke indikatorer for vannkvalitet og reduksjon av andel tette flater kan være en av de viktigste løsningene for å øke vassdragets kvalitet (Hatt *et al.*, 2004). Det er også viktig å tenke helhetlig og i stor romlig skala når det er snakk om et prosjekts formål og økosystemtjenester man ønsker fra ulike vassdragsavsnitt. Ønsker man å dekke for mange brukerinteresser i hver elvestreng resulterer det oftest i løsninger som er suboptimale for alle formål (for eksempel bading i rensedammer, med tilhørende helserisiko). Et bedre alternativ er fokusområder, der man tar hensyn til den gitte elvestrekningens viktigste formål. Slik kan man for eksempel i noen områder fokusere på naturbasert rensing, med vegetasjon og andre barrierer som hindrer at folk går ned til det urensede vannet. Andre steder kan hovedfokus være biodiversitet, med mer naturlig riparisk sone, nærhet til andre populasjoner og variasjon i habitat på land og i vann. Mens andre områder igjen kan ha mer arkitektonisk fokus, med renere linjer, kunstinstallasjoner, god lyssetting og et mer tradisjonelt urbant preg. Dette vil ofte gi en lavere biologisk og bruksmessig diversitet på hver strekning, men vil samlet gi en større diversitet og bedre effekt av hvert innslag enn om man forsøker å oppnå alt i hvert prosjekt.

6 Oppsummering av tiltak for å oppnå akseptabel risiko knyttet til hygienisk vannkvalitet

Kloakk er ikke alltid dominerende kilde til fekale indikatorbakterier som i måles i Oslos byvassdrag. Likevel, kloakk utgjør mange steder en betydelig andel, og dagens (begrensede) kunnskap om forekomst av patogener i avføring fra mennesker, sammenlignet med fugler og dyr som lever i og nær urbane vassdrag, indikerer at kloakkforurensning sannsynligvis er dominerende kilde til humanpatogener i mange av de urbane vassdragene. For å illustrere dette henvises til en studie av Schoen og Ashbolt som beregnet at måker må tilføre minst 95% av den totale mengde fekale indikatorbakterier (IE) i en vannforekomst, som samtidig tilføres 5% fra kloakk, for at smitterisikoen fra måkene skal være like stor som fra kloakken (Schoen and Ashbolt, 2010). Det skyldes at kloakk, men ikke måkeavføring, kan inneholde virus som er patogener for mennesker, som i verdensmålestokk er vist å forårsake over halvparten av vannbårne sykdomsutbrudd knyttet til rekreasjon. Omfanget av kloakkforurensning i byvassdragene vil derfor ofte være styrende for smitterisikoen, og det vil være mest å hente for å redusere smitterisikoen ved å redusere kloakktilførselene. Dette avhenger selvsagt av lokale forhold og i et hovedprosjekt foreslås det å kartlegge kilder til fekal forurensning (mennesker og ulike fugler og dyrearter) i relevante vannforekomster i Oslo, samt kartlegge forekomsten av humanpatogener i de viktigste fekalkildene. Slike data er nyttige både for å estimere helserisikoen og for å prioritere tiltak.

Byvassdrag med stor andel naturområder og separat avløpssystem i tettbebyggelsen kan i teorien gi god hygienisk kvalitet. Eventuelle badeplasser bør derfor plasseres i øvre del av byvassdraget der vannkvaliteten er best, slik det også er gode eksempler på i Oslo. Vannkvaliteten på etablerte badeplasser bør overvåkes hyppig, med advarsel mot bading ved uakseptabel vannkvalitet. Fugler kan bidra med betydelige mengder fekale indikatorbakterier, samt patogene bakterier (som *Campylobacter* spp.) og parasitter. Det vil være en fordel å unngå mye fugler på badeplasser f. eks ved å forby mating av fugl med skilting og forklaring av hva konsekvensen er, eventuelt å gjøre tiltakene mindre fysisk attraktive for fugl. I hele den urbane delen av vassdraget og eventuelt i kulturlandskap bør kildene til forurensning (både med hensyn på smittestoffer, næringssalter og miljøgifter) minimeres. Fekalier fra hest er påvist å være kilde til fekale indikatorbakterier i flere bynære vassdrag med hestegårder i nedbørsfeltet. Bedre håndtering av hestegjødsel og barrierer mot vassdrag vil redusere denne tilførselen. Implementering av separate avløpssystem og å unngå overløp er spesielt viktig. Feilkoblinger og kloakklekkasjer bør raskt identifiseres og utbedres. Tiltak knyttet til avrenning fra tette flater vil også være viktig for flere typer forurensning (fekal forurensning, næringssalter, miljøgifter) og hvis mulig bør det unngås at overvannet går rett ut i vassdraget. Generelt fokus på LOD tiltak vil forbedre vannkvaliteten.

I utbyggingsprosjekter kan det være et ønske å benytte det lokale overvannet som et attraktivt element i lokalområdet. Siden overvannet fra tak og andre tette flater inneholder relativt mye fosfor, kan man ikke forvente at stillestående oppsamlet overvann vil forbli «fritt for synlig algeoppblomstring». Dette bør man ta hensyn til ved utformingen, og kanskje heller forsøke å infiltrere mest mulig av overvannet, samt utforme fordrøyningsmagasin som biologiske rensedammer heller enn et «steinsatt basseng». Det bør heller ikke uten videre utformes fontener og andre vannelementer som potensielt kan gi gode vilkår for oppvekst og spredning av opportunistisk patogener bakterier (som *Legionella* spp.).

Det vil nok være problematisk å opprettholde god stabil hygienisk kvalitet lenger ned i byvassdrag på grunn av sporadiske kloakktilførsler som er vanskelig å unngå selv om det gjøres betydelige tiltak på

avløpssystemene, samt bidrag fra dyr i forurenset overvann og fugler som holder til i vassdraget. Det bør derfor ikke tilrettelegges for bading (f. eks med sandstrand eller badebrygger) på lokaliteter med risiko for betydelig fekal forurensning.

En betydelig renseseffekt kan oppnås ved å etablere rensetiltak i vassdraget. Alle tiltak som forlenger oppholdstiden og øker vannets innhold av oksygen, kontaktflate mot sollys, sedimenter og biofilm på substrat (bunnmateriale) og planter vil forbedrer vannkvaliteten. Av tiltak som virker best i forhold til krav til areal og volum synes sedimentering tidlig å være viktig siden smittestoffer kan være knyttet til partikler. Drift av tiltak med regelmessig fjerning av sediment er viktig for god funksjon og for å unngå utvasking ved flom. I forhold til volum er grunne våtmarksområder med tett plantevekst effektive filtre i vekstsesongen og disse plantene vil også begrense utbredelsen av estetisk skjemmende algevekst.

Utbygger må være tydelig ovenfor planlegger hva som er formål med vassdragsrestaureringen. Gjennom god planlegging er det mulig å redusere fysisk tilrettelegging for at folk kommer i kontakt med vannet ved å unngå å etablere trapper, brygger og sandstrender og sandbunn som inviterer til bading, vassing og lek i vannet. Våtmarksvegetasjon langs kanter og et ubehagelig bunns substrat i dammer (kantete pukker eller leire) kan benyttes som barrierer for ferdsel.

Inntil akseptabel vannkvalitet oppnås bør det informeres om vannkvaliteten og sykdomsrisiko ved skilting og på bydelens nettsider, spesielt under og etter nedbørshendelser. Det bør vurderes å informere risikogrupper spesielt.

Økt biologisk mangfold er et viktig delmål for å gjenåpne urbane vassdrag. Det kan være en konflikt for smitterisiko dersom det tilrettelegges for utstrakt dyreliv i og langs vassdraget i form av hekkeplasser og oppholdsområder for fugl som oppholder seg på vannet (måker, ender, gjess og svaner).

Dersom badeplass likevel ønskes etablert i områder hvor vannet i perioder har dårlig kvalitet finnes det naturbaserte renseløsninger som kan behandle en delstrøm fra vassdraget, men garantier for akseptabel vannkvalitet kan ikke gis. Aktuelle tiltak er beskrevet i rapporten, men bør testes ut før de benyttes i full skala.

Ved å advare mot hudkontakt og aerosoleksponering ved synlig oppvekst av cyanobakterier, kan risikoen forbundet med mulige toksiner fra cyanobakterier i stor grad kontrolleres. Spesielt barn må holdes borte fra slike oppblomstringer. Som føre-var-prinsipp bør cyanobakterieoppblomstringer i utgangspunktet betraktes som toksiske.

Når byvassdrag restaureres refereres det ofte til en rekke økosystemtjenester som tiltaket forventes å oppfylle, der bedre vannkvalitet rangerer høyt, i tillegg til flomdemping, biologisk mangfold, landskapsestetikk mm. Noen av målsettingene med tilhørende tilrettelegging kan være i konflikt med hverandre som å tilrettelegge for bading og vassing i områder som også gjøres attraktive for fugleliv. Flomdemping og hekkeplasser i dammer, samt turveger i strandkanten er også mulige konflikter. Det bør derfor utvikles verktøy som tydelig gjør rede for hvordan ulike mål bedre kan optimaliseres i multifunksjonelle restaureringstiltak, med erkjennelse om at ikke alle gode formål kan realiseres på samme sted i vassdraget. Teglewerksdammen er et eksempel på et restaureringstiltak som har mange målsettinger, men hvor utbygger Oslo VAV likevel har vært tydelige på at anlegget primært er bygget for å bedre vannkvaliteten, samt være en attraktiv park for opplevelse og rekreasjon.

7 Oppsummering av forslag til studier i et hovedprosjekt

I de ulike delkapitlene har vi kommet med forslag til tema som det kan være interessant å se nærmere på i et hovedprosjekt. Det vil ikke være mulig eller hensiktsmessig å studere alt i et prosjekt, og det kan med fordel gjennomføres flere prosjekt. Det er opp til Oslo VAV å vurdere og avgrense hva de vil gå videre med i et eventuelt offentlig styrt hovedprosjekt (som f. eks søkes delfinansiert fra Regionale Forskningsfond Hovedstaden). Det er også aktuelt at NIVA og/eller NIBIO går videre med noen av ideene og temaene i egne forskerstyrte prosjekt. Nedenfor følger forslag til tema som kan inngå i et hovedprosjekt:

Hovedfokus/mål: Hvordan lykkes med multifunksjonell restaurering av byvassdrag hvor god vannkvalitet er et prioritert delmål?

Prosjektet forventes å gi ny informasjon om forurensningskilder til utvalgte urbane vassdrag, med vekt på fekal forurensning (og hva det medfører av smitterisiko) og næringssalter/fosfor (og hvordan det påvirker oppblomstring av sjenerende alger). Det kan også være aktuelt å inkludere enkelte miljøgifter, f. eks kartlegge kilder til PAH16 og metaller. Videre forventes det at prosjektet vil gi ny kunnskap om effekt av naturbaserte renseløsninger med hensyn på fekale indikatorbakterier, relevante smittestoffer, næringssalter og utvalgte miljøgifter. Prosjektet forventes å gi nyttig informasjon til de som forvalter vannkvaliteten i byvassdrag og de som planlegger nye restaureringstiltak. Det trengs bedre verktøy for å prioritere mellom ulike mål med restaurering av byvassdrag, alle gode formål kan ikke nødvendigvis gjennomføres i samme tiltaket på samme sted.

Prosjektet kan f. eks deles inn i fire hovedarbeidspakker:

1. Analyser og modeller for å kartlegge kilder til forurensning av urbane vassdrag
2. Fullskala undersøkelser av tiltak* som bedrer vannkvaliteten i urban avrenning og i byvassdrag i Oslo, både i nedbørsfeltet og i selve vassdraget
3. Pilotundersøkelser (mesoskala) av konstruerte vassdrag i feltlaboratorium
4. Sosioøkonomiske vurderinger i forbindelser med gjennomførte bekkerestaureringer.

*Med tiltak menes her både tekniske og naturbaserte løsninger og kombinasjoner av disse.

Som testområde for fullskala oppfølging foreslås Teglverksdammen siden anlegget har komponenter som egner seg for uttesting og det foreligger en del data om vannkvalitet fra perioden etter oppstart. I planleggingen av et hovedprosjekt bør det også evalueres om det er andre liknende tiltak i Oslo som kan egne seg for slike undersøkelser.

Arbeidspakke 1: Analyser og modeller for å kartlegge kilder til forurensning av urbane vassdrag

1A: Sykdomsfremkallende mikroorganismer: For å vurdere smitterisiko forbundet med forurenset overflatevann i Oslo vil det tas prøver for å kartlegge:

-nivå av fekal forurensning i lokale vannforekomster basert på fekale indikatorbakterier, kombinert med metoder for mikrobiell kildesporing. Vi ønsker å utvikle og teste ut markører for fugl (inndeling i måker og andefugl), samt teste ut samsvar mellom kjemisk kildesporing og fekal kildesporing.

-forekomst av relevante humanpatogener i de viktigste fekalkildene. For kloakk kan vi hovedsakelig basere oss på publisert litteratur fra norske kloakkrensning. Patogenanalyser er dyrt, så det kan være aktuelt å analysere blandeprøver av dyre/fugleavføring. Aktuelle patogener er parasittene *Cryptosporidium*, *Giardia* og *Microsporidia*, samt bakteriene *Campylobacter*, *Salmonella* og *E. coli* EHEC. Samtidig bør det analyseres for indikatorbakteriene *E. coli* og IE, samt kolifag, og vertsspesifikke genetiske markører for å beregne relative bidrag.

Kombinert med data om eksponering for vann ved ulike rekreasjonsaktiviteter og dose-respons modeller (fra litteraturen) gir dette nødvendig input til QMRA for vurdering av infeksjonsrisiko knyttet til ulike rekreasjonsaktiviteter. Dette kan igjen gi innspill til hva som bør vurderes som akseptabel vannkvalitet, og om nødvendige tiltak for å oppnå akseptabel risiko på utvalgte lokaliteter.

- man kan også vurdere å ta prøver for å kartlegge mulig forekomst av opportunistisk patogene bakterier, som *Legionella* spp. og *P. aeruginosa* på utsatte utendørs vannforekomster/fontener som vurderes å kunne fremme oppvekst og spredning av denne type bakterier.

1B. Fosforbudsjett og oppvekst av sjenerende alger: Kartlegge kilder til fosfor i utvalgte mindre urbane vassdrag/vannforekomster, inkludert overvann fra taknedløp og andre tette flater. Prosjektet skal avklare om det er realistisk å oppnå vann med en vannkvalitet som ikke fremmer oppblomstring av sjenerende alger og mulig toksinproduserende cyanobakterier, dersom vannet er relativt stillestående.

Det er en viktig avklaring i forhold til planlegging og utforming av tiltak da en må ha realistiske forventninger til vannkvalitet selv om alle kostbare kloakklekkasjer er utbedret. Denne rapporten viser at det som vi antar er rent takvann også kan inneholde fosfor i relativt høye konsentrasjoner i forhold til algevekst. Høy vanngjennomstrømning reduserer faren for oppblomstring.

1C. Kilder til miljøgifter. Det er behov for mer kunnskap om kilder til miljøgifter i urbane vannforekomster, konsentrasjoner og variasjon, før man iverksetter tiltak. Miljøgifter er dyrt å analysere, så man må konsentrere seg om et utvalg av de som anses å være spesielt viktige for vannmiljø, for eksempel PAH16 og et utvalg tungmetaller (som også er de viktigste i forhold til veivann). Mikroplast fra vegarealer (bildekk) bør også vurderes nærmere i forhold til forekomst i avrenning og i byvassdrag og hvilken miljørisiko dette kan utgjøre.

Arbeidspakke 2: Fullskala undersøkelser av tiltak i byvassdrag

2A: Undersøkelser i Teglverksdammen:

Fekal forurensning: Undersøke forekomst og renseeffekt gjennom anlegget med hensyn på de fekale indikatorbakteriene *E. coli* og Intestinale enterokokker som brukes for å vurdere badevannskvalitet i dag, samt kolifag (aktuell badevannsindikator for virus). Inkludere noen få vannprøver som også analyseres for ulike MST-markører og humanpatogene mikroorganismer, f. eks parasittene *Cryptosporidium*, *Giardia* og *Microsporidia*, norovirus, samt bakteriene *Campylobacter*, *Salmonella* og *E. coli* EHEC. Siden vannet i perioder har varierende oppholdstid vil det være en utfordring å ta ut representative prøver av inn- og utløp for å beregne rensing, men dersom prøvetakingen foregår

over tid og representerer ulike avrenningsforhold der vannføring er kjent vil dette gi en god indikasjon på renseseffekt.

Dersom overflatevannet er påvirket av kloakk, er det sannsynligvis virus som utgjør størst fare for vannbåren smitte i forbindelse med bading, men vi vet lite om hvor lenge humanpatogene virus overlever i vann og om hvordan naturbaserte løsninger bør optimaliseres for best mulig reduksjon av virus. Prøvetakingen over kan gi noen innspill til det.

Fekale indikatorbakterier og patogener kan overleve lenge i sedimenter, så oppvirvling av sedimenter kan være en av flere kilder (An *et al.*, 2002; Phillips *et al.*, 2011). Det kan derfor også være interessant å analysere for *E. coli*, IE og kolifager, samt MST-markørene i sedimenter i Hovinbekken.

Miljøgifter:

1. Opptak i planter: Vi ser fra sedimentasjonsdammene at planter er gode til å ta opp miljøgifter. Vi foreslår et studium på hvilke planter som er effektive, hvor stoffer lagres i planten og hvor permanent en slik lagring er over tid.

2. Sedimentering: oppfølging av Teglverksdammen, der vi antar at partikkelbundne miljøgifter sedimenterer. Vi ønsker å kartlegge hva som skjer under anaerobe forhold. Mange av disse miljøgiftene (særlig metaller) vil sannsynligvis løses ut. Dette er også relevant for næringssalter (fosfor).

Mål: kan man designe/restaurere mer i forhold til problematiske miljøgifter i vassdragene, for eksempel lage «sedimentasjonsdammer/plantesoner» hvor man kan naturlig felle ut/ «binde opp» miljøgifter?

Vannføring og andre vannkvalitetsparametere: Effekt av vannføring på rens tiltak: vannføringsmålinger inn og ut av anlegget, vannmengeproporsjonal prøvetaking og multiparametersonder for logging av vannkvalitet under varierende vannføring bør gjennomføres der vannføringen styres. Inkludere enkelte kjemiske analyseparametere, samt data om temperatur, nedbør, solforhold, biologiske parametere.

2B Undersøkelser i Ensjøbyen:

Evne til selvrensing av smittestoffer i den nye delen av bekken mellom Teglverksdammen og Ensjø stasjon. Bekken som er relativt grunn er i sin helhet konstruert, har gode fallforhold i forhold til oksygentilgang og eksponering mot dagslys. Den nye bebyggelsen langs bekken har implementert ulike LOD tiltak og effekten av disse på vannkvaliteten foreslås også vurdert for et utvalg tiltak.

2C: Bjerkedalen Park:

Teste en filterbarriere for å undersøke om det er mulig å oppnå akseptabel vannkvalitet i badedam eller dam for vassing. Et aktuelt tiltak kan være å etablere tilplantende gabioner med filtersand på tvers av dammen og teste effekten av dette i sommerperioden. Dette tiltaket må vurderes nærmere i samarbeid med VAV da det er kontroversielt. En slik tilrettelegging kan oppfattes om en invitasjon til bading i et bekkevann med ustabil og usikker vannkvalitet og hvor det i dag er skiltet med advarsel mot bading.

Arbeidspakke 3: Pilotundersøkelser (mesoskala) av konstruerte vassdrag i feltlaboratorium



Figur 17. Forsøksrenner med bekkeløp på NIVA sitt testanlegg på Solbergstrand i Frogn.
Foto: Aina Charlotte Wennberg/NIVA

Det vil være en viss selvrensing i bekker og dammer ved at forurensning sedimenterer eller brytes ned. I felt har man derimot sjelden god kontroll på alle tilførselskilder og faktorer som påvirker selvrensingen. Det kan derfor være nyttig å supplere med eksperimenter utført under kontrollerte betingelser, for eksempel i forsøksrennene på Solbergstrand (Figur 17). Her kan man for eksempel studere hvordan ulike biologiske faktorer vil påvirke ulike mikrobers skjebne i vann.

De viktigste mekanismene for fjerning/utdøing av patogener er UV-lys fra solinnstråling (store overflater med lav vannstand) og høy mikrobiologisk aktivitet (Carratala *et al.*, 2013; Korajkic *et al.*, 2013; Wanjugi and Harwood, 2013). Vegetasjon vil skjerme for solinnstråling, men kan potensielt øke den mikrobiologiske aktiviteten og/eller diversiteten (Chen *et al.*, 2015). Ved valg av riktige planter kan man også rense vannet for potensielle miljøgifter fordi enkelte planter kan akkumulere disse, f.eks. solsikker og sennep (Niu *et al.*, 2007), eller flyteplanter (Rezania *et al.*, 2016)), og andre vil bidra til nedbrytning av organiske miljøgifter (Jha *et al.*, 2015; Feng *et al.*, 2017). Det finnes også planter som akkumulerer salt (veivrenning) (Nouri *et al.*, 2017).

Det kan være aktuelt å studere:

1. Valg av vegetasjon for absorpsjon av tungmetaller/miljøgifter/næringssalter – teste våtmarksplanter som finnes i byvassdragene, som dunkjevle, sjøsivaks, kalmusrot og sivaks
2. Effekt av vegetasjon på fjerning/utdøing av patogener (*E. coli* og MS2 som modeller)

3. Effekt av bunnmaterialet for fjerning av utdøing av patogener (sand vs. stein, betong, fargevalg) – hvor effekt av UV-lys, biofilmdannelse og sedimentering undersøkes nærmere.

Arbeidspakke 4: Sosioøkonomiske vurderinger i forbindelser med gjennomførte bekkerestaureringer

Her kan det være aktuelt å benytte Teglverksdammen og Ensjøbyen som case for følgende undersøkelser:

- Hvordan benytter folk det nye vassdraget og hvilke holdninger har brukere til parken, vassdraget og synlig vannkvalitet (spørreundersøkelser og observasjoner gjennom ulike årstider)
- Småbarnsforeldres holdninger til sikkerhet i forhold til drukningsfare for barn og smittefare
- Virkning av- og holdninger til et forbud mot mating av fugler i og langs byvassdraget
- Prisutvikling på boliger i forhold til nærhet av blå-grønn infrastruktur/bekkerestaurering

Andre forslag til undersøkelser:

Teste og videreutvikle hurtigmetoder for overvåkning av hygienisk badevannskvalitet for å advare mot bading ved korttidsforurensning

Hvordan utforme renseløsninger for ulike typer forurensning (søppelhåndtering, pollen, skum, alger).

Hvordan takler tiltakene ekstreme nedbørsepisoder i forhold til hydraulisk funksjon, vegetasjon, sediment og steinsetting

8 Referanser

- Adressa. 2015. Ribbefett i vasken gir rottefest i rørene. Hentet 27. januar 2016 fra <http://www.adressa.no/nyheter/trondheim/2015/12/20/Ribbefett-i-vasken-gir-rottefest-i-r%C3%B8rene-11943062.ece>
- Ahmed, W., H. Brandes, P. Gyawali, J.P.S. Sidhu and S. Toze, 2014. Opportunistic pathogens in roof-captured rainwater samples, determined using quantitative pcr. *Water Research*, 53: 361-369. Available from <Go to ISI>://WOS:000333781300029. DOI 10.1016/j.watres.2013.12.021.
- Ahmed, W., V.J. Harwood, P. Gyawali, J.P.S. Sidhu and S. Toze, 2015. Comparison of concentration methods for quantitative detection of sewage-associated viral markers in environmental waters. *Applied and Environmental Microbiology*, 81(6): 2042-2049. Available from <Go to ISI>://WOS:000350554800019. DOI 10.1128/aem.03851-14.
- An, Y.J., D.H. Kampbell and G.P. Breidenbach, 2002. Escherichia coli and total coliforms in water and sediments at lake marinas. *Environmental Pollution*, 120(3): 771-778. Available from <Go to ISI>://WOS:000179013200029.
- Antunes, L.N., L.P. Thives and E. Ghisi, 2016. Potential for potable water savings in buildings by using stormwater harvested from porous pavements. *Water*, 8(4): 18. Available from <Go to ISI>://WOS:000375157200001. DOI 10.3390/w8040110.
- Arnott, D. 2017 Macroinvertebrate colonisation of a recently deculverted urban stream. Masteroppgave ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU), 66 s.
- Asghari, F.B., M. Nikaeen and H. Mirhendi, 2013. Rapid monitoring of pseudomonas aeruginosa in hospital water systems: A key priority in prevention of nosocomial infection. *Fems Microbiology Letters*, 343(1): 77-81. Available from <Go to ISI>://WOS:000318629800012. DOI 10.1111/1574-6968.12132.
- Avolio, C. M. 2003. The local impacts of road crossings on Puget Lowland creeks. Mastergradsavhandling: University of Washington. Barcina, I., I. Arana, J. Iriberry and L. Egea, 1986. Factors affecting the survival of escherichia-coli in a river. *Hydrobiologia*, 141(3): 249-253. Available from <Go to ISI>://WOS:A1986F475300007. DOI 10.1007/bf00014218.
- Bavor, H.J., Davies, C.M., Sakadevan, K., 2000. Stormwater treatment: do constructed wetlands yield improved pollutant management performance over detention pond systems. *Wetland systems for water pollution control, Lake Buena Vista, Florida*, International Water Association, London, UK, pp. 1489 - 1496.
- Bergens Tidende. 2015. Rottejegere i Bergen har tatt nesten 2000 flere dyr. Hentet 27. januar 2016 fra <http://www.bt.no/nyheter/lokalt/Rottejegere-i-Bergen-har-tatt-nesten-2000-flere-dyr-3464679.html>
- Bichai, F. and N. Ashbolt, 2017. Public health and water quality management in low-exposure stormwater schemes: A critical review of regulatory frameworks and path forward. *Sust. Cities Soc.*, 28: 453-465. Available from <Go to ISI>://WOS:000389322700042. DOI 10.1016/j.scs.2016.09.003.
- Boehm, A.B., J.A. Soller and O.C. Shanks, 2015. Human-associated fecal quantitative polymerase chain reaction measurements and simulated risk of gastrointestinal illness in recreational waters contaminated with raw sewage. *Environmental Science & Technology Letters*, 2(10): 270-275. Available from <Go to ISI>://WOS:000362930700003. DOI 10.1021/acs.estlett.5b00219.
- Bollmann, U.E., D. Fernandez-Calvino, K.K. Brandt, M.S. Storgaard, H. Sanderson and K. Bester, 2017. Biocide runoff from building facades: Degradation kinetics in soil. *Environ. Sci. Technol.*, 51(7): 3694-3702. Available from <Go to ISI>://WOS:000398646500013. DOI 10.1021/acs.est.6b05512.
- Borges, C.A., M.V. Cardozo, L.G. Beraldo, E.S. Oliveira, R.P. Maluta, K.B. Barboza, K. Werther and F.A. Avila, 2017. Wild birds and urban pigeons as reservoirs for diarrheagenic escherichia coli with zoonotic potential. *J. Microbiol.*, 55(5): 344-348. Available from <Go to ISI>://WOS:000400268500004. DOI 10.1007/s12275-017-6523-3.
- Braut (2009). Store medisinske leksikon. <https://sml.snl.no/hygiene>.
- Brown, K.I., K.E. Graham and A.B. Boehm, 2017. Risk-based threshold of gull-associated fecal marker concentrations for recreational water. *Environmental Science & Technology Letters*, 4(2): 44-48. Available from <Go to ISI>://WOS:000394412300003. DOI 10.1021/acs.estlett.6b00473.

- Burkhardt, M., S. Zuleeg, R. Vonbank, K. Bester, J. Carmeliet, M. Boller and T. Wangler, 2012. Leaching of biocides from facades under natural weather conditions. *Environ. Sci. Technol.*, 46(10): 5497-5503. Available from <Go to ISI>://WOS:000303964700033. DOI 10.1021/es2040009.
- Bærum kommune (2017) Hudinfeksjon etter opphold i basseng ved Henie Onstad kunstsenter <https://www.baerum.kommune.no/aktuelt/hudinfeksjon-etter-opphold-i-basseng-ved-henie-onstad-kunstsenter-sanatorium/>
- Campisano, A., D. Butler, S. Ward, M.J. Burns, E. Friedler, K. DeBusk, L.N. Fisher-Jeffes, E. Ghisi, A. Rahman, H. Furumai and M. Han, 2017. Urban rainwater harvesting systems: Research, implementation and future perspectives. *Water Research*, 115: 195-209. Available from <Go to ISI>://WOS:000399848200019. DOI 10.1016/j.watres.2017.02.056.
- Canals, O., A. Serrano-Suarez, H. Salvado, J. Mendez, S. Cervero-Arago, V.R. de Porras, J. Dellunde and R. Araujo, 2015. Effect of chlorine and temperature on free-living protozoa in operational man-made water systems (cooling towers and hot sanitary water systems) in catalonia. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(9): 6610-6618. Available from <Go to ISI>://WOS:000353046600021
- Carratala, A., M. Rusinol, J. Rodriguez-Manzano, L. Guerrero-Latorre, R. Sommer and R. Girones, 2013. Environmental effectors on the inactivation of human adenoviruses in water. *Food and Environmental Virology*, 5(4): 203-214. Available from <Go to ISI>://WOS:000326691400003
- Carvalho, L., C. McDonald, C. de Hoyos, U. Mischke, G. Phillips, G. Borics, S. Poikane, B. Skjelbred, A.L. Solheim, J. Van Wichelen and A.C. Cardoso, 2013. Sustaining recreational quality of european lakes: Minimizing the health risks from algal blooms through phosphorus control. *Journal of Applied Ecology*, 50(2): 315-323. Available from <Go to ISI>://WOS:000316969300005. DOI 10.1111/1365-2664.12059.
- Chen, Y., Y. Wen, Z. Tang, J. Huang, Q. Zhou and J. Vymazal, 2015. Effects of plant biomass on bacterial community structure in constructed wetlands used for tertiary wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 84: 38-45. Available from <Go to ISI>://WOS:000363948000005. DOI 10.1016/j.ecoleng.2015.07.013.
- Chorus, I., Bartram, J. 1999. Toxic cyanobacteria in water – a guide to their public health consequences, monitoring and management. E. & F.N. Spon. London.
- Cockell, C.S., P. Rettberg, G. Horneck, D.D. Wynn-Williams, K. Scherer and A. Gugg-Helminger, 2002. Influence of ice and snow covers on the uv exposure of terrestrial microbial communities: Dosimetric studies. *Journal of Photochemistry and Photobiology B-Biology*, 68(1): 23-32. Available from <Go to ISI>://WOS:000178293000004. DOI 10.1016/s1011-1344(02)00327-5.
- Cutbill, L.B., 1994. The potential for urban stormwater treatment by constructed wetlands. ICWS'94: 4th international conference on wetland systems for water pollution control, Guangzhou, Kina, International association on water quality, pp. 677 - 686.
- Davies, C.M. and H.J. Bavor, 2000. The fate of stormwater-associated bacteria in constructed wetland and water pollution control pond systems. *J. Appl. Microbiol.*, 89(2): 349-360. Available from <Go to ISI>://WOS:000089139800020. DOI 10.1046/j.1365-2672.2000.01118.x.
- Daviknes, H.K. (2016). Vannkvalitet ved friluftsbad i Oslo. Årsrapport 2016. Oslo kommune. Bymiljøetaten.
- de Man, H., H. van den Berg, E. Leenen, J.F. Schijven, F.M. Schets, J.C. van der Vliet, F. van Knapen and A.M.D. Husman, 2014. Quantitative assessment of infection risk from exposure to waterborne pathogens in urban floodwater. *Water Research*, 48: 90-99. Available from <Go to ISI>://WOS:000329553100008. DOI 10.1016/j.watres.2013.09.022.
- Delafont, V., D. Bouchon, Y. Hechard and L. Moulin, 2016. Environmental factors shaping cultured free-living amoebae and their associated bacterial community within drinking water network. *Water Research*, 100: 382-392. Available from <Go to ISI>://WOS:000378448800036
- Doan, L.N. and A.P. Davis, 2017. Bioretention-cistern-irrigation treatment train to minimize stormwater runoff. *J. Sustain. Water Built Environ.*, 3(2): 10. Available from <Go to ISI>://WOS:000398595700001. DOI 10.1061/jswbay.0000820.
- Dobrowsky, P.H., M. De Kwaadsteniet, T.E. Cloete and W. Khan, 2014. Distribution of indigenous bacterial pathogens and potential pathogens associated with roof-harvested rainwater. *Applied and Environmental Microbiology*, 80(7): 2307-2316. Available from <Go to ISI>://WOS:000332840700030. DOI 10.1128/aem.04130-13.
- Dobrowsky, P.H., S. Khan, T.E. Cloete and W. Khan, 2017. Microbial and physico-chemical characteristics associated with the incidence of legionella spp. And acanthamoeba spp. In rainwater harvested from

- different roofing materials. *Water Air and Soil Pollution*, 228(2). Available from <Go to ISI>://WOS:000394351400033. DOI 10.1007/s11270-017-3270-3.
- Endresen, S., 1997. Betydningen av lokal/total overvannsdiskonering (LOD/TOD) på flommer, Hydra rapport. Siv. ing. Svein Endresen AS, 31 pp.
- Endresen, S., 1998. Lokal og total overvannsdiskonering (LOD/TOD) - beskrivelser av anlegg, erfaringer mm., Hydra rapport T03. Sivilingeniør Svein Endresen AS.
- England, P.H., 2013. Epidemiological investigation of an outbreak of gastrointestinal illness following a mass-participation swim in the river thames london october 2012.
- Eregno, F.E., I. Tryland, T. Tjomsland, M. Myrmel, L. Robertson and A. Heistad, 2016. Quantitative microbial risk assessment combined with hydrodynamic modelling to estimate the public health risk associated with bathing after rainfall events. *Science of the Total Environment*, 548: 270-279. Available from <Go to ISI>://WOS:000370246000029. DOI 10.1016/j.scitotenv.2016.01.034.
- EU, 2006. Directive 2006/7/ec of the european parliament and of the council of 15 february 2006 concerning the management of bathing water quality and repealing directive 76/160/eec. Available online: [Http://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/txt/?Uri=celex:32006l0007](http://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/txt/?Uri=celex:32006l0007) (assessed on 11 november 2015).
- Falkinham, J.O., A. Pruden and M. Edwards, 2015. Opportunistic premise plumbing pathogens: Increasingly important pathogens in drinking water. *Pathogens*, 4(2): 373-386. Available from <Go to ISI>://WOS:000371792700012
- Feng, N.X., J. Yu, H.M. Zhao, Y.T. Cheng, C.H. Mo, Q.Y. Cai, Y.W. Li, H. Li and M.H. Wong, 2017. Efficient phytoremediation of organic contaminants in soils using plant-endophyte partnerships. *Science of the Total Environment*, 583: 352-368. Available from <Go to ISI>://WOS:000394556400037. DOI 10.1016/j.scitotenv.2017.01.075.
- Ferguson, C.M., K. Charles and D.A. Deere, 2009. Quantification of microbial sources in drinking-water catchments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 39(1): 1-40. Available from <Go to ISI>://WOS:000262000600001. DOI 10.1080/10643380701413294.
- Fettvett. 2016. Rotterace i avløpsnett. Hentet 27. januar 2016 fra <http://fettvett.no/rotterace.html>
- Flint, K.P., 1987. The long-term survival of escherichia-coli in river water. *Journal of Applied Bacteriology*, 63(3): 261-270. Available from <Go to ISI>://WOS:A1987K372400011. DOI 10.1111/j.1365-2672.1987.tb04945.x.
- Foley, S.L., A.M. Lynne and R. Nayak, 2009. Molecular typing methodologies for microbial source tracking and epidemiological investigations of gram-negative bacterial foodborne pathogens. *Infection Genetics and Evolution*, 9(4): 430-440. Available from <Go to ISI>://WOS:000267044800005
- Folkehelseinstituttet. (2014). Vannkvalitetsnormer for friluftsbad
Tilgjengelig fra: <https://www.fhi.no/ml/badevann/vannkvalitetsnormerFor-friluftsbad/>
- Folkehelseinstituttet. (2014b). Pseudomonasinfeksjon - veileder for helsepersonell
<https://www.fhi.no/nettpub/smittevernveilederen/sykdommer-a-a/pseudomonasinfeksjon---veileder-for/>
- Folkehelseinstituttet. (2015). Miljø og helse - en kunnskapsbase: 03. Algeoppblomstring i vann
Tilgjengelig fra: <https://www.fhi.no/nettpub/mihe/vann/03.-algeoppblomstring-i-vann/>
- Folkehelseinstituttet. (2016). Veiledninger og råd for å forebygge legionellasmitte.
<https://www.fhi.no/sv/smittsomme-sykdommer/legionella/veiledninger-og-rad-for-a-forebygge/>
- Gerardi M.H. 2006. *Wastewater bacteria*. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, NJ, USA: 272pp.
- German, J., 2001. *Stormwater Sediments, Removal and Characteristics*, Chalmers University of Technology, Department of Water Environment Transport, Gøteborg, Sverige.
- Gikas, G.D. and V.A. Tsihrintzis, 2012. Assessment of water quality of first-flush roof runoff and harvested rainwater. *J. Hydrol.*, 466: 115-126. Available from <Go to ISI>://WOS:000309988700010. DOI 10.1016/j.jhydrol.2012.08.020.
- Goulet, R.R., Pick, F.R., Droste, R.L., 2001. Test of the First - Order Removal Model for Metal Retention in a Young Constructed Wetland. *Ecological Engineering* 17 (4), 357 - 371.
- Gordon, R. C. (1972). *Winter Survival of Fecal Indicator Bacteria in a Subarctic Alaskan River Oregon*: Environmental Protection Agency.

- Goss, M. and C. Richards, 2008. Development of a risk-based index for source water protection planning, which supports the reduction of pathogens from agricultural activity entering water resources. *Journal of Environmental Management*, 87(4): 623-632. Available from <Go to ISI>://WOS:000256358500010. DOI 10.1016/j.jenvman.2006.12.048.
- Graczyk, T.K., F.E. Lucy, Y. Mashinsky, R.C.A. Thompson, O. Koru and A.J. daSilva, 2009. Human zoonotic enteropathogens in a constructed free-surface flow wetland. *Parasitology Research*, 105(2): 423-428. Available from <Go to ISI>://WOS:000267297300017. DOI 10.1007/s00436-009-1400-6.
- Graczyk, T.K., F.E. Lucy, L. Tamang, Y. Mashinski, M.A. Broaders, M. Connolly and H.W.A. Cheng, 2009. Propagation of human enteropathogens in constructed horizontal wetlands used for tertiary wastewater treatment. *Applied and Environmental Microbiology*, 75(13): 4531-4538. Available from <Go to ISI>://WOS:000267373000035. DOI 10.1128/aem.02873-08.
- Graczyk, T.K., A.C. Majewska and K.J. Schwab, 2008. The role of birds in dissemination of human waterborne enteropathogens. *Trends Parasitol.*, 24(2): 55-59. Available from <Go to ISI>://WOS:000253339000003. DOI 10.1016/j.pt.2007.10.007.
- Grung, M., K. Petersen, E. Fjeld, I. Allan, J.H. Christensen, L.M.V. Malmqvist, S. Meland and S. Ranneklev, 2016. Pah related effects on fish in sedimentation ponds for road runoff and potential transfer of pahs from sediment to biota. *Science of the Total Environment*, 566: 1309-1317. Available from <Go to ISI>://WOS:000381060900125. DOI 10.1016/j.scitotenv.2016.05.191.
- Guenther, S., J. Wuttke, A. Bethe, J. Vojtech, K. Schaufler, T. Semmler, R.G. Ulrich, L.H. Wieler and C. Ewers, 2013. Is fecal carriage of extended-spectrum-beta-lactamase-producing escherichia coli in urban rats a risk for public health? *Antimicrobial Agents and Chemotherapy*, 57(5): 2424-2425. Available from <Go to ISI>://WOS:000317467600064. DOI 10.1128/aac.02321-12.
- Gutierrez-Cacciabue, D., A.G. Cid and V.B. Rajal, 2016. How long can culturable bacteria and total DNA persist in environmental waters? The role of sunlight and solid particles. *Science of the Total Environment*, 539: 494-502. Available from <Go to ISI>://WOS:000364247800053. DOI 10.1016/j.scitotenv.2015.07.138.
- Gwenzi, W., Dunjana, N., Pisa, C., Tauro, T., & Nyamadzawo, G. (2015). Water quality and public health risks associated with roof rainwater harvesting systems for potable supply: Review and perspectives. *Sustainability of Water Quality and Ecology*, 6, 107-118.
- Hagedorn C., Harwood V.J., Blanch A. 2011. *Microbial Source Tracking: Methods, Applications, and Case Studies*. Springer, New York.
- Hagman, C.H.C., A. Ballot, D.O. Hjermann, B. Skjelbred, P. Brettum and R. Ptacnik, 2015. The occurrence and spread of gonyostomum semen (ehr.) diesing (raphidophyceae) in norwegian lakes. *Hydrobiologia*, 744(1): 1-14. Available from <Go to ISI>://WOS:000346182100001. DOI 10.1007/s10750-014-2050-y.
- Hamilton, K.A., W. Ahmed, A. Palmer, J.P.S. Sidhu, L. Hodggers, S. Toze and C.N. Haas, 2016. Public health implications of acanthamoeba and multiple potential opportunistic pathogens in roof-harvested rainwater tanks. *Environmental research*, 150: 320-327. Available from <Go to ISI>://WOS:000382903100039
- Hamilton, K.A., W. Ahmed, A. Palmer, K. Smith, S. Toze and C.N. Haase, 2017. Seasonal assessment of opportunistic premise plumbing pathogens in roof-harvested rainwater tanks. *Environ. Sci. Technol.*, 51(3): 1742-1753. Available from <Go to ISI>://WOS:000393738700085. DOI 10.1021/acs.est.6b04814.
- Hares, R.J., Ward, N.I., 1999. Comparison of the Heavy Metal Content of Motorway Stormwater Following Discharge Into Wet Biofiltration and Dry Detention Ponds Along the London Orbital (M25) Motorway. *Sci. Total Environ.* 235 (1 - 3), 169 - 178.
- Harder-Lauridsen, N.M., K.G. Kuhn, A.C. Erichsen, K. Molbak and S. Ethelberg, 2013. Gastrointestinal illness among triathletes swimming in non-polluted versus polluted seawater affected by heavy rainfall, denmark, 2010-2011. *Plos One*, 8(11): 8. Available from <Go to ISI>://WOS:000327162900013. DOI 10.1371/journal.pone.0078371.
- Harrault L., Jarde E., Jeanneau L., Petitjean P. 2014. Development of the analysis of fecal stanols in the oyster *Crassostrea gigas* and identification of fecal contamination in shellfish harvesting areas. *Lipids*. 49(6), 597-607.
- Hatt, B.E., T.D. Fletcher, C.J. Walsh and S.L. Taylor, 2004. The influence of urban density and drainage infrastructure on the concentrations and loads of pollutants in small streams. *Environmental Management*, 34(1): 112-124. Available from <Go to ISI>://WOS:000223464900010. DOI 10.1007/s00267-004-0221-8.
- Haupt, T.E., R.T. Heffernan, J.J. Kazmierczak, H. Nehls-Lowe, B. Rheineck, C. Powell, K.K. Leonhardt, A.S. Chitnis and J.P. Davis, 2012. An outbreak of legionnaires disease associated with a decorative water wall

- fountain in a hospital. *Infection Control and Hospital Epidemiology*, 33(2): 185-191. Available from <Go to ISI>://WOS:000299085400013
- Hem, L.J., A.C. Wennberg, G. Thorvaldsen and I. Skaar, 2013. Biofilmdannelse i vavs ledningsnett med nye oset vannbehandlingsanlegg. *Vann*, 48(2): 8.
- Hoebe, C., H. Vennema, A.M.D. Husman and Y. van Duynhoven, 2004. Norovirus outbreak among primary schoolchildren who had played in a recreational water fountain. *Journal of Infectious Diseases*, 189(4): 699-705. Available from <Go to ISI>://WOS:000188832900018. DOI 10.1086/381534.
- Huber M, Welker A, Helmreich B., 2016. Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. *Science of The Total Environment* 2016; 541: 895-919.
- Hsu, T-T D, Martin, J, Mitsch, W, Lee, J. 2017. Towards sustainable protection of public health: The role of urban wetlands as a frontline safeguard of pathogen and antibiotic resistance spread. *Ecological Engineering*. Inn press.
- Hsu, T.T.D., C.L. Rea, Z.T. Yu and J. Lee, 2016. Prevalence and diversity of shiga toxin genes in canada geese and water in western lake erie region. *Journal of Great Lakes Research*, 42(2): 476-481. Available from <Go to ISI>://WOS:000373651100035. DOI 10.1016/j.jglr.2015.12.003.
- Hughes, B., D.J. Beale, P.G. Dennis, S. Cook and W. Ahmed, 2017. Cross-comparison of human wastewater-associated molecular markers in relation to fecal indicator bacteria and enteric viruses in recreational beach waters. *Applied and Environmental Microbiology*, 83(8): 16. Available from <Go to ISI>://WOS:000398771200001. DOI 10.1128/aem.00028.
- Hwang, I.Y., E.H. Park, Y.K. Park, S.H. Park, G.H. Sung, H.Y. Park and Y.C. Lee, 2016. Distribution of legionella pneumophila serogroups isolated from water systems of public facilities in busan, south korea. *Southeast Asian Journal of Tropical Medicine and Public Health*, 47(3): 467-474. Available from <Go to ISI>://WOS:000378012400014.
- Høyseter, T., Joranger, T. og Engen, G. (2008). Årsrapport 2007: Vannkvalitet ved friluftsbad i Oslo. Helse- og velferdsetaten, Oslo kommune. Arkivnr: 267.1.
- Jha, P., J. Panwar and P.N. Jha, 2015. Secondary plant metabolites and root exudates: Guiding tools for polychlorinated biphenyl biodegradation. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12(2): 789-802. Available from <Go to ISI>://WOS:000347681800035. DOI 10.1007/s13762-014-0515-1.
- Joosten, R., G. Sonder, S. Parkkali, D. Brandwagt, E. Fanoy, L. Mughini-Gras, W. Lodder, E. Ruland, E. Siedenburg, S. Kliffen and W. van Pelt, 2017. Risk factors for gastroenteritis associated with canal swimming in two cities in the netherlands during the summer of 2015: A prospective study. *Plos One*, 12(4). DOI 10.1371/journal.pone.0174732.
- Kaldec, R.H. and Wallace, S.D. 2009. *Treatment Wetlands*. CRC Press London.
- Kanatani, J., J. Isobe, K. Kimata, T. Shima, M. Shimizu, F. Kura, T. Sata and M. Watahiki, 2013. Close genetic relationship between legionella pneumophila serogroup 1 isolates from sputum specimens and puddles on roads, as determined by sequence-based typing. *Applied and Environmental Microbiology*, 79(13): 3959-3966. Available from <Go to ISI>://WOS:000319986200008
- Kapperud, G. and O. Rosef, 1983. Avian wildlife reservoir of campylobacter-fetus subsp jejuni, yersinia spp, and salmonella spp in norway. *Applied and Environmental Microbiology*, 45(2): 375-380. Available from <Go to ISI>://WOS:A1983QB28500004.
- Kayhanian, M., B.D. Fruchtmann, J.S. Gulliver, C. Montanaro, E. Ranieri and S. Wuertz, 2012. Review of highway runoff characteristics: Comparative analysis and universal implications. *Water Research*, 46(20): 6609-6624. Available from <Go to ISI>://WOS:000313459900005. DOI 10.1016/j.watres.2012.07.026.
- Kim, C., S. Jeon, J. Jung, Y. Oh, Y. Kim, J. Lee, S. Choi, Y. Chae and Y.K. Lee, 2015. Isolation of legionella pneumophila from cooling towers, public baths, hospitals, and fountains in seoul, korea, from 2010 to 2012. *Journal of Environmental Health*, 77(6): 58-62. Available from <Go to ISI>://WOS:000348003400009.
- Kobayashi A., Sano D., Okabe S. 2013. Effects of temperature and predator on the persistence of hostspecific Bacteroides-Prevotella genetic markers in water. *Water Sci. Technol.* 67(4), 838-845.
- Kohli, H.S., 2013. *Public health 2012 / 13*. The annual report of the director of public health.
- Korajkic, A., P. Wanjugi and V.J. Harwood, 2013. Indigenous microbiota and habitat influence escherichia coli survival more than sunlight in simulated aquatic environments. *Applied and Environmental Microbiology*, 79(17): 5329-5337. Available from <Go to ISI>://WOS:000322828100028

- Krystad, R. 2017. Gjenåpning av byvassdrag – Forekomst, kilder og rensing av tarmbakterier i Teglverksdammen (i Hovinbekken, Oslo). Masteroppgave, Fakultet for realfag og teknologi, NMBU.
- Kvitsand, H.M.L. and L. Fiksdal, 2010. Waterborne disease in Norway: Emphasizing outbreaks in groundwater systems. *Water Science and Technology*, 61(3): 563-571. Available from <Go to ISI>://WOS:000274444500002. DOI 10.2166/wst.2010.863.
- Lapa, D., M.R. Capobianchi and A.R. Garbuglia, 2015. Epidemiology of hepatitis e virus in European countries. *International Journal of Molecular Sciences*, 16(10): 25711-25743. Available from <Go to ISI>://WOS:000364232100135. DOI 10.3390/ijms161025711.
- Layton, A., L. McKay, D. Williams, V. Garrett, R. Gentry and G. Sayler, 2006. Development of bacteroides 16s rRNA gene taqman-based real-time PCR assays for estimation of total, human, and bovine fecal pollution in water. *Applied and Environmental Microbiology*, 72(6): 4214-4224. Available from <Go to ISI>://WOS:000238620100051
- Le Guyader, F., Pommepuy, M. & Cormier, M. 1991. Implantation of *Escherichia coli* in pilot experiments and the influence of competition on the flora. *Canadian Journal of Microbiology*, 37 (2): 116-121.
- Leikanger, E. og Roseth, R. (2016). Veiavrenning og driftstiltak. Overvåking av avrenning samt oppfølging av feie- og sandfangmasser ved ulik veidrift. NIBIO-rapport 144.
- Leikanger, E. 2013. Behandling av urbant overvann - En undersøkelse av biofiltrenes funksjonalitet og årsaker til algevekst i overvannsanlegget i Nansenparken, Fornebu. Masteroppgave NMBU, Institutt for plante og miljøvitenskap.
- Levesque, B., P. Brousseau, F. Bernier, E. Dewailly and J. Joly, 2000. Study of the bacterial content of ring-billed gull droppings in relation to recreational water quality. *Water Research*, 34(4): 1089-1096. Available from <Go to ISI>://WOS:000085360800003. DOI 10.1016/S0043-1354(99)00266-3.
- Lindholm, O., Endresen, S., Thorolfson, S., Særgrov, S., Jakobsen, G. & Aaby, L. (2008). R162 – Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering. *Norsk Vann Rapport*, 162/2008. 48 s.
- Livermore, D.M., 2002. Multiple mechanisms of antimicrobial resistance in *Pseudomonas aeruginosa*: Our worst nightmare? *Clinical Infectious Diseases*, 34(5): 634-640. Available from <Go to ISI>://WOS:000173677600012. DOI 10.1086/338782.
- Lloyd, B.J., C.A. Vorkas and R.K. Guganesharajah, 2003. Reducing hydraulic short-circuiting in maturation ponds to maximize pathogen removal using channels and wind breaks. *Water Science and Technology*, 48(2): 153-162. Available from <Go to ISI>://WOS:000185504700021.
- Lu, J., I. Struewing, E. Vereen, A.E. Kirby, K. Levy, C. Moe and N. Ashbolt, 2016. Molecular detection of legionella spp. and their associations with mycobacterium spp., *Pseudomonas aeruginosa* and amoeba hosts in a drinking water distribution system. *J. Appl. Microbiol.*, 120(2): 509-521. Available from <Go to ISI>://WOS:000368793500025
- Lundberg, K. og Lindmark, P. 1994. Rening av vegdagvatten, Vegledning 7. Statens geotekniska institut, Linköping, Sverige, 39 pp.
- Luo, J., X.R. Wang, H. Yang, J.Z. Yu, L.Y. Yang and B.Q. Qin, 2011. Atmospheric phosphorus in the northern part of Lake Taihu, China. *Chemosphere*, 84(6): 785-791. Available from <Go to ISI>://WOS:000293675300008. DOI 10.1016/j.chemosphere.2011.01.043.
- Magalhaes, M., G. Pontes, P.T. Serra, A. Balieiro, D. Castro, F.A. Pieri, J.L. Crainey, P.A. Nogueira and P.P. Orlandi, 2016. Multidrug resistant *Pseudomonas aeruginosa* survey in a stream receiving effluents from ineffective wastewater hospital plants. *BMC Microbiology*, 16. Available from <Go to ISI>://WOS:000383423600001
- Mattilsynet, 2014. Nasjonale mål – vann og helse. http://www.Mattilsynet.No/mat_og_vann/vann/protokoll_om_vann_og_helse/nasjonale_maal_for_vann_og_helse.15130/binary/nasjonale%20m%c3%a5l%20for%20vann%20og%20helse.
- McCambridge, J. and T.A. McMeekin, 1980. Effect of temperature on activity of predators of salmonella typhimurium and *Escherichia coli* in estuarine water. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 31(6): 851-855. Available from <Go to ISI>://WOS:A1980KZ18000013.
- McMinn, B.R., N.J. Ashbolt and A. Korajkic, 2017. Bacteriophages as indicators of faecal pollution and enteric virus removal. *Letts. Appl. Microbiol.*, 65(1): 11-26. Available from <Go to ISI>://WOS:000403279900002. DOI 10.1111/lam.12736.
- Meland, S.; Rannekleiv S.B. og Hertel-Aas T. 2016. Forslag til nye retningslinjer for rensing av veiavrenning og tunnelvaskevann. *Vann* 3 (263-273).

- Mieszkin S., Caprais M.P., Le Menec C., Le Goff M., Edge T.A., Gourmelon M. 2013. Identification of the origin of faecal contamination in estuarine oysters using Bacteroidales and F-specific RNA bacteriophage markers. *J. Appl. Microbiol.* 115(3), 897-907.
- Molleda, P., I. Blanco, G. Ansola and E. de Luis, 2008. Removal of wastewater pathogen indicators in a constructed wetland in Leon, Spain. *Ecological Engineering*, 33(3-4): 252-257. Available from <Go to ISI>://WOS:000258218200006. DOI 10.1016/j.ecoleng.2008.05.001.
- Moriarty, E.M.K., N.; Mackenzie, M.; Sinton, L.W.; Wood, D.R.; Gilpin, B.J., 2017. Faecal indicators and pathogens in selected New Zealand waterfowl. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 45(4): 679-688.
- Moss Avis. 2015. Slik unngår du å få kloakkrotter i huset. Hentet 27. januar 2016 fra <http://www.moss-avis.no/dyr/nyheter/slik-unngar-du-a-fa-kloakkrotter-i-huset/s/5-67-89598>
- Mothersill, C.L., Anderson, B.C., Watt, W.E., Marsalek, J. 2000. Biological Filtration of Stormwater: Field Operations and Maintenance Experiences. *Water Quality Research Journal of Canada* 35 (3), 541 - 562.
- Rhodes, M. W. & Kator, H. (1988). Survival of *Escherichia coli* and *Salmonella* spp. in estuarine environments *Applied and Environmental Microbiology*, 54 (12): 2902-2907.
- Muthanna, T. R. Hilligers og H. Liltved. 2011. Naturbasert håndtering av overvann. Tiltakskatalog for transport og miljø. TØI. Tiltak.no
- Mæhlum, T. og G.R. Hensel. 2017. Har infiltrasjonsanlegg i egnede masser lang levetid? *Vann*, nr 2/2017
- Niu, Z.X., L.N. Sun, T.H. Sun, Y.S. Li and H. Wang, 2007. Evaluation of phytoextracting cadmium and lead by sunflower, ricinus, alfalfa and mustard in hydroponic culture. *Journal of Environmental Sciences*, 19(8): 961-967. Available from <Go to ISI>://WOS:000248736600010. DOI 10.1016/s1001-0742(07)60158-2.
- NOU 2015:16. Overvann i byer og tettsteder — Som problem og ressurs. <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/nou-2015-16/id2465332/>
- Nouri, H., S. Chavoshi Borujeni, R. Nirola, A. Hassanli, S. Beecham, S. Alaghmand, C. Saint and D. Mulcahy, 2017. Application of green remediation on soil salinity treatment: A review on halophytoremediation. *Process Safety and Environmental Protection*, 107: 94-107. Available from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0957582017300265>. DOI <https://doi.org/10.1016/j.psep.2017.01.021>.
- Nydam, D.V., S.E. Wade, S.L. Schaaf and H.O. Mohammed, 2001. Number of cryptosporidium parvum oocysts or giardia spp cysts shed by dairy calves after natural infection. *Am. J. Vet. Res.*, 62(10): 1612-1615. Available from <Go to ISI>://WOS:000171270700017. DOI 10.2460/ajvr.2001.62.1612.
- Ogden, I.D., J.F. Dallas, M. MacRae, O. Rotariu, K.W. Reay, M. Leitch, A.P. Thomson, S.K. Sheppard, M. Maiden, K.J. Forbes and N.J.C. Strachan, 2009. *Campylobacter* excreted into the environment by animal sources: Prevalence, concentration shed, and host association. *Foodborne Pathog. Dis.*, 6(10): 1161-1170. Available from <Go to ISI>://WOS:000272462700001. DOI 10.1089/fpd.2009.0327.
- Oredalen, T. og Aas, W. 1980. Vurdering av atmosfærisk fosforavsetning i Sørøst-Norge. NIVA-rapport 4310 – 2000. 33s.
- Oslo VAV (2016). Vannkvalitet i byvassdrag og fjord. Oslo kommune. Vann- og avløpsetaten
- Oslo kommune. (2014). Hovedplan avløp og vannmiljø, 2014-2030.
- Oslo kommune. (2015). Prinsipper for gjenåpning av elver og bekker i Oslo. 1.
- Oslo kommune. (2015). Kommuneplan for Oslo, 2015
- Oslo kommune. (2016a). Fagrapport avløp og vannmiljø 2016: Vann- og avløpsetaten.
- Oslo kommune. (2016b). Handlingsplan for overvannshåndtering i Oslo kommune Kortversjon. 20 s.
- Pachepsky, Y. A., Blaustein, R. A., Whelan, G. & Shelton, D. R. 2014. Comparing temperature effects on *Escherichia coli*, *Salmonella*, and *Enterococcus* survival in surface waters. *Letters in Applied Microbiology*, 59 (3): 278-283.
- Paruch, A. M. (2011). Long-term survival of *Escherichia coli* in lightweight aggregate filter media of constructed wastewater treatment wetlands. *Water Science & Technology* 63 (3): 558- 564.
- Paruch L., Paruch A.M., Blankenberg A-G.B., Bechmann M., Mæhlum T. 2015. Application of host-specific genetic markers for microbial source tracking of faecal water contamination in an agricultural catchment. *Acta Agric. Scand.* 65(S2): 164-172.
- Paruch, A. M., Paruch, L. & Mæhlum, T. (2016a). Kildesporing av fekal vannforurensing i noen av tilløpsbekkene til Maridalsvannet og utløp til Akerselva. NIBIO rapport, 2 (27).
- Paruch, A. M. & Mæhlum, T. (2015). Analyserapport om fekal kildesporing i Hovinbekken,

- Bjerkedalen park, Oslo – Resultater fra september 2015.
- Paruch L., Paruch A.M., Blankenberg A-G.B., Haarstad K. og Mæhlum T. 2016. Norwegian study on microbial source tracking for water quality control and pollution removal in constructed wetland treating catchment run-off. In: *Wetland Systems for Water Pollution Control*. Gajewska M., Matej-Lukowicz K., Wojciechowska E. (Eds). ISBN 83-60261-14-8: 827-841.
- Paruch, A. M., Paruch, L. & Mæhlum, T. (2014). Implementering av molekylærbiologiske metoder for kildeprosporing av fekal vannfor urensning og vurdering av helsefare. *Bioforsk TEMA*, 9 (19).
- Paruch, A. M., L. Paruch og T. Mæhlum. 2017. Kildeprosporing av fekalvannforurensning med molekylærbiologiske metoder. NIBIO rapport nr 66/2017.
- Paus, K. 2008. Biofilter i Sentralparken Fornebu - Renseprosesser og optimalisering. Studentprosjekt ved Institutt for vann og miljøteknikk, NTNU. 28 s.
- Paus, K. og B.C. Braskerud. 2013. Forslag til dimensjonering og utforming av regnbed for norske forhold. *Vann*, 1, 54-67.
- Persson, J., 1997. Utforming av dammar: En litteraturstudie med kommentarer om dagvatten - , polerings - och miljødamm., B:63. Institutionen for Vattenbyggnad, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg, Sverige.
- Pettersson, T.J.R., 1999. Stormwater Ponds for Pollution Reduction, Chalmers University of Technology, Department of Sanitary Engineering, Göteborg, Sverige.
- Phillips, M.C., H.M. Solo-Gabriele, A.M. Piggot, J.S. Klaus and Y.F. Zhang, 2011. Relationships between sand and water quality at recreational beaches. *Water Research*, 45(20): 6763-6769. Available from <Go to ISI>://WOS:000298124500017. DOI 10.1016/j.watres.2011.10.028.
- Quinonez-Diaz, M.D., M.M. Karpiscak, E.D. Ellman and C.P. Gerba, 2001. Removal of pathogenic and indicator microorganisms by a constructed wetland receiving untreated domestic wastewater. *Journal of Environmental Science and Health Part a-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 36(7): 1311-1320. Available from <Go to ISI>://WOS:000170690300012. DOI 10.1081/ese-100104880.
- Ranneklev, S.B; Jensen, T.C; Solheim, A.L; Haande, S; Meland, S; Vikan, H; Hertel-Aas, T; Kronvall og KW Wike. 2016. Vannforekomstens sårbarhet for avrenningsvann fra vei under anlegg og driftsfasen. NIVA-rapport-7029, 45s.
- Ranneklev, S.B, Tjomsland, T., og Kempa, M. (2013). Dumping av trafikkforurenset snø fra Drammen sentrum ved Holmennokken. Konsekvenser for vann- og sedimentkvalitet i Drammenselva og Drammensfjorden. NIVA-rapport 6481. 37s.
- Rasmussen, G., R. Roseth & T. Mæhlum. 2002. Overvann fra veier og urbane områder - en oversikt over sammensetning og naturbaserte rensiltak. *Jordforsk rapport 28/02*.
- Read, R.H., 1997. Solar inactivation of faecal bacteria in water: The critical role of oxygen. *Lett. Appl. Microbiol.*, 24(4): 276-280. Available from <Go to ISI>://WOS:A1997WV22400011.
- Reischer, G.H., D.C. Kasper, R. Steinborn, A.H. Farnleitner and R.L. Mach, 2007. A quantitative real-time pcr assay for the highly sensitive and specific detection of human faecal influence in spring water from a large alpine catchment area. *Lett. Appl. Microbiol.*, 44(4): 351-356. Available from <Go to ISI>://WOS:000245255000002
- Reischer, G.H., D.C. Kasper, R. Steinborn, R.L. Mach and A.H. Farnleitner, 2006. Quantitative pcr method for sensitive detection of ruminant fecal pollution in freshwater and evaluation of this method in alpine karstic regions. *Applied and Environmental Microbiology*, 72(8): 5610-5614. Available from <Go to ISI>://WOS:000239780400058
- Ren, Y.F., X.K. Wang, Z.Y. Ouyang, H. Zheng, X.N. Duan and H. Miao, 2008. Stormwater runoff quality from different surfaces in an urban catchment in beijing, china. *Water Environ. Res.*, 80(8): 719-724. Available from <Go to ISI>://WOS:000261127900007. DOI 10.2175/106143008x276660.
- Rezania, S., S.M. Taib, M.F.M. Din, F.A. Dahalan and H. Kamyab, 2016. Comprehensive review on phytotechnology: Heavy metals removal by diverse aquatic plants species from wastewater. *Journal of hazardous materials*, 318: 587-599. Available from <Go to ISI>://WOS:000383003200065. DOI 10.1016/j.jhazmat.2016.07.053.
- Ruus, A., Bæk, K., Petersen, K., Allan, I., Beylich, B., Schlabach, M., Warner, N. og Helberg, M. (2016). *Miljøgifter i en urban fjord*, 2015. Miljødirektoratet M-601, ISBN: 978-82-577-6808-9. Rognerud, S., Berge, D. og Johannessen, M., 1979. Telemarksvassdraget. Hovedrapport fra undersøkelsene i perioden 1975-1979. NIVA-rapport 1147/1979. 82 s.
- Rhodes, M. W. & Kator, H. (1988). Survival of *Escherichia coli* and *Salmonella* spp. in estuarine

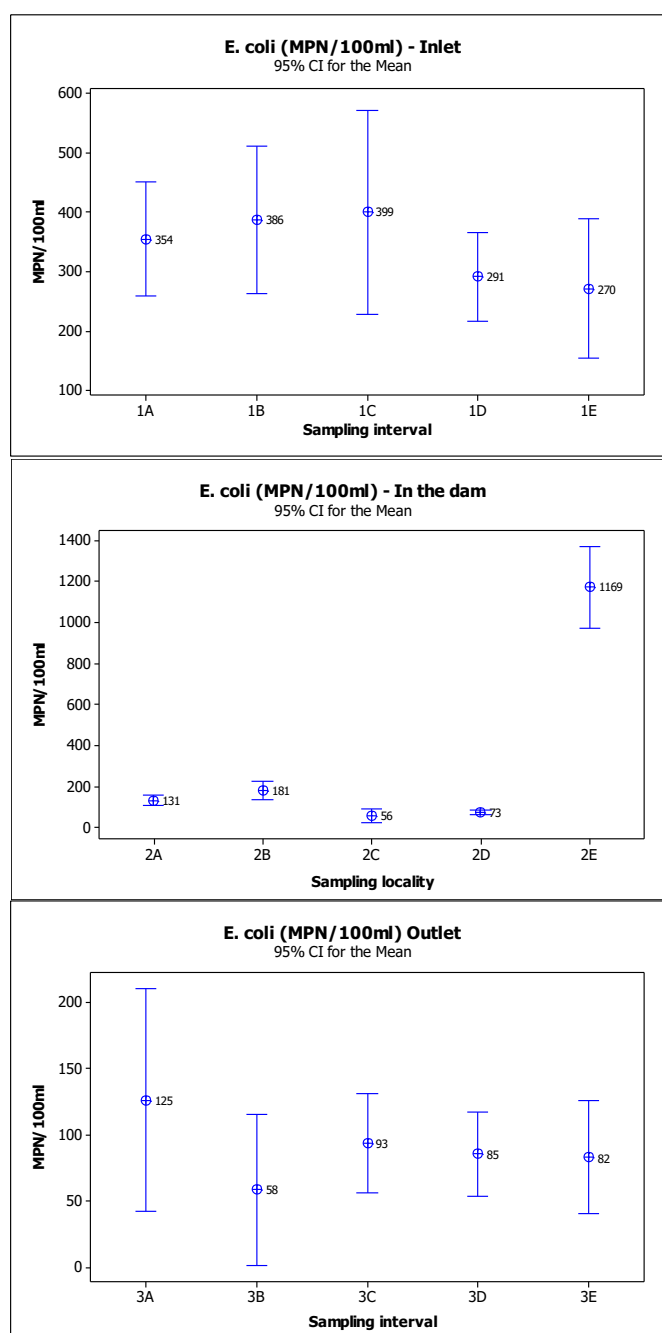
- environments *Applied and Environmental Microbiology*, 54 (12): 2902 - 2907.
- Roseth, R., Snilsberg, P., og Hartnik, T., 2001. Naturbaserte behandlingsanlegg for vegavrenning, 52/01. Jordforsk, Ås, Norge, 31 pp.
- Rozen, Y. and S. Belkin, 2001. Survival of enteric bacteria in seawater. *Fems Microbiology Reviews*, 25(5): 513-529. Available from <Go to ISI>://WOS:000172888300002. DOI 10.1016/s0168-6445(01)00065-1.
- Sales-Ortells, H., G. Agostini and G. Medema, 2015. Quantification of waterborne pathogens and associated health risks in urban water. *Environ. Sci. Technol.*, 49(11): 6943-6952. Available from <Go to ISI>://WOS:000355779100069. DOI 10.1021/acs.est.5b00625.
- Sales-Ortells, H. and G. Medema, 2014. Screening-level microbial risk assessment of urban water locations: A tool for prioritization. *Environ. Sci. Technol.*, 48(16): 9780-9789. Available from <Go to ISI>://WOS:000340701800100. DOI 10.1021/es5020407.
- Sanz, I.A., M.J.V. Rodriguez, M.E.M. Riano, J.P. Alonso, M.D.M. Guadalajara and E.J. Trillo, 2014. Out break of legionnaires' disease in a restaurant in the community of madrid, spain. *Revista Espanola De Salud Publica*, 88(5): 661-669. Available from <Go to ISI>://WOS:000344473000010
- Sartorius, B., Y. Andersson, I. Velicko, B. De Jong, M. Lofdahl, K.O. Hedlund, G. Allestam, C. Wangsell, O. Bergstedt, P. Horal, P. Ulleryd and A. Soderstrom, 2007. Outbreak of norovirus in vastra gotaland associated with recreational activities at two lakes during august 2004. *Scandinavian Journal of Infectious Diseases*, 39(4): 323-331. Available from <Go to ISI>://WOS:000246078800006. DOI 10.1080/00365540601053006.
- Scheffe L. 2007. Reducing risk of *E. coli* O157:H7 contamination. Nutrient Management Technical Note No. 7. USDA, NRCS, Washington, DC., USA: 11pp.
- Schets, F.M., J.F. Schijven and A.M.D. Husman, 2011. Exposure assessment for swimmers in bathing waters and swimming pools. *Water Research*, 45(7): 2392-2400. Available from <Go to ISI>://WOS:000289221500004. DOI 10.1016/j.watres.2011.01.025.
- Schoen, M.E. and N.J. Ashbolt, 2010. Assessing pathogen risk to swimmers at non-sewage impacted recreational beaches. *Environ. Sci. Technol.*, 44(7): 2286-2291. Available from <Go to ISI>://WOS:000275993700011. DOI 10.1021/es903523q.
- Scholes, L., Shutes, R.B.E., Revitt, D.M., Forshaw, M., Purchase, D. 1998. The Treatment of Metals in Urban Runoff by Constructed Wetlands. *Sci. Total Environ.* 214 (1 - 3), 211 - 219.
- Schueler T. 2000. Microbes in Urban Watersheds: Concentrations, Sources, & Pathways: The Practice of Watershed Protection. Center for Watershed Protection, Ellicott City, MD. 74-84.
- Shutes, R.B.E., Revitt, D.M., Lagerberg, I.M., Barraud, V.C.E. 1999. The Design of Vegetative Constructed Wetlands for the Treatment of Highway Runoff. *Sci. Total Environ.* 235 (1 - 3), 189 - 197.
- Shutes, R.B.E., Revitt, D.M., Scholes, L.N.L., Forshaw, M., Winter, B. 2000. An experimental constructed wetland system for the treatment of highway runoff in the UK. *Wetland systems for water pollution control*, Lake Buena Vista, Florida, International Water Association, London, UK, pp. 11497 - 1505.
- Sinton, L., C. Hall and R. Braithwaite, 2007. Sunlight inactivation of campylobacter jejuni and salmonella enterica, compared with escherichia coli, in seawater and river water. *Journal of Water and Health*, 5(3): 357-365. Available from <Go to ISI>://WOS:000249025600003. DOI 10.2166/wh.2007.031.
- Sinton, L.W., C.H. Hall, P.A. Lynch and R.J. Davies-Colley, 2002. Sunlight inactivation of fecal indicator bacteria and bacteriophages from waste stabilization pond effluent in fresh and saline waters. *Applied and Environmental Microbiology*, 68(3): 1122-1131. Available from <Go to ISI>://WOS:000174206200015. DOI 10.1128/aem.68.3.1122-1131.2002.
- Soderberg, M.A. and N.P. Cianciotto, 2008. A legionella pneumophila peptidyl-prolyl cis-trans isomerase present in culture supernatants is necessary for optimal growth at low temperatures. *Applied and Environmental Microbiology*, 74(5): 1634-1638. Available from <Go to ISI>://WOS:000253792700038
- Solheim, E.B. 2017. Infiltrasjon for lokal overvannsdiskonering (LOD). - Vurdering av metoder for å måle infiltrasjon på lokal tomt. Masteroppgave NMBU, Institutt for miljøvitenskap.
- Soller, J.A., M.E. Schoen, A. Varghese, A.M. Ichida, A.B. Boehm, S. Eftim, N.J. Ashbolt and J.E. Ravenscroft, 2014. Human health risk implications of multiple sources of faecal indicator bacteria in a recreational waterbody. *Water Research*, 66: 254-264. Available from <Go to ISI>://WOS:000344823500024. DOI 10.1016/j.watres.2014.08.026.
- Sowah R.A., Habteselassie M.Y., Radcliffe D.E., Bauske E., Risse M. 2017. Isolating the impact of septic systems on fecal pollution in streams of suburban watersheds in Georgia, United States. *Water Res.* 108, 330-338.

- Staley ZR, Grabuski J, Sverko E, Edge TA. 2016. Comparison of microbial and chemical source tracking markers to identify fecal contamination sources in Humber River (Toronto, Ontario, Canada) and associated storm water outfalls. *Appl. Environ. Microbiol.* 82 (21), 6357-6366.
- Statens veivesen (2017). Salt Smart
<https://www.vegvesen.no/fag/fokusomrader/Forskning+og+utvikling/Avsluttede+FoU-program/SaltSMART>
- Tran N.H., Gin K.Y., Ngo H.H. 2015. Fecal pollution source tracking toolbox for identification, evaluation and characterization of fecal contamination in receiving urban surface waters and groundwater. *Sci. Total Environ.* 15(538), 38-57.
- Tryland, I., Braathen, H., Beschorner, A-L., and Muthanna, T. (2012). Vurdering av metoder for overvåkning av hygienisk badevannskvalitet. *VANN*. Nr.2. 194-206.
- Tryland, I., H. Braathen, A.C. Wennberg, F. Eregno and A.-L. Beschorner, 2016a. Monitoring of beta-D-galactosidase activity as a surrogate parameter for rapid detection of sewage contamination in urban recreational water. *Water*, 8(2). Available from <Go to ISI>://WOS:000371828400007.
- Tryland, I., Wennberg, A.C., Vogelsang, C., Tjomsland, T., Eregno, F.E., Beschorner, A-L., Robertson, L., Myrmel, M. and Østensvik, Ø., 2016b. Effekt av endret værmønster på hygienisk badevannskvalitet og kvalitet på sjømat i Indre Oslofjord. NIVA-rapport 7031-2016. 85 sider.
- US-EPA (2012). Recreational Water Quality Criteria.
<https://www.epa.gov/wqc/2012-recreational-water-quality-criteria>
- Vannforskriften (2006). Forskrift om rammer for vannforvaltningen.
<https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446>
- Van Poucke, S.O. and H.J. Nelis, 2000. Rapid detection of fluorescent and chemiluminescent total coliforms and *Escherichia coli* on membrane filters. *Journal of Microbiological Methods*, 42(3): 233-244. Available from <Go to ISI>://WOS:000165251900004. DOI 10.1016/S0167-7012(00)00193-7.
- VAnytt. 2013. Tre av fire forer rottene med julefett. Hentet 27. januar 2016 fra
<http://www.vanytt.no/artikkel/7439/tre-av-fire-forer-rottene-med-julefett-.html>
- VKM (2009). Risikovurdering av parasitter i norsk drikkevann. Uttalelse fra Faggruppe for hygiene og smittestoffer i Vitenskapskomiteen for mattrygghet. ISBN: 978-82-8082-342-7, 59 s.
- Wang, H., M.A. Edwards, J.O. Falkinham and A. Pruden, 2013. Probiotic approach to pathogen control in premise plumbing systems? A review. *Environ. Sci. Technol.*, 47(18): 10117-10128. Available from <Go to ISI>://WOS:000330096000009
- Wanjugi, P. and V.J. Harwood, 2013. The influence of predation and competition on the survival of commensal and pathogenic fecal bacteria in aquatic habitats. *Environmental Microbiology*, 15(2): 517-526. Available from <Go to ISI>://WOS:000314211100018
- Whitman, R.L., K. Przybyla-Kelly, D.A. Shively, M.B. Nevers and M.N. Byappanahalli, 2008. Sunlight, season, snowmelt, storm, and source affect *E. coli* populations in an artificially ponded stream. *Science of the Total Environment*, 390(2-3): 448-455. Available from <Go to ISI>://WOS:000252538300016. DOI 10.1016/j.scitotenv.2007.10.014.
- Wilson, S.L., C. Frazer, B.F. Cumming, P.A.S. Nuin and V.K. Walker, 2012. Cross-tolerance between osmotic and freeze-thaw stress in microbial assemblages from temperate lakes. *Fems Microbiology Ecology*, 82(2): 405-415. Available from <Go to ISI>://WOS:000310261900016. DOI 10.1111/j.1574-6941.2012.01404.x.
- Wong, T.H.F., Breen, P.F., Lloyd, S., Walker, T., Dahnke, B., Wootton, R. 2000. Suspended solids removal in stormwater wetlands: Quantifying the role of aquatic macrophytes. 7th international conference on wetland systems for water pollution control, Lake Buena Vista, Florida, International Water Association, pp. 1545 - 1552.
- Zhang, Q.Q., X.K. Wang, P.Q. Hou, W.X. Wan, R.D. Li, Y.F. Ren and Z.Y. Ouyang, 2014. Quality and seasonal variation of rainwater harvested from concrete, asphalt, ceramic tile and green roofs in chongqing, china. *Journal of Environmental Management*, 132: 178-187. Available from <Go to ISI>://WOS:000331671800021. DOI 10.1016/j.jenvman.2013.11.009.
- Ødegaard, H., 2012. Vann- og avløpsteknikk. ISBN 978-92-414-0336-1. Norsk Vann.
- Åstebøl, S.O. og Coward, J.E. (2005). Overvåkning av rensebasseng for overvann fra E6 Skullerudkrysset i Oslo. SVV-rapport UTB 2005/02.
- Åstebøl, S.O., Kjølholt, J., Hvitved_Jacobsen, T., (HV_Consult), Berg, G., Saunes, H. (2012).

- Beregning av forurensning fra overvann. 2012. COWI-rapport, oppdrag A029838/137924.
- Åstebøl, S.O. og Hvitved - Jacobsen, T. 1998. Rensing av overvann fra veg. Aktuelle løsninger. Statens vegvesen Vegdirektoratet og Vegkontorene i Oslo, Akershus og Østfold, rapport 98/07. 93s.
- Åstebøl, S.O., I. Karlsson, H. Bergom og K.R. Kvile. 2017. Veileder for lokal håndtering av overvann i kommuner. Utarbeidet av COWI for Vestfold fylkeskommune.
- Åstebøl, S. O., Robba, S., Stenvik, G., Kristoffersen, H. V. og Olsen, S.B. (2013). På lag med regnet – Veileder for lokal overvannshåndtering. Rapport fra Miljødirektoratet.

Vedlegg A: Analyseresultater for Bjerkedalen park

Resultater fra studentforsøk ved NMBU der totalt 60 utenlandske sommerstudenter analyserte vannprøver tatt 1) i innløpet til dammen i Bjerkedalen park (5 prøver tatt med 1 minutt mellomrom), 2) i utløpet (5 prøver tatt med 1 minutt mellomrom) og 3) i dammen (5 prøver fra ulike prøvepunkt). Hver av de totalt 15 prøvene ble analysert av 4 studenter. Colilert-18 metoden ble benyttet for å påvise *E. coli*. Figurene viser gjennomsnittsverdi med 95% konfidensintervall



Vedlegg B: Aktuelle aktører for samarbeid

I arbeid med å utforme et hovedprosjekt vil det være aktuelt å inngå samarbeid med ulike aktører av bedrifter og firma som leverer komponenter i lokal overvann disponering og som er interessert i å bidra til videre utvikling og uttesting av disse. Disse vil også være viktige sluttbrukere i kunnskapen som prosjekter fremskaffer. Prosjektgruppen har nedenfor listet opp forslag til aktører som kontaktes. De enkelte firma er ikke listet opp i denne oversikten. Arbeid med søknaden videre vil avgjøre hvilke tema og aktører som anses å være spesielt relevant.

Komponenter	Leverandører
Testanlegg	Eiere av LOD tiltak som kan benyttes i uttesting (private firma i tillegg til Oslo VAV)
Filtermaterialer	Leverandør/produsent av filtermaterialer
Filtersystemer	Leverandør av komplette filtersystemer for overvann som også inkluderer planter
Vegetasjon	Leverandør av plantemateriale til dammer og våtmarksanlegg
Overløp/mengderegulering	Leverandør av overløp tilpasset overvann med store variasjoner i avrenning
Vedlikehold og ettersyn	Leverandør som tilbyr vedlikeholdstjenester av blågrønn infrastruktur
Miljøovervåkning	Leverandør av sensorer som måler vannmengder og vannkvalitet
Planlegging	Bransjeforeninger for planleggere og implementering av blågrønn infrastruktur

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsniv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no