



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2017 30 stp
Fakultet for realfag og teknologi

Gjenåpning av byvassdrag – Forekomst, kilder og rensing av tarmbakterier i Teglverksdammen (i Hovinbekken, Oslo)

Deculverting of urban watercourses – Occurance,
sources and removal of intestinal bacteria in
Teglverksdammen (in Hovinbekken, Oslo)

Rebekka Krystad
Vann- og miljøteknikk

Forord

Denne oppgaven er skrevet våren 2017 og avslutter mine fem år med studier innen vann- og miljøteknikk ved NMBU. Oppgavens formål var å undersøke forekomst, renseeffekt og kildene til tarmbakterier i det urbane naturbaserte rensedamanlegget Teglverksdammen på Hasle i Oslo.

Arbeidet med denne oppgaven har bestått av innhenting av informasjon om nedbørfeltet og Teglverksdammen som anlegg spesielt og rensetiltak generelt. I tillegg har det blitt utført et litteraturstudie av fekal forurensning, sykdomsrisiko ved rekreasjon og kilder til fekal forurensning i urbane vassdrag. Informasjonen har blitt innhentet ved befaringer, møter og mailkontakt med ansatte i Oslo VAV, foruten skriftlige kilder. Jeg har selv foretatt all vannprøvetaking i Teglverksdammen og utført *E. coli*analyser i NIBIOs forskningslaboratorium etter opplæring fra Adam M. Paruch. De mikrobielle kildesporingsanalysene ble utført av Adam M. Paruch og Lisa Paruch fra NIBIO.

Kostnader til analyser av *E. coli* og kildesporing i Teglverksparken er dekket av Oslo VAV, samt NIBIOs strategiske instituttsatsing (SIS) ”Grønne byer - multifunksjonelle grøntmiljø for å begrense forurensninger og flommer i byer og tettsteder (2015 – 2019)”. Oppgavens resultater vil bli benyttet i et pågående forprosjekt finansiert av Regionale forskingsfond (RFF Hovedstadsfondet) med tema ”tiltak for å oppnå bedre hygienisk vannkvalitet til rekreasjonsformål i overvann og byvassdrag”, som er et prosjektsamarbeid mellom Oslo VAV, NIVA, NIBIO og NMBU.

Jeg ønsker spesielt å takke min veileder Lars J. Hem, min biveileder Trond Mæhlum, samt Adam M. Paruch for inspirasjon og gode og oppmuntrende kommentarer gjennom arbeidet med oppgaven. Jeg ønsker i tillegg å takke Tharan Fergus, Hege E. Fleisje, Thomas Martinsen og Terje Wold i Oslo VAV for å ha delt informasjon om anlegget og vassdraget. Det rettes også en takk til Bjørn Johnsen fra Statens Strålevern for deling av strålingsdata, samt Terje Hoel fra Norconsult for deling av tekniske tegninger og annen informasjon om anlegget. Sist, men ikke minst ønsker jeg å takke mine medstudenter og min samboer Simen Johannessen som har gitt meg mye hjelp og støtte, samt gjort masterperioden til en spesielt fin tid.

Ås, 11.05.17

Rebekka Krystad

Sammendrag

Denne oppgaven er initiert av NIBIO og Oslo kommunes vann- og avløpsetat for å undersøke den hygieniske kvaliteten i Teglverksdammen, et nyåpnet naturbasert rensedamanlegg, som er en restaurert del av Hovinbekken i Oslo. Denne oppgaven skal belyse hvordan tilførsel av fekal forurensning, renseseffekten gjennom rensedamanlegget, samt kildene til fekal forurensning ble påvirket av årstidene, klimatiske forhold eller tilstedeværelse av fugler eller andre dyr (både i og ved anlegget) gjennom feltarbeidet.

Som en del av denne masteroppgaven ble det utført feltarbeid gjennom fire ulike sesonger, fra sommeren 2016 til våren 2017 (juni 2016 – april 2017). Det ble tatt vannprøver ved seks ulike punkter i Teglverksdammen rensedamanlegg som ble analysert for konsentrasjon av *E. coli* bakterier og totale koliforme bakterier. I denne oppgaven ble det i tillegg brukt en molekylærbiologisk metode for mikrobiell kildesporing for å bestemme kildene til de fekale forurensningene (mennesker eller andre dyr) i innløpet og utløpet til anlegget.

Blå-grønn infrastruktur som legger til rette for å gjøre urbane vassdrag og overvann til positive elementer og mer synlig i bybildet er i sterk vekst. Vannkvaliteten er imidlertid ikke alltid tilfredsstillende i forhold til hvordan folk bruker vannressursene. Folk som bor i urbane områder ønsker flere lokale badeplasser og barn tiltrekkes av vann om det er badevannskvalitet eller ikke.

Fra klassifiseringen i Folkehelseinstituttets normer for friluftsbad (Folkehelseinstituttet 2014) vises generelt ”mindre god” eller ”god” badevannskvalitet gjennom hele anlegget i de varmere periodene av feltarbeidet (sommer og tidlig høst 2016 og fra april våren 2017), mens de kaldere periodene (sen høst 2016, vinter 2016/2017 og tidlig vår 2017) for det meste har hatt det som klassifiseres som ”ikke akseptabel” badevannskvalitet. Log(*E. coli* konsentrasjon) i innløpet var mest påvirket av solhøyden, styrken på UV-strålingen og temperatur og hadde en korrelasjon på $R=-0,81$ og $R=-0,73$ med gjennomsnittlig solhøyde og maksimal UV-indeks siste tre døgn. Gjennomsnittstemperaturer (siste tre døgn) under fryse-punktet hadde en positiv korrelasjon med log(*E. coli* konsentrasjon) i innløpet på $R=0,999$, $p<0,05$. To av de tre høyeste konsentrasjonene i innløpet til anlegget var når gjennomsnittstemperaturen hadde vært nært fryse/smelte-punktet for vann/is (± 2 °C) de siste tre døgnene og det fortsatt var is på deler av anlegget. Disse datoene (30.11.16 og 11.01.17) var innløpskonsentrasjonene på 6970 og 10910 MPN/100 ml.

Nedbør hadde varierende effekt på *E. coli* konsentrasjoner i anlegget, hvor nedbørsmengder på mellom 10-12 mm siste tre døgn førte til reduserte konsentrasjoner, mens én nedbørsepisode på 13,8 mm i dagene før den 11.01.17 førte til en økning i *E. coli* konsentrasjon på 96% i innløpet fra gjennomsnittet for årstiden (vinteren 2016/2017). Den delen av anlegget som fikk tydelig redusert renseeffekt etter nedbørsepisoder var Teglverksdammen sedimentasjonsdam, samt Våtmarksfilter 2, der det også var observert mest fugleavføring langs kanten av anlegget. Også en snøsmeltingsepisode der 8 cm snø smeltet i løpet av fem døgn, førte til økte konsentrasjoner i innløpet på >115% sammenliknet med gjennomsnittet for årstiden (våren 2017).

Renseeffekten gjennom anlegget varierte mye gjennom årstidene og var høyest sommeren 2016 (83%). Den gjennomsnittlige renseeffekten fra innløpet til utløpet lå gjennomsnittlig på 48% for alle prøvetakingsdatoene. Renseeffekten gjennom våtmarksområdet etter behandlingen i Tennisdammen (Rensebekken og Våtmarksfilter 1) hadde en korrelasjon på $R=0,75$ med gjennomsnittstemperatur siste 28 døgn og hadde høyest renseeffekt sommeren og høsten 2016 (69% og 33%). Sedimentasjonsdammene Teglverksdammen og Grensedammen var i perioder kilder til *E. coli* bakterier ved at det forekom en gjennomsnittlig økning i *E. coli* konsentrasjon gjennom hele feltarbeidet i Teglverksdammen (34%), og en økning spesielt på høsten 2016 og våren 2017 gjennom Grensedammen.

Det menneskelige bidraget til fekal forurensning i innløpet til anlegget lå på mellom 16% og 45% gjennom prøvetakingsperioden og 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 på 39%, 14% og 9% i utløpet. 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.

Abstract

NIBIO and Oslo Municipality initiated this master thesis to investigate the hygienic quality of Teglverksdammen pond/wetland system that is a deculverted part of the stream Hovinbekken in Oslo. In addition, there was a goal to examine how different seasons and climatic conditions affected the concentrations of fecal contamination, the removal efficiency and the source of fecal contamination in Teglverksdammen.

The fieldwork started in the summer of 2016 and lasted to the spring of 2017 (June 2016 – April 2017). Water samples were taken at six different sampling spots through the wetland/pond system Teglverksdammen and were analyzed for both *E. coli* concentrations and total coliforms. A molecular biological method for microbial source tracking made it possible to analyze water samples from the inlet and outlet of the treatment system for the source of the fecal contamination.

There is a growing interest in the field of blue-green infrastructure to make urban waterways and storm water more visible and positive elements in the city. The water quality is however not always satisfactory compared to people's usage of the urban watercourses. People in urban areas are looking for good spots for bathing and recreation closer to where they live and children are attracted to water even though the water is not intended for bathing.

The Institute of Public Health in Norway has made water quality standards for outdoor swimming spots (Folkehelseinstituttet 2014). From this classification system, there was generally "less good" or "good" quality for bathing through the entire treatment system in the warmer periods of the field work (summer, early autumn 2016 and from April in the spring of 2017). The water analyzes generally showed "not acceptable" quality for bathing during the colder periods (late autumn 2016, winter 2016/2017 and early spring 2017). The Log(*E. coli* concentrations) in the inlet had the highest correlation with the height of the sun and the strength of the UV radiation and had a correlation of $R=-0,81$, $R=-0,73$ with the average of these climatic factors (the last three days). The average temperature the last three days (under the freezing/melting point of water/ice) had a correlation of $R=0,999$ ($p<0,05$) with the log(*E. coli* concentration) in the inlet. Two out of the three highest concentration in the inlet of Teglverksdammen treatment system was observed when the average temperature was close to the freezing/melting point of water/ice (± 2 °C) the last three days before water sampling and when the ponds still were covered in ice. The concentrations were 6970 and 10910 MPN/100 ml on these sampling dates (30.11.16 and 11.01.17).

Rainfall had a varying effect on *E. coli* concentrations through the system. Rainfall events of 10-12 mm during the last three days led to reduced concentrations during the summer and autumn. A rainfall event of 13,8 mm the last two days before the sampling date 11.01.17 may have led to an increase of 96% in the inlet from the average of the season (winter of 2016/2017). Teglverksdammen sedimentation pond and Våtmarksfilter 2 had the most evident reduction in removal efficiency after rainfall events. This may be caused by contamination from bird feces, since this area was where the most birds and bird feces were observed during the fieldwork. A snow melting period where 8 cm of snow melted in five days (at Blindern weather station), may have led to an increased inlet concentration of >115% from the average of the season (spring of 2017).

The removal efficiency of the treatment system was very varying during the different seasons and the removal efficiency from the inlet to the outlet was highest during the summer of 2016 (83%). The average total removal efficiency (from the inlet to the outlet) for all the sampling dates was 48%. The removal efficiency through the wetland area after the pretreatment in Tennisdammen (Rensebekken og Våtmarksfilter 1) had a correlation of $R=0,75$ with the average temperature 28 days before the water sampling date and had the highest removal efficiency during the summer of 2016, at 69%. The sedimentations ponds, Teglverksdammen and Grensedammen were during different periods a source for *E. coli* bacteria. This was most evident during the autumn of 2016 and spring of 2017 in Grensedammen. Teglverksdammen had an average total increase of 34 % during all the sampling dates.

The human contribution to the fecal contamination was between 16% to 45% in the inlet during the fieldwork. It was not observed a clear climatic effect on the contribution distribution in the inlet, but during the summer and early autumn of 2016, the lowest human contribution was observed in the outlet (0% to 2%). Late autumn of 2016 and the winter of 2016/2017, the human contribution was at 39%, 14% and 9% in the outlet. Earlier research by Paruch et al. (2017) in smaller watercourses has shown an increased human contribution to the fecal contamination during the colder seasons and an increased contribution from other animals during the warmer seasons.

Innholdsfortegnelse

Forord.....	I
Sammendrag	II
Abstract.....	IV
1 Introduksjon.....	1
1.1 Bakgrunn	1
1.2 Formål med oppgaven	2
2 Urbanhydrologi	3
2.1 Bekkelukking.....	3
2.2 Bekkeåpning.....	4
2.3 Internasjonale erfaringer med bekkeåpninger	5
2.4 Oslos vassdrag – fortid og fremtid	7
3 Naturbasert rensing av enteriske mikroorganismer	9
3.1 Inaktivering av <i>E. coli</i> bakterier.....	9
3.2 Våtmarksfiltre for reduksjon av mikrobiell forurensning.....	11
3.3 Rensedammer for reduksjon av mikrobiell forurensning	13
3.4 Forbedring av vannkvalitet i urbane vassdrag.....	14
4 Vannbåren sykdom forårsaket av patogene mikroorganismer	15
4.1 Vannbåren sykdom assosiert med rekreasjon	15
4.2 Patogene mikroorganismer i norske vassdrag	16
4.3 Indikatorbakterier	18
4.4 Fekale indikatorbakterier og deres egenskaper	20
4.5 <i>E. coli</i> bakterier.....	21
5 Kilder til mikrobielle forurensninger.....	24
5.1 Mikrobiell kildeoppsporing.....	24
5.2 Antropogene kilder	25
5.3 Dyr som kilder til mikrobiell forurensning.....	26
5.4 Variasjoner i kildene til fekal forurensning	27
6 Teglverksdammen – området og anlegget	29
6.1 Hovinbyen	29
6.2 Hovinkjølekanalen	29
6.3 Kilder til forurensninger i Hovinkjølekanalen.....	32
6.4 Vannkvaliteten i Hovinkjølekanalen	34
6.5 Teglverksdammen.....	35
7 Metoder	43
7.1 Felt- og laboratoriearbeid	43
7.2 Prøvetakingstidspunkt	44
7.3 Vannprøvetakingen	45
7.4 Analyse av vannprøver – Totale koliforme bakterier og <i>E. coli</i> bakterier	46
7.5 Analyse av vannprøver – mikrobiell kildeoppsporing.....	47
7.6 Beregning av endring i <i>E. coli</i> konsentrasjon	48
7.7 Beregning av oppholdstider	48
7.8 Statistisk analyse	48
7.9 Definisjoner	50
8 Resultater	51
8.1 <i>E. coli</i> forekomst ved ulike årstider.....	51
8.2 <i>E. coli</i> forekomst ved ulike klimatiske forhold	53

8.3	Renseeffekt gjennom anlegget	58
8.4	Klimatiske faktorerers innvirkning på renseeffekt gjennom anlegget.....	62
8.5	Kilder til fekal forurensning	67
9	Diskusjon	69
9.1	Hygienisk vannkvalitet i rensedamanlegget Teglverksdammen.....	69
9.2	Anleggets renseeffekt på <i>E. coli</i> bakterier	71
9.3	Klimatiske faktorerers innvirkning på <i>E. coli</i> konsentrasjoner og rensing.....	74
9.4	Kilder til <i>E. coli</i> bakterier i Teglverksdammen.....	77
9.5	Feilkilder	80
9.6	Videre arbeid	81
10	Konklusjoner	83
11	Referanser.....	87
	Vedlegg A - Rådata.....	i
	Vedlegg B - Oppsummeringstabell	v
	Vedlegg C - Korrelasjonstest.....	vi
	Vedlegg D – Tilleggsgrafer	vii
	Vedlegg E - Bilder fra Teglverksdammen rensedamanlegg	viii

1 Introduksjon

1.1 Bakgrunn

De urbane vassdragene kan ha mange ulike funksjoner, både som drikkevann og som kilde til rekreasjon og lek. Selv om vannet kan være en viktig kilde til glede, vil urbane vassdrag også kunne inneholde patogene mikroorganismer som kan føre til sykdom hos mennesker ved konsum eller er i kontakt med vannet (Cabelli et al. 1979; Craun* et al. 2005). I utbyggingen av byene fra midten av 1800-tallet ble elvene sett på som en kilde til sykdom og som et negativt innslag i bybildet. Dette var en viktig årsak til at omtrent 70% av elvestekningene i Oslo ble lagt i rør frem til 1900-tallet. Bekkelukkinger kan føre til økte mikrobielle forurensninger i vassdragene, ved at de naturlige renseprosessene som filtrering, sedimentasjon, lufting, samt inaktivering fra solas UV-stråling blir fjernet.

Fra slutten av 1900-tallet har urbane elver og bekker fått revitalisert sin verdi i bybildet. Oslo kommune, sammen med flere andre byer i både Asia, Europa og Amerika har et mål om å gi vannet tilbake sin plass i byen og ønsker å styrke byens blågrønne struktur. Åpningen av Teglverksdammen rensedamanlegg som er en del av Oslos sentrale bekkeløp, Hovinbekken, har vært et viktig bidrag i denne satsningen. Hovinbekken har sine kilder i Lillomarka og Årvoll og var gjennom 1800- og 1900-tallet det elveløpet som ble liggende mest i rør og har i perioder vært svært forurenset (Nilsen 2009).

Den 20. August 2015 var den offisielle åpningen av Teglverksdammen rensedamanlegg på Hasle i Oslo. Teglverksdammen har et totalt areal på ca. 13400 m² og et volum på ca. 16350 m³ ved normalvannføring (200 l/s, inkludert klimafaktor). I oppstartsperioden har vannføringen vært på mellom 0,01 og 155 l/s og beregnet teoretisk oppholdstid ved prøvedatoene med fungerende vannføringsmåler har vært på mellom ca. 25 og 27 timer (ikke medberegnet nedbør).

Selve anlegget Teglverksdammen består av flere sedimentasjonsdammer, permeable terskler og våtmarksområder, som skal bidra til naturbasert rensing av bekkevannet. Dette anlegget er bygget for å redusere tarmbakterier og andelen patogene mikroorganismer i vannet, men også andre forurensninger. Anlegget er konstruert for å kunne levere estetisk tilfredsstillende bekkevann med god økologisk tilstand gjennom Ensjøbyen nedstrøms anlegget. Deler av det restaurerte vassdraget gjennom Ensjø er ferdigstilt, men i dag renner det ikke bekkevann videre gjennom Ensjøbyen.

Mange steder nedstrøms Teglverksdammen vil det være lett å komme i kontakt med vannet som strømmer åpent gjennom boligområder, lekeplasser og forbi barnehager.

For å kunne estimere risiko ved rekreasjon i vann eller bading i urbane vassdrag brukes det i dag indikatorbakterier for å kunne oppdage enten fekal forurensning eller indikere tilstedeværelse av andre mikroorganismer, ofte av patogen art. I Norge brukes blant annet den fekale indikatorbakterien *Escherichia coli* (*E. coli*) for å kunne oppdage en eventuell tilførsel av fersk fekal forurensning til vassdragene.

E. coli bakterier, samt andre tarmbakterier finnes i tarmen til de fleste varmblodige dyr og kan derfor tilføres vassdragene fra flere ulike kilder. Patogener fra mennesker vil utgjøre en større sykdomsrisiko for mennesker som er i kontakt med vann, sammenliknet med patogener fra andre dyr, eksempelvis fugl (Girdwood et al. 1985; Soller et al. 2014). Likevel vil enkelte humanpatogener også ha en sterk korrelasjon med enkelte dyregrupper, som hest, hund og fugl. I denne oppgaven brukes en spesiell molekylærbiologisk metode som tar i bruk genetiske markører basert på den svært vertsspesifikke bakteriegruppen *Bacteriodales* for å bestemme kildene til den fekale forurensningen i vannet.

1.2 Formål med oppgaven

Formålet med oppgaven var å belyse den hygieniske kvaliteten i Teglverksdammen, samt undersøke renseseffekten rensedamanlegget har på *E. coli* bakterier. Det var også et mål å undersøke hvordan forekomst, renseseffekter og kilden til fekal forurensning ble påvirket av årstidene, klimatiske forhold eller tilstedeværelse av fugler eller andre dyr (både i og ved anlegget). Siden videre gjenåpning av bekken skal gi rennende vann gjennom boligområder og tett inntil barnehager og andre offentlige bygg er det viktig at det er god kunnskap om nivå og kilder til fekal forurensning i denne delen av vassdraget.

En viktig del av oppgaven var å bruke mikrobiell kildeproving for å finne kildene til den fekale forurensningen i Teglverksdammen gjennom deler av prøvetakingsperioden. Slike data vil gjøre det lettere å velge riktige tiltak for å redusere tilførsel av fekal forurensning til selve anlegget og Hovinbekken. Dette er viktig for å kunne forbedre den hygieniske kvaliteten generelt i Hovinbekken, samt estimere risiko ved kontakt eller rekreasjon i vannet både i og nedstrøms Teglverksdammen.

2 Urbanhydrologi

Urbanhydrologi er den delen av vannets kretsløp som er tilknyttet bebygde områder. I de urbaniserte områdene vil det være mer impermeable flater som fører til redusert infiltrasjon og fordampning. Redusert infiltrasjon fører ofte til økt overflateavrenning, samt senkning av grunnvannsstanden. Dette kan føre til hyppigere oversvømmelser av hus og infrastruktur, samt økt press på resipient, både med tanke på volum og forurensninger (NVE 2015).

Urbanisering og endret arealbruk i nedbørsfeltet har lenge vist seg å påvirke vassdragene i sterk grad. Elver og bekker tar opp de lavestliggende områdene i landskapet og er derfor veldig sensitive for nettopp dette. Når arealbruken endres fra skog og jorder til flere tette flater endrer dette blant annet luftkvalitet, lokalt klima (Vitousek et al. 1997) og den biologiske diversiteten (Dudgeon et al. 2006). I tillegg vil dette også endre tilstrømning av overvann som blant annet har sin årsak fra redusert infiltrasjon (Konrad et al. 2005).

Vannkvaliteten i urbane vassdrag vil være svært varierende, men vil ofte være sterkt påvirket av avrenning fra vei og tak og kan derfor inneholde høye verdier av miljøgifter (som tungmetaller og organiske miljøgifter), salt (fra veisaltning), næringssalter (fosfor og nitrogen) og bakterier. Tilførsel av avløpsvann til vassdragene kan føre til algeoppblomstring grunnet tilføring av næringsstoffer, mulig overføring av smittsomme sykdommer og fremkalling av allergiske reaksjoner ved kontakt med vannet. I tillegg kan det forekomme høyere konsentrasjoner av fekale indikatorbakterier i urbaniserte områder, sammenliknet med områder med lavere andel tette flater (Young & Thackston 1999).

2.1 Bekkelukking

Tidligere ble vannet i byen sett på som en kilde til sykdom og dermed et negativt bidrag i bybildet. Dette var en av grunnene til at 70% av elvestekningene i Oslo ble lagt i rør frem til 1900-tallet. Disse bekkelukkingene gjorde i tillegg at det ble frigjort areal for bygging av skoler, boliger og næringsvirksomhet (Oslo kommune 2015). I utbygging av både bysentrum og forstedene ble ofte også de mindre bekkene og våtmarksområdene drenert bort for å gi mer areal til utbygging. Disse små bekkene kan være tørre i store deler av året, men er likevel svært viktige for flomdempingen, vannkvaliteten og biodiversiteten nedstrøms bekken. I tillegg leverer disse små bekkene organisk stoff til økosystemer nedstrøms bekkene og holder igjen sedimenter og næringsstoffer (Newbold et al. 2003).

Bekkelukkinger har lagt grunnlaget for det som kalles *urban stream syndrome* som beskriver forverring av den økologiske tilstanden til vassdrag som drenerer fra urbane nedbørfelt. Symptomer på dette er blant annet mer kortvarige og mer intense økninger i vannføring, økte konsentrasjoner av forurensninger, endringer i vassdragets morfologi og mindre biologisk mangfold (Walsh et al. 2005). Bekkelukkinger medfører flere ulemper; fjerning av vannet som naturelement fra menneskene, større kapasitetsproblemer og dermed større flomproblemer, samt dårligere tilbakeholdelse av forurensninger.

2.2 Bekkeåpning

Mye har endret seg de siste tiårene og i dag blir de urbane vassdragene sett på som et mer positivt element i bybildet. Ved å bringe vannet opp i dagen (til overflaten) kan dette være en ressurs for menneskelig opplevelse, vannkvalitet og biologisk mangfold. Bekkeåpninger er prosessen hvor kulverter og rør blir fjernet slik at hele, eller deler av en bekk eller elv, kan tas opp i dagen. Bekkeåpninger har blitt utført i både urbane og mer landlige områder, store og små nedbørfelt, og i både små bekker og store elver. Ofte er målet at vassdraget skal følge den opprinnelige traséen, men i urbane områder kan dette være vanskelig grunnet sterk utbygging etter at vassdraget tidligere ble lagt i rør.

Når bekker åpnes kan hele vassdraget tas opp i dagen, eller så kan tørravrenningen renne i dagen, mens eventuell flomvannføring fortsatt blir ledet i kulvert eller rør. Gjennom noen bekkeåpningsprosjekter utnyttes naturlige og lokale sedimenter og steiner til bunn- og sidedekke, mens gjennom andre prosjekter brukes mindre naturlige materialer som betong for å sikre kanalen. I tillegg vil prosjekter for å formidle kunnskap om lukkede bekker, kalt kulturell restaurering, være viktig for å skape engasjement rundt bekkeåpningsprosjekter (Pinkham et al. 2002).

I arbeidet med urbane bekkeåpningsprosjekter vil det kunne oppstå flere utfordringer. Disse utfordringene kan være både sosiale, institusjonelle og tekniske. De sosiale utfordringene kan være redsel for skade og smittespredning fra innbyggere i området, mens de institusjonelle kan handle om ansvarsfordelingen av eksempelvis vedlikehold og sikkerhet. I tillegg vil urbane bekkeåpningsprosjekter ha flere tekniske utfordringer grunnet lite tilgjengelig areal og kompliserte grunnforhold og infrastruktur under bakken.

2.3 Internasjonale erfaringer med bekkeåpninger

Internasjonalt brukes begrepet *daylighting* om prosessen der bekker åpnes og tas opp i dagen. På 1970-tallet ble det satt i gang et av verdens første bekkeåpningsprosjekter i Napa, USA. Siden dette har det blitt utført flere liknende prosjekter i Nord-Amerika, Europa og Asia. Ofte har bekkeåpningsprosjektene ulike målsetninger som økt biologisk mangfold, forbedret vannkvalitet og redusert flomfare. Flere prosjekter kan i tillegg by på en rekke sosiale utfordringer når prosjektet møter frykt eller lite aksept fra brukere av området. Likevel viser det seg at åpning av bekker kan ha flere sosiale fordeler ved at det skapes nye områder for sosialt samvær, samt gir mulighet for læring og lek. Det finnes få eksempler på bekkeåpningsprosjekter som har ført til badevannskvalitet og hvor bekken er blitt åpnet nettopp for dette formålet.

2.3.1 Bekkeåpninger i USA

I USA har det blitt utført flere bekkeåpningsprosjekter med ulik målsetning. Prosjektene for gjenåpning av Saw Mill River, Arcadia Creek og flere bekkeåpninger i San Fransisco Bay Area utgjorde alle en berikelse for området på ulike måter (Tabell 1).

Tabell 1: Eksempler på bekkeåpninger som er utført i USA. Disse bekkeåpningsprosjektene hadde alle ulike målsetninger og måloppnåelse.

Prosjekt	Målsetning	Måloppnåelse
Saw Mill River	Gjenskape tidligere dyrehabitat og skape et område for rekreasjon og en møteplass for sosialt samvær.	I denne elven ble det ikke lenge etter åpningen observert flere lokale fisketyper av studenter i området (Saw Mill River COALITION 2012).
Arcadia Creek	Redusere flomfaren (det hadde det vært store flomproblemer de siste tiårene grunnet sterk utbygging).	Denne elven har løst deler av byens flomproblematikk. Det anslås at området nå kan håndtere en 500-års flom (Hamilton County 2011). I tillegg har tomteverdier og turismen økt og dermed revitalisert området.
Flere bekkeåpninger i San Fransisco Bay Area	Forbedre vannkvalitet i vassdragene i området.	Bekkeåpningsprosjektet førte til at flere problemområder ble kartlagt slik at de kunne starte en oppgradering av avløpsnett. Dette førte til bedre vannkvalitet i vassdragene i området (Pinkham 2000).

2.3.2 Bekkeåpning i Kallang River i Singapore

Kallang River hadde lenge hatt dårlig vannkvalitet grunnet dårlig planlegging av arealbruken i området og lite naturlig rensing av vannet. Mellom 2009 og 2012 ble elva omgjort fra en betongkanal til en naturlig elv gjennom den nasjonale satsningen *Active, Beautiful, Clean Waters*. Ved å blant annet filtrere vannet gjennom partier med planter og jord fikk elven forbedret vannkvalitet, høyere estetisk verdi og en 30% økning av biodiversiteten (PUB 2012). Kallang river skal brukes til en rekke rekreasjonsformål og må derfor jevnlig undersøkes for den hygieniske kvaliteten. Angeles (2012) viste gjennom sitt feltarbeid at flere deler av elva fortsatt har høye verdier av indikatorbakterier for rekreasjonsformål til tross for implementeringen av flere ulike renseløsninger.

2.3.3 Bekkeåpning i Danmark

I Danmark er det estimert at 3 000 av 20 000 km med rennende vann ligger i kulverter (Iversen & Andersen 1997). Etter skybruddet i København den 2. juli 2011 har det blitt økt oppmerksomhet rundt bekkeåpning som en mulig løsning på flomproblematikk og dårlig vannkvalitet i vassdragene. I Danmark er flere bekkeåpningsprosjekter under planlegging, deriblant Ladegårds Å i Nørrebro. I Århus Å har to delstrekninger blitt åpnet i 1996 og 1998, som har skapt et nytt møtepunkt og sentrum for byens folke- og kaféliv (Egeberg 2014). Disse bekkeåpningene har ført til at det er blitt satset sterkere på å rydde opp i spillvannsnettets slik at det ikke blir sluppet spillvann direkte ut i elva. I tillegg er det lagt en plan om fjerning av flesteparten av regnvannsoverløpene som leder ut i elva. Det skal bygges et underjordisk basseng som skal kunne lagre regnvannet frem til rensenanlegget og spillvannsnettets har kapasitet til å ta det i mot (Århus kommune 2006).

2.4 Oslos vassdrag – fortid og fremtid

Lukking av bekker skjøt fart midt på 1800-tallet og ble på den tiden en del av byens avløpssystem. For et par hundre år siden hadde over 200 km fordelt på de ti Osloelvene, inkludert Hovinbekken, blitt lagt i rør. Dette var en trend som fortsatte frem til slutten av 1900-tallet da det i Grøntplanen 1993 ble vedtatt å ikke lukke flere bekker. Tabell 2 viser andel elver og bekker som var lagt i rør per 2013.

Tabell 2: Lengde og antall delstrekninger av hovedvassdragene og småbekker/sideløp i Oslo som var lukket og åpne per 2013. Kilde: (Oslo kommune 2015).

	Hovedvassdrag	Småbekker / sideløp	I alt
Totalt antall meter og delstrekninger	69 881 m / 181 delstrekninger	283 651 m / 1086 delstrekninger	353 532 m / 1267 delstrekninger
Lukket (meter / delstrekning)	19 203 m / 72 delstrekninger	216 977 m / 651 delstrekninger	236 180 m / 723 delstrekninger
Åpent (meter / delstrekning)	50 678 m / 109 delstrekninger	66 674 m / 435 delstrekninger	117 352 m / 544 delstrekninger
Andel lukket (%)	27,5%	76,5%	66,8%

Den reviderte Grøntplanen som kom i 2007 skal sikre bevaring av allerede åpne strekninger av bekker, elver, dammer og tjern. Som et langsiktig mål skal alle åtte elver i Oslos byggesone gjenåpnes på hele strekninger fra Marka til fjorden, samtidig skal det utvikles turveier langs disse elvestreningene. Åpningen av vassdragene skal utføres så langt det er mulig i forhold til eksisterende situasjon. I tillegg vil gjenåpning av sidebekker til hovedvassdragene være mål for gjenåpning, da disse kan bidra til å øke verdien til grøntområdene. Der forholdene ligger til rette for det bør elven/bekken i størst mulig grad gjenåpnes i sitt historiske bekkeløp (Oslo kommune 2007).

Oslo kommune har i tillegg nedfelt i Byøkologisk program at ”Oslo skal bevare og styrke sin blågrønne struktur”. Liknende målsetninger finnes i kommunens overvannsstrategi som har som 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).

2.4.1 Krav til vannkvalitet i vassdragene

Oslo kommune følger EUs vanddirektiv og har derfor gjennom vannforskriften en målsetning om at vassdragene skal nå ”god økologisk og god 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 vannkvaliteten i vassdragene. Den kjemiske kvaliteten i vassdragene måles etter innhold av miljøgifter. Det settes ingen krav til mikrobiologisk kvalitet i vassdragene i vannforskriften. Derfor må det utnyttes andre klassifiseringskilder for å kunne bestemme den hygieniske kvaliteten til vassdraget som ofte baserer seg på egnethet for rekreasjon og bading.

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 flyttestoffer, høyt partikkelinnhold, uønsket farge, lukt eller smak og høyt innhold av uønskede vekster.

Folkehelseinstituttet har utarbeidet ”normer for vannkvalitet i friluftsbad” for å kunne klassifisere vassdragenes egnethet for bading og rekreasjon. I klassifiseringen av badevannskvaliteten til friluftsbadet brukes TKB (vesentlig *E. coli* bakterier) og fekale streptokokker som måleparameter (Tabell 3) (Folkehelseinstituttet 2014).

Tabell 3: Folkehelseinstituttets klassifisering av egnethet for bading i et friluftsbad. Kilde: (Folkehelseinstituttet 2014).

Stk TKB/100 ml	
God	<100
Mindre god	100-1000
Ikke akseptabel	>1000

3 Naturbasert rensing av enteriske mikroorganismer

Det har blitt økt oppmerksomhet rundt naturlige og konstruerte våtmarker og dammer sin rolle i reduksjon av *E. coli* bakterier og patogene mikroorganismer i tilknytning til naturlige vassdrag, foruten selvrensingen som foregår i selve vassdraget. Slike naturbaserte rensemetoder har vist seg å bli sterkt påvirket av flere klimatiske faktorer som solinnstråling (Collins 2004; Zdragas et al. 2002), nedbør (Hagendorf et al. 2005), samt snøsmelting og årstid (Zdragas et al. 2002). Både dammer og våtmarksområder har vist seg å ha god renseseffekt på enteriske mikroorganismer (Stentström & Carlander 2001; Whitman et al. 2008). Det gis nedenfor først en oversikt over generelle prosesser som inaktiverer *E. coli*, deretter erfaringer med våtmarker og rensedammer, samt forhold som er viktige på kort og lang sikt for å oppnå redusert nivå av fekal forurensning.

3.1 Inaktivering av *E. coli* bakterier

Inaktivering av *E. coli* bakterier kan være forårsaket av enten fysiske, fysiokjemiske eller biokjemiske faktorer. Sedimentering, adsorpsjon, fotooksidering og temperatur er fysiske faktorer som påvirker inaktiveringen, mens fysiokjemiske innvirkende faktorer kan være vannets pH og saltinnhold. De biokjemiske faktorene som påvirker inaktivering av *E. coli* bakterier er eksempelvis innhold av næringsstoffer, alger og tilstedeværelse av fekalt materiale i vannet. Tilstedeværelse av tungmetaller, som bly og kobber kan i tillegg føre til raskere inaktivering av *E. coli* bakterier (Chaudri et al. 1999).

3.1.1 UV-stråling fra sola

Soleksponering har vist å ha en innvirkning på inaktiveringen av fekale bakterier, inkludert *E. coli* bakterier, og har blitt godt dokumentert (Gultierrez-Cacciabue et al. 2016; Rozen & Belkin 2001; Sinton et al. 2007). UVB-strålingen fra sola kan skape direkte skade på mikroorganismenes DNA, mens UVA-stråling kan føre til fotoinaktivering av bakteriene. *E. coli* bakterier i ubehandlet avløpsvann vil inaktiveres raskere av solstråling sammenliknet med bakterier i naturlige vassdrag, som elver eller dammer, grunnet utvikling av sterkere motstandsdyktighet. Økt oksygen- og saltinnhold viser til å ha en positiv innvirkning på effekten av solens bakterieinaktivering (Reed 1997; Sinton et al. 2002). I tillegg vil is- og snøbelagte dammer eller våtmarksområder kunne føre til redusert direkte UV-ståling fra sola (Cockell et al. 2002).

3.1.2 Sedimentasjon

I tillegg til soleksponering vil sedimentering ved bakterienes adsorpsjon til sedimenterende partikler ha en innvirkning på *E. coli* reduksjon. Denne mekanismen gjør det også mer komplisert å bestemme skjebnen til mikroorganismer i vannet. Forskning har vist en klar økt overlevelse av *E. coli* bakterier og andre mikroorganismer i jord og bunnssubstrat sammenliknet med vannfasen (Burton Jr et al. 1987; Gerba & McLeod 1975). Hvor lenge mikroorganismene kan overleve varierer sterkt, fra flere døgn (*E. coli* bakterier), til flere uker (*Salmonella*) og flere måneder (virus) (Le Guyader et al. 1991; Rhodes & Kator 1988). Overlevelsen av mikroorganismer i bunnssubstratet avhenger av flere ulike parameter, deriblant temperatur (Terziewa & McFeters 1991), jordens fuktighet (Byappanahalli & Fujioka 2004; Solo-Gabriele et al. 2000), andelen predatorer og innhold av organisk stoff (Gerba & McLeod 1975; Tate III 1978). Lenger overlevelse i sedimenter gjør at resuspensjon av bunnsedimenter etter en kraftig nedbørsepisode, eller snøsmelting kan øke bakterienivået i vannsøylen (Sherer et al. 1988).

3.1.3 Temperatur

Temperatur har en innvirkning på overlevelse av *E. coli* bakterier (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* bakterier i tillegg var sterkt avhengig av vannets innhold av bakterielle og protozoiske predatorer. Den sistnevnte hadde en optimal temperatur på 15-20 °C, mens den førstnevnte hadde sterkest effekt på bakteriereduksjon ved høyere temperaturer. Ved høyere temperaturer vil derfor *E. coli* bakterier 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 har i tillegg blitt dokumentert at *E. coli* bakterier har lenger overlevelse i isdekte dammer eller elver og at kildene til forurensningene vil være mer preget av menneskelige kilder grunnet færre steder for tilførsel fra andre kilder, som ville dyr (Tryland et al. 2015). Når det blir sett på sesongavhengige variasjoner vil disse variere svært mellom tempererte klima og arktiske klima. Gordon (1972) viste at termotolerante koliforme bakterier hadde 2,7-5,4 lenger overlevelse i et arktisk klima i Alaska, enn det som tidligere hadde blitt rapportert for vinterforhold i tempererte klima.

3.2 Våtmarksfiltre for reduksjon av mikrobiell forurensning

Det finnes både våtmarksfiltre med fritt vannspeil (free water surface) og våtmarksfiltre hvor vannet strømmer horisontalt eller vertikalt gjennom et filtermedia og ikke langs overflaten (subsurface flow). Renseeffekten til hvert enkelt anlegg vil avhenge av flere forhold, som strømningsforhold, tetthet av planterøtter, oppholdstid og kvalitet på innløpsvannet. Rensing av enteriske mikroorganismer i våtmarksfiltre foregår i hovedsak gjennom naturlig utdøing grunnet for lite tilgjengelige næringsstoffer eller predasjon, samt gjennom 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 disse våtmarksfiltrene brukes på avløpsvann fra boliger eller industri og kan derfor ikke direkte sammenliknes med våtmarksfiltre som renser overflatevann. Davies og Bavor (2000) har dokumentert en renseseffekt på 79% på TKB gjennom en konstruert våtmark for overflatevann.

Graczyk et al. (2009a) og Graczyk et al. (2009b) viste at konsentrasjoner av patogener kan øke fra innløpet til utløpet fra våtmarksfiltre. Dette ble forklart med at kjæledyr som hund og hest, samt ville dyr kan tilføre patogene mikroorganismer til konstruerte våtmarksfiltre og dermed påvirke renseseffekten. Dette kan bidra til å forurense vannkilder nedstrøms og dermed utgjøre en helserisiko.

3.2.1 Sedimentasjon og oppholdstid

I enkelte systemer kan sedimentasjon spille en viktig rolle i reduksjon av både indikatorbakterier og andre patogene mikroorganismer. Siden frittlevende protozoiske (oo)cyster og virus har lave sedimentasjonshastigheter må de ofte bindes til større partikler for å sedimentere (Dai & Boll 2006). Oppholdstid vil spille en spesielt viktig rolle i et våtmarksfilters evne til å holde igjen både de partikkelbundne og frittlevende mikroorganismene i sedimentene.

Boutilier et al. (2009) oppdaget at også indikatorbakterier som er assosiert med partikler hadde for lav sedimentasjonshastighet til at enkelte våtmarksfilter klarte å holde igjen disse partiklene. Toet et al. (2005) undersøkte et våtmarksfilter (med fritt vannspeil) til rensinga av avløpsvann og dokumenterte at dette våtmarksfilteret viste svært dårlig renseseffekt ved oppholdstid på 0,3 dager, mens en oppholdstid på 4 dager reduserte bakterienivåene til badevannskvalitet. Disse studiene viser dermed at andre mekanismer for bakteriereduksjon vil spille en viktigere rolle i inaktivering av uønskede mikroorganismer i våtmarksfiltere med korte oppholdstider.

3.2.2 Planter rolle i våtmarksfiltere

Planter kan spille en viktig rolle i reduksjonen av uønskede mikroorganismer gjennom et våtmarksfilter. Planter kan blant annet øke sedimentasjonsevnen til et våtmarksfilter ved tilførsel av organisk stoff og torvpartikler. Mindre mikroorganismer kan binde seg til disse, slik at deres sedimentasjonshastighet øker (Kansiime & Van Bruggen 2001). I tillegg til økt sedimentasjonsevne viste Corapcioglu og Haridas (1984) og Gerba et al. (1999) at filtrering og adsorpsjon til planterøtter og andre adsorpsjonsflater var viktige mekanismer for reduksjon av mindre mikroorganismer som koliforme bakterier i våtmarksfiltere. Disse mekanismene avhenger av porestørrelse i filtermediet, størrelse på mikroorganismene og vannmetning. Det kan også forekomme en sterkere bakteriereduksjon etter noen års drift av et våtmarksfilter, som kan være grunnet økt rot- og plantetetthet over tid (Jenssen et al. 2005). Planter kan også føre til økt inaktivering av patogene mikroorganismer ved å sleppe ut toksiske eksudater som gjør at renseseffekten kan øke med planter tilstede (Avelar et al. 2014).

3.2.3 Innløpsvannets kvalitet

Innløpsvannets innhold av SS, næringsstoffer og organisk stoff vil også kunne påvirke renseseffekten i et våtmarksfilter. Ved høyt innhold av organisk stoff kan dette utgjøre en konkurranse om adsorpsjonsplasser (Stevik et al. 2004). I tillegg vil suspendert stoff kunne føre til lenger overlevelse av *E. coli* bakterier (dette blir som et skjulested for predatorene), samt redusere desinfeksjon av bakteriene fra sola eller andre desinfeksjonsmetoder (Winward et al. 2008). Høyt innhold av organisk stoff og partikler kan derfor føre til lenger overlevelse av mikroorganismer og dermed redusert renseseffekt av *E. coli* bakterier.

3.2.4 Årstid og temperatur

Årstid kan ha en innvirkning på renseeffekten i et våtmarksfilter. Ved høyere temperaturer vil det kunne forekomme raskere inaktivering av *E. coli* bakterier, som kan gjøre at renseeffekten kan være sterkere i de varmere årstidene. Quiñónez-Díaz et al. (2001) har også vist at høy plantetetthet i de varmeste årstidene kan virke som en skygge og redusere UV-innstrålingen og oppvarmingen av vannet, som kan redusere renseeffekt av mikroorganismer i løpet av de varmere årstidene. Jenssen et al. (2005) observerte at våtmarksfiltre også kan fungere godt i et kaldt klima. Likevel kan isdannelse på filteret føre til innsnevring av vannstrømmen og hydraulisk svikt, som kan gjøre at renseeffekten reduseres. Snø- og ismelting kan i tillegg føre til at vannets oppholdstid blir sterkt redusert om forholdet våtmarksareal/nedbørsfelt er lite. Oppholdstid vil ha en klar innvirkning på renseeffekten i et våtmarksfilter (Lloyd et al. 2003) og kun noen få områder med kortslutning av vannstrømmen kan føre til sterkt redusert renseeffekt. Derfor vil renseeffekten på vinterstid avhenge av størrelsen på anlegget, størrelsen på nedbørfeltet og isdannelse.

3.3 Rensedammer for reduksjon av mikrobiell forurensning

Rensedammers evne til reduksjon av *E. coli* bakterier og andre mikroorganismer vil bli påvirket av flere faktorer, som oppholdstid, partikkelinnhold, soleksponering, samt oksygen- og næringsstoffinnhold. Blant annet Davies og 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* oo(cyster) 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 renseeffekten i dammen med lengst oppholdstid (4,1 døgn). Dette studiet viste derfor at sedimentasjon ikke er en like viktig resemekanisme 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 kunstig dam, som ble konstruert for å redusere bakterienivåene på en populær badestrand i Indiana USA. Dette studiet viste en gjennomsnittlig reduksjon i *E. coli* konsentrasjon 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 denne dammen viste seg å være tydelig påvirket av solinnstråling, ved at renseseffekten på *E. coli* bakterier var høyere på ettermiddagen, sammenliknet med morgenen hvor sollyset ikke enda har 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.

3.4 Forbedring av vannkvalitet i urbane vassdrag

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.

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 vegkryssing over vassdraget (Avolio 2003), reduksjon av overvann ledet rett ut i elven (spesielt via overvannsnett) (Hatt et al. 2004) og å skape grobunn for vedlikeholdsfriske 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).

4 Vannbåren sykdom forårsaket av patogene mikroorganismer

Det har vært flere vannbårne sykdomsutbrudd og sykdomstilfeller i Norge i senere tid, de fleste av dem forårsaket av de patogene mikroorganismene *Campylobacter*, norovirus og *Giardia* (Kistemann et al. 2002; Nygård et al. 2003). Mellom 1984 og 2007 ble det rapportert 102 vannbårne sykdomsutbrudd¹ og 17243 vannbårne sykdomstilfeller i Norge. Norovirus og *Giardia* var årsaken til de fleste sykdomstilfellene mens *Campylobacter* og norovirus var årsaken til de fleste sykdomsutbruddene. Det største vannbårne sykdomsutbruddet i Norge skjedde i Bergen i 2004 og var forårsaket av drikkevann forurenset av *Giardia*, samtidig som vannverket ikke hadde optimal desinfeksjonspraksis (Røstum et al. 2008).

4.1 Vannbåren sykdom assosiert med rekreasjon

Vannbåren sykdom kan oppstå ved rekreasjonsaktiviteter og kontakt med vann gjennom bading, båtbruk eller andre vannsporter. Flere epidemiologiske undersøkelser viser høyere andel gastrointestinale, luftveis, øre, hud og sårinfeksjoner hos mennesker som har vært i kontakt med vann (Cabelli et al. 1979; Craun* et al. 2005). I USA ble det registrert 65 sykdomsutbrudd grunnet rekreasjonsaktiviteter i kontakt med vann mellom 2001 og 2002. En tredjedel av disse oppsto i ferskvannsføremster. De patogene mikroorganismene involvert var *Cryptosporidium*, norovirus, EHEC (enteropatogene *E. coli*), *Giardia* og *Shigella* (Yoder et al. 2004).

Norovirus er antatt å være den vanligste årsaken til mage- eller tarmbetennelser som ikke skyldes bakterier i industrialiserte land og har også skapt flere vannbårne sykdomsutbrudd i Norge (Kvitsand & Fiksdal 2010; Veterinærinstituttet). I 2004 ble 200 mennesker syke etter å ha svømt i innsjøer med norovirus i Göteborg Sverige (Sartorius et al. 2007). Vannbårne sykdomsutbrudd forårsaket av norovirus har også forekommet i flere Europeiske land, som Nederland (Hoebe et al. 2004) og Finland (Maunula et al. 2004).

¹ Utbrudd: En episode der det forekommer flere sykdomstilfeller nært i tid enn det som er forventet (bakgrunnsnivået).

4.2 Patogene mikroorganismer i norske vassdrag

De patogene mikroorganismene som kan leve og smitte via vannet vil ha både ulik morbiditet (antall infiserte som også utvikler symptomer), konsentrasjon i fekalier og infeksjonsdoser (Westrell 2004). Flere sykdomstilfeller kan også være underrapportert da patogener som forårsaker mindre alvorlige symptomer har lavere sannsynlighet for å bli rapportert (Wheeler et al. 1999). Tabell 4 viser en sammenstilling av data innsamlet fra både USA og Europa fra 1983-2004 (Westrell 2004).

Tabell 4: Epidemiologisk statistikk over vannbårne patogener. Tabellen viser antall sykdomstilfeller, underrapportering, morbiditet, konsentrasjon i fekalier og infeksjonsdoser. Kilde: (Westrell 2004).

	Sykdomstilfeller [per 100 000]**	Under- rapportering	Morbiditet [%]	Ekksresjon [g ⁻¹ fekalier]	Varighet [dager]	ID ₅₀ *
<i>Salmonella</i>	42-58	3.2	6-80	10 ⁴⁻⁸	26-51	23600
<i>Campylobacter</i>	78-97	7.6	25	10 ⁶⁻⁹	1-77	900
EHEC	0.8-1.4	4.5-8.3	76-89	10 ²⁻³	5-12	1120
Hepatitt A	0.8-7.8	3	70	10 ⁴⁻⁶	13-30	30
Rotavirus	21	35	50	10 ⁷⁻¹¹	1-39	6
Norovirus	1.2	1562	70	10 ⁵⁻⁹	5-22	10?
Adenovirus	300	-	54	10 ¹¹	1-14	1.7
<i>Cryptosporidium</i>	0.3-1.6	4-19	39	10 ⁷⁻⁸	2-30	165
<i>Giardia</i>	15-26	20	20-40	10 ⁵⁻⁸	28-284	35
<i>Ascaris</i>	15-25		15	10 ⁴	107-557	0.7

*Antall patogener som vil føre til at 50% av populasjonen vil bli infisert

** Basert på rapportering av sykdomstilfeller i Sverige

4.2.1 Bakterier

Bakterier og andre mikroorganismer er til enhver tid tilstede i miljøet rundt oss. De fleste typer bakterier har en viktig oppgave i avløpsrensing, i fordøyelsesprosessen og i omsetting av organisk materiale. I vannet kan det leve både tarmbakterier (enteriske bakterier), deriblant *Campylobacter*, *E. coli*, *Shigella* og *Salmonella* og akvatiske bakterier som lever og formerer seg naturlig i vannet, som *Legionella*, *Aeromonas*, *Mycobacterium avium* og *Pseudomonas aeruginosa* (Leclerc et al. 2002). Alle disse bakteriegruppene kan skape sykdom hos mennesker via vannet.

I mange industrialiserte land er *Campylobacter* den mest rapporterte bakterielle årsaken til gastroenteritt, en betennelsestilstand i fordøyelseskanalen (WHO 2012). De to typene som er årsaken til flest av sykdomstilfellene er *Campylobacter jejuni* og *Campylobacter coli* (Schallegger et al. 2016).

Campylobacter jejuni-infeksjon har vist seg å ha en sammenheng med en etterfølgende utvikling av Guillain-Barré Syndrome, som blant annet kan skape lammelser i ben og underkropp hos mennesker (Rees et al. 1995).

Salmonella er i tillegg til *Campylobacter* en viktig kilde til vannbåren sykdom i Norge. De fleste underartene av *Salmonella* er zoonotiske og kan overføres til vannet via fekalier fra fjørfe, storfe og svin. Infiserte dyr kan skille ut store mengder *Salmonella* og enkelte husdyr, som hunder, kan også utvikle symptomer (Veterinærinstituttet). De fleste arter av *Salmonella* gir svake symptomer på gastroenteritt, mens noen arter kan gi mer alvorlige symptomer hos mennesker (Westrell 2004). *Salmonella* er svært lite utbredt hos husdyr i Norge, men kan ha en viss utbredelse hos ville fugler og villsvin.

Shigatoksin-produserende *E. coli* (STEC) er en patogen underart av *E. coli* bakterier, hvor O157:H7 er den som oftest blir rapportert som årsak til symptomer hos mennesker. Denne gruppen *E. coli* bakterier er også den eneste som overføres mellom dyr og mennesker (WHO 2004). STEC har ved flere tilfeller ført til sykdomsutbrudd hos badende mennesker (Brewster et al. 1994; Keene et al. 1994). Denne gruppen *E. coli* bakterier kan føre til blodig diaré, men kan også føre til mer alvorlige nyreproblemer. Storfe blir sett på som den viktigste kilden til spredning av STEC (Westrell 2004).

4.2.2 Virus

Virus kan ikke vokse i vannet og får ikke formert seg uten en levende vertscelle og er dermed det som kalles en parasitt. Ved hjelp av sitt genetiske materiale kan viruset kopiere seg selv ved hjelp av en vertscelle. Ofte er infeksjonsdosen lav og infiserte mennesker utskiller høye konsentrasjoner gjennom sin avføring (Leclerc et al. 2002). Virus er overlevelsesdyktige i ugjestmilde miljøer og tåler godt ytre påkjenninger som høye temperaturer og desinfeksjon (Chang et al. 1985; Nasser & Oman 1999).

Norovirus har vært den vanligste årsaken til rapporterte vannbårne sykdomsutbrudd i Norge de senere år (Kistemann et al. 2002). Rotavirus og adenovirus er i tillegg til norovirus viktige kilder til vannbåren sykdom. Rotavirus er nå en del av barnevaksinasjonsprogrammet (fra 2014) og gir i tillegg mer langvarig immunitet etter infeksjon hos mennesker sammenliknet med norovirus. Dette kan være årsaken til at sykdomstilfeller forårsaket av rotavirus forekommer sjeldnere hos voksne mennesker, sammenliknet med norovirus (Myrmel 2004).

Adenovirusinfeksjon er svært vanlig, spesielt for små barn, og kan gi symptomer i luftveiene, mage- tarmsystemet eller øyne, avhengig av serotype.

4.2.3 Protozoer

Protozoer er encellede parasitter uten nervesystem eller kretsløpsorganer. Protozoer skilles ut i avføring via mikroskopiske egg kalt oocyster. Disse parasittene kan ikke formere seg utenfor tarmen, men kan ofte overleve svært lenge utenfor tarmen. Overføring av den parasittiske protozoen *Cryptosporidium* har i tillegg til *Giardia* vært av sterk bekymring i Norge og andre industrialiserte land, da disse har lav infeksjonsdose og dermed kan skape store sykdomsutbrudd (Coupe et al. 2006).

Giardia kan infisere både mennesker og flere ulike pattedyr (Thompson et al. 2000) og var som nevnt årsaken til det største rapporterte vannbårne sykdomsutbruddet i Norge. Symptomer på infeksjon kan være diaré og magekramper og kan vise symptomer over lang tid. Infeksjon fra *Cryptosporidium* vil ikke være svært farlig for friske mennesker, men kan skape langvarig kryptosporidiose og kan få fatale utfall hos mennesker med dårlig immunforsvar (Caccio & Chalmers 2016). I land som England og USA er *Cryptosporidium* en av de viktigste kildene til vannbårne sykdomsutbrudd (Smith & Rose 1998). I Norge blir sykdomstilfeller forårsaket av *Cryptosporidium* ofte ikke rapportert. Nygård et al. (2003) mener dette kan være fordi avføringen til diarépasienter sjeldent blir undersøkt for cyster og oocyster (Folkehelseinstituttet 2016), og de fleste pasienter blir friske fra kryptosporidiose uten behandling.

4.3 Indikatorbakterier

I vassdrag finnes både patogene (sykdomsfremkallende) og ikke-patogene mikroorganismer. Flere patogene mikroorganismer er dyre å overvåke og eksisterer som oftest i lave konsentrasjoner slik at de er vanskeligere å identifisere. For å vurdere den hygieniske kvaliteten og sykdomsrisiko for brukere av ett vassdrag er det lite hensiktsmessig å kun analysere for de patogene mikroorganismene. Istedenfor analyseres det ofte for en eller flere indikatorbakterier.

En indikatorbakterie skal indikere tilstedeværelse av andre mikroorganismer, ofte av patogen art. Fekale indikatororganismer er en egen gruppe av indikatororganismer og brukes for å påvise eller kvantifisere fekal forurensning. Spesielle krav til indikatorer har blant annet blitt beskrevet av Madema et al. (2003):

- Indikatoren bør ikke være tilstede i uforurenset vann og bør være tilstede når kilden til de patogene mikroorganismene er tilstede.
- Indikatoren bør ikke formere seg nevneverdig i naturlige vannkilder
- Indikatoren bør være tilstede i høyere konsentrasjoner enn den patogene mikroorganismen.
- Indikatoren bør reagere på det naturlige miljøet og vannbehandlingsprosesser på samme måte som den spesifikke patogene organismen.
- Indikatoren bør være enkel å isolere, identifisere og kvantifisere.
- Analysemetoden for kvantifisering av indikatoren bør ikke være dyr
- Indikatoren bør ikke selv være patogen

4.3.1 Indikatorbakterier for hygienisk kvalitet i norske vassdrag

Indikatorbakteriene som brukes i Norge i dag er blant annet *E. coli* bakterier, koliforme bakterier, intestinale enterokokker og *Clostridium perfringens*, og indikerer tilstedeværelse av ulike typer forurensninger eller patogene mikroorganismer (Tabell 5). I alle norske vannverk skal det analyseres for hver av disse indikatorbakteriene (Drikkevannsforskriften 2017). Ingen av indikatorbakteriene skal være tilstede i vannprøver fra behandlet drikkevann som skal leveres til forbruker. I kontroll av badevannskvaliteten i friluftsbad² gjelder folkehelseinstituttets normer der det undersøkes for TKB.

Tabell 5: Indikatorbakterier som brukes i norske vannverk og deres indikatorområde.

Indikatororganisme	Indikatorområde
<i>E. coli</i> bakterier	Fersk fekal forurensning
Koliforme bakterier*	Fortsatt smittefare fra enkelte <i>Salmonellabakterier</i>
Intestinale enterokokker*	Fortsatt tilstedeværelse av virus
<i>Clostridium perfringens</i> (inkludert sporer)*	Fortsatt tilstedeværelse av parasittcyster i vannet.

* ikke tilstedeværelse av *E. coli* bakterier

² Steder der bading skjer i vannforekomster (badeplasser i saltvann, elver, innsjøer og steder som av sedvane benyttes til dette formål av allmennheten, samt steder hvor bading ikke er forbudt).

4.4 Fekale indikatorbakterier og deres egenskaper

De fekale indikatorbakteriene skal indikere tilstedeværelse av fekal forurensning. *E. coli* bakterier er en del av gruppen termotolerante koliforme bakterier (TKB) som igjen er en del av den større bakteriegruppen koliforme bakterier (KB). Alle disse bakteriegruppene, samt intestinale enterokokker blir brukt som indikatorer for fekal forurensning.

Selv om TKB og KB fortsatt brukes som indikatorer på fekal forurensning i vannet, er det egenskaper ved disse bakteriegruppene som gjør at funn ikke er ensbetydende med tilstedeværelse av fekal forurensning. TKB blir ofte kalt fekale koliforme bakterier da de er resistente mot høye temperaturer (kan vokse og gjære laktose ved 44 °C) og bakterier av ikke-fekal opprinnelse ikke skal tåle høye temperaturer. Det viser seg likevel at tilstedeværelsen av ikke-fekale bakterier er mulig under disse forholdene. I likhet med TKB vil flere av bakterietypene som ligger under begrepet KB kunne påvises i både fekalt forurenset og ikke-fekalt forurenset jord og planter. Disse egenskapene gjør at enkelte mener at TKB og KB ikke bør brukes som fekale indikatorer (Paruch & Mæhlum 2011). Det er også argumenter for å behold TKB, så lenge en kjenner svakheter ved TKB analyser, sammenliknet med *E. coli*, da analysemetodene er enkle, rimelige, godt innarbeidet og det foreligger lange dataserier. Flertallet av kommuner, inkludert Oslo, benytter fortsatt TKB analyser ved overvåkning av badevannskvalitet, mens mange har gått over til å kategorisere i henhold til grenseverdier for *E. coli* etter EUs badevannsdirektiv selv om dette ikke er implementert i Norge.

I motsetning til TKB og KB vokser vanligvis *E. coli* bakterier i tykktarmen hos mennesker og varmblodige dyr og formerer seg ikke nevneverdig i miljøet (Paruch & Mæhlum 2011), slik at funn av disse bakteriene med sterk sikkerhet indikerer tilstedeværelse av fersk fekal forurensning. Selv om det eksisterer patogene arter av *E. coli* bakterier vil ikke alltid funn av disse bakteriene være en helsetrussel, kun en indikator på fekal forurensning.

4.5 *E. coli* bakterier

E. coli bakterier finnes i høye konsentrasjoner i tarmen til mennesker og andre dyr. Disse bakteriene er viktige for fordøyelsen til de fleste varmblodige dyr og er med på å hindre andre farligere bakterier fra å formere seg i tarmene våre. *E. coli* bakterier er i tillegg lett identifiserbare og mer tallrike enn mange patogene mikroorganismer. Disse egenskapene gjør at flere forskere mener at *E. coli* bakterier er den beste indikatoren på fekal forurensning vi har i dag (Odonkor & Ampofo 2013; Paruch & Mæhlum 2011; Wilkes et al. 2009).

Selv om *E. coli* bakterier blir sett på som en god indikator på fekal forurensning vil flere diskutere om *E. coli* bakterien er en like god indikator på vannets hygieniske kvalitet (Ferguson et al. 2012; Kellogg 2007). Eksempelvis vil ikke en vannprøve uten *E. coli* bakterier bety at det ikke er tilstedeværelse av andre patogene mikroorganismer (Graczyk et al. 2007). Dette er fordi flere patogener, som virus og parasittiske protozoer kan ha lengere overlevelse enn *E. coli* bakterier utenfor tarmen. I tillegg responderer *E. coli* bakterier bedre på flere desinfeksjonsmetoder, og tåler ofte dårligere høye temperaturer enn flere patogener (Mocé-Llivina et al. 2003).

4.5.1 Patogene mikroorganismer og deres korrelasjon med *E. coli* bakterier

Det er kun funnet en svak korrelasjon mellom *E. coli* bakterier og patogene mikroorganismer i vannprøver (Payment & Locas 2010; Wilkes et al. 2009). Denne korrelasjonen er i tillegg svært sesongavhengig, med mer signifikante korrelasjoner om høsten og vinteren (Wilkes et al. 2009). Payment og Locas (2010) viste at det ikke var mulig å finne en matematisk korrelasjon mellom konsentrasjon av *E. coli* bakterier og andre patogene mikroorganismer i ubehandlet avløpsvann. Heller ikke etter at ubehandlet eller behandlet avløpsvann blir sluppet ut i vassdragene vil det være en direkte korrelasjon mellom disse. Dette er mye grunnet fortynning og ulik transport og inaktiveringshastighet mellom de ulike patogene mikroorganismene og *E. coli* bakterier (Payment & Locas 2010).

Selv uten en klar korrelasjon i konsentrasjonen av *E. coli* bakterier og andre patogene mikroorganismer vil funn av høye konsentrasjoner av *E. coli* bakterier øke sannsynligheten for funn av patogene mikroorganismer som *Cryptosporidium* og *Giardia* (Coupe et al. 2006). I tillegg fant Wilkes et al. (2009) en svært lav sannsynlighet for funn av patogene mikroorganismer i vannprøver hvor det ikke blir funnet indikatorbakterier.

4.5.2 Variasjoner i konsentrasjon av fekale indikatororganismer og patogener ved ulike årstider og klimatiske forhold

Det kan være sterke variasjoner i forekomsten av både *E. coli* bakterier og andre patogene mikroorganismer både ved ulike årstider og klimatiske forhold. I Finland ble det observert klart lavere konsentrasjoner av enteropatogener (*Campylobacter*, *Giardia*, *Cryptosporidium* og norovirus) på vinteren sammenliknet med de andre årstidene. I dette studiet ble syv innsjøer og 15 elver undersøkt og 41% av vannprøvene var positive for én av disse enteriske mikroorganismene (Hörman et al. 2004). I tillegg til variasjoner ved ulike årstider, vil også andre klimatiske forhold som nedbør og snøsmelting ha en innvirkning på konsentrasjoner av indikatorbakterier og andre patogene mikroorganismer.

Den allerede observerte økningen i nedbør og avrenning, andelen tette flater i byene, samt underdimensjonerte overvannsnett har allerede ført til problemer med håndteringen av overvannet i flere byer i Norge (Nie et al. 2009). Et økt havnivå på opptil én meter langs norskekysten kan også forekomme (Drange et al. 2007), som vil være med på å redusere kapasiteten til overvannsnettet. De økte nedbørsmengdene vil påvirke de urbane vassdragene og kunne skape økte nivåer av fekale indikatorbakterier, som *E. coli* bakterier, samt økt sannsynlighet for funn av patogene mikroorganismer (Schueler & Holland 1994; Wilkes et al. 2009). Sammenhengen mellom *E. coli* konsentrasjon og andre parameter, eksempelvis værforhold, viser seg å være mer kompleks i det urbane miljøet sammenliknet med mindre tettbebygde områder.

4.5.3 Variasjoner i *E. coli* nivåer ved ulike nedbørsforhold og snøsmelting

Kistemann et al. (2002), Wu et al. (2011) og Paruch et al. (2015) har dokumentert at konsentrasjoner av *E. coli* bakterier og patogene mikroorganismer (som *Giardia* og *Cryptosporidium*) øker etter større nedbørsepisoder. Wu et al. (2011) viste også at det var høyere *E. coli* bakterienivåer etter korte og intense nedbørsepisoder, sammenliknet med mer moderate nedbørshendelser med lenger varighet ($p < 0,01$).

Det er også forventet flere korte og intense nedbørsepisoder i fremtiden grunnet klimaendringer. Liknende økninger i *E. coli* konsentrasjoner ble oppdaget av Whitman et al. (2008) etter snøsmelting. I en kunstig dam, som var en del av en større elv, var det en økning i *E. coli* konsentrasjon på over det dobbelte av den målte tørrværs-konsentrasjonen etter et kraftig regnskyll.

De samme forholdene er funnet i urbane vassdrag i Oslo. I forbindelse med prosjektet Water Quality Tools (gjennomført mellom 2012-2015) ble det utgitt en rapport som tok for seg blant annet badevannskvalitet i Indre Oslofjord. Tilførselen av *E. coli* bakterier fra flere av elvene i Oslo (Mærradalsbekken, Ljanselva og Hovinbekken) under ulike nedbørsforhold ble observert i denne perioden. Disse prøveseriene viste at bekkene og elvene kan tilføre Indre Oslofjord 100 ganger mere tarmbakterier etter dager med kraftig regnvær sammenliknet med tørrværsdager. I Hovinbekken ble det estimert at det blir tilført tarmbakterier tilsvarende et lekkende kloakkrør med 8000 PE tilknyttet etter et kraftig regnskyll. Denne tilførselen ble redusert til 200 PE et halvt døgn etter et kraftig regnskyll. Figur 6 viser beregnet døgntilførsel av *E. coli* bakterier fra Hoffselva, Mærradalsbekken og overløp fra VEAS-tunnelen under tørrvær og ulike nedbørshendelser (Tryland et al. 2016).

Tabell 6: Døgntilførsel av *E. coli* bakterier fra Hoffselva, Mærdalsbekken og Overløpet fra VEAS-tunellen etter tørrvær, kortvarige og intense regnskyll og langvarige regnskyll. Beregningene er basert på målte *E. coli* konsentrasjoner og vannføring. Fra VEAS tunnelen er det antatt en gjennomsnittskonsentrasjon på 1×10^6 *E. coli*/100 ml i overløpsvannet.. Kilde: (Tryland et al. 2016).

Kilde	”Normaltilførsel” Tørt/lite nedbør og normal vannføring	26. juni 2014 Lokalt mye nedbør på få timer	3./4. August 2014 Lokalt mye nedbør på få timer	23. oktober 2014 Mye nedbør i forkant og spredd over hele dagen
Hoffselva	2×10^{11}	2×10^{13}	1×10^{13}	6×10^{13}
Mærradals bekken	2×10^{12}	1×10^{13}	7×10^{12}	2×10^{13}
Overløp fra VEAS- tunnelen	0	Ca. 4×10^{14} (42000 m^3 over 12 t)	Ca. 1×10^{14} (13000 m^3 over 1,5 t)	Ca 2×10^{15} x2 døgn (547 000 m^3 over 2 døgn)

4.5.4 Økte konsentrasjoner av mikroorganismer etter høst- eller vårsirkulasjon

Høstsirkulasjon oppstår når overflatevannet kjøles ned, blir tyngre og dermed synker nedover, mens de varmere vannmassene stiger oppover. Når vannmassene får en gjennomsnittstemperatur på ca. 4 °C og vannet i hele dammen/innsjøen har samme tetthet vil en sirkulasjonsperiode oppstå. Selv en beskjeden vindpåvirkning vil kunne gi en fullstendig omrøring av vannmassene. Den samme omrøringen kan forekomme på våren når isen smelter og de øvre vannmassene varmes opp og vannmassene igjen når en temperatur på 4 °C. Dette gjør at mikroorganismer i bunnsedimenter kan fraktes opp og frigis til vannet (Tryland et al. 2015). Hvor lenge sirkulasjonsperioden varer avhenger av innsjøens dyp, vindpåvirkning og solinnstråling (Hias u.å.).

5 Kilder til mikrobielle forurensninger

Kildene til de fekale forurensningene kan være både menneskelige (antropogene) eller være av animalsk opprinnelse. Kildene kan være fra punktutslipp eller fra mer diffuse kilder. Flere sektorer kan bidra med forurensning av vassdragene, deriblant boligbebyggelse, landbruk og næringsliv. Informasjon om kilder til forurensning er viktig for å kunne fortelle noe om hvilke tiltak som bør settes i gang for å redusere tilførsel av fekal forurensning.

Siden flere av de patogene mikroorganismene er vertsspesifikke og ikke kan smitte fra dyr til mennesker vil det være en stor fordel å kunne finne kilden til den fekale forurensningen i vannet. I tillegg vil patogener fra mennesker utgjøre en større sykdomsrisiko for mennesker. Soller et al. (2014) viste at det vil være en beregnet risiko på 0,5 til 1 ganger lavere ved rekreasjon i vassdrag som er kontaminert med 10-30% menneskelige intestinale enterokokker, sammenliknet med tilførsel av rent menneskelig avløpsvann. Likevel vil enkelte patogener også ha en sterk korrelasjon med enkelte dyregrupper. Paruch et al. (2014) fant eksempelvis en sterk korrelasjon mellom patogene *E. coli* bakterier (STEC) med markør for drøvtyggende husdyr ($R^2 = 0.928$).

5.1 Mikrobiell kildesporing

Det finnes flere metoder for mikrobiell kildesporing, både kjemiske og biologiske. Av de biologiske deles de inn i to hovedgrupper, kulturbaserte og kulturuavhengige metoder, som igjen kan deles inn i undergruppene bibliotekavhengige og –uavhengige metoder (Hagedorn et al. 2011). Metoden brukt i denne oppgaven er en kultur- og bibliotekuavhengig metode og er beskrevet av blant annet Paruch et al. (2014). Metoden bruker markører for ulike dyrearter for å bestemme hvor stor andel av den svært vertsspesifikke bakteriegruppen *Bacteriodales* som kommer fra mennesker eller andre dyr. Hittil er det blitt utviklet genetiske markører som kan skille flere dyrearter fra hverandre, eksempelvis hest, drøvtyggere og gris. Det er svært tidkrevende å lage nye markører for ulike dyrearter. Denne metoden har vist å være presis, blant annet fordi det er vist en sterk korrelasjon mellom andel menneskelige *Bacteriodales* og menneskelige pleieprodukter. Dette er med på å verifisere treffsikkerheten til metoden (Paruch et al. 2017). Metoden er nærmere beskrevet i metodekapittelet.

5.2 Antropogene kilder

Antropogene kilder til mikrobiell forurensning i urbane områder kan være regn- og nødoverløp (Andersen et al. 2013; Sterk et al. 2016), lekkasjer fra avløpsledninger, tilførsel av dårlig behandlet avløpsvann eller feilkoblinger. Det er i senere tid blitt oppdaget at overvannsnettene kan inneholde store mengder fekale forurensninger fra mennesker. Kildene til disse forurensningene kan være fra både lekkende avløpsrør eller ulovlige feilkoblinger (Rajal et al. 2007). Lekkende avløpsrør kan skyldes oppsprekking, utette skjøter og sammenbrudd. McLellan et al. (2007) oppdaget eksempelvis at det var klart høyere *E. coli* konsentrasjoner i brønner rett nedstrøms et område med lekkende avløpsrør sammenliknet med brønner utenfor rekkevidde for lekkende avløpsrør i både urbane og mindre bebygde områder. Ulovlige feilkoblinger hvor stikkledninger med avløpsvann er koblet til overvannsnettene kan også forekomme og flere av disse er oppdaget i Oslo (Oslo kommune 2014). Slike feilkoblinger fører til at spillvann og kloakksjøppel går direkte ut i nærmeste vassdrag.

5.2.1 Overløp

Overløp er nødvendig å ta i bruk når avrenningen blir så stor at ledningsnettene nedstrøms eller renseanlegget ikke har kapasitet til å ta imot all vannet. Når flomepisoder oppstår i områder med stor andel tette flater vil det kunne være en stor helserisiko for brukere av resipienten. I Norge har vi ikke noen krav i forurensningsforskriften som er bestemmende for antall ganger et overløp skal være i bruk i løpet av et år. Likevel har det vært en praksis hvor overløpene har vært dimensjonert for et tre-års gjentaksintervall (Oslo kommune 2014). Hvert overløp skal klassifiseres etter risiko på bakgrunn av grundige resipientvurderinger. Ingen overløpsutslipp skal skape estetisk påvirkning i/ved utslippsstedet som følge av avløpsjøppel (Fylkesmannen i Oslo og Akershus 2015).

Ved bruk av klimamodeller for fremtidig nedbørsøkning i Oslo vil det kunne bli en økning i overløp på 77,5% ved enkeltnedbørsepisoder med et gjentaksintervall på 5 år (Nilsen et al. 2011).

Likevel kan forurensninger fra overløp ha blitt redusert etter etableringen av fordrøyningsanlegget Midgardsormen. Det mangler en del erfaringsdata når det gjelder Midgardsormen, men anlegget har ført til at over 45 overløp med utslipp til både Akerselva og Hovinbekken har blitt sanert eller endret (Fylkesmannen i Oslo og Akershus 2015).

5.3 Dyr som kilder til mikrobiell forurensning

Dyr kan forurense vannkilder og tilføre mikroorganismer som kan være både av patogen- og ikke patogen art. Spredning av avføring fra både ville dyr som fugler (Graczyk et al. 2008) og rotter (VA nytt 2013), samt avføring fra husdyr som hund (Wright et al. 2009) og hest (Paruch et al. 2016c) er alle viktige kilder til fekal forurensning i urbane vassdrag.

Det er påvist at *Giardia* finnes i avføringen til flere ulike dyrearter. Hamnes et al. (2006) oppdaget tilstedeværelse av *Giardia* i avføringen til kalver fra 127 av 136 gårder og *Cryptosporidium* på 72 av 136 gårder. Disse parasittene ble også oppdaget i norsk rødrev (Hamnes et al. 2007). *Giardia*, samt *Cryptosporidium* og *Campylobacter* kan også tilføres vassdragene med hesteavføring. De siste 20 årene har antall hester i Norge økt, samtidig som det er blitt mer vanlig med hest i urbane områder (Mattilsynet 2015). I et nedbørsfelt med hestehold kan det derfor tilføres økte mengder *E. coli* bakterier, samt andre patogener i vassdragene etter kraftige regnskyll (Berge 2013).

I Norge og andre store byer finnes det i tillegg store mengder rotter i kloakken (VA nytt 2013) som kan være med på å kontaminere vassdragene. Rottene formerer seg raskt og lever godt hele året grunnet den stabile temperaturen og tilgangen til fett og matrester i kloakksystemet. Disse rottene kan være en kilde til zoonotiske bakterier, som blant annet multiresistente *E. coli* bakterier og utgjør derfor en sykdomstrussel for mennesker (Guenther et al. 2013).

5.3.1 Fugl som kilder til mikrobiell forurensning

Fugler har også vist seg å være en viktig årsak til redusert vannkvalitet i vassdrag brukt til rekreasjonsformål (Standridge et al. 1979) og er bærere av flere humanpatogener, som *Campylobacter* og *Salmonella*. Benton et al. (1983) observerte en klar korrelasjon mellom andelen måker som befant seg i to innsjøer og konsentrasjonen av *E. coli* bakterier, der tilstedeværelse av måker økte konsentrasjonene av *E. coli* bakterier. Det er også vist en sterk økning i *E. coli* konsentrasjoner på Kadetangen badestrand i Oslo ved tilstedeværelse av fugler. Vannprøver tatt sommeren 2014 viste en konsentrasjon på 310 *E. coli* bakterier/100 ml uten tilstedeværelse av fugler og 4300 *E. coli* /100 ml etter at en flokk svaner hadde passert. 10 klatter av fugleavføring fra svaner og gjess ble analysert og viste $1,5 \times 10^7$ *E. coli* og $1,3 \times 10^5$ intestinale enterokokker per gram avføring. Store fuglepopulasjoner kan også tiltrekkes spesielt av våtmarksfiltre (Grant et al. 2001; Orosz-Coghlan et al. 2006).

Selv om fugl kan være en viktig kilde til fekal forurensning i vassdragene viser det seg at sykdomsrisikoen ved kontakt eller konsum av vannet likevel er lavere for mennesker, sammenliknet med forurensning fra menneskelige kilder (Soller et al. 2014). Selv om blant annet måker kan spre mye *Salmonella* gjennom sin avføring, konkluderte Girdwood et al. (1985) med at måker ikke utgjør en stor risiko for spredning av menneskelig sykdom.

5.4 Variasjoner i kildene til fekal forurensning

Det vil være store variasjoner i bidragsprofilen til fekal forurensning i både jordbruksområder og urbane områder. Wu et al. (2011) viste at det var høyere forekomst av *E. coli* bakterier fra menneskelige kilder i mer bebygde områder (>30% av de totale utslippene), sammenliknet med mindre bebygde områder hvor kilder fra andre dyr var mest fremtredende (54%). Wu et al. (2011) viste i tillegg i sitt studie at menneskelige kilder sto for en større andel av *E. coli* bakterieforekomsten ved våtværsperioder, sammenliknet med tørrværsperioder.

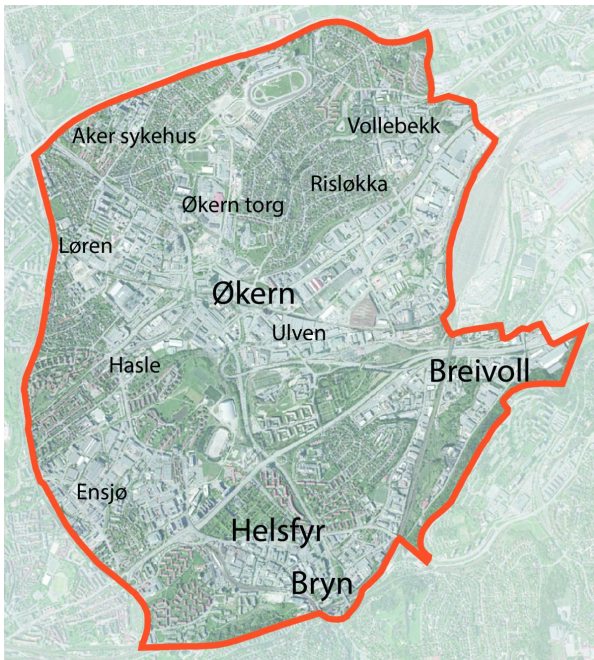
Det er også vist at innen samme art – om det er mennesker – eller andre dyregrupper, kan det være store variasjoner i antall intestinale mikroorganismer produsert per enhet fekalier mellom individer og for samme individ over tid (Tryland et al. 2016). Ved sykdom kan det være relativt høy forekomst av organismen som forårsaket sykdommen (Chappell et al. 1996).

I flere feltundersøkelser utført av NIBIO er det blitt observert et høyere bidrag fra menneskelige kilder i de kalde periodene, mens dyr bidrar mest i de varmere periodene. Dette er vist å flere ulike nedbørsfelt i Norge, både i urbane områder og jordbruksområder (Blankenberg et al. 2014; Paruch et al. 2014; Paruch et al. 2016a; Paruch et al. 2016b; Paruch et al. 2016c).

6 Teglverksdammen – området og anlegget

6.1 Hovinbyen

Ifølge Oslo kommune (u.å.) er Hovinbyen Oslos største byutviklingsområde og kan gi plass til 27 000-40 000 nye boliger. Hovinbyen er på størrelse med Oslo sentrum og ligger innenfor Ring 2. Området strekker seg fra Bjerke i nord til Bryn i sør og fra Løren i vest til Breivoll i øst (Figur 1). Siden det er forventet en sterk befolkningsvekst i Oslo fram mot 2030 er Hovinbyen pekt ut som et satsningsområde i kommuneplanen. Målene for utviklingen av Hovinbyen skal blant annet være å skape en fremtidsrettet og klimasmart byutvidelse og å skape mange attraktive byområder som er tett sammenvevd med hverandre og resten av byen. Det skal legges vekt på etablering av nye grøntområder og grøntforbindelser og bekker skal åpnes i dagen (Byplan Oslo 2016a).

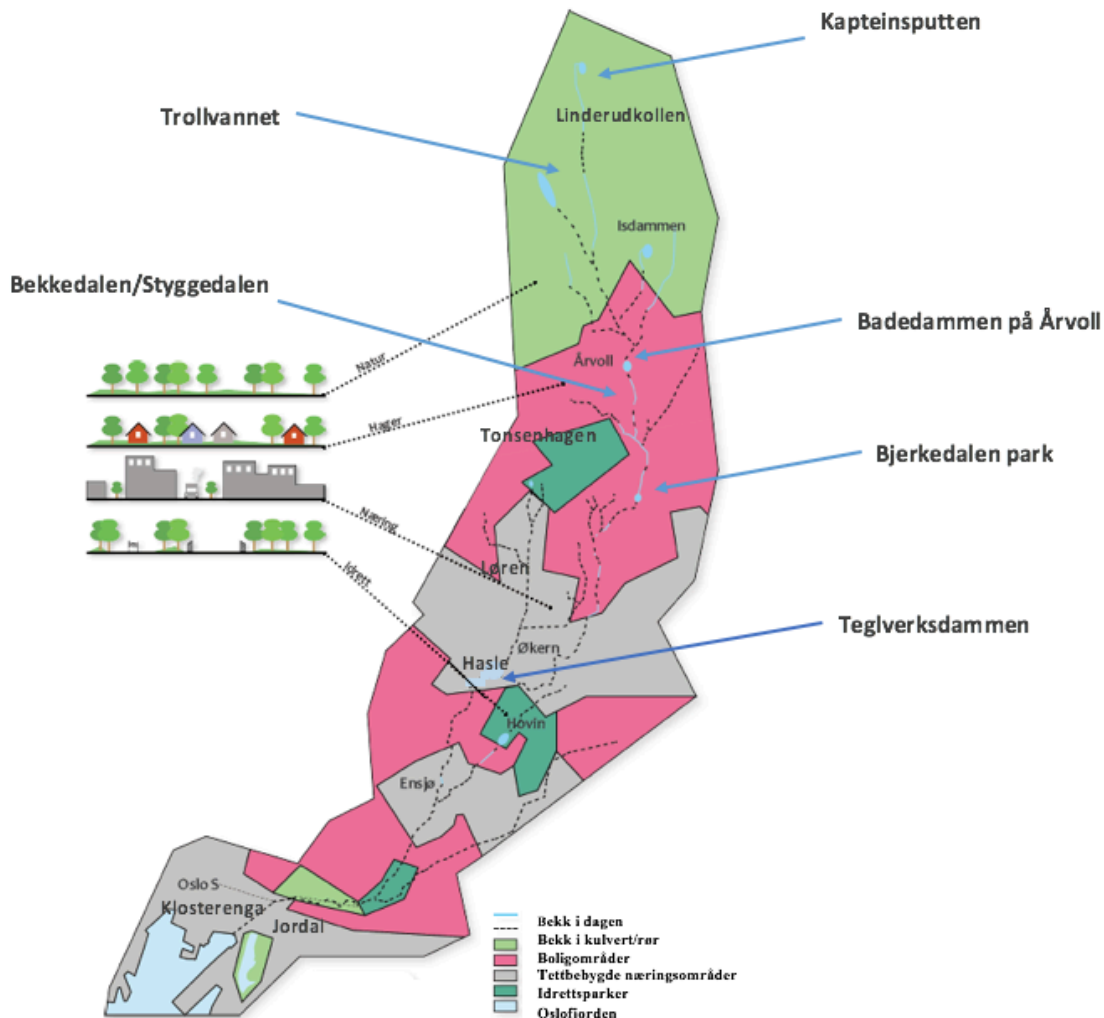


Figur 1: Avgrensning av Hovinbyen. Kilde: (Byplan Oslo 2016b).

6.2 Hovinbekken

Hovinbekken er et av Oslos sentrale elveløp. Som vannvei er Hovinbekken liten sammenliknet med elvene Akerselva og Alnaelva, men ligger på 6. plass når det gjelder vannføring i Oslos vassdrag og har tidligere blitt betegnet som elv (Klosterelven). I løpet av utbyggingen av Oslo har denne bekken vært den som har blitt liggende mest i rør og var ifølge Nilsen (2009) den mest forurensede av Oslos bekker.

Den første bekkelukkingen ble utført i 1880 i Oslo sentrum før bekken også ble lukket på Klosterenga og Ensjo, hhv i 1920 og 1959. Tidligere har bekken blitt demmet opp flere steder til dammer for isskjæring.



Figur 2: Arealbruk i nedbørfeltet til Hovinbekken, samt åpne og lukkede strekninger langs vassdraget. Kilde: Brekke (2013).

Hovinbekkens hovedkilder er Kapteinsputten i Lillomarka og Isdammen på Årvoll. Ved Stig har Hovinbekken to kildebekker som kommer fra Årvollåsen og Grefsenkleiva-området. Det første strekket renner bekken åpent før den renner gjennom rekkehus- og blokkbebyggelsen på Årvoll under jorda. Deretter renner bekken gjennom Bekkedalen/Styggedalen før den går i kulvert under Trondheimsveien og deretter renner gjennom villaområder før den når Bjerkedalen park, hvor det ble utført en 300 m lang bekkeåpning mellom 2012-2013.

Deretter renner Hovinbekken mye åpent på Risløkka før den renner i rør gjennom Økernkrysset på veien til Teglverksdammen. Gjennom Økernkrysset er arealbruken for det meste tette flater. I dag ledes Hovinbekken fra utløpet av Teglverksdammen i kulvert helt ned til Akerselva ved Sentralbanestasjonen. Det er planer om å åpne bekken i flere traséer, blant annet gjennom Ensjø, Jordal og Klosterenga park. Tidligere rant denne bekken rett ut i fjorden forbi Nonneseter kloster som lå omtrent ved nåværende kryss Grønlandsleiret/Schweigårdsgate. Tidligere lå det også en park kalt "Den engelske park" med kafé og teaterpaviljong, samt et fossefall og en dam med utleie av robåter rundt bekkens nedre del ved Grønlandsleiret (Figur 3).



Figur 3: Historiske bilder av Hovinbekken. Øverst til venstre: Foss med romantisk bro [bilde] (u.å). Øverst til høyre: Dammen med utleie av robåter [bilde] (u.å.). Nederst til venstre: Nedre Fos - Munkengen [bilde] (1890). Nederst til høyre: Hovinbekken legges i rør [bilde] (1959).

6.3 Kilder til forurensninger i Hovinbekken

6.3.1 Ubehandlet overvann

Det er flere kilder som kan tilføre forurensninger til Hovinbekken. En viktig kilde til forurensninger vil være tilførsel av ubehandlet overvann fra det 8 000 da store nedbørfeltet. Oppstrøms Økern tilføres Hovinbekken ubehandlet overvann fra Østre Aker vei, nesten bort til Brobekkveien. Overvann fra Ring 3 mellom Økern og Ulvensplitten tilføres i tillegg i all hovedsak kulverten til Hovinbekken nedstrøms uttakskummen. Overvann fra Bjerke travbane har også blitt sett på som en viktig kilde til forurensninger (Norconsult 2013). På Bjerke travbane kan det være opptil 250 hester på banen på én dag (Ringelien u.å.).

6.3.2 Lekkasje, feilkoblinger eller overløp

Oslo VAV har undersøkt de 21 overvannsnettene som ligger oppstrøms Teglverksdammen. Disse kan alle være potensielle forurensningskilder til dammen. Det er blant annet blitt tatt bakterieprøver i tørrvær i alle utløpene av overvannsnettene. Siden dette kun er øyeblikksverdier er det blitt tatt i bruk en kildesporingsmetode for å oppdage eventuell tilførsel av avløpsvann til overvannsnett.

Kildesporingsanalysen til Oslo VAV handler om å fange opp papir eller slam som kan indikere feilkoblinger eller kloakkstopp ved å legge en murstein med hønsenetting rundt i utløpet. Om det blir påvist høye konsentrasjoner av indikatorbakterier eller det blir funnet papir eller slam i overvannsnett brukes kildesporing ved fargetilsetting av spillvannet. Om fargen kommer inn i overvannet vil dette tyde på lekkasjer. Denne metoden brukes også for å oppdage eventuelle feilkoblinger fra private stikkledninger. Etter omfattende kildesporingsarbeid utført av Oslo VAV har det blitt funnet enten lekkasjer, feilkoblinger eller kloakkstopp i 6 av 21 overvannsnett oppstrøms Teglverksdammen (Tabell 7). Problemene har ifølge Oslo VAV blitt rettet opp i 5 av 6 overvannsnett per januar 2017 (Martinsen 2017a).

Tabell 7: Oppdagede problemer i overvannsnett oppstrøms Teglverksdammen, samt dagens tilstand. Kilde: (Martinsen 2017a).

Overvannsnett og oppdaget problem	Dagens tilstand
15 feilfrie overvannsnett	
Ett overvannsnett med oljeslam og papir fra et verksted	Rettet
Ett overvannsnett med feil på et privat nett	Dette nettet eksisterer ikke lenger. Hele området er bygget om.
To overvannsnett hadde lekkasjer på spillvannsledning til overvannsnettet	Rettet
Et overvannsnett hadde fire utlekk fra spillvannsledning til overvannsledning, utlekk i kum, kloakkstopp og feilkobling	Rettet
Et overvannsnett med lekkasje på privat spillvannsledning. Det er sendt pålegg om utbedring	Feilen er der fortsatt

Det finnes to overløp oppstrøms Teglverksdammen som ligger oppstrøms og nedstrøms Bjerkedalen park. Av erfaring er disse svært sjeldent i drift og hadde ikke vært i drift i løpet av månedene for prøvetaking, per januar 2017 (Martinsen 2017b). Det er også dokumentert av Oslo kommune (2016a) at det er lite sammenheng mellom utslipp fra regnvannsoverløp og næringssaltkonsentrasjonene i Hovinbekken. Dette tydeliggjør at det er andre kilder enn regnvannsoverløp som bidrar med høye konsentrasjoner av næringssalter til vassdraget.

6.3.3 Forurensninger fra dyr

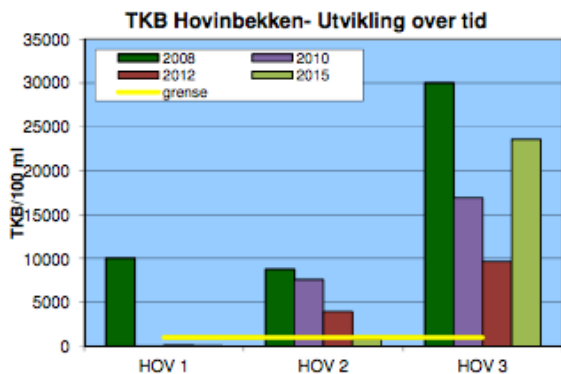
I tillegg til forurensninger fra overflateavrenning og antropogene spillvannskilder kan vassdraget også bli forurenset av husdyr eller ville dyr. Oslo VAV har ved hjelp av NIBIO fått utført kildesporing av forurensninger fra tarmbakterer i Bjerkedalen park i 2015. Resultatene var svært sprikende, med mellom 16% til 68% av den fekale forurensningen fra mennesker. I tillegg var mellom 0% til 3% fra hester slik det vises i Tabell 8.

Tabell 8: Konsentrasjoner av *E. coli* bakterier i Bjerkedalen park på ulike prøvedatoer, samt bidragsprofil for fekal forurensning (fordelt på mennesker, ikke mennesker og hester). I tillegg vises andelen nedbør som har vært i forkant av prøvetakingen (Paruch & Mæhlum 2015).

Dato	<i>E. coli</i> (antall)	Mennesker [%]	Ikke Mennesker [%]	Hester [%]	Nedbør [mm]
09.06.15	>200,5	16	82	2	0,8
17.06.15	6488	20	79	1	1,5
24.06.15	2481	39	60	1	0,3
01.07.15	1782	68	32	0	0,0
22.09.15	2489	48	49	3	0,0

6.4 Vannkvaliteten i Hovinbekken

Vannkvaliteten i Hovinbekken er tidligere dokumentert av Oslo VAV som en del av deres arbeid for å redusere utslipp til vassdragene. For å kunne klassifisere vannkvaliteten i vassdragene brukes klassifiseringssystemet fra vannforskriften, hvor vassdragenes tilstand blir kartlagt ved bruk av bunndyrundersøkelser. I 2010 ble det utført en undersøkelse hvor kvaliteten i Hovinbekken ble kartlagt. Kvaliteten i Hovinbekken var moderat øverst i den urbane delen av vassdraget (Årvoll), og dårligere gjennom byen. Ved nederste stasjon var vannkvaliteten svært dårlig (HOV 3, Gladengveien på Ensjø) (Oslo kommune 2010). Deres målinger viser også at bakterieinnholdet øker betydelig etter Økernkrysset (mellom HOV 2 og HOV 3) som vist i Figur 4.



Figur 4: Konsentrasjoner av TKB ved ulike prøvepunkter i Hovinbekken. Prøvene ble tatt i 2008, 2010, 2012 og 2015. I tillegg vises grensen for "ikke akseptabel" vannkvalitet for bading i friluftsbad.

Også kvaliteten i den nylig gjenåpnede Bjerkedalen park har blitt undersøkt. Her ble det anlagt en badedam, men mikrobielle undersøkelser har vist at dette anlegget ofte har *E. coli* nivåer som klassifiserer badevannskvaliteten som "ikke akseptabel" (Tabell 9). Derfor fraråder Oslo kommune å bade i dammen (Oslo kommune u. å.). Tabell 8 viser også høye konsentrasjoner av *E. coli* bakterier i Bjerkedalen park.

Tabell 9: Konsentrasjoner av TKB i innløpet til Bjerkedalen park mellom 04.03.15 og 07.09.15. Kilde: (Wold & Beschoner 2015).

Bjerkedalen park innløp					
Dato	TKB/100ml	regn [mm]	Dato	TKB/100ml	regn [mm]
*4.3.15	400	0,0	*11.6.15	830	0,0
*11.3.15	440	0,0	17.6.15	4200	1,5
18.3.15	>3000	2,5	24.6.15	1600	0,3
19.3.15	2500	0,9	*01.7.15	160	0,0
25.3.15	200	0,5	8.7.15	11500	20,1
*8.4.15	200	0,0	*15.7.15	10500	0,0
*15.4.15	400	0,0	22.7.15	1700	5,7
*22.4.15	<100	0,0	28.7.15	10400	1,1
29.4.15	500	0,2	29.7.15	3200	8,6
6.5.15	1400	16,7	5.8.15	1600	44,3
12.5.15	1300	3,0	*12.8.15	18900	0,0
20.5.15	700	1,8	*17.8.15	1400	0,0
*27.5.15	1700	0,0	*19.8.15	1700	0,0
3.6.15	600	12,2	26.8.15	1800	11,4
10.6.15	3000	0,1	2.9.15	3600	35,0
*Tarnværsprøver			*7.9.15	500	0,0

6.5 Teglverksdammen

Den 20. August 2015 var den offisielle åpningen av Teglverksdammen på Hasle i Oslo.

Oslo kommunes målsetning med Teglverksdammen er å forbedre vannkvaliteten og levere estetisk tilfredsstillende vannkvalitet og god økologisk tilstand i Hovinbekken gjennom Ensjøbyen. Dette anlegget skal både være et tiltak for å ta hånd om de forventede økte nedbørsmengdene i årene fremover og er i tillegg bygget som et renseanlegg for å forbedre kvaliteten på vannet.

Selv om hovedfokuset til anlegget er overvannrensing er Teglverksdammen utformet som et parkanlegg. Det er bygget gang- og sykkelveier, samt grøntanlegg med stier, grill- og sitteplasser. Anlegget har et urbant preg på anleggets nordside, samtidig som det opprinnelige parklandskapet langs bekkens sørside er forsøkt opprettholdt. Tennisdammen som ligger utenfor hovedferdselen langs anlegget skal være løsningen på eventuelle forurensninger og brukes som forbehandling av bekevannet. Tett inntil anlegget ligger det både en barne- og ungdomsskole (Teglverket skole) og en barnehage (Teglverket barnehage), samt Hasle senter.

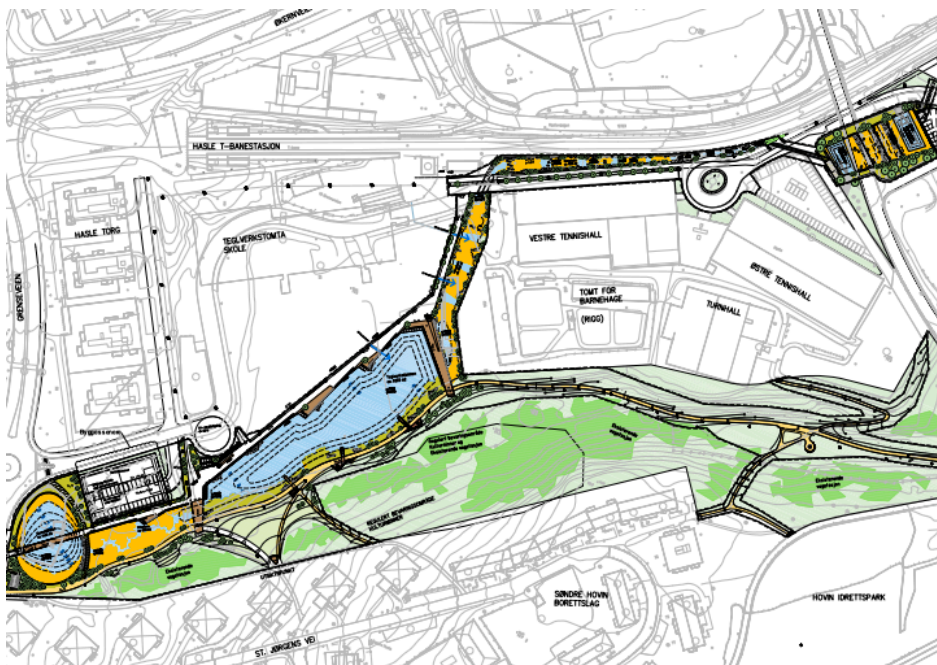
I Norconsult (2013) sitt forprosjekt for Teglverksdammen ble det påpekt at tilfredsstillende kvalitet for rekreasjonsbruk ikke kan forventes i Teglverksdammen og at dammen derfor bør ses mer på som en rensedam enn en parkdam. Det presiseres at det ikke vil være mulig å forbedre kvaliteten slik at den kan brukes som en badedam. Norconsult (2016) har i sin ROS-analyse bemerket at det ikke vil være helsefarlig å utnytte dammen som en ressurs i undervisningen på skolen og at det ikke vil være farlig å være i dammen uten å svelge vann, men at kommunen ikke kan garantere at det oppnås badevannskvalitet.

6.5.1 Teglverksdammens ulike komponenter

Teglverksdammen deles i denne oppgaven inn i komponentene vist i Tabell 10. I tillegg vises bilder av hele anlegget i fugleperspektiv i Figur 5, samt bilder av ulike deler av anlegget gjennom sommeren og vinteren i Figur 6.

Tabell 10: Teglverksdammens ulike komponenter, rensemetodene som brukes og hvilke forurensninger som disse metodene skal fjerne.

Komponent	Rensemetoder	Forurensninger som fjernes
Tennisdammen (forbehandling)	Forsedimentering, permeable terskler, våtmarksfilter, ettersedimentering og utløpsterskel med senket utløp	Grove sedimenter, flytestoffer og olje
Rensebekk	Langt og smalt våtmarksfilter med permeable terskler og rislesoner	Partikkelbundet forurensning og TKB
Våtmarksfilter 1	Bredt våtmarksfilter	Partikkelbundet forurensning og TKB
Teglverksdammen + Våtmarksfilter 2	Lang sedimenteringsone, + våtmarksfilter i utløpet	Olje, fintstoff, større partikler og TKB + Partikkelbundet forurensning og TKB
Grensedammen	Sedimentasjonsdam med senket utløp	Olje, større partikler og TKB



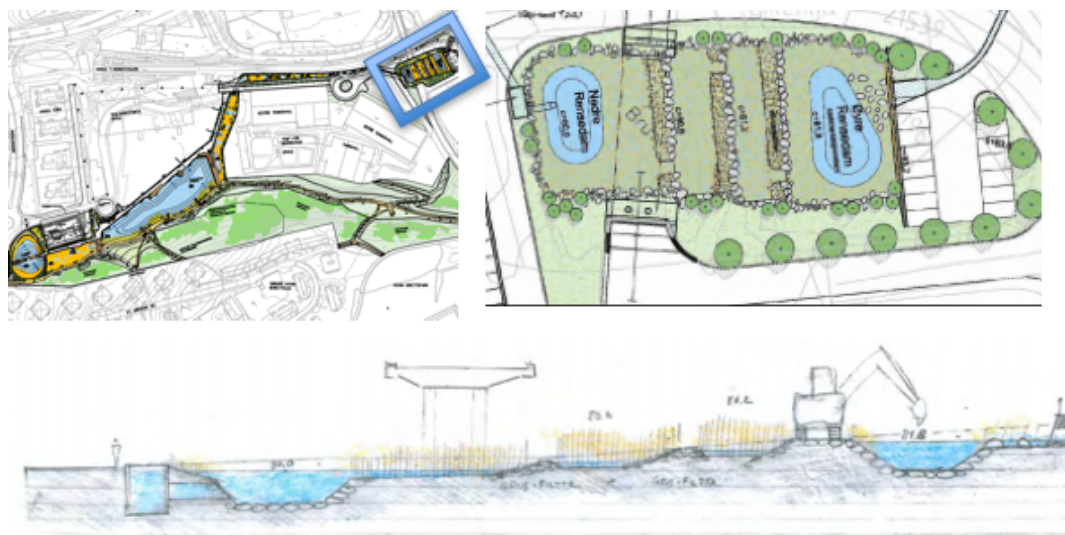
Figur 5: Hele Teglverksdammen rensedamanlegg fra fugleperspektiv.



Figur 6: Øverst til venstre: Våtmarksfilter 1 (vinter). Øverst til høyre: Teglverksdammen sedimentasjonsdam (vinter). Nederst til venstre: Teglverksdammen (sommer). Nederst til høyre: Gangbru over Grensedammen (sommer). Fotograf: Rebekka Krystad.

6.5.2 Forbehandling i Tennisdammen

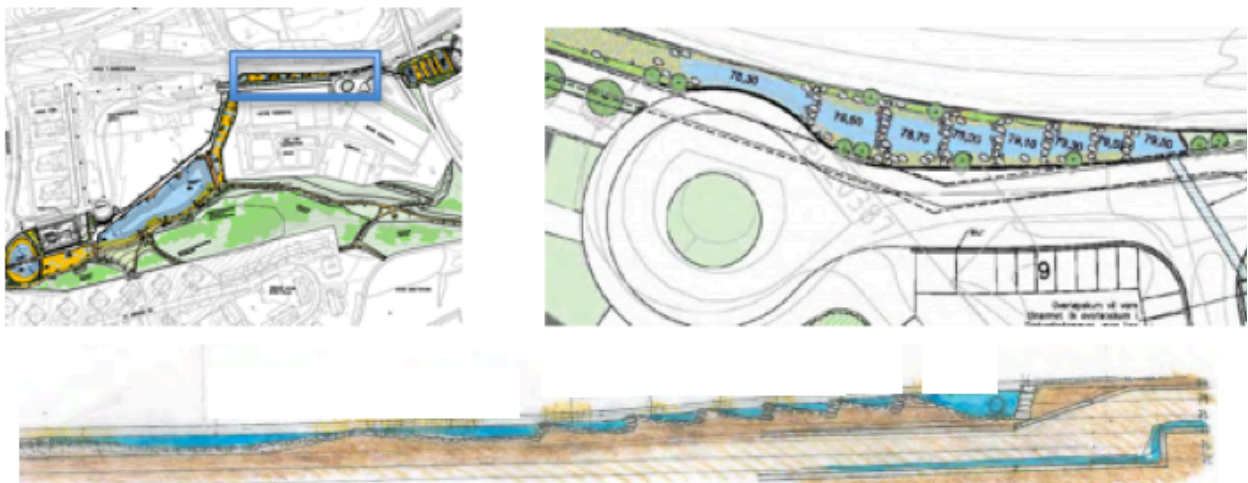
Gjennom Tennisdammen skal bekkevannet forbehandles. Dette blir sett på som den viktigste renseprosessen i anlegget og her skal størstedelen av slammemengden tilbakeholdes. Flere forurensningsstoffer, også mikroorganismer, er forbundet med partikler og mesteparten av dette skal dermed fjernes i denne delen av anlegget. Tennisdammen er delt inn i to sedimentasjonsdammer med permeable terskler, samt en rislesone mellom. Gjennom disse tersklene er vannet i tett kontakt med planter, stein og bunnsstrat som sammen med solinnstråling skal føre til god reduksjon av tarmbakterier (Norconsult 2013).



Figur 7: Tennisdammen i fugleperspektiv (øverst til høyre). Prinsippskisse for Tennisdammen i profil (nederst). Kilde: (Norconsult 2013).

6.5.3 Rensebekk

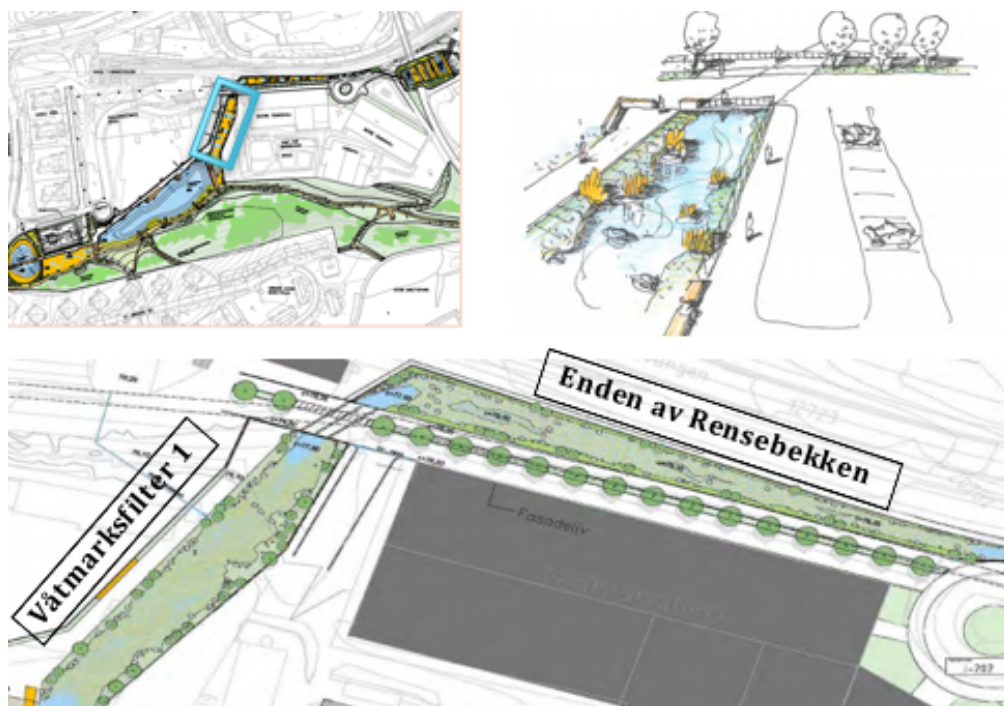
Rett nedstrøm Tennisdammen krysser bekken under Eikenga i en kulvert inn i det som kalles Rensebekken. Denne delen av anlegget er utformet med terskler og stryksoner. Det er bygget betongterskler mot T-banelinjen som ligger tett inntil bekkeløpet, samt langs veien som følger Tennishallen. Det er plantet vannvegetasjon i kantsonen i starten av Rensebekken, samt langs bunnen ved enden av Rensebekken. Våtmarksområdet starter i enden av Rensebekken og varer frem til Teglverksdammen sedimentasjonsdam (Figur 8 og Figur 9). Etter Rensebekken renner bekken gjennom en kulvert under en adkomstbru og inn i Våtmarksfilter 1.



Figur 8: Rensebekk i fugleperspektiv (øverst til høyre), Prinsippskisse av rensebekken med terskler og stryksone i profil (nederst). Kilde: (Norconsult 2013).

6.5.4 Våtmarksfilter 1

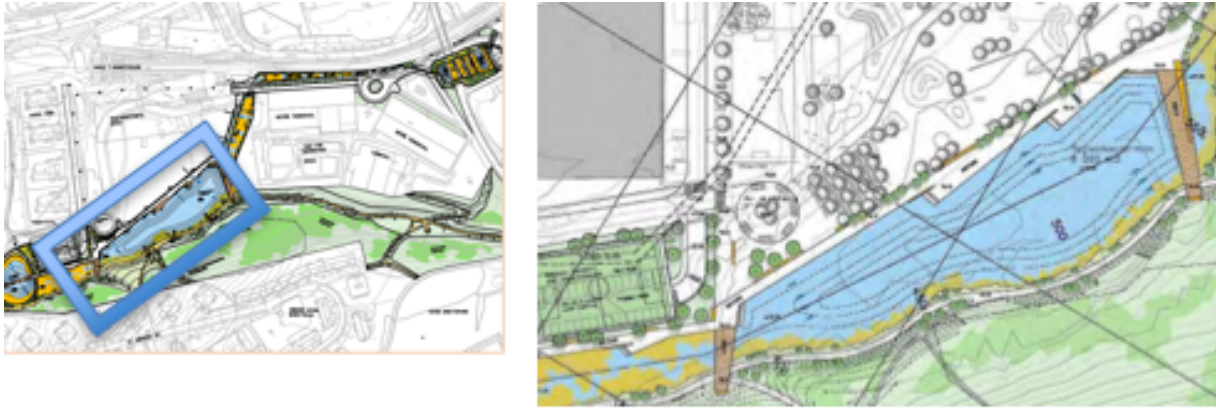
Våtmarksfilteret er bygget opp med en pukkjeve hvor det er innblandet et vekstsubstrat med organisk materiale som er tilplantet med ulike typer vannvegetasjon. Disse delene av anlegget er for det meste beplantet med sivvegetasjon. Beplantningen i våtmarksfiltrene består i hovedsak av takrør, brei dunkjevle, sjøsivaks og sverdlilje, samt fuktrevevende kantvegetasjon som lyssiv, mjørdurt, katthale, og ulike typer starr. Plantene var godt etablert i denne delen av anlegget, samt Rensebekken sommeren 2016 og vises i Vedlegg E (Figur E - 2 og Figur E - 3).



Figur 9: Våtmarksfilter 1. Prinsippskisse av våtmarksfilter med både bunnvegetasjon og kantvegetasjon (øverst til høyre). Våtmarksområdet i fugleperspektiv. Her vises både enden av Rensebekken og Våtmarksfilter 1 (nederst). Kilde: (Norconsult 2013).

6.5.5 Teglverksdammen sedimentasjonsdam med Våtmarksfilter 2

Teglverksdammen har et overflateareal på ca. 6000 m² og skal ved normalvannføring (200 l/s) kunne ha en oppholdstid på ca. 14 timer, slik at soleksponering og sedimentering skal kunne bidra til god reduksjon av koliforme bakterier. Teglverksdammen har en maksdybde på tre meter og en gjennomsnittsdybde på 1,68 meter ved vannføring på 200 l/s. Langs Teglverksdammen er det i tillegg etablert sivvegetasjon langs kanten som skal være med på å rense vannet, men primært ha en estetisk funksjon og fungere som en barriere for at folk går ut i dammen. Etter den åpne sedimentasjonsdammen ledes bekkevannet gjennom en filtersone med vegetasjon (Våtmarksfilter 2). Her er det betraktelig lavere vannstand (på mellom 20 og 50 cm) sammenliknet med den åpne Teglverksdammen. I denne sonen vil biofilm på plantene og kontakt mot sediment være viktig for rensing selv om det er relativt kort oppholdstid. Etter noen år vil denne delen av anlegget ha tett vegetasjon slik at vannflaten ikke synes. Etter Våtmarksfilter 2 er det etablert en kort stryksone som leder bekken inn i Grensedammen. Denne delen av anlegget vises i Figur 10.



Figur 10: Teglverksdammen sedimentasjonsdam, samt Våtmarksfilter 2. Kilde: (Norconsult 2013).

6.5.6 Grensedammen

Grensedammen har et omtrentlig overflateareal på 1850 m² og er plassert tett inntil den trafikkerte Grenseveien. Midt over dammen går det en trebro slik at gående kan ferdes langs Hovinbekken over Grensedammen og Grenseveien. Dammen har en maksdybde på ca. 3 m, og en gjennomsnittsdybde på 1,8 meter. Dammen har en kantsone med grunt vann og en beskyttende kantvegetasjon rundt, for å redusere risiko for fallulykker. Utløpet er dykket og vannet kan splittes og føres tilbake til Hovinbekkulverten, eller ledes under Grenseveien og videre mot det nyrestaurerte vassdraget gjennom Ensjøområdet (Figur 11).



Figur 11: Til venstre: Grensedammen. Kilde: (Norconsult 2013). Til høyre: Utløpet fra Grensedammen.

6.5.7 Beplantning i anlegget

I hele anlegget er det blitt brukt stedlig våtmarksvegetasjon så langt det lot seg gjøre. Bakgrunnen for dette var å opprettholde de stedlige artene, men også den stedlige genetikken. For å sikre god etablering fra starten er det enten blitt flyttet vegetasjonstorver fra andre dammer i Oslo eller blitt produsert planter i maxiplugg i gartnerier (de villigste artene). Plantetettheten i våtmarksfilteret i Tennisdammen (mellom de to sedimentasjonsdammene i forbehandlingen) er høy på sommeren og tidlig høst.

På denne tiden er også plantetettheten høy i nedre del av Rensebekken, samt våtmarksfilter 1. Det vises en tydelig tettere beplantning i våtmarksfilteret i Tennisdammen (forbehandlingen), nedre del av Rensebekken, samt Våtmarksfilter 1 sammenliknet med Våtmarksfilter 2. Dette er kun observert og det finnes ingen kvantitative data på dette. Bilder av de ulike våtmarksområdene ved ulike årstider vises i vedlegg E (Figur E - 1, Figur E - 2, Figur E - 3 og Figur E - 5).

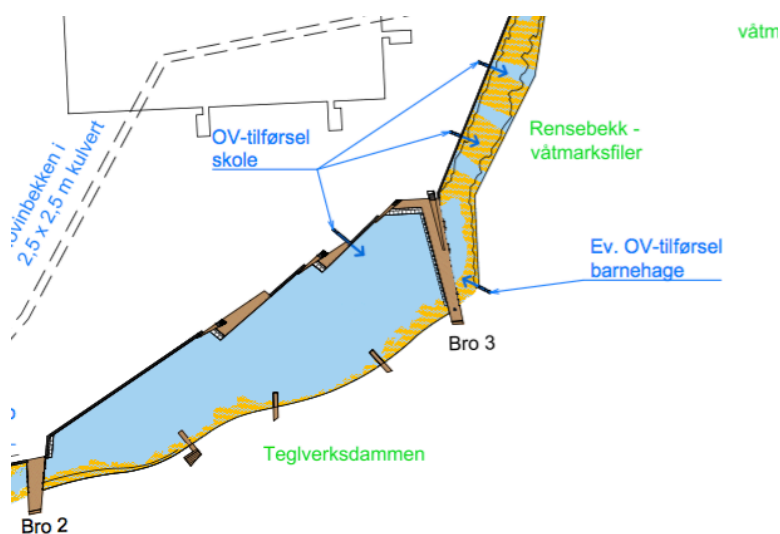
Det finnes planter i alle delene av anlegget. I våtmarksfiltrene er det planter både langs kanten og langs bunnen. Langsmed kantene av sedimentasjonsdammene er det også fuktkrevede beplantning. Brei dunkjevle, takrør, gul sverdlilje, sjøsivaks, dronningstarr, kattehale, lyssiv og strutseving er enkelte av planteartene som er blitt plantet. I tillegg ble det hentet plantemateriale fra Abildsømyra, men hvilke arter som har slått til har ikke enda blitt dokumentert. Det vil også skje en intern omfordeling mellom plantearter ut fra hvilke arter som er mest konkurransedyktig i forhold til vanddybde og vannkvalitet. Siden denne undersøkelsen er utført relativt kort tid etter oppstart kan det forventes at vegetasjonen får en økt betydning for renseprosesser etter flere års drift.

6.5.8 Vanntilførsel direkte til anlegget og oppholdstider

Hovedtilførselen av vann til anlegget er gjennom en reguleringsventil i en uttakskum (ombygd fallkum). Ønsket vannmengde tilføres renseanlegget, mens resten går i overløp til Hovinbekken-kulverten. Forbehandlingen i Tennisdammen er dimensjonert for en gjennomsnittlig vannføring på 200 l/s. I fremtiden skal anlegget, i følge designkriterier, kunne motta 700 l/s, men flomvannføring (mer enn 200 l/s) forventes å gi redusert renseeffekt i anlegget, som da vil fungere mer som et fordrøyningsanlegg for kulverten nedstrøms. Lavvannføring i Hovinbekken oppstrøms anlegget er på 50 l/s, og gjennomsnittlig vannføring er på 150-180 l/s, som er forventet å øke til 200 l/s, i løpet av de neste 30 årene (Norconsult 2016). Gjennomsnittlig oppholdstid for de ulike delene av anlegget vises i Tabell 11. Overvannstilførselen kommer først og fremst fra skolen, men noe tilføres også fra barnehagen. Overvannet tilføres Våtmarksfilter 2 gjennom to ulike overvannsrenner, samt Teglverksdammen gjennom én overvannsrenne (Figur 12).

Tabell 11: Oppholdstider gjennom ulike deler av Teglverksdammen-anlegget ved ulike vannføringer. Kilde: (Norconsult 2016).

Område	Areal (m ²)	200 l/s		450 l/s		700 l/s	
		Volum (m ³)	t (tim)	Volum (m ³)	t (tim)	Volum (m ³)	t (tim)
Tennisdammer	2 200	850	1,2	950	0,6	1 050	0,4
Øvre rensebekk	2 750	1 500	2,1	1 750	1,1	1 950	0,8
Teglverksdammen	5 400	10 100	14	10 350	6,4	10 650	4,2
Nedre rensebekk	1 200	600	0,8	650	0,4	710	0,3
Grensedammen	1 850	3 300	4,6	3 450	2,1	3 530	1,4
Sum	13 400	16 350	22,7	17 150	10,6	17 890	7,1



Figur 12: Overvannstilførsel til Våtmarksfilter 2 og Teglverksdammen.

Ved en regnhendelse med et gjentakintervall på 20 år som faller i løpet av fem minutter (med en klimafaktor på 20%) vil anlegget tilføres overvannsmengder tilsvarende mengdene vist i Tabell 12. I tillegg vil det ved ekstreme hendelser kunne tilføres noe overvann fra gressområdene øst for anlegget. Tilførselen av overvann fra barnehagen vil være liten, da mesteparten av overvannet skal håndteres lokalt og er derfor ikke estimert.

Tabell 12: Overvannstilførsel til Teglverksdammen-anlegget ved en regnhendelse med gjentakintervall på 20 år med en fem minutters varighet. Kilde: Norconsult (2016).

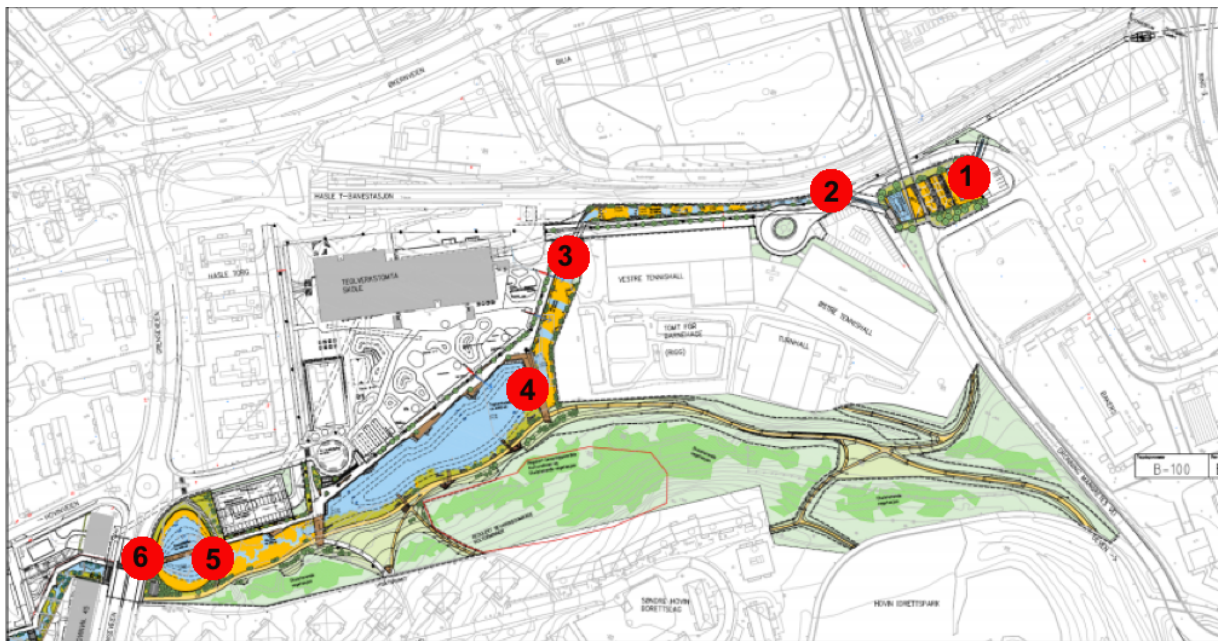
Område	Overvannstilførsel [l/s]
Skoletomta	386
Asfaltert turvei (vest for anlegget)	59
Asfaltert sykkelvei langs tennishallen	12
Adkomstvei til barnehage	5*
Direkte på vannflatene	464

* Strupet innløp til Teglverksdammen. Resterende overvann går i Hovinbekkenkulvert

7 Metoder

7.1 Felt- og laboratoriearbeid

Gjennom feltarbeidet ble det tatt vannprøver ved ulike årstider og avrenningsforhold. Til sammen ble det tatt 77 vannprøver fra anlegget i Teglverksdammen, fordelt på 13 ulike prøverunder. Ved hver prøverunde ble det tatt seks vannprøver i seks ulike punkter av anlegget (Figur 13), i løpet av maksimum én time. Disse punktene var konstante gjennom hele testperioden. Ved prøvedatoen 24.08.16 ble det kun tatt fem vannprøver, da Grensedammen var stengt. Alle vannprøvene ble analysert for konsentrasjoner av *E. coli* bakterier og koliforme bakterier og på 12 av 77 prøver ble det utført mikrobiell kildesporingsanalyse. Mikrobiell kildesporingsanalyse ble brukt for å analysere hvor stor prosentandel av de genetiske markørene (fra *Bacteriodales* genene) som var fra menneske og dyr. Kommentarer til hvert prøvepunkt vises i Tabell 13.



Figur 13: Alle seks prøvepunkter gjennom anlegget.

Tabell 13: Beskrivelse og kommentarer til prøvepunktene.

Prøvepunkt	Kommentar
Punkt 1	Innløp. Vannprøve ble tatt på ca. 0,5 – 1 m dyp.
Punkt 2	Starten av Rensebekken. Rennende vann ved terskel. Vannprøve tatt på ca. 0,2 m dyp.
Punkt 3	I Våtmarksfilter 1 etter overgangsbroyen. Vannprøve tatt på ca. 0,5 – 1 m dyp.
Punkt 4	Starten av Teglverksdammen. Vannprøve tatt på ca. 0,3 m dyp.
Punkt 5	Utløpet av Våtmarksfilter 2 etter Teglverksdammen. Rennende vann. Vannprøve tatt på ca 0,2 m dyp.
Punkt 6	Utløpet av anlegget og Grensedammen. Vannprøve tatt på ca. 0,5 - 1 m dyp.

7.2 Prøvetakingstidspunkt

Det ble tatt vannprøver tre til fire ganger per årstid (sommer, høst, vinter og vår). Definisjonen av årstider ble gjort på bakgrunn av klimatiske faktorer, med størst hensyn på temperatur (Tabell 14). Antall prøvetakingsrunder per årstid ble bestemt på grunnlag av nedbørsforhold og anleggets tilstand (om anlegget hadde en kontinuerlig vannføring eller ikke). I en lengre periode (mellom 18.08.16 og 04.09.16) hadde ikke anlegget vannføring inn til anlegget grunnet vedlikeholdsarbeid i Grensedammen.

Tabell 14: Definisjoner på årstider brukt i oppgaven. Definisjonene er basert på meteorologiske forhold med størst hensyn på temperatur.

Årstid	Varighet	År
Sommer	Juni - september	2016
Høst	Oktober - november	2016
Vinter	Desember - februar	2016/2017
Vår	Mars - april	2017

I tillegg ble det tatt vannprøver ved ulike nedbørsforhold, for å undersøke påvirkningen av nedbør/tørrvær på *E. coli* konsentrasjonene i anlegget. Fra nedbørsdataene ble nedbørsmengdene tre dager før hver prøverunde summert. Disse beregningene la grunnlag for definisjonen av lite, middels og mye nedbør siste tre dager (Tabell 15). Grunnet generelt lavere nedbørsmengder i prøvetakingsperioden, vil disse definisjonene kun referere til den definerte prøvetakingsperioden.

Tabell 15: Definisjoner på lite, middels og mye nedbør siste tre dager. Definisjonen er basert på registrerte nedbørsdata i løpet av feltarbeidet. Viser i tillegg hvor mange prøverunder per årstider som kommer under de ulike nedbørskategoriene.

	Nedbør siste syv dager [mm]	Sommer	Høst	Vinter	Vår
Lite	0 – 4	x x	x x	x x	x x
Middels	4 - 12	x ¹	x x		x
Mye	>12			x	

1: Én av prøverundene ble foretatt med ingen vannføring inn på anlegget

I alt ble det utført mikrobiell kildesporing på 12 av de totalt 78 prøvene. Kildesporingsprøvene var alltid fra innløpet og utløpet av anlegget og antall prøver varierte for de fire ulike årstidene. Antall prøver per årstid vises i Tabell 16.

Tabell 16: Totalt antall vannprøver fordelt over de fire ulike årstidene, samt antall prøver brukt til mikrobiell kildesporing.

	Antall vannprøver totalt	Antall prøver brukt til mikrobiell kildesporing
Sommer	18 (3)	2
Høst	24 (4)	6
Vinter	18 (3)	4
Vår	18 (3)	-

- Parentesene viser antall prøverunder per årstid

7.3 Vannprøvetakingen

Hver vannprøve ble lagret i sterile beholdere på enten 100 ml eller 500 ml, hhv for å analysere for *E. coli* konsentrasjon eller for å kombinere analyse av både *E. coli* konsentrasjon og mikrobiell kildesporing. Prøvene ble tatt uten berøring av lokk eller prøveglass slik at prøven ikke skulle bli forurenset av uønskede kilder. Ved isdekke ble det boret et hull i isen, og vannprøven ble tatt etter litt tid slik at resuspensjon av sedimenter ikke skulle påvirke resultatene.

Vannprøvene ble fraktet sammen med fryseelement slik at vannprøvene skulle holde en lav temperatur. Prøvene ble fraktet direkte til NIBIOs forskningslaboratorie på Ås hvor de ble analysert både for koliforme bakterier og *E. coli* bakterier, og på enkelte prøver ble det utført kildesporingsanalyse.

7.4 Analyse av vannprøver – Totale koliforme bakterier og *E. coli* bakterier

Coilert 18/Quanti-Tray® 2000 metoden ble brukt for å bestemme konsentrasjonen av *E. coli* bakterier i vannprøvene. Denne metoden utnytter *Defined Substrate Technology* (DFT), hvor det tilsettes et Coilert 18 substrat som endrer farge, samt skaper fluorescens i de delene av prøven som inneholder *E. coli* bakterier. Dette gjør det mulig å generere konsentrasjonen av *E. coli* i vannprøven og beskrives i mer detalj senere i oppgaven. Konsentrasjoner av totale koliforme bakterier og *E. coli* bakterier får med denne metoden enheten MPN (Most Probable Number)/100 ml.

Vannprøvene ble fortynnet i sterilt, destillert vann til en faktor på 10^{-1} eller 10^{-2} av den opprinnelige konsentrasjonen. Ved pipettering ble 10 ml (fortynningsfaktor på 10^{-1}) eller 1 ml (fortynningsfaktor på 10^{-2}) av den originale vannprøven overført til et nytt prøveglass og blandet sammen med hhv 90 ml eller 99 ml destillert og sterilt vann. Valg av fortynning var avhengig av den maksimale målegrensen for *E. coli* bakterier, som ved fortynninger på 10^{-1} og 10^{-2} , vil være hhv 2005 MPN/100 ml og 20 050 MPN/100 ml.

Etter fortynning ble det tilsatt en dose med substrat i hvert prøveglass med fortynnet prøve. Disse prøveglassene ble ristet slik at substratet kunne fordeles i prøven. Innholdet i prøveglassene ble deretter overført til Quanti-Tray®2000-brett og forseglet i en IDEXX Quanti-Tray Sealer. Etter forsegling ble prøvene lagt til inkubasjon ved en temperatur på 37 °C i 18 timer. Etter inkubasjonen vil hver gule rute i Quanti-Tray®2000-brettene bety at det er tilstedeværelse av koliforme bakterier. Hver av de gule rutene ble deretter belyst med en fluorescerende lampe i et mørkt rom. Hver fluorescerende rute vil da indikerte tilstedeværelse av *E. coli* bakterier.

Antall gule ruter og antall både gule og fluorescerende ruter i Quanti-Tray®2000-brettene ble sammen med fortynningsfaktoren lagt inn i et MPN Generator Program av Adam M. Paruch ved NIBIO eller brukt til avlesning fra tabell av forfatteren selv. Denne metoden gjorde at MPN-verdiene for både totale koliforme bakterier og *E. coli* bakterier kunne genereres eller bestemmes fra tabell med et konfidensintervall på 95% (Paruch 2011).

Teknologien som ble utnyttet i analyseringen av vannprøvene kalles *Defined Substrate Technology* (DFT) og baserer seg på prinsippet om at kun de ønskelige mikroorganismene metaboliserer næringsstoffene i substratet som tilsettes (Edberg et al. 1991). Ved bruk av Coilert 18/Quantitray® 2000 metoden skal Coilert 18 substrat tilsettes de fortynnede vannprøvene. Dette substratet inneholder o-nitrophenyl-beta-D-galactopyranoside(ONPG), samt 4-methylumbelliferyl-beta-D-glucuroide(MUG). De totale koliforme bakteriene vil dermed hydrolysere ONPG, som fører til dannelse av gule kromogener, samtidig som *E. coli* bakteriene hydrolyserer MUG som fører til fluorescens. Denne metoden har vist seg å være den mest nøyaktige av metodene som brukes i dag og utelukker påvirkning av resultatene fra mikroorganismer av ikke-fekal opprinnelse (Bonadonna et al. 2007). Metoden er også US EPA-godkjent og er godkjent metode i Drikkevannsforskriften (2017).

7.5 Analyse av vannprøver – mikrobiell kildesporing

Før det ble utført mikrobiell kildesporingsanalyse av vannprøvene ble prøvene analysert for tilstedeværelse av *E. coli* bakterier. Dette er en standardprosedyre for å konstatere om prøven innehar fekal forurensning eller ikke (Åström et al. 2015). Deretter blir det utført molekylærbiologiske DNA-tester som baseres på qPCR-metoder (real-time quantitative polymerase chain reaction). Denne metoden utnytter vertsspesifikke genetiske markører som stammer fra bakteriegruppen *Bacteroidales* 16S rRNA. *Bacteroidales* er vertsspesifikke og kan dermed gi et svar på om bakteriene er av menneskelig eller ikke-menneskelig opprinnelse. Dette gjør det mulig å utforme en bidragsprofil for hvilke dyregrupper som bidrar prosentvis i vannprøven. Disse analysene ble utført av Lisa og Adam M. Paruch på NIBIO og er blant annet beskrevet av Paruch et al. (2014) og Paruch et al. (2017).

Hittil i Norge er det utviklet markører for flere ulike dyr i tillegg til mennesker (bl.a hest, drøvtyggere og gris). Resultatene fra evalueringsmodellen angir hvor stor prosentandel av den fekale forurensningen som kommer fra mennesker og hvor stor andel fra ikke-menneskelige dyr. I denne oppgaven gav analysene kun bidragsprofilen fra mennesker og samlegruppen dyr.

7.6 Beregning av endring i *E. coli* konsentrasjon

Beregning av prosentvis endring i *E. coli* konsentrasjon gjennom anlegget ble gjort ved å bruke formel 1 under:

$$(1) \frac{C_{innløp} - C_{utløp}}{C_{innløp}} \cdot 100 = \text{endring i } E. coli \text{ konsentrasjon [\%]}$$

Der $C_{innløp}$ er *E. coli* konsentrasjon i innløpet og $C_{utløp}$ er *E. coli* konsentrasjon i utløpet.

7.7 Beregning av oppholdstider

Beregnete oppholdstider er basert på tall fra Norconsult sin driftsinstruks for Teglverksdammen (Norconsult 2016). De estimerte verdiene for oppholdstidene gjennom anlegget ble basert på vannføringen i innløpet til anlegget. Dette ble estimert ved bruk av lineær regresjon. Norconsult hadde beregnet samlet oppholdstid for det de har kalt for Øvre rensebekk. I denne oppgaven består denne rensebekken av både Rensebekk og Våtmarksfilter 1. Det var derfor kun mulig å estimere den totale oppholdstiden mellom prøvepunkt 2 og 4 i anlegget og ikke oppholdstiden for hver enkelt komponent.

7.8 Statistisk analyse

I denne oppgaven ble det brukt standardmetoder for statistisk analyse, deriblant korrelasjonsanalyse og multippel lineær regresjon. Den statistiske analysen ble utført med bruk av R, som er et programmeringsspråk og system for statistiske beregninger.

7.8.1 Pearson produkt-moment korrelasjonskoeffisient

Korrelasjonsanalysen ble utnyttet for å få et mål på den underliggende avhengigheten mellom to stokastiske variabler. Denne korrelasjonen vil ligge mellom -1 og 1. For å finne denne korrelasjonen ble Pearson produkt-moment korrelasjonskoeffisient brukt. Denne koeffisient ($\rho_{X,Y}$), beregnes ved å dele variablenes kovarians ($cov(X,Y)$) med produktet av variablenes respektive standardavvik ($\sigma_X\sigma_Y$) og vises i formel 2.

$$(2) \rho_{X,Y} = \frac{cov(X,Y)}{\sigma_X\sigma_Y}$$

7.8.2 Multippel lineær regresjon

Multippel lineær regresjon kan brukes for å finne den kvantitative sammenhengen mellom en avhengig variabel og flere uavhengige variable. Formelen for multippel regresjon gitt ved n observasjoner vises i formel 3.

$$(3) y_i = \beta_0 + \beta_1 X_{i1} + \beta_2 X_{i2} + \dots + \beta_p X_{ip} + \varepsilon_i \text{ for } i = 1, 2, \dots, n$$

der y = Avhengig variabel

β = koeffisient som beskriver den gjennomsnittlige responsen per enhetsøkning i X

X = forklaringsvariabel

ε = forskjell i faktisk og beregnet y – verdi

Variablene brukt i korrelasjonstester og lineær regresjon vises i Tabell 17.

Tabell 17: Ulike variabler utnyttet i korrelasjonstester og lineær regresjon. I tillegg er det en forklaring av de ulike variablene under kommentarer.

Parameter	Forklaring av parameter	Kommentar
$\overline{\text{Maks UV-indeks}}_{(x=0,1,2)}^1$	Mål på hvor sterk UV-strålingen fra sola er ²	Gjennomsnittlig Maks-UVI siste x dager
$\overline{\text{Solhøyde}}_{(x=0,1,2)}^2$	Solens høydevinkel over fri horisont ²	Gjennomsnittlig solhøyde siste x dager
$\overline{\text{Vind}}_{(x=0,2)}^3$	Vindhastighet	Gjennomsnittlig vindstyrke siste x dager
$\overline{\text{Temperatur}}_{(x = 0,1,2,7,14,28)}^3$		Gjennomsnittlig temperatur siste x dager
$\sum \text{Nedbør}_{(x = 0,1,2,7,14,28)}^3$		Sum nedbør siste x dager
$\sum \text{Timer smeltetemperatur}^3$		Sum timer smeltetemperatur siste 86 timer (siste tre døgn, samt prøvetakingsdagen)
$\sum \text{Snø smeltet}^3$		Sum snø smeltet siste seks døgn [cm]

1: Data innhentet av Bjørn Jonsen v/Statens Strålevern

2: Data hentet fra Statens strålevern sin database, med data fra deres stasjon på Østerås (*Dagsverdier Østerås*)

3: Data innhentet fra meteorologisk institutt sin nettsjeneste yr.no, med data fra deres målestasjon på Blindern i Oslo.

7.9 Definisjoner

7.9.1 Definisjon av solhøyde

Solhøyden varierer gjennom året og er en betegnelse for polavstand \pm deklinasjon. Formelen for beregning av solhøyde vises i formel 4 og 5.

$$(4) \text{ Solhøyde} = \text{polavstand} \pm \text{deklinasjon}$$

$$(5) \text{ Polavstand} = 90^\circ - \text{breddegrad.}$$

Oslo med en breddegrad på 60° har en polavstand på 30° . Jordas deklinasjon er buen av timesirkelen fra himmelekvator til sola og varierer mellom $23,5^\circ$ (sommersolverv) og $-23,5^\circ$ (vintersolverv).

7.9.2 Definisjon av UV-indeks

UV-indeks er et mål på hvor sterk UV-strålingen fra sola er. Høyere UV-indeks betyr sterkere stråling. Definisjoner vises i Figur 14.

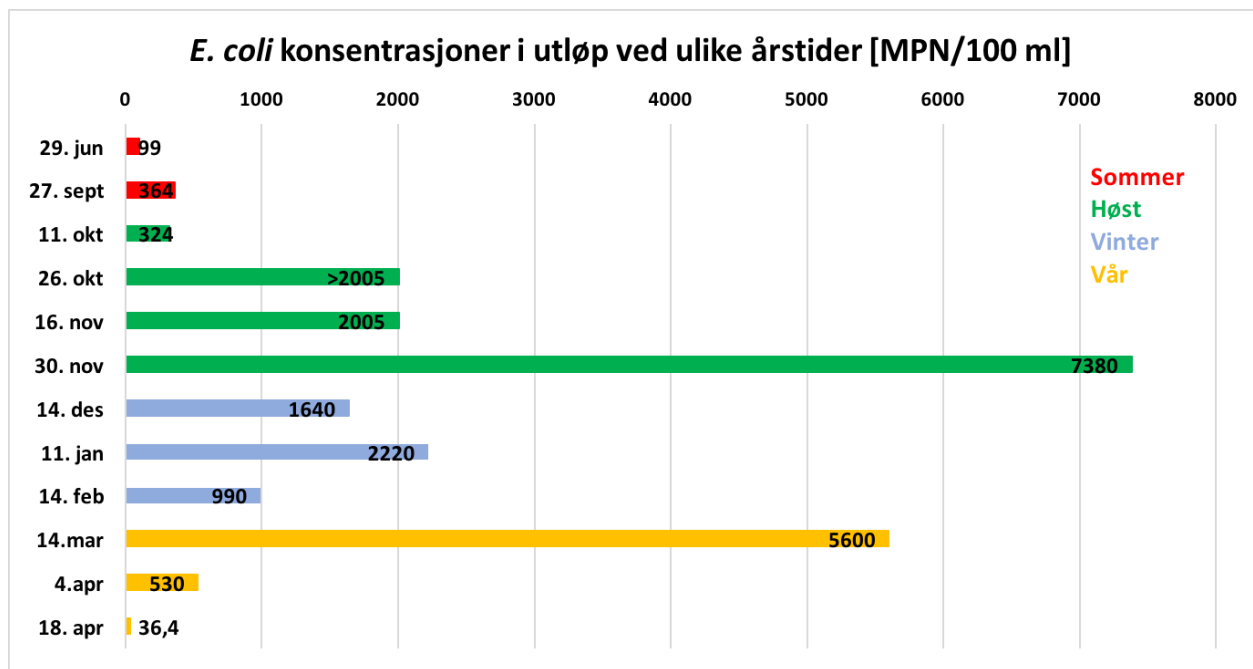
UV-indeks	Styrke	Beskyttelse	Tilsvarende
11+	Ekstrem	Ekstra beskyttelse er absolutt nødvendig. Unngå solen og søk skygge.	Ekvatorområder og alpine strøk. 12 tilsvarende grenseverdi for solarier
10	Svært sterk	Ekstra beskyttelse er nødvendig. Unngå solen i timene midt på dagen og søk skygge. Bruk klær, hodeplagg, solbriller og smør deg ofte med solkrem med høy eller svært høy faktor.	Juni/juli i høyfjellet. Sommer i Syden.
9			
8			
7	Sterk	Beskyttelse er nødvendig. Ta pauser fra solen i timene midt på dagen. Bruk klær, hodeplagg, solbriller og smør deg med solkrem med høy faktor.	Juni-juli i Sør-Norge.
6			
5	Moderat	Beskyttelse kan være nødvendig. Klær, hodeplagg og solbriller gir god beskyttelse. Husk også solkrem.	April-mai og august-september i Sør-Norge, og mai-august i Nord-Norge.
4			
3			
2	Lav	Ingen beskyttelse er nødvendig.	Vinter i Norge.
1			

Figur 14: Definisjoner av UV-indeks fra Statens strålevern (2016)

8 Resultater

8.1 *E. coli* forekomst ved ulike årstider

I løpet av prøveperioden ble det analysert for *E. coli* bakterier ved ulike årstider. Det forekom store variasjoner innen de fire årstidene og forekom isdannelse og påfølgende snø- og issmelting både høsten 2016, vinteren 2016/2017 og våren 2017. Det var lavest utløpskonsentrasjon av *E. coli* bakterier ut av anlegget juni, september og starten av oktober (2016), samt april (2017). De fem laveste konsentrasjonene av *E. coli* bakterier i utløpet ble tatt i løpet av disse månedene (Figur 15).



Figur 15: *E. coli* konsentrasjoner i utløpet av anlegget ved de ulike årstidene. Høstprøve den 26.10.16 har >2005 i utløpet grunnet konsentrasjon over deteksjonsgrense.

Tabell 18 viser inn- og utløpskonsentrasjoner av *E. coli* bakterier gjennom anlegget, samt *E. coli* konsentrasjoner i Teglverksdammen sedimentasjonsdam. I denne tabellen vises i tillegg fargekoder for ”god”, ”mindre god” og ”ikke akseptabel” badevannskvalitet etter klassifiseringen i Folkehelseinstituttets normer for friluftbad (Folkehelseinstituttet 2014). To av 12 vannprøver fra utløpet av anlegget viser ”god”, fire av 12 viser ”mindre god” og seks av 12 viser ”ikke akseptabel” badevannskvalitet. To av 12 prøver under gjennom feltarbeidet viste en økning av konsentrasjon fra innløp til utløp, den 30.11.16 og 14.03.17.

Tabell 18: Inn- og utløpskonsentrasjoner av *E. coli* bakterier i anlegget gjennom perioden med feltarbeid, samt *E. coli* konsentrasjoner i Teglværksdammen sedimentasjonsdam. Fargekoder viser "god" (grønn), "mindre god" (gul) og "ikke akseptabel" (rød) vannkvalitet for rekreasjon. Denne klassifiseringen kommer fra Folkehelseinstituttets normer for friluftsbad.

Dato	<i>E. coli</i> bakterier [MPN/100 ml]		
	Innløp	Innløpet til Teglværksdammen	Utløp
29.06.16	624	150	99
27.09.16	>2005	324	364
11.10.16	990	271	324
26.10.16	>20050	>2005	>2005
16.11.16	2710	738	2005
30.11.16	6970	7380	7380
14.12.16	4290	3440	1640
11.01.17	10910	14450	2220
14.02.17	1500	1500	990
14.03.17	3840	2540	5600
04.04.17	640	310	530
18.04.17	870	200	36,4

"ikke akseptabel"
 "mindre god"
 "god"

Tabell 19 viser *E. coli* konsentrasjoner gjennom anlegget etter at bekkevannstilførselen hadde vært stengt i seks dager (ingen vannføring i innløpet). Denne tabellen viser at *E. coli* konsentrasjoner gjennom anlegget (bortsett fra i Rensebekken) har "mindre god" badevannskvalitet også uten bekkevannstilførsel til anlegget. To dager før prøvetaking hadde det vært 0,6 mm nedbør.

Tabell 19: *E. coli* konsentrasjoner gjennom anlegget den 24.08.16. Anlegget hadde vært stengt fra ca. 18.08.16 og den siste sedimentasjonsdammen var tappet (Grensedammen). Dermed hadde det ikke vært noe vannføring inn gjennom innløpet til anlegget de siste seks dagene.

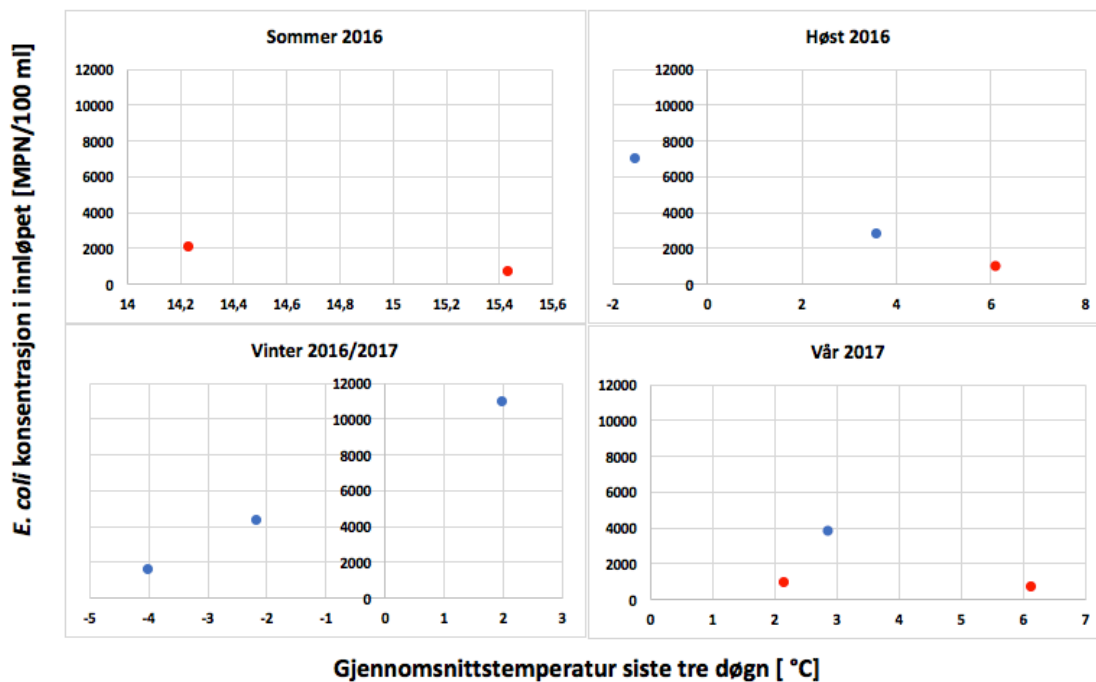
<i>E. coli</i> konsentrasjoner gjennom anlegget uten vannføring gjennom innløpet - 24.08.16	
Punkt 2	<10
Punkt 3	478
Punkt 4	271
Punkt 4,5	364
Punkt 5	111
∑ nedbør siste to døgn	0,6 mm

8.2 *E. coli* forekomst ved ulike klimatiske forhold

E. coli konsentrasjoner gjennom de ulike delene av anlegget har blitt påvirket av ulike klimatiske forhold. I vedlegg C (Tabell C - 1) vises de korrelasjonene som er signifikante mellom $\log(E. coli$ konsentrasjon) og klimatiske forhold, som nedbør, maksimal UV-indeks, solhøyde og temperatur.

8.2.1 *E. coli* konsentrasjoner etter fryse/tineepisoder og snøsmelting

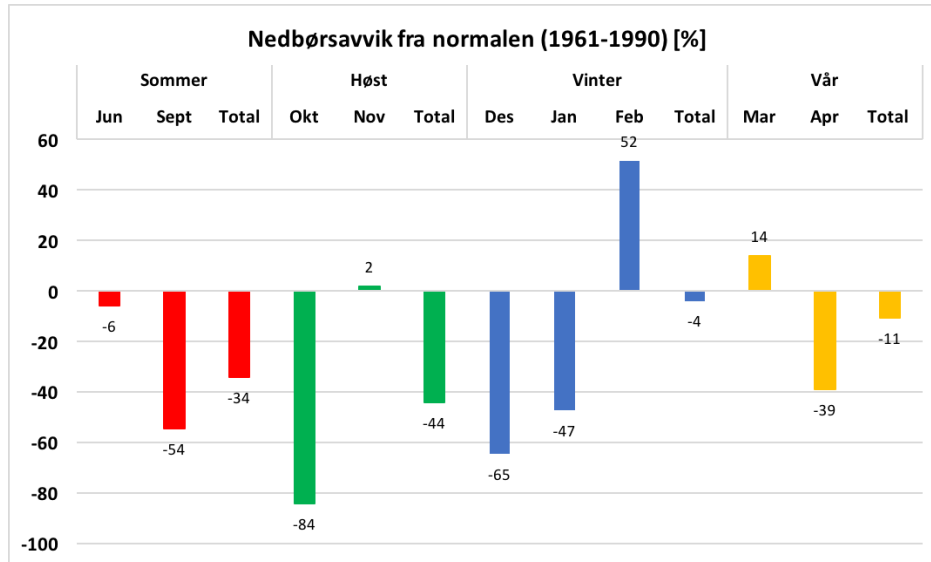
Det var generelt høyere *E. coli* konsentrasjoner i innløpet til anlegget både høsten 2016 og våren 2017 etter at det hadde lagt seg is på deler av anlegget, eller før isen hadde smeltet bort (Figur 16). Deler av anlegget var isdekt (spesielt dammene) gjennom hele vinteren 2016/2017 og det var høyere konsentrasjoner ved høyere temperaturer gjennom vinteren. Den høyeste konsentrasjonen våren 2017 forekom da det var is på anlegget, temperaturene lå nært fryse/smeltepunktet for vann/is og det hadde smeltet 8 cm snø fra målestasjonen på Blindern i løpet av de siste fem dagene.



Figur 16: *E. coli* konsentrasjoner i innløpet til Teglverksdammen rensedamanlegg ved sommer og høst 2016, vinter 2016/2017 og vår 2017, sammenliknet med gjennomsnittstemperatur siste tre døgn. De røde prikkene viser prøvetakingsdatoer uten is på anlegget og de blå viser prøvetakingsdatoer med is på anlegget.

8.2.2 *E. coli* konsentrasjoner etter nedbørsepisoder

Nedbørsmengdene for månedene med feltarbeid avvok generelt fra normalen. Figur 17 viser hvor mye avviket var for hver av månedene og totalt for hver av årstidene med feltarbeid. De fleste av månedene hadde et negativt avvik fra normalen.



Figur 17: Nedbørsavvik fra normalen (1961 – 1990) gjennom hele prøvetaksperioden. Det ble observert et negativt avvik fra normalen ved 6/9 måneder med prøvetaking.

Gjennom feltarbeidet forekom det kun én nedbørsepisode som kan ha ført til økte *E. coli* konsentrasjoner gjennom anlegget, den 10.-11. januar 2017. Prøverunden 11. januar 2017 hadde en økning i *E. coli* konsentrasjon i innløpet på 96% fra gjennomsnittet for vinterprøvene. Dette ble observert etter at det hadde falt 13,8 mm nedbør fordelt over 38 timer (det regnet fortsatt under prøvetaking). Samlet nedbør siste tre døgn hadde vært på 18,4 mm.

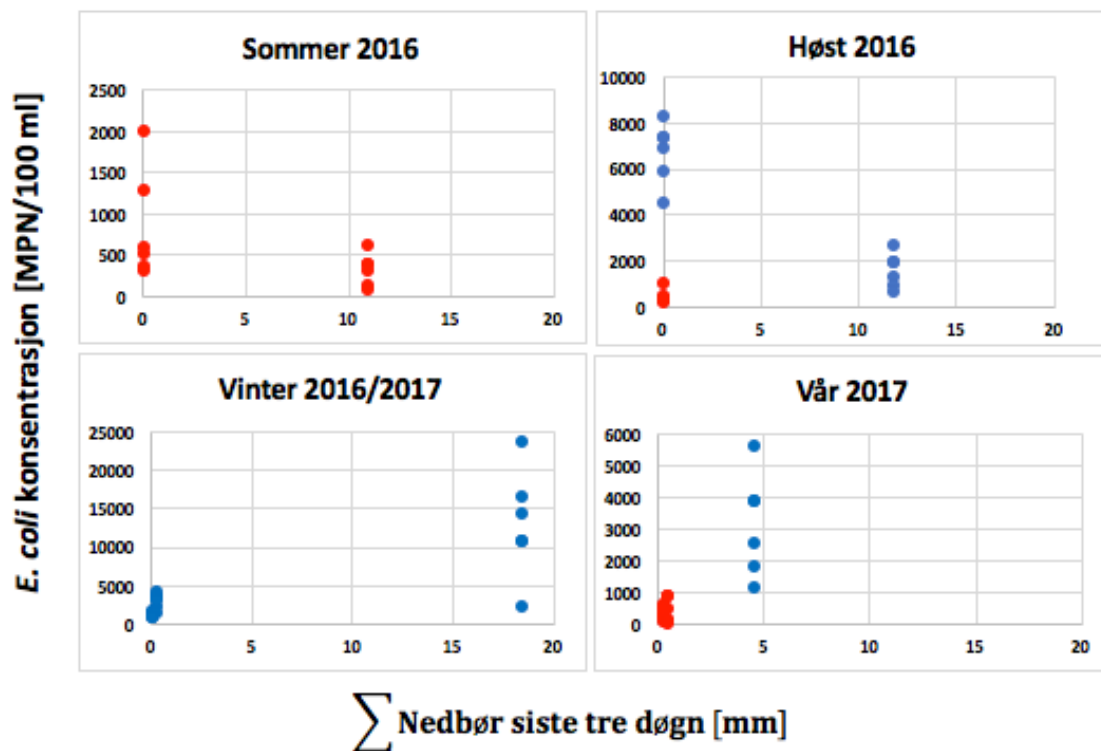
Tabell 20: Nedbørsepisoder og økning i *E. coli* konsentrasjon fra gjennomsnittet for årstiden.

Dato	Nedbør [mm] ¹	Dager før prøvetaking ²	Økning(+)/reduksjon(-) av <i>E. coli</i> konsentrasjon i innløpet fra gjennomsnittet for årstiden [%]
11.01.17	13,8 mm (38 timer)	1,5 dager (38 timer)	+ 96,0%

1: Parentes viser nedbørens varighet

2: Antall dager fra nedbørsstart til prøvetakingstidspunkt. Parentes viser antall timer fra nedbørsepisoden startet til prøvetidspunkt

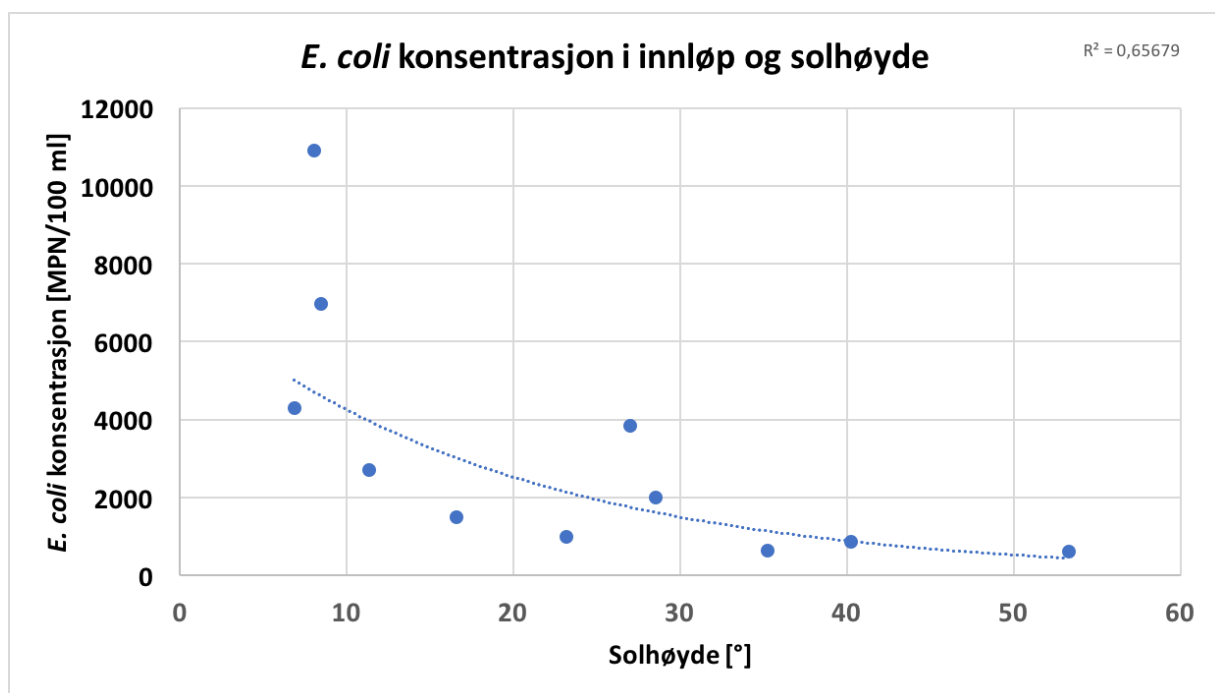
Når de ulike årstidene med prøvetaking sammenliknes vises det ulik innvirkning på *E. coli* konsentrasjoner etter mindre og større nedbørsepisoder. Når samlede nedbørsmengder siste tre dager var under 12 mm kan det se ut som nedbør har ført til reduserte konsentrasjoner gjennom anlegget sommeren og høsten 2016. Nedbørsepisoden dagen før den 11.01.17 vinteren 2016/2017 er den eneste som tydelig har ført til økte *E. coli* konsentrasjoner gjennom feltarbeidet (Figur 18). Våren 2017 sammenfalt en nedbørsepisode på 5 mm med både en snø- og issmeltingsepisode. Denne prøvedatoen (14.03.17) var det økte *E. coli* konsentrasjoner i innløpet til anlegget på >115% sammenliknet med gjennomsnittet for årstiden (våren 2017).



Figur 18: Summen av nedbør siste tre døgn og *E. coli* konsentrasjoner gjennom anlegget ved de fire årstidene med prøvetaking. Røde prikker viser ikke-isbelagt anlegg og blå prikker viser is-belagt anlegg.

8.2.3 *E. coli* konsentrasjoner sammenliknet med solhøyde

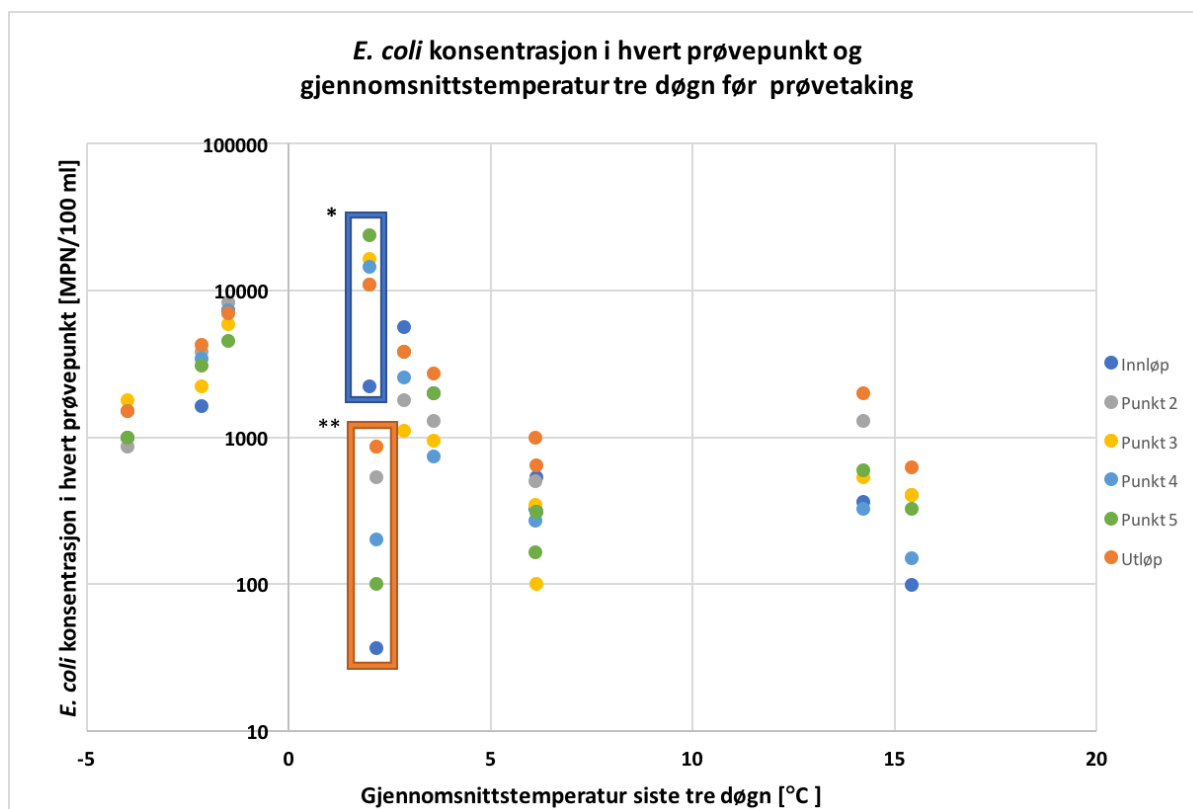
Det vises en negativ korrelasjon mellom gjennomsnittlig solhøyde tre døgn før prøvetaking og $\log(E. coli)$ konsentrasjoner i alle prøvepunktene i anlegget ($R=-0,73$, $p = <0,001$). De høyeste korrelasjonene mellom gjennomsnittlig solhøyde tre dager før prøvetaking og $\log(E. coli)$ konsentrasjon) ble funnet i innløpet og punkt 4 i anlegget (begge på $R = -0,81$, $p < 0,005$). Figur 19 viser *E. coli* konsentrasjoner i innløpet av anlegget sammenliknet med gjennomsnittlig solhøyde siste tre døgn. De tre høyeste konsentrasjonene av *E. coli* bakterier i innløpet til anlegget forekom ved en solhøyde på mindre enn 10° , mens de tre laveste konsentrasjonene forekom ved en solhøyde på mer enn 30° .



Figur 19: *E. coli* konsentrasjon i innløpet sammenliknet med den gjennomsnittlige solhøyden tre døgn før prøvetaking.

8.2.4 *E. coli* konsentrasjoner og temperatur

I deler av anlegget vises en klar korrelasjon mellom temperatur og *E. coli* konsentrasjon. Figur 20 viser forholdet mellom *E. coli* konsentrasjon gjennom anlegget og gjennomsnittlig temperatur tre døgn før prøvetaking. Denne grafen viser ulike korrelasjoner mellom temperatur og *E. coli* konsentrasjon når temperaturen er over og under 0°C . De ti prøvene med høyest *E. coli* konsentrasjon gjennom hele perioden med feltarbeid og for hele anlegget ble tatt når gjennomsnittstemperaturen siste tre døgn lå nært frysepunktet for vann ($\pm 2^\circ$).



* Is på deler av anlegget de siste tre døgnene

** Ingen is på anlegget de siste tre døgnene

Figur 20: *E. coli* konsentrasjon ved hvert av prøvepunktene mot gjennomsnittlig lufttemperatur siste tre døgn for prøvetaking (inkludert prøvetakingsdagen).

Når kun prøverundene med gjennomsnittlig temperatur (siste tre døgn) over 0 °C blir sammenliknet vises en negativ korrelasjon mellom $\log(E. coli$ konsentrasjon) og gjennomsnittstemperatur siste tre døgn for alle punkter i anlegget på $R=-0,41$ ($p<0,002$).

Ved gjennomsnittstemperaturer mellom 0 °C og 5 °C vises det ulike trender ved isbelagt og ikke-isbelagt anlegg. Prøvedatoen den 18.04.17 var det lave konsentrasjoner gjennom anlegget også ved lav gjennomsnittstemperatur, i motsetning til de andre prøvedatoene med gjennomsnittstemperaturer mellom 0 °C og 5 °C da det var isbelagt anlegg. I vedlegg D (Figur D - 1) vises sammenhengen mellom *E. coli* konsentrasjon og gjennomsnittstemperatur siste tre døgn, uten prøvedatoen den 18.04.17. Denne prøvedatoen har det vært andre klimatiske forhold i dagene før prøvetaking sammenliknet med de andre prøvedatoene med liknende temperaturer og er dermed påvirket av andre inaktiveringsmekanismer.

For prøverundene med gjennomsnittstemperaturer (siste tre døgn) under frysepunktet var det en positiv korrelasjon mellom temperatur og $\log(E. coli$ konsentrasjon) for alle prøvepunktene. Den sterkeste korrelasjonen var for prøvene tatt i innløpet og i punkt 5 og har en R^2 på hhv 0,9971 og 0,9999 ($p=0,03$ og $p=0,006$), se Vedlegg D (Figur D - 2).

8.3 Renseeffekt gjennom anlegget

I denne oppgaven vil det kun bli lagt vekt på renseeffekten anlegget har på *E. coli* bakterier og det er dermed denne renseeffekten som omtales videre i oppgaven. Det var variert renseeffekt gjennom hele anlegget og for de ulike komponentene på de ulike prøvetakingsdatoene. For to av prøvetakingsrundene var det ikke mulig å kalkulere renseeffekt gjennom alle delene av anlegget fordi analyseringen av prøvene for *E. coli* konsentrasjon ikke gav eksakte verdier. Dette var fordi konsentrasjonene var over eller under deteksjonsgrensen for den valgte fortynningsfaktoren.

Renseeffekten gjennom hele anlegget (fra innløp til utløp) har sterkest korrelasjon med renseeffekten gjennom Våtmarksfilter 1 og siste sedimentasjonsdam (Grensedammen). Reduksjon av *E. coli* bakterier gjennom Våtmarksfilter 1 har en positiv korrelasjon på $R = 0,68$ ($p < 0,05$) med den totale renseeffekten gjennom anlegget. Om det har vært en økning av *E. coli* bakterier gjennom hele anlegget har det også vært en økning gjennom Våtmarksfilter 1, det samme gjelder gjennom siste sedimentasjonsdam (Grensedammen) ($R = 0,65$, $p < 0,05$).

8.3.1 Renseeffekt gjennom Tennisdammen (forbehandling)

Forbehandlingen gjennom Tennisdammen viser en stabil reduksjon av *E. coli* gjennom perioden med feltarbeid. Ved åtte av ti prøverunder ble det observert en reduksjon av *E. coli* gjennom Tennisdammen, mens 30.11.16 forekom det en økning av *E. coli* bakterier gjennom forbehandlingen og den 11.01.17 var det samme *E. coli* konsentrasjon før og etter forbehandlingen (Tabell 21).

Tabell 21: Prosentvis endring i konsentrasjon av *E. coli* bakterier i Tennisdammen. Tennisdammen består av to sedimentasjonsdammer med våtmarksfilter mellom. I tillegg har den permeable terskler og steiner som kan skape adsorpsjonsflater.

Endring i konsentrasjon av <i>E. coli</i> bakterier i Tennisdammen (forbehandling)											
Dato	2016						2017				
	29.06	27.09	11.10	16.11	30.11	14.12	11.01	14.02	14.03	04.04	18.04
Reduksjon [%]	35	>35	49	52	-19	10	0	42	54	52	39

8.3.2 Renseeffekt gjennom Rensebekken og Våtmarksfilter 1

Renseeffekten gjennom Rensebekken og Våtmarksfilter 1 vises i Tabell 22. Det vises en trend hvor økt renseseffekt i Rensebekken øker sannsynligheten for redusert renseseffekt gjennom Våtmarksfilter 1 og visa versa. Ved flere av prøvetakingsdatoene har det blitt observert økte *E. coli* konsentrasjoner gjennom våtmarksfiltrene. En total økning i *E. coli* konsentrasjon gjennom Rensebekken og Våtmarksfilter 1 forekommer på prøvedatoer i januar, februar og mars 2017. Det er også gjennom Våtmarksfilter 1 at den høyeste økningen i *E. coli* konsentrasjon gjennom anlegget forekommer (210%).

Tabell 22: Prosentvis endring av *E. coli* konsentrasjon gjennom Rensebekk og våtmarksfilter 1 (Mellom punkt 2 og 3 og mellom punkt 3 og 4). Disse våtmarksfiltrene har ulike lengde, dybde og beplantning.

Endring i konsentrasjon av <i>E. coli</i> bakterier gjennom to ulike våtmarksområder											
2016							2017				
Dato	29.06	27.09	11.10	16.11	30.11	14.12	11.01	14.02	14.03	04.04	18.04
Reduksjon øvre Rensebekk [%]	0	59	32	27	29	42	-51	-105	38	68	-64
Reduksjon Våtmarksfilter 1 [%]	63	39	21	22	-25	-55	13	16	-129	-210	77
Total reduksjon [%]	63	75	46	43	11	10	-32	-72	-43	0	62

8.3.3 Renseeffekt gjennom Teglverksdammen og Våtmarksfilter 2

Renseeffekten gjennom Teglverksdammen sedimentasjonsdam og Våtmarksfilter 2 er svært varierende. På fem av ti prøvetakingsdatoer forekom det en økning i *E. coli* konsentrasjon gjennom sedimentasjonsdammen og Våtmarksfilter 2. Økningen var sterkest den 29.06.16 (116%) og den 16.11.16 (172%). Det forekommer økning i *E. coli* konsentrasjon ved en av tre prøverunder både i løpet av høst, vinter og vår, og for begge prøvedatoer på sommeren (Tabell 23).

Tabell 23: Reduksjon av *E. coli* bakterier gjennom Teglverksdammen og Våtmarksfilter 2 ved hver av datoene for prøvetaking.

Endring i konsentrasjon av <i>E. coli</i> bakterier i Teglverksdammen, samt Våtmarksfilter 2											
2016							2017				
Dato	29.06	27.09	11.10	16.11	30.11	14.12	11.01	14.02	14.03	04.04	18.04
Reduksjon [%]	-116	-82	39	-172	39	11	-65	34	-51	0	50

8.3.4 Renseeffekt i Grensedammen

Renseeffekten gjennom Grensedammen var svært varierende gjennom hele prøvetakingsperioden og varierte mellom -98% og 91%. Det forekommer en økning i *E. coli* konsentrasjon gjennom dammen ved flere prøvedatoer i løpet av høst, vinter og vår. Gjennom sommeren 2016 viser dammen stabilt høy renseseffekt, men også på vinteren 2016/2017 har dammen høy renseseffekt ved to av tre prøvedatoer (Tabell 24).

Tabell 24 Endring i konsentrasjon av *E. coli* bakterier i Grensedammen sedimentasjonsdam. Denne dammen er dyp, men har et lavt overflateareal.

Endring i konsentrasjon av <i>E. coli</i> bakterier i Grensedammen (sedimentasjonsdam)											
2016							2017				
Dato	29.06.16	27.09.16	11.10	16.11	30.11	14.12	11.01	14.02	14.03	04.04	18.04
Reduksjon [%]	69	38	-98	0	-63	46	91	0	-46	-71	64

8.3.5 Total renseseffekt gjennom hele anlegget

Renseeffekten gjennom hele anlegget varierte, men var positiv ved ni av elleve prøvedatoer. Ved to prøvetakingsdatoer forekom det en økning i *E. coli* konsentrasjon gjennom anlegget. Dette forekom den 30.11.16 og 14.03.17. Økningen i *E. coli* konsentrasjon var på hhv 6% og 46% (Tabell 25).

Tabell 25: Endring i konsentrasjon av *E. coli* bakterier gjennom hele anlegget (fra innløp til utløp).

Endring i konsentrasjon av <i>E. coli</i> bakterier gjennom hele anlegget (fra innløp til utløp)											
2016							2017				
Dato	29.06.16	27.09.16	11.10	16.11	30.11	14.12	11.01	14.02	14.03	04.04	18.04
Reduksjon [%]	84	>82	67	26	-6	62	80	34	-46	17	96

8.3.6 Renseeffekt gjennom årstidene

Renseeffekten på *E. coli* bakterier gjennom hele anlegget (fra innløp til utløp) var gjennomsnittlig på 48% gjennom hele prøvetakingsperioden. Sommeren 2016 og vinteren 2016/2017 forekom den høyeste renseseffekten gjennom Teglverksdammen rensedamanlegg (hhv 83 og 58%). Det var en positiv renseseffekt også gjennom høsten 2016 og våren 2017 på 29% og 22%. Den mest stabile renseseffekten var gjennom forbehandlingen i Tennisdammen. Renseeffekten gjennom Tennisdammen var positiv gjennom hele prøvetakingsperioden og lå gjennomsnittlig på 32%. Det var også gjennom denne delen av anlegget det ikke forekom en gjennomsnittlig økt *E. coli* konsentrasjon gjennom noen av årstidene med feltarbeid, slik det gjorde for de andre delene av anlegget.

Renseeffekten var sterkest gjennom sommeren 2016, sammenliknet med de andre årstidene for alle delene av anlegget, bortsett fra Teglverksdammen, samt Våtmarksfilter 2 og forbehandlingen gjennom Tennisdammen hvor renseseffekten var høyest våren 2017. Den delen av anlegget som hadde høyest renseseffekt sommeren 2016 var Rensebekken, samt Våtmarksfilter 1 (69%). Det motsatte forekom gjennom Teglverksdammen og Våtmarksfilter 1 der renseseffekten var lavest sommeren 2016 og det forekom en gjennomsnittlig økning på 99%. Gjennom Teglverksdammen og Våtmarksfilter 2 forekom det en gjennomsnittlig økning eller ingen endring i *E. coli* konsentrasjon gjennom alle fire årstider som ble undersøkt.

I Grensedammen varierte renseseffekten sterkt, og var høyest på sommeren (54%) og vinteren (46%). På høsten og våren var det en gjennomsnittlig økning i *E. coli* konsentrasjon gjennom Grensedammen (hhv 53% og 18%) (Tabell 26).

Tabell 26: Renseeffekt på *E. coli* bakterier gjennom de ulike delene av anlegget ved hver av årstidene som ble undersøkt.

	Komponent	Sommer	Høst	Vinter	Vår	Totalt
Gjennomsnittlig endring i <i>E. coli</i> konsentrasjon [%]	Forbehandling	>35	27	17	48	32
	Rensebekk	30	29	-38	14	9
	Våtmarksfilter 1	51	6	-9	-87	-10
	Rensebekk, samt Våtmarksfilter 1	69	33	-31	6	19
	Teglverksdammen, samt Våtmarksfilter 2	-99	-31	-6	0	-34
	Grensedammen	54	-53	46	-18	7
	Hele anlegget	83	29	58	22	48

8.4 Klimatiske faktorerers innvirkning på renseeffekt gjennom anlegget

Det vises en sammenheng mellom renseeffekt i deler av anlegget og ulike klimatiske faktorer som nedbør, temperatur, UV-stråling og snøsmelting. Selv om ikke alle korrelasjoner er signifikante så vises det trender som kan forklare variasjoner i renseeffekten. Tabell 27 viser de korrelasjonene som er signifikante (med p-verdi < 0,05) mellom renseeffekten gjennom ulike deler av anlegget og de klimatiske faktorene som er listet opp i Tabell 17 (i metoddelen av oppgaven).

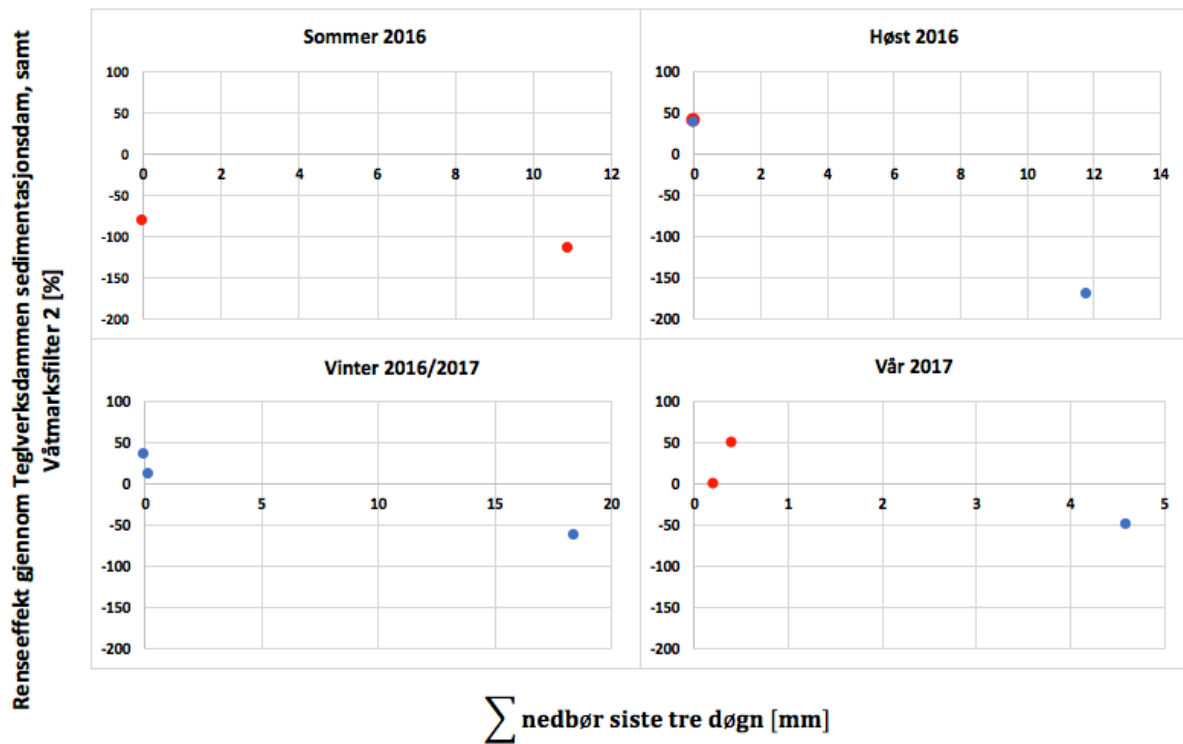
Tabell 27: Signifikante korrelasjoner mellom nedbørmengder og temperatur med endring i *E. coli* konsentrasjon gjennom ulike deler av anlegget.

Klimatisk faktor	Rensebekk, samt Våtmarksfilter 1	Teglverksdammen, samt Våtmarksfilter 2	Hele anlegget
\sum Nedbør ₁		- 0,68 (p < 0,05)	
\sum Nedbør ₂		- 0,70 (p < 0,05)	
$\overline{\text{Temperatur}}_0$	0,62 (p < 0,05)		
$\overline{\text{Temperatur}}_1$	0,65 (p < 0,05)		
$\overline{\text{Temperatur}}_{28}$	0,75 (p < 0,01)		
\sum timer smeltetemperatur			-0,64 (p<0,05)
\sum cm snø sneltet ₄			-0,68 (p<0,05)

De senkede tallene viser antall dager før prøvetaking

8.4.1 Nedbør og renseeffekt

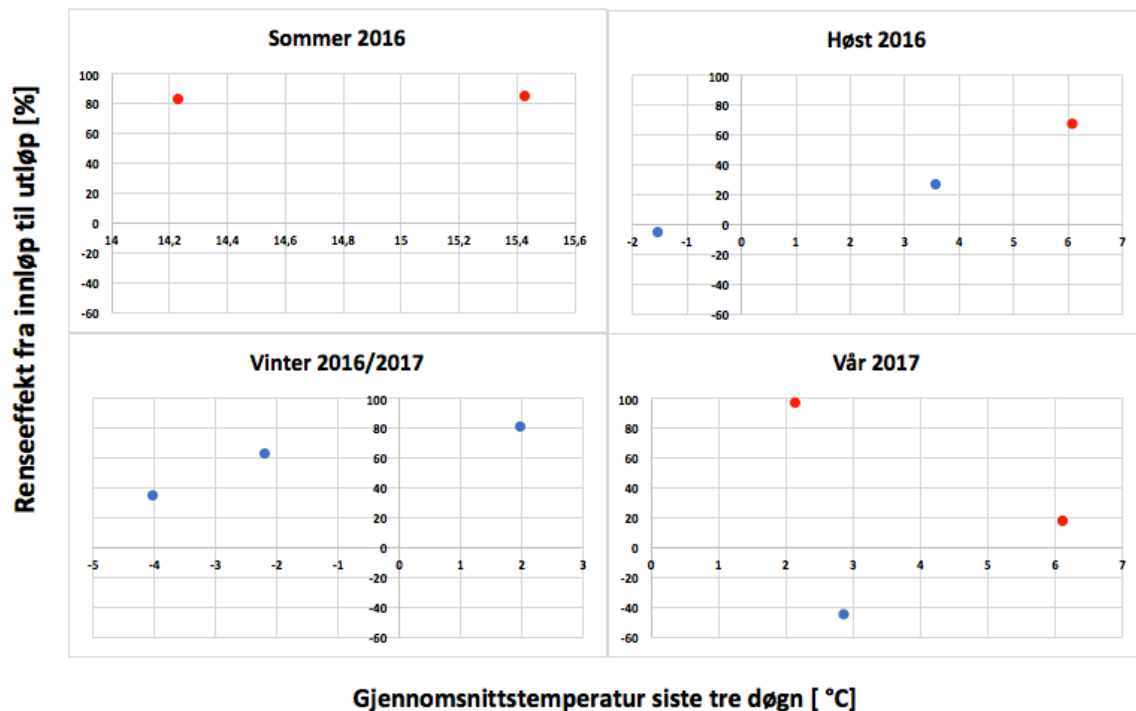
Det vises ingen klar innvirkning fra nedbørsmengder på renseeffekten gjennom hele anlegget (fra innløp til utløp). Likevel er det deler av anlegget som blir påvirket av nedbørsmengder, spesielt Teglverksdammen og Våtmarksfilter 2, som får lavere renseeffekt ved økte nedbørsmengder tre døgn før prøvetaking ($R = -0,70$, $p < 0,05$). Økte nedbørsmengder har ført til redusert renseeffekt gjennom alle årstidene med prøvetaking (Figur 21).



Figur 21: Renseeffekt gjennom Teglverksdammen sedimentasjonsdam, samt Våtmarksfilter 2 ved alle årstider mot summen av nedbør siste tre døgn før prøvetaking.

8.4.2 Renseeffekt ved is på anlegget og snø-/issmelting

På høsten 2016 og våren 2017 var det en gjennomsnittlig redusert renseseffekt fra innløpet til utløpet etter isdannelse sammenliknet med renseseffekten for årstiden før isdannelse (Figur 22). På høsten var den gjennomsnittlige renseseffekten på prøvedatoene med is på anlegget redusert med 85% fra prøvetakingsdatoen uten is på anlegget og på våren var den redusert med >100% fra gjennomsnittlig renseseffekt på våren uten is på anlegget. Isen lå på både Teglverksdammen og Grensedammen gjennom hele vinteren, men det var likevel varierte temperaturer også gjennom vinteren og gjennom årstiden forekom det økt renseseffekt ved høyere gjennomsnittstemperatur siste tre døgn. Det samme ble observert gjennom høsten 2016. Ved to prøvedatoer forekom det en økning i *E. coli* konsentrasjon gjennom anlegget. Ved én av prøvetakingsdatoene hadde vært en snøsmeltingsperiode som hadde ført til 8 cm snøsmelting siste fem døgn (14.03.17, våren 2017).

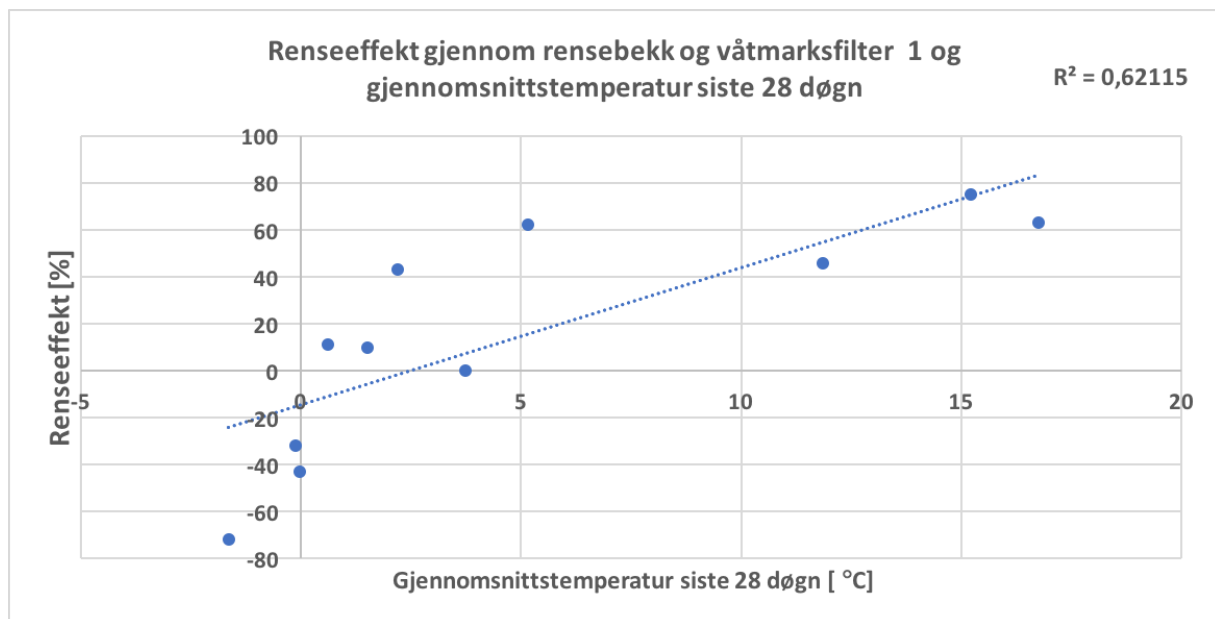


Figur 22: Renseeffekt gjennom hele anlegget mot gjennomsnittstemperatur siste tre døgn. Prøvetakingsdatoene med røde punkter var det ikke is på anlegget og de blå punktene viser prøvetakingsdatoer hvor det vart is på anlegget.

8.4.3 Temperatur og renseeffekt

Renseeffekten gjennom hele anlegget viser ingen klar korrelasjon med temperatur i dagene før prøvetaking, men renseeffekten gjennom deler av anlegget har likevel blitt påvirket av temperatur. Det vises spesielt en klar økning i samlet renseeffekt gjennom Rensebekken og Våtmarksfilter 1 ved økte temperaturer. Denne korrelasjonen er sterkest når renseeffekten sammenliknes med gjennomsnittstemperaturen som har vært 28 dager før prøvetakingen ($R=0,75$, $p<0,01$) (Figur 23). Det er i de varmeste månedene det har blitt observert høyest plantetetthet i denne delen av Anlegget. Temperatur har i tillegg en positiv korrelasjon med solhøyde og maksimal UV-stråling (hhv $R=0,71$ og $R=0,74$, $p<0,01$), slik at høye temperaturer vil kunne bety sterkere og lengre UV-stråling direkte på anlegget i løpet av dagen.

Den eneste delen av anlegget hvor det er en negativ korrelasjon mellom temperatur og renseeffekt er gjennom Teglverksdammen, samt Våtmarksfilter 2. Selv om denne korrelasjonen er svak ($R=-0,54$, $p<0,1$), er det denne delen av anlegget som blir mest påvirket av temperatur etter Rensebekken og Våtmarksfilter 1.



Figur 23: Samlet renseeffekt gjennom Rensebekk og Våtmarksfilter 1 sammenliknet med gjennomsnittstemperatur 28 dager før prøvetaking

8.4.4 Klimatiske forhold og renseeffekt gjennom Teglverksdammen, samt Våtmarksfilter 2

Renseeffekten gjennom Teglverksdammen sedimentasjonsdam og Våtmarksfilter 2 var den delen av anlegget som tydeligst ble påvirket av flere klimatiske faktorer som nedbør, temperatur og antall timer med varmegrader etter isdannelse på anlegget (av de siste 86 timene). Ved bruk av multippel lineær regresjon ble det funnet en sammenheng mellom renseeffekt i Teglverksdammen, samt Våtmarksfilter 2 og de klimatiske faktorene nedbør, temperatur og smeltetemperaturer som vises i formel 6.

$$(6) \text{ \% endring i } E. coli \text{ konsentrasjon} = 46,4 - 4,3(\sum \text{ nedbør}_2) - 7,4(\overline{\text{temperatur}}_2) - 1,0 \sum \text{ timer smeltetemperatur}$$

$\overline{\text{temperatur}}_2$ = Gjennomsnittstemperatur tre døgn før prøvetaking

$\sum \text{ nedbør}_2$ = Sum nedbør tre døgn før prøvetaking

$\sum \text{ timer smeltetemperatur}$ = sum timer med smeltetemperatur siste 86 timer

Denne modellen hadde en R^2 på 0,79 og p-verdi $<0,01$.

8.4.5 Fuglers innvirkning på renseeffekt

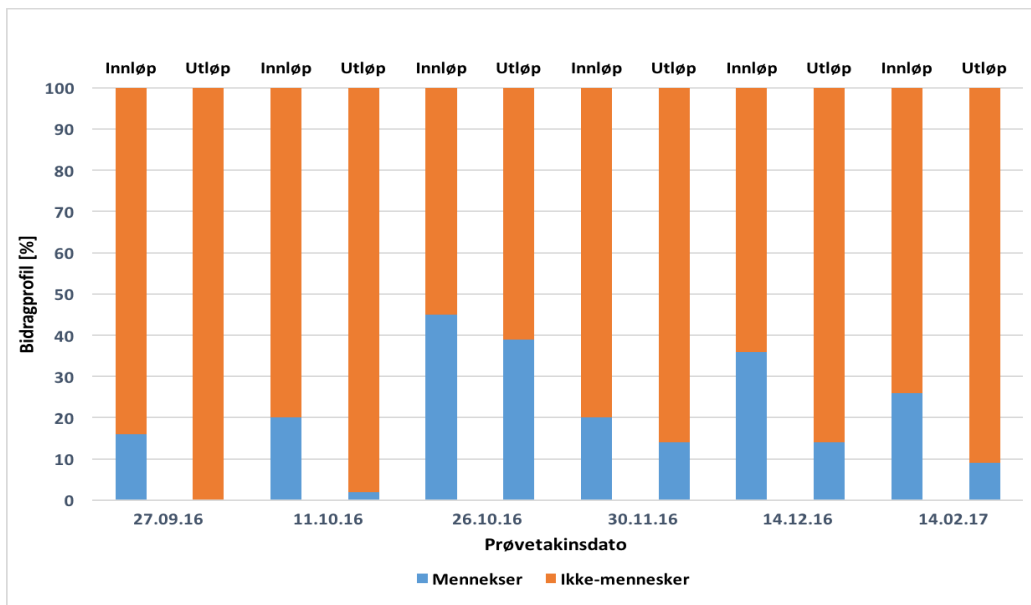
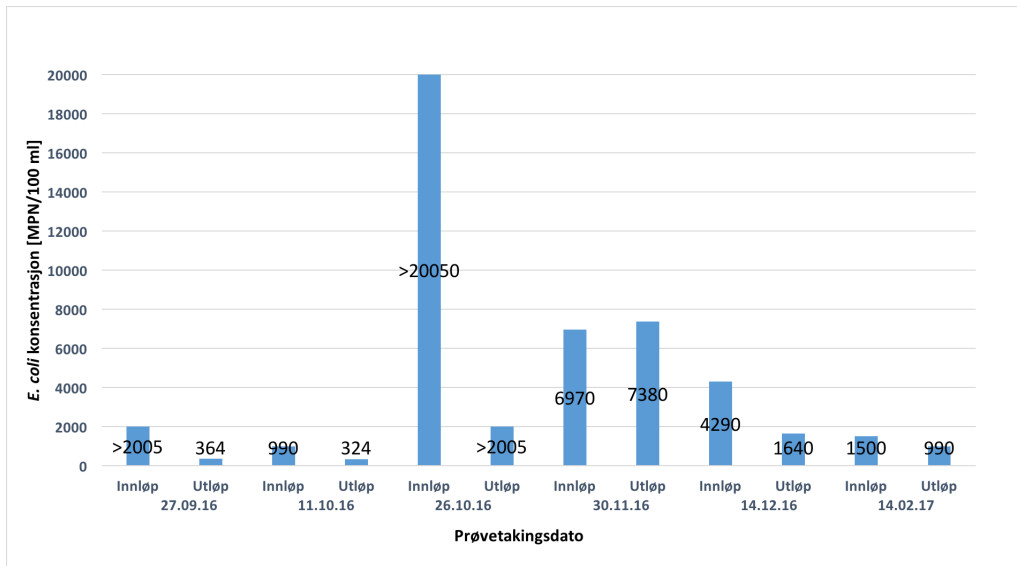
På alle prøvetakingsdatoer ble det observert fugler i anlegget. Disse oppholdt seg spesielt i Teglverksdammen og Våtmarksfilter 2, samt Grensedammen. Det ble også observert fugler i Tennisdammen og i de andre våtmaksfiltrene, men dette var ikke like hyppig observert. Det ble observert mye fugl gjennom alle årstidene, men det var en større variasjon i fuglearter gjennom sommeren og våren. Gjennom hele perioden med feltarbeid ble det observert ender og måker, men på sommeren og våren ble det i tillegg observert større fugler som kanadagjess og svaner.

8.5 Kilder til fekal forurensning

Kildene til fekal forurensning i anlegget var varierende gjennom prøvetakingsperioden og bidragsprofilene for menneskelige og ikke-menneskelige kilder vises i Figur 24. Gjennom hele prøveperioden har det vært en jevn tilførsel av *E. coli* bakterier fra mennesker til bekkevannet og det har variert lite mellom sen sommer 2016, tidlig høst 2016 og vinter 2016/2017.

Den 26.10.16 var det en *E. coli* konsentrasjon på over 20 050 MPN/100 ml i innløpet og over 2005 MPN/100 ml i utløpet. Denne høstdagen var 45% av den fekale forurensningen fra mennesker i innløpet og 39% i utløpet. Den høyeste *E. coli* konsentrasjonen i innløpet til anlegget gjennom hele prøvetakingsperioden ble også målt denne dagen (>83% økning fra den nest høyeste konsentrasjonen). For prøvene tatt sen høst og vinter var det menneskelige bidraget til fekal forurensning på mellom 20%, 36% og 26% i innløpet, som ble redusert til 14%, 14% og 9% i utløpet. Også den 30.11.16 hvor det var en økning i *E. coli* konsentrasjon gjennom anlegget ble det prosentvise menneskelige bidraget redusert fra innløpet til utløpet (fra 20% til 14%).

De datoene det ble tatt kildeporingsprøver hvor det også var høyest total renseeffekt av *E. coli* bakterier gjennom anlegget (sen sommer og tidlig høst 2016) har det menneskelige bidraget til fekal forurensning blitt redusert mest og har nesten blitt fjernet totalt (0% og 2% i utløpet den 27.09.16 og 11.10.16).



Figur 24: E. coli konsentrasjon i innløpt og utføl av anlegget ved prøvetakingsdatoene der det ble tatt prøver for kildeopsporing (øverst) Bidragsprofil for fekal forurensning fra mennesker og samlegruppen andre dyr ved seks ulike datoer fra sen sommer og høst 2016 eller vinter 2016/2017 (nederst).

9 Diskusjon

I urbane nedbørfelt kan det forekomme høye konsentrasjoner av fekale indikatorbakterier og andre patogene mikroorganismer (Young & Thackston 1999). Variasjoner i konsentrasjonene kan være svært komplekse, da det kan være mange og diffuse kilder til de fekale forurensningene og et sett av forhold som påvirker utslipp og overlevelse i miljøet. Nedbørfeltet til Hovinbekken er preget av områder med mye tette flater, men har også avrenning fra mindre bebygde områder i marka, samt fra blant annet Bjerkebanen som driver med hestehold.

Stor andel tette flater kan føre til økt press på overvannsnettene som kan føre til både overløpsituasjoner, oversvømmelser, samt redusert infiltrasjon som kan føre til høyere konsentrasjoner av fekal forurensning tilført vassdragene. Fra tidligere undersøkelser av Oslo VAV er det vist at Hovinbekken får klart høyere innhold av TKB etter at den har rent gjennom Økernkrysset som er preget av en stor andel tette flater (Wold & Beschorner 2015). Dette vises i Figur 2, der arealbruk i nedbørfeltet til Hovinbekken er illustrert. I tillegg har Bjerkebanen blitt sett på som en viktig kilde til forurensninger til Hovinbekken i forprosjektet til Norconsult (2013). Mikrobielle kildesporingsanalyser fra Bjerkedalen park oppstrøms Teglverksdammen rensedamanlegg viser tilførsel av fekal forurensning fra hest. Paruch et al. (2017) har også vist at hestehold nær byene i perioder kan påvirke vannkvaliteten til urbane vassdrag.

Gjennom arbeidet med denne oppgaven er det oppdaget tilførsel av både fekal forurensning fra mennesker og andre dyr til vassdraget. Direkte tilførsel av fekal forurensning til selve Teglverksdammen rensedamanlegg er sannsynligvis i all hovedsak fra fugl. Videre diskuteres dette mer inngående ut fra egne data og øvrige undersøkelser. I tillegg diskuteres det hvilke klimatiske faktorer som har hatt størst innvirkning på både forekomst og renseeffekten Teglverksdammen-anlegget har på *E. coli* bakterier. I vedlegg B vises en oppsummerende tabell over hvilke faktorer som påvirker forekomst og reduksjon av smittestoff (spesielt tarmbakterier) både generelt i rensedammer og våtmarksfiltre, men også spesielt i Teglverksdammen, basert på egne vurderinger og analyser (Tabell B - 1).

9.1 Hygienisk vannkvalitet i rensedamanlegget Teglverksdammen

Selv om Teglverksdammen ikke er bygget som et badeanlegg brukes Folkehelseinstituttets normer for friluftsbad i denne oppgaven som klassifiseringsgrunnlag for den hygieniske kvaliteten i vassdraget og eventuell risiko ved rekreasjon eller bading i vannet.

Dette er fordi det ikke forekommer noen krav til innholdet av enten indikatorbakterier eller patogene mikroorganismer i de urbane vassdragene, eller i bekkene som bringes opp i dagen i Norge. Det kan heller ikke utelukkes at anlegget benyttes til bading selv om det ikke er tilrettelagt for dette.

Når de urbane vassdragene bringes opp i dagen vil det kunne oppstå en risiko for sykdomspredning grunnet kontakt med vannet som kan inneholde høye konsentrasjoner av patogene mikroorganismer (Cabelli et al. 1979; Craun* et al. 2005). Ved estetisk god vannkvalitet vil det være vanskelig å unngå bading spesielt i den største dammen, Teglverksdammen, som er utformet slik at den kan virke tiltrekkende for bading. Teglverksdammen er bygget slik at det skal være enkelt å komme nært vannet, med brygger som kan likne badebrygger (se Figur E - 4). I tillegg er det både en barneskole og en barnehage tett inntil anlegget, slik at menneskelig kontakt med vannet kan forekomme. Slik anlegget fungerer nå, har det vært ”mindre god” badevannkvalitet for bading på prøvedatoer i juni, september, starten av oktober og november 2016, samt april 2017 i den største dammen, Teglverksdammen. De andre prøvedatoene har det vært ”ikke akseptabel” badevannskvalitet i denne delen av anlegget. Dette betyr at dammen har hatt akseptabel badevannskvalitet i perioder. Likevel bør bading i Teglverksdammen sedimentasjonsdam, samt i resten av anlegget frarådes, da konsentrasjoner av *E. coli* i perioder er høye.

Den 26.10.16 viste vannprøven fra innløpet at det kan tilføres svært høye *E. coli* konsentrasjoner inn til anlegget (> 20 050 MPN/100 ml) også ved tørrvær. Kildesporingsprøvene viste høy prosentandel menneskelig fekal forurensning (45%) denne prøvedatoen. Dette betyr at det kan ha vært et kraftig utslipp av *E. coli* bakterier fra en antropogen kilde til vassdraget nettopp denne datoen. Den høye innløpskonsentrasjonen kan eksempelvis komme av gravearbeid i nedbørfeltet, lekkasje fra spillvannsledning eller påslipp fra en ulovlig kilde til overvannsnett. En annen forklaring på den høye *E. coli* konsentrasjonen i innløpet denne dagen kan ha vært en eventuell høstsirkulasjon i både kildedammer og dammen i Bjerkedalen park oppstrøms Teglverksdammen-anlegget. Det ble ikke målt vanntemperatur denne datoen, men studier fra Maridalsvannet i Oslo viser at høstsirkulering kan forekomme på denne tiden av året og at dette kan føre til markant økte konsentrasjoner i *E. coli* bakterier (Tryland et al. 2015).

9.2 Anleggets renseeffekt på *E. coli* bakterier

Teglverksdammen rensedamanlegg er konstruert i all hovedsak for å rense bekkevannet som tilføres anlegget. Derfor var det spesielt interessant å undersøke hva slags vannkvalitet som sendes gjennom utløpet og etter hvert videre gjennom Ensjø, Jordal og Klosterenga der det er planer om å åpne flere deler av Hovinbekken. Konsentrasjonene av *E. coli* bakterier i utløpet av anlegget har variert sterkt, og har ligget mellom 36 og 7380 MPN/100 ml. Rensedamanlegget har sendt bekkevann med akseptabel badevannskvalitet ut av anlegget sommer, og tidlig høst 2016, samt våren 2017, mens sen høst 2016 og vinter 2016/2017 har vært preget av høye konsentrasjoner av *E. coli* bakterier og ”ikke akseptabel” badevannskvalitet. Dette betyr at i perioden som kan klassifiseres som badesesong har det gjennom feltarbeidet blitt sendt akseptabel badevannskvalitet ut av anlegget, mens gjennom de kaldere periodene har konsentrasjonene vært mellom 1,6 og 7 ganger høyere enn grensen for det som klassifiseres som ”ikke akseptabel” badevannskvalitet (bortsett fra prøvedatoen 14.02.17, der det var ”mindre god” badevannskvalitet). Konsentrasjonene har variert mye og videre observasjon av damanlegget er nødvendig for å si noe om vannkvaliteten over tid. Bekkevannet vil også renne gjennom boligområder og tett inntil barns lekeplasser i perioder som ikke klassifiseres som badesesong. Derfor er det også viktig å observere vannkvaliteten gjennom de kaldere periodene.

Ved sammenlikning med andre liknende rensedamanlegg samsvarer renseeffekten på fekale indikatorbakterier godt, blant annet med forskning gjort av Whitman et al. (2008), som undersøkte en konstruert våtmark i Michigan, USA gjennom 32 måneder. Dette anlegget hadde en gjennomsnittlig renseeffekt på *E. coli* bakterier på 46% som samsvarer godt med renseeffekten gjennom Teglverksdammen-anlegget som var på totalt 48% gjennom feltarbeidet. I likhet med Davies og Bavor (2000) var det høyest gjennomsnittlig renseeffekt gjennom de delene av anlegget som har våtmarksområder (Tennisdammen, Rensebekken og Våtmarksfilter 2), sammenliknet med sedimentasjonsdammene. I deres arbeid ble det undersøkt for TKB og ikke *E. coli* bakterier, slik det ble gjort i denne oppgaven. I deres undersøkelser ble det observert en renseeffekt på 79% på TKB gjennom en konstruert våtmark, samt en økning i TKB nivå på 2,5 % gjennom en rensedam. Begge var konstruert for å rense forurenset bekkevann, i likhet med Teglverksdammen anlegget. Økte konsentrasjoner av fekale indikatorbakterier ble også observert i dammene i Teglverksdammen rensedamanlegg ved flere prøvetakingsdatoer. Det var blant annet en gjennomsnittlig økning i *E. coli* konsentrasjon på 34% gjennom Teglverksdammen, samt Våtmarksfilter 2 gjennom prøvetakingsperioden.

9.2.1 Forbehandlingen gjennom Tennisdammen

Det er spesielt forbehandlingen gjennom Tennisdammen som skal vise god renseeffekt slik at det blir levert estetisk tilfredsstillende vannkvalitet til de områdene av anlegget der det er mest ferdsel. Tennisdammen viser god renseeffekt gjennom hele året og har en gjennomsnittlig renseeffekt på 32%. Dermed er det denne delen av anlegget som viser mest stabil renseeffekt gjennom feltarbeidet. I motsetning til Rensebekken og Våtmarksfilter 1 var det generelt god renseeffekt gjennom denne delen av anlegget også gjennom vinteren 2016/2017. Dette viser at slike våtmarksområder som består av både sedimentasjonsdammer og filtreringssoner også kan ha god renseeffekt på vinteren. I denne delen av anlegget er det mange kontaktsoner og adsorpsjonsflater for bakterier og lite isdannelse på vinteren. I tillegg preges ikke Tennisdammen nevneverdig av opphold av fugl. Dette kan være årsaker til at Tennisdammen viser høyere renseeffekt sammenliknet med de andre våtmarksområdene gjennom vinteren.

9.2.2 Teglverksdammen, Grensedammen og våtmarksområdene som kilder til *E. coli*?

Det var spesielt gjennom noen av våtmarksområdene, samt de større dammene, Teglverksdammen og Grensedammen, det har forekommet en tydelig økning i *E. coli* konsentrasjoner gjennom prøvetakingsperioden. Det er disse delene av anlegget som har direkte tilførselsrenner for overvann fra blant annet barneskolen og barnehagen, samt i disse områdene folk oppholder seg mest og hvor det forekommer mest mating av fugl. Økningen i *E. coli* konsentrasjoner kan ha ført til at renseeffekten har blitt redusert og dermed underestimert. Teglverksdammen har en gjennomsnittlig økning i *E. coli* konsentrasjoner på 34% gjennom feltarbeidet, og har sterkest økning på sommeren og høsten 2016 når dammen ikke har vært isbelagt.

Den totale renseeffekten gjennom anlegget var også høy gjennom vinteren 2016/2017 (53%), til tross for en gjennomsnittlig økning fra starten av Rensebekken til utløpet av Våtmarksfilter 2, denne årstiden. Gjennom vinteren hadde både Teglverksdammen og Grensedammen vært isbelagt slik at tilførsel av fekal forurensning fra fugler kan ha blitt redusert gjennom denne årstiden. Redusert direkte tilførsel av mikroorganismer til vassdrag med isdekke har også blitt dokumentert av blant annet Tryland et al. (2015). Gjennom vinteren var det flere ikke-isbelagte områder, spesielt der det var rennende vann, i resten av anlegget, slik at tilførsel av fekal forurensning fra dyr kan ha kontaminert disse områdene, men ikke Teglverksdammen og Grensedammen gjennom vinteren. Dette viser at spesielt Teglverksdammen og Grensedammen sedimentasjonsdammer har en sterk innvirkning på den totale renseeffekten gjennom anlegget og at Grensedammen kan bidra med høy

renseeffekt i perioder, men at det tilføres mye *E. coli* til disse delene av anlegget, spesielt uten isdekke på dammene. Ved lengre perioder uten isdekke på dammene, som kan forventes ved økte temperaturer grunnet klima-endringer, kan det dermed forventes økt tilførsel av fekal forurensning til anlegget på sen høst og vinterstid.

Tilførselen av *E. coli* bakterier til vassdraget kan være både fra fugler og andre ville dyr. De delene av anlegget der det har vært en økning av *E. coli* har det også blitt observert fugl på de fleste prøvedatoene. Liknende funn er blitt gjort av blant annet Grant et al. (2001) og Orosz-Coghlan et al. (2006) som oppdaget at store fuglepopulasjoner kan tiltrekkes av blant annet våtmarksområder og dermed kontaminere vassdragene. Graczyk et al. (2009a) og Graczyk et al. (2009b) har også vist at konsentrasjoner av patogener kan øke fra innløpet til utløpet til våtmarksfiltre, som kan ha sin årsak i at kjæledyr, som hund og hest, og ville dyr som fugl, kan tilføre patogener mikroorganismer til konstruerte våtmarksfiltre og dermed redusere renseseffekten. Dette kan bidra til å forurense vannkilder nedstrøms og dermed utgjøre en helserisiko. Dette har også vært tilfellet gjennom Teglverksdammen anlegget, der det har forekommet økte konsentrasjoner av *E. coli* bakterier ved to prøvetakingsdatoer, den 30.11.16 og 14.03.17.

9.2.3 Renseeffekt og årstid

Renseeffekten gjennom anlegget varierte mye mellom årstidene, og var høyest sommeren 2016 (83%) og vinteren (53%). Gjennom høsten 2016 og våren 2017 var det en noe redusert renseseffekt gjennom anlegget (hhv 29% og 22%).

Renseeffekten gjennom stryk- og våtmarksområdene i Rensebekken og Våtmarksfilter 1 var høy gjennom sommeren og høsten 2016 og var spesielt påvirket av temperatur. Renseeffekten var spesielt høy etter lange perioder med høyere temperaturer. Figur 23 viser tydelig denne sammenhengen. Det kan se ut som plantetetthet har sterk innvirkning på renseseffekten, da renseseffekten gjennom denne delen av anlegget var høyere på høsten 2016 (33%), sammenliknet med spesielt tidlig vår 2017 til tross for lavere gjennomsnittlig UV-stråling, samt flere dager med isbelagte dammer høsten 2016, som var viktige faktorer for renseseffekten gjennom anlegget. Plantetettheten var fortsatt høy gjennom Rensebekken og Våtmarksfilter 1 gjennom høsten, slik det vises i vedlegg E (Figur E - 3). Tidlig vår 2017 hadde ikke vekstperioden startet for fullt, samt at det forekom en snøsmeltingsepisode som kan ha redusert renseseffekten (som var gjennomsnittlig på 6%).

Effekten av planter i våtmarksområder er også blitt dokumentert av Corapcioglu og Haridas (1984) og Gerba et al. (1999), som observerte at filtrering og adsorpsjon til planterøtter kan være viktige mekanismer for reduksjon av mindre mikroorganismer som koliforme bakterier. Det kan også se ut som renseeffekten er på vei til å øke mot senere vår og sommer 2017 da renseeffekten var på 62% den siste prøvedatoen, den 18.04.17. Dette var høy renseeffekt sammenliknet med gjennomsnittet for årstiden (våren 2017) som var på 6%. For å kunne si noe sikkert om plantenes rolle i dette anlegget er det nødvendig mer kontinuerlig overvåking av anlegget over flere år.

Den reduserte renseeffekten gjennom Tennisdammen, samt Rensebekken 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 (som vist i Figur 20) og isdannelse kan ha ført til kortslutning av vannstrømmen, som kan ha redusert både filtrerings- og sedimentasjonsevnen gjennom Tennisdammen og Rensebekken og Våtmarksfilter 1 på sen høst og vinter. Renseeffekten har generelt blitt redusert etter at det la seg is gjennom deler av Rensebekken, men også på store deler av Våtmarksfilter 1. Den reduserte renseeffekten på vinteren og tidlig vår gjennom stryk- og våtmarksområdene vises i Tabell 22. Oppholdstid vil ha en sterk innvirkning på renseeffekten i et våtmarksfilter (Lloyd et al. 2003) 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, slik det også er dokumentert av Cockell et al. (2002). Dette kan dermed ha redusert bakterieinaktiveringen fra solas UV-stråling.

9.3 Klimatiske faktorerers innvirkning på *E. coli* konsentrasjoner og rensing

9.3.1 Forekomst og rensing av *E. coli* bakterier etter nedbørsepisoder

Grunnet få kraftige nedbørsepisoder gjennom prøvetakingsperioden har det ikke blitt oppdaget en klar effekt av nedbør på *E. coli* konsentrasjonene inn på anlegget. Det kan likevel forventes økte konsentrasjoner av *E. coli* bakterier inn til dette vassdraget etter kraftige nedbørsepisoder, slik det blant annet er dokumentert av blant annet Tryland et al. (2016). I deres studie ble det estimert at det blir tilført tarmbakterier tilsvarende et lekkende kloakkrør med 8000 PE tilknyttet etter et kraftig regnskyll til Hovinbekken. Denne tilførselen ville bli redusert til 200 PE et halvt døgn etter regnskyll.

I Teglverksdammen var det kun én nedbørsepisode som har ført til en klar økning i *E. coli* konsentrasjoner inn på anlegget (11.01.17) gjennom feltarbeidet. Denne prøvedatoen var det en økning på 96% fra gjennomsnittet for årstiden etter en nedbørsepisode på 13,8 mm over 38 timer.

Den motsatte effekten kan ha forekommet ved mindre intense nedbørsepisoder. Mindre nedbørsepisoder på mellom 10-12 mm (de tre foregående døgnene) ser ut til å ha ført til lavere *E. coli* konsentrasjoner gjennom anlegget slik det vises i Figur 18, spesielt på sommer og høst 2016. Regnvannet kan heller ha ført til fortykning av bekkevannet ved mindre nedbørsepisoder. I tillegg er innløpet til Teglverksdammen rensedamanlegg strupet, slik at en fortykningseffekt dermed kan bli forsterket.

Det var spesielt den største sedimentasjonsdammen, Teglverksdammen og Våtmarksfilter 2 som fikk redusert renseseffekt ved nedbørsepisoder, spesielt ved høyere temperaturer. Denne effekten vises tydelig i Figur 21, samt i formel 6. Det er en direkte tilførselsrenne for overvann til Teglverksdammen fra Teglverket skole, slik at forurenset overvann kan ha blitt ledet direkte ut i vannet etter nedbørsepisoder. Dette kan også ha en sammenheng med at det var i denne delen av anlegget det ble observert mest fugl, samt observert mest dyreavføring (mye fugleavføring, men også hundeavføring) langs kanten, se vedlegg E (Figur E - 6). Teglverksdammen sedimentasjonsdam var også isbelagt fra november 2016 til mars 2017. Dermed kunne økte temperaturer bety lavere sannsynlighet for at dammen var isbelagt og dermed mer direkte tilførsel av forurenset overvann til anlegget ved nedbørsepisoder.

9.3.2 Forekomst og rensing av *E. coli* bakterier ved kuldegrader og snøsmelting

De ti prøvene med høyest *E. coli* konsentrasjon gjennom hele perioden med feltarbeid og for hele anlegget ble tatt når gjennomsnittstemperaturen siste tre døgn lå nær frysepunktet (± 2 °C). Siden indikatorbakterier som *E. coli* bakterier tåler temperaturer under 0 °C dårlig vil temperaturer som ligger langt under frysepunktet kunne føre til redusert overlevelse av disse bakteriene (Wilson et al. 2006). Denne effekten ble blant annet observert på vinteren, da det ble observert lavere konsentrasjoner av *E. coli* bakterier i innløpet til anlegget ved lavere temperaturer (kun ved kuldegrader).

Gjennom feltarbeidet hadde det vært perioder med både snø- og issmelting både gjennom høsten 2016, vinteren 2016/2017 og våren 2017. Det kan se ut som den sterkeste økningen i *E. coli* konsentrasjon gjennom anlegget (46%) kan ha blitt påvirket av snøsmelting, da det hadde vært en snøsmeltingsperiode før den 14.03.17, der 8 cm snø hadde smeltet på Blindern målestasjon (og dermed også i nedbørfeltet oppstrøms Teglverksdammen) de siste fem dagene før denne prøvetakingsdatoen. Redusert renseeffekt gjennom rensedamner ved snøsmelting har også blitt dokumentert av blant annet Whitman et al. (2008).

9.3.3 Temperatur, UV-stråling og forekomst og rensing av *E. coli* bakterier

I Teglverksdammen rensedamanlegg har det generelt vært lavere konsentrasjoner av *E. coli* bakterier ved økte temperaturer i deler av anlegget (kun ved temperaturer over 0 °C). Disse funnene samsvarer blant annet med redusert bakterieoverlevelse ved høyere temperaturer slik det er dokumentert av blant annet Pachepsky et al. (2014) og Davenport et al. (1976). Høyere temperaturer kan øke både predasjonsaktiviteten, samt øke plantetettheten som begge er faktorer som kan føre til reduserte bakterienivåer, rapportert av blant annet Medema et al. (1997) og Gerba et al. (1999). Den negative korrelasjonen med temperatur forekommer ikke ved temperaturer under 0 °C som beskrevet tidligere. I tillegg vises en korrelasjon mellom gjennomsnittstemperatur med gjennomsnittlig solhøyde og maksimal UV-indeks siste tre døgn på hhv $R=0,71$ og $R=0,74$. Dette betyr at økte temperaturer også vil kunne bety både sterkere og mer langvarig solstråling på anlegget i løpet av dagen.

To datoer da gjennomsnittstemperaturen var omtrent lik, men ved ulike årstider var den 11.01.17 (gjennomsnittstemperatur på 2,0 °C) og den 18.04.17 (gjennomsnittstemperatur på 2,2 °C).

Disse datoene var det likevel tydelig ulike konsentrasjoner i innløpet til anlegget (hhv 10910 og 870 MPN/100 ml). Den 11.01.17 var det is på anlegget og en solhøyde på 8,1°, mens den 18.04.17 var det ikke is på anlegget og en solhøyde på 40,6°. Dermed kan både isbelagt vann, samt både svakere og mer kortvarig UV-stråling fra sola ha ført til høyere *E. coli* konsentrasjoner gjennom anlegget den 11.01.17, sammenliknet med den 18.04.17. Siden isbelagte dammer i tillegg kan virke som et skjold mot UV-stråling kan dette kan være en indikasjon på at solinnstråling og inaktivering fra sola spiller en sterkere rolle i bakterieinaktivering i dette anlegget, sammenliknet med temperatur. Dette vises blant annet i Figur 20 som viser at ikke-isdekt vann kan føre til tydelig lavere konsentrasjoner, selv om temperaturene er lave.

Solens UV-stråling er en viktig mekanisme for inaktivering av fekale indikator-bakterier i både dammer og våtmarksområder, og er blant annet beskrevet av Mayo (2004) som estimerte at solens UV-stråling sto for 72,6 % av reduksjonen av koliforme bakterier i et våtmarksfilter med fritt vannspeil.

To prøvedatoer da både *E. coli* konsentrasjoner og ulike klimatiske faktorer samsvarte godt var prøvedatoene 11.10.16 (høst) og 04.04.17 (vår). Gjennomsnittstemperatur siste to døgn var på 6 °C og 5,55 °C, sum nedbør siste to døgn hadde vært 0 og 0,1 mm og solhøyden var på hhv 23 ° og 35 °. Den 04.04.17 ble det observert en gjennomsnittskonsentrasjon gjennom anlegget på 66 MPN/100 ml lavere sammenliknet med den 11.10.16. Disse prøvedatoene samsvarte godt, men de noe lavere konsentrasjonene den 04.04.17 kan ha vært påvirket av sterkere UV stråling og mer langvarig solinnstråling i dagene før grunnet en økt solhøyde på 12 °. Det at både klimatiske faktorer og *E. coli* konsentrasjoner samsvarer godt disse prøvedatoene kan være en indikasjon på at klimatiske faktorer som temperatur og solinnstråling spiller en viktig rolle i mengden *E. coli* bakterier som tilføres rensedamanlegget. Likevel er det tydelig at UV-stråling spiller en sterkere rolle i bakterieinaktivering gjennom Teglverksdammen rensedamanlegg.

9.4 Kilder til *E. coli* bakterier i Teglverksdammen

Kildesporingsprøvene viser en jevn tilførsel av menneskelig fekal forurensning fra Hovinbekken inn i Teglverksdammen og bidraget fra mennesker er aldri under 16%. Den 26.10.16 ble det målt et bidrag på opptil 45% fra mennesker. Denne dagen hadde det ikke vært nedbør som har kunnet føre til eventuelle overløp med tilførsel av ubehandlet overvann/spillvann til vassdraget. Når det er tilførsel av menneskelig fekal forurensning også ved tørrvær, viser dette at det tilføres forurensninger til vassdraget som ikke hovedsakelig er forårsaket av forurenset overvann. Det er også dokumentert av Oslo kommune (2016a) at det er liten sammenheng mellom utslipp fra regnvannsoverløp og nærings saltkonsentrasjonene i Hovinbekken. Dermed må de største tilførselskildene til menneskelig fekal forurensning komme fra andre kilder.

Variasjoner i de målte konsentrasjonene kan assosieres med ulike klimatiske forhold, samt sporadisk tilførsel fra eksempelvis lekkende avløpsrør eller kummer som gjør sammenlikninger mellom prøvedatoene svært komplekse. I motsetning til Paruch et al. (2016b) ble det ikke funnet en sammenheng mellom årstid og bidraget fra ulike forurensningskilder. Det ble ikke utført nok kildesporingsanalyser til å vise en helt tydelig sammenheng. Det var likevel gjennom de varmere årstidene (sommer 2016 og tidlig høst 2016) at reduksjonen av menneskelig fekal forurensning var sterkeste og nesten ble totalt fjernet (til 0% og 2% i utløpet). Dette var også prøvedatoer da renseseffekten på *E. coli* bakterier var høy.

Siden Oslo VAV har utført omfattende kildesporingsarbeid for å oppdage eventuelle feilkoblinger eller lekkasjer i overvannsnettets oppstrøms Teglverksdammen og de oppdagede feilene generelt er blitt reparert eller fjernet, vil det være vanskelig å finne kildene til den menneskelige forurensningen. Det eneste problemet Oslo VAV har oppdaget og som ikke er rettet opp er en lekkasje i en privat stikkledning. Denne, eller andre uoppdagede kilder som dårlig behandlet avløpsvann fra desentraliserte avløpsanlegg, lekkasjer eller feilkoblinger må derfor ha bidratt til *E. coli* bakterier fra mennesker i løpet av feltarbeidet.

I tillegg til antropogene kildene viser det seg at Teglverksdammen og dermed Hovinbekken inneholder store mengder fekal forurensning fra dyr. Kildene til fekal forurensning fra dyr kan være tilførsel fra eksempelvis fugl, rotter og hest. I Teglverksdammen ble det observert mye fugl gjennom hele prøvetakingsperioden. Ved omtrent hver av prøvedatoene ble det observert mennesker som matet fuglene og enkelte la igjen større hauger med fuglemat. Dette kan være en viktig årsak til at fuglene trives godt og at de har oppholdt seg i området gjennom alle årstidene. Siden det var der det ble observert mest fulgt i anlegget at økningen i *E. coli* nivåer var høyest kan dette være en sterk indikasjon på at fugl tilfører store mengder *E. coli* bakterier til anlegget. Forbud mot mating av fugl, samt jevnlig rengjøring av kantene, bruene og bryggene langs anlegget for å fjerne fugleavføring kan være viktige tiltak for å redusere tilførsel av forurensende mikroorganismer til vassdraget fra ville dyr.

I tillegg til fugl kan rotter tilføre fekal forurensning til de urbane vassdragene. Rotter lever godt i kloakken i større byer (VA nytt 2013) og det kan tilføres fekal forurensning fra disse dyrene til vassdragene etter eksempelvis overløpsutslipp eller oversvømmelser. Det har i tillegg forekommet økt hestehold i de større byene. Bjerkebanen, som ligger i nedbørfeltet til Hovinbekken, kan ha opptil 250 hester på banen i løpet av en dag (Ringelien u.å.). Økt hestehold i urbane områder og betydelig fekal forurensning fra hest i vassdragene er også dokumentert av Paruch et al. (2017).

Kildene til *E. coli* bakterier har en innvirkning på hvilken sykdomsrisiko som forekommer ved kontakt med vannet. Selv om fugl kan være en viktig kilde til fekal forurensning i vassdragene viser det seg at sykdomsrisikoen likevel er lavere, sammenliknet med forurensning fra menneskelige kilder (Soller et al. 2014). Selv om blant annet måker kan spre mye *Salmonella* gjennom sin avføring er det dokumentert at måker ikke utgjør en stor risiko for spredning av menneskelig sykdom (Girdwood et al. 1985). Det vil likevel forekomme større risiko ved fekal forurensning fra store fuglepopulasjoner i mindre og grunne dammer hvor fortynningen er minimal (Fleming 2001), slik som i anlegget Teglverksdammen.

Kildesporingsanalysene viser dermed at det er blitt sendt bekkevann fra Teglverksdammen-anlegget som har hatt mindre risiko for sykdomsspredning gjennom sommeren og tidlig høst 2016, sammenliknet med de andre årstidene. Prøver fra sen høst 2016 og vinter 2017 viser at det er blitt sendt bekkevann med større risiko for sykdomsspredning ut av anlegget gjennom de kaldere årstidene, grunnet høyere bidrag fra menneskelig fekal forurensning, samt høyere *E. coli* konsentrasjoner. Siden bekkevannet skal renne gjennom boligområder og områder med barnehager og lekeplasser for barn også gjennom de kaldere årstidene vil i hovedsak reduksjon av tilførselskilder til menneskelig fekal forurensning, men også fra andre dyr, være ønskelig. Det vil være vanskelig å oppnå god badevannskvalitet i liknende urbane vassdrag, spesielt i områder langt ned i vassdraget, grunnet flere og mer diffuse kilder til fekal forurensning til vassdraget.

9.5 Feilkilder

9.5.1 Feilkilder gjennom feltarbeidet

Plukkprøver vil ikke alltid gi et representativt bilde av de virkelige bakteriekonsentrasjonene i vannmassene. Prøvene er blitt tatt ved ulike dybder og ved både stillestående og rennende vann. *E. coli* konsentrasjoner kan i tillegg variere ved ulike dybder og dermed kan ulik dybde ved de forskjellige prøvepunktene ha gjort at vannprøvene ikke er representative. Det hadde vært ønskelig å ta vannprøvene i områder der det var minimum 1 m dyp. Slik var det ikke ved punkt 2 (i Rensebekken) eller punkt 5 (i Våtmarksfilter 2). Det ville også vært aktuelt å ta vannprøver ved ulike dyp, spesielt i sedimentasjonsdammene Teglverksdammen og Grensedammen. Ved å lage blandprøver av vannprøver fra ulike dyp ville dette gitt et mer representativt bilde av de egentlige konsentrasjonene gjennom anlegget. Dette ble vanskelig uten båt og riktig utstyr.

Det ville i tillegg vært ønskelig å komme nærmere selve innløpet og utløpet av anlegget. Dette var spesielt vanskelig i utløpet av anlegget, der det var et tett lag med planter, samt grunt vann langs kanten. Dermed kan vannprøver ha blitt påvirket av resuspenderte partikler, selv om vannprøvene ble tatt slik at dette skulle unngås. Ved et par av prøvedatoene var det nødvendig å bore et hull i isen for å ta vannprøvene. Dermed kan dette også ha ført til resuspensjon av partikler. Dette gjaldt spesielt vannprøver tatt i utløpet av anlegget.

9.5.2 Usikkerhet i metodevalg

Metoden for estimering av renseeffekten gjennom anlegget vil ikke alltid gi det riktige bildet av den faktiske renseeffekten. Dette er fordi vannmassene i innløpet og utløpet av anlegget kan ha vært påvirket av ulike klimatiske forhold eller ulike tilførselsepisoder av fekal forurensning. Det kan ha forekommet episodiske tilførsler av *E. coli* bakterier enten fra en antropogen kilde, som lekkasje fra spillvannsledning eller -kum inn i overvannsnett eller episodisk tilførsel fra ville dyr som fugl og rotte eller kjæledyr som hest, katt og hund. Siden det var en oppholdstid på mellom ca. 25 og 27 timer gjennom feltarbeidet (ved de prøvedatoene der vannføringsmåleren i innløpet fungerte) vil dette bety at vannprøvene som ble tatt i innløpet og utløpet av anlegget med én times mellomrom ikke vil representere den samme vannmassen. Dette betyr at metoden for beregning av renseeffekt ikke vil fortelle den egentlige renseeffekten gjennom anlegget, men kan likevel gi et bilde på hvilke mekanismer eller klimatiske faktorer som påvirker de ulike naturbaserte rensemetodene i anlegget.

9.6 Videre arbeid

Gjennom arbeidet med denne oppgaven var det flere problemstillinger som dukket opp som dessverre ikke kunne undersøkes nærmere grunnet for lite tid eller av økonomiske årsaker. Dermed nevnes videre arbeid som bør gjøres for å bedre forstå hvilke mekanismer som spiller inn på både forekomst og rensing av fekale mikroorganismer, samt andre patogener i liknende urbane vassdrag eller naturbaserte rensenanlegg. I tillegg vil estimering av risiko ved åpning av slike vassdrag nær bebyggelse være hensiktsmessig for fremtidige bekkeåpningsprosjekter.

9.6.1 Økt vannføring – hvordan vil dette påvirke den hygieniske kvaliteten?

Gjennom feltarbeidet har det vært en vannføring på til 0,01 l/s - 136 l/s i innløpet til anlegget og på prøvetakingsdatoene har vannføringen variert mellom 15 l/s og 64 l/s. Det var ikke mulig å estimere mulige effekter av oppholdstid på renseseffekten gjennom anlegget da vannføringsmålerne sluttet å fungere i januar 2017. Siden det er planlagt å øke vannføring inn på anlegget i løpet av de neste årene vil det være interessant å observere hvordan økt vannføring vil påvirke renseseffekten. I tillegg vil plantetettheten endre seg over tid som også kan påvirke renseseffekten. Videre undersøkelser vil dermed kunne si noe om hvor lang tid det tar før plantenes bidrag til renseseffekt blir optimal.

9.6.2 Sammenlikne forekomst og rensing av *E. coli* bakterier med flere parameter

I tillegg til å sammenlikne forekomst og rensing av *E. coli* bakterier med vannføring ville det vært interessant å undersøke hvordan andre kjemiske, fysiske eller biologiske faktorer påvirker dette. Ved å måle temperatur i vannet gjennom hele prøvetakingsperioden kunne det eventuelt ha blitt oppdaget eventuell høst- eller vårsirkulasjon i dammene. I tillegg ville det vært interessant å undersøke hvordan både *E. coli* forekomst og rensing blir påvirket av eksempelvis innhold av næringsstoffer, organisk materiale og suspendert stoff. Undersøkelser av disse parameterne er allerede utført av masterstudenter i samarbeid med NIVA. Et fremtidig samarbeid hvor disse dataene blir sammenliknet ville dermed ha vært svært interessant.

9.6.3 Estimering av risiko for rekreasjon

Når kun renseeffekten på *E. coli* bakterier blir beregnet vil ikke dette bety at renseeffekten er den samme for andre patogene mikroorganismer som parasittiske protozoer og virus, som ikke inaktiveres like lett av eksempelvis høyere temperaturer og UV-stråling. Dermed vil det være interessant å også undersøke renseeffekt på andre typer mikroorganismer, eventuelt andre indikatorer for parasittiske protozoer og virus hvor inaktivering fra temperatur og UV-stråling samsvarer bedre.

Siden det er vanskelig å estimere konsentrasjoner av andre patogener på bakgrunn av konsentrasjoner av *E. coli* bakterier vil det være vanskelig å bestemme den virkelige risikoen ved kontakt eller rekreasjon i vannet. For å kunne estimere risiko vil det være hensiktsmessig å kombinere både mikrobiell kildeporing og analyser for indikatorer for fekal forurensning som *E. coli* bakterier. Ved å utvikle flere genetiske markører for ulike dyregrupper, samt undersøke korrelasjoner mellom ulike dyregrupper og forskjellige humanpatogener vil det være lettere å klassifisere egnethet for bading eller rekreasjon i slike vassdrag. I tillegg finnes det lite forskning på hva slags risiko som forekommer når bekker som tidligere har vært svært forurenset blir bragt opp i dagen tett inntil både boligområder og offentlige bygninger som skoler og barnehager. Siden det er flere liknende bekkeåpningsprosjekter under planlegging vil estimering av slik risiko være viktig for å vurdere tiltak for å redusere risiko for sykdomsspredning fra disse urbane vassdragene.

9.6.4 Undersøke kvalitetsendring gjennom vassdraget og problemområder

For å få bukt med forurensningskildene til Hovinbekken ville det også vært interessant å undersøke hvilke deler av Hovinbekken som blir mest påvirket av menneskelig eller ikke-menneskelig forurensning. Ved å utføre mikrobiell kildeporingsprøver gjennom flere deler av Hovinbekken kunne det vært mulig å oppdage problemområder og dermed bestemme hvilke tiltak som bør igangsettes for å forbedre vannkvaliteten i vassdraget, inkludert Teglverksdammen rensedam-anlegg, og videre nedstrøms anlegget.

10 Konklusjoner

Siden Teglverksdammen-anlegget i all hovedsak er bygget for å rense bekkevannet var det spesielt interessant å undersøke hvilken hygienisk vannkvalitet som renner ut av anlegget. Anlegget har hatt ”akseptabel” badevannskvalitet fra utløpet i de varmere periodene av feltarbeidet (sommer og tidlig høst 2016 og fra april våren 2017), mens gjennom de kaldere periodene av feltarbeidet (sen høst 2016, vinter 2016/2017 og i mars våren 2017) har det forekommet konsentrasjoner langt over ”ikke akseptabel” badevannskvalitet. Dette betyr at områder nedstrøms anlegget, som Ensjø, Jordal og Klosterenga, der det er planlagt å åpne flere deler av Hovinbekken, vil kunne tilføres høye konsentrasjoner av *E. coli*, spesielt gjennom de kaldere årstidene.

Det ble observert et høyt menneskelig bidrag til den fekale forurensningen både i innløpet og utløpet av anlegget ved enkelte prøvedatoer. I utløpet har det menneskelige bidraget vært høyest gjennom den kaldere perioden av feltarbeidet, mens på sommeren og tidlig høst har det vært et lavt menneskelig bidrag til den fekale forurensning i utløpet av anlegget. Dette viser at anlegget både har høyest renseseffekt på *E. coli* bakterier og på menneskelig fekal forurensning gjennom sommeren og tidlig høst 2016, sammenliknet med de andre årstidene. Patogener fra mennesker vil utgjøre en større sykdomsrisiko for mennesker som er i kontakt med vann, sammenliknet med patogener fra andre dyr, eksempelvis fugl. Det vil dermed være høyest risiko for sykdom ved kontakt eller konsum av både vannet i anlegget og utløpsvannet gjennom de kaldere årstidene, grunnet både høye *E. coli* konsentrasjoner og høyt menneskelig bidrag til fekal forurensning.

Forekomsten av *E. coli* bakterier gjennom Teglverksdammen rensedamanlegg var gjennom feltarbeidet mest påvirket av solhøyden, maksimal UV-indeks og temperatur (spesielt ved kuldegrader). Økt solhøyde og maksimal UV-indeks førte generelt til lavere *E. coli* konsentrasjonene gjennom anlegget. Det var en positiv korrelasjon mellom *E. coli* konsentrasjoner og temperatur under 0 °C, i motsetning til temperaturer over 0 °C da det var en negativ korrelasjon mellom disse faktorene. *E. coli* forekomst gjennom anlegget viste seg å være mer påvirket av UV-stråling enn temperaturvariasjoner (ved varme grader), da det også var lave *E. coli* konsentrasjoner ved lave temperaturer (men med høy solhøyde og maksimal UV-indeks) spesielt når anlegget ikke var isbelagt og UV-strålingen dermed ikke ble redusert av et isdekke.

Teglverksdammen rensedamanlegg kan både bidra til reduksjon og økning i *E. coli* nivåer gjennom vassdraget. Forbehandlingen gjennom Tennisdammen viste en stabil renseseffekt og hadde høyest gjennomsnittlig renseseffekt av alle komponentene i Teglverksdammen rensedamanlegg. Den totale renseseffekten gjennom hele anlegget var høyest sommeren og tidlig høst 2016. Høyere renseseffekt gjennom disse årstidene kan være både grunnet høyere plantetetthet, økte temperaturer, samt økt solhøyde og maksimal UV-indeks. På sen høst og vinter kan isdannelse ha ført til redusert renseseffekt gjennom våtmarksområdene grunnet kortslutning av vannstrømmen eller redusert direkte UV-stråling på anlegget grunnet isdekke på vannet. Den motsatte effekten ble observert gjennom Teglverksdammen og Grensedammen, der isdekke kan ha ført til redusert direkte tilførsel av *E. coli* bakterier til vannet fra fugl og dermed økt renseseffekt. Dette betyr at lengre perioder med ikke-isbelagte dammer, som kan forventes ved kortere vintre grunnet klimaendringer, kan føre til økt tilførsel av *E. coli* til vassdraget.

For å forbedre den hygieniske vannkvaliteten til vassdraget vil det være ønskelig å utføre tiltak som reduserer tilførsel av fekal forurensning til vassdraget. Ved å bruke mikrobiell kildesporingsanalyse på vannprøver gjennom flere deler av vassdraget oppstrøms Teglverksdammen vil det være mulig å oppdage problemområder, slik at både menneskelige og ikke-menneskelige kilder kan reduseres. Det var tydelig at renseseffekten gjennom spesielt Teglverksdammen og Våtmarksfilter 2 ble redusert etter nedbørsepisoder, som kan være grunnet mye fuglefekalier langs kantene av denne delen av anlegget. Dermed vil forbud mot mating av fugl i Teglverksdammen rensedamanlegg, samt jevnlig rengjøring av kantene, bruene og bryggene langs anlegget for å fjerne fugleavføring være viktige tiltak for å redusere tilførsel av forurensende mikroorganismer til vassdraget fra ville dyr.

Selve Teglverksdammen sedimentasjonsdam, som kan virke tiltrekkende for bading, har hatt ”akseptabel” badevannskvalitet gjennom det som kan klassifiseres som badesesong i løpet av feltarbeidet, men har hatt konsentrasjoner langt over ”ikke akseptabel” badevannskvalitet gjennom de kaldere periodene av feltarbeidet. Dette betyr at det bør frarådes fra å bade i anlegget slik det fungerer nå, da variasjonene i *E. coli* konsentrasjoner gjennom feltarbeidet har vært stor. Det vil være vanskelig å oppnå god badevannskvalitet i liknende urbane vassdrag, spesielt i områder langt ned i vassdraget, grunnet flere og mer diffuse kilder til fekal forurensning.

Ved å utvikle flere genetiske markører til nye dyregrupper som fugler og rotter, vil dette gi et klarere svar på hva som er den virkelige kilden til den fekale forurensningen i dette og andre liknende urbane vassdrag. I tillegg vil undersøkelser av korrelasjoner mellom flere markører for ulike dyregrupper og forskjellige humanpatogener gjøre det mulig å klassifisere egnethet for bading eller rekreasjon i slike vassdrag mer nøyaktig, enn ved bruk av kun fekale indikatorbakterier som *E. coli*. I liknende urbane vassdrag som bringes opp i dagen tett inntil menneskelig aktivitet kan det være hensiktsmessig at det stilles krav til den hygieniske vannkvaliteten, selv om det ikke skal brukes til rekreasjon og bading, da kontakt med vannet kan forekomme.

11 Referanser

- Andersen, S. T., Erichsen, A. C., Mark, O. & Albrechtsen, H.-J. (2013). Effects of a 20 year rain event: a quantitative microbial risk assessment of a case of contaminated bathing water in Copenhagen, Denmark. *Journal of Water and Health*, 11 (4): 636-646.
- Angeles, J. V. V. (2012). *Water Quality Modelling for Recreational Use in the Kallang River Basin, Singapore*: Massachusetts Institute of Technology.
- Avelar, F. F., de Matos, A. T., de Matos, M. P. & Borges, A. C. (2014). Coliform bacteria removal from sewage in constructed wetlands planted with *Mentha aquatica*. *Environmental technology*, 35 (16): 2095-2103.
- Avolio, C. M. (2003). *The local impacts of road crossings on Puget Lowland creeks*. Mastergradsavhandling: University of Washington.
- Barcina, I., Arana, I., Iriberry, J. & Egea, L. (1986). Factors affecting the survival of *E. coli* in a river. *Hydrobiologia*, 141 (3): 249-253.
- Benton, C., Khan, F., Monaghan, P., Richards, W. N. & Shedden, C. B. (1983). The contamination of a major water supply by gulls (*Larus* sp.). *Water Research*, 17 (7): 789-798.
- Berge, D. (2013). Evaluering av Melhus kommunes og Trondheim kommunes forslag til klausuleringsbestemmelser i nedbørfeltet til Benna NIVA-notat.
- Blankenberg, A.-G. B., Bechmann, M., Paruch, L. & Paruch, A. M. (2014). Spredt avløp i jordbrukslandskapet. *Bioforsk TEMA*, 9 (12).
- Bonadonna, L., Cataldo, C. & Semproni, M. (2007). Comparison of methods and confirmation tests for the recovery *Escherichia coli* in water. *Desalination*, 213 (1-3): 18-23.
- Boutilier, L., Jamieson, R., Gordon, R., Lake, C. & Hart, W. (2009). Adsorption, sedimentation, and inactivation of *E. coli* within wastewater treatment wetlands. *Water Research*, 43 (17): 4370-4380.
- Brekke, K. (2013). *Åpen overvannshåndtering - Gjenåpning av Hovinbekken og tilrettelegging for økt biologisk mangfold i et urbant miljø*: Universitetet for miljø og biovitenskap
- Brewster, D. H., Brown, M. I., Robertson, D., Houghton, G. L., Bimson, J. & Sharp, J. C. M. (1994). An outbreak of *Escherichia coli* O157 associated with a children's paddling pool. *Epidemiology and Infection*, 112 (3): 441-447.
- Burton Jr, G. A., Gunnison, D. & Lanza, G. R. (1987). Survival of Pathogenic Bacteria in Various Freshwater Sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, 53 (4): 633-638.
- Byappanahalli, M. & Fujioka, R. (2004). Indigenous soil bacteria and low moisture may limit but allow faecal bacteria to multiply and become a minor population in tropical soils. *Water Science and Technology*, 50 (1): 27-32.
- Byplan Oslo. (2016a). *10 fakta om fremtidens Hovinbyen*. Tilgjengelig fra: <http://byplanoslo.no/content/10-fakta-om-fremtidens-hovinbyen> (lest 21.03.17).
- Byplan Oslo. (2016b). *[Bilde]*. Tilgjengelig fra: <http://byplanoslo.no/content/klimasmart-byomrade-med-40-000-boliger> (lest 02.05.17).
- Cabelli, V. J., Dufour, A. P., Levin, M. A., McCabe, L. J. & Haberman, P. W. (1979). Relationship of microbial indicators to health effects at marine bathing beaches. *American Journal of Public Health*, 69 (7): 690-696.
- Caccio, S. M. & Chalmers, R. M. (2016). Human cryptosporidiosis in Europe. *Clinical Microbiology and Infection*, 22 (6): 471-480.

- Chang, J. C., Ossoff, S. F., Lobe, D. C., Dorfman, M. H., Dumais, C. M., Qualls, R. G. & Johnson, J. D. (1985). UV inactivation of pathogenic and indicator microorganisms. *Applied and environmental microbiology*, 49 (6): 1361-1365.
- Chappell, C. L., Okhuysen, P. C., Sterling, C. R. & DuPont, H. L. (1996). Cryptosporidium parvum: intensity of infection and oocyst excretion patterns in healthy volunteers. *Journal of Infectious Diseases*, 173 (1): 232-236.
- Chaudri, A. M., Knight, B. P., Barbosa-Jefferson, V. L., Preston, S., Paton, G. I., Killham, K., Coad, N., Nicholson, F. A., Chambers, B. J. & McGrath, S. P. (1999). Determination of acute Zn toxicity in pore water from soils previously treated with sewage sludge using bioluminescence assays. *Environmental science & technology*, 33 (11): 1880-1885.
- Cockell, C. S., Rettberg, P., Horneck, G., Wynn-Williams, D. D., Scherer, K. & Gugg-Helminger, A. (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.
- Collins, R. (2004). Wetlands and aquatic processes: Fecal contamination of pastoral wetlands. *Journal of Environmental Quality*, 33: 1912-1918.
- Corapcioglu, M. Y. & Haridas, A. (1984). Transport and fate of microorganisms in porous media: a theoretical investigation. *Journal of Hydrology*, 72 (1-2): 149-169.
- Coupe, S., Delabre, K., Pouillot, R., Houdart, S., Santillana-Hayat, M. & Derouin, F. (2006). Detection of Cryptosporidium, Giardia and Enterocytozoon bienersi in surface water, including recreational areas: a one-year prospective study. *Fems Immunology and Medical Microbiology*, 47 (3): 351-359.
- Craun*, G. F., Calderon, R. L. & Craun, M. F. (2005). Outbreaks associated with recreational water in the United States. *International journal of environmental health research*, 15 (4): 243-262.
- Dagsverdier Østerås. <http://www.nrpa.no/> Statens strålevern.
- Dai, X. & Boll, J. (2006). Settling velocity of Cryptosporidium parvum and Giardia lamblia. *Water research*, 40 (6): 1321-1325.
- Dammen med utleie av robåter [bilde]. (u.å.). Tilgjengelig fra: <https://hovinbekken.org/vandring/> (lest 24.03.17).
- Davenport, C. V., Sparrow, E. B. & Gordon, R. C. (1976). Fecal indicator bacteria persistence under natural conditions in an ice-covered river. *Applied and environmental microbiology*, 32 (4): 527-536.
- Davies, C. M. & Bavor, H. J. (2000). The fate of stormwater-associated bacteria in constructed wetland and water pollution control pond systems. *Journal of Applied Microbiology*, 89 (2): 349-360.
- Drange, H., Nesje, A. & Sorteberg, A. (2007). Opptil én meter havstigning langs Norskekysten innen år 2100 *Klima*, 2: 29-31.
- Drikkevannsforskriften. (2017). *Forskrift om vannforsyning og drikkevann*. Sosialdepartementet: LOVDATA.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Leveque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A. H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., et al. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81 (2): 163-182.

- Edberg, S. C., Allen, M. J. & Smith, D. B. (1991). Defined substrate technology method for rapid and specific simultaneous enumeration of total coliforms and *Escherichia coli* from water: collaborative study. *Journal of the Association of Official Analytical Chemists*, 74 (3): 526-529.
- Egeberg, K. (2014). *Århus Å. dansk arkitekturguide*. Tilgjengelig fra: <http://www.dac.dk/da/dac-life/dansk-arkitekturguide/aarhus/aarhus-aa/> (lest 21.03.17).
- Ferguson, A. S., Layton, A. C., Mailloux, B. J., Culligan, P. J., Williams, D. E., Smartt, A. E., Saylor, G. S., Feighery, J., McKay, L. D., Knappett, P. S. K., et al. (2012). Comparison of fecal indicators with pathogenic bacteria and rotavirus in groundwater. *Science of the Total Environment*, 431: 314-322.
- Fleming, R. (2001). *The Impact of Waterfowl on Water Quality - Literature Review* -. Ontario, Canada: Ridgetown College - University of Guelph Ridgetown. 14 s.
- Flint, K. (1987). The long-term survival of *Escherichia coli* in river water. *Journal of Applied Bacteriology*, 63 (3): 261-270.
- Folkehelseinstituttet. (2014). *Vannkvalitetsnormer for friluftsbad*. Tilgjengelig fra: <https://www.fhi.no/ml/badevann/vannkvalitetsnormer-for-friluftsbad/> (lest 02.05.17).
- Folkehelseinstituttet. (2016). *Kryptosporidiose - veileder for helsepersonell*. Tilgjengelig fra: <https://www.fhi.no/nettpub/smittevernveilederen/sykdommer-a-a/kryptosporidiose---veileder-for-hel/-forekomst-i-norge> (lest 30.03.17).
- Foss med romantisk bro [bilde]. (u.å). Tilgjengelig fra: <https://hovinbekken.org/vandring/> (lest 24.03.17).
- Fylkesmannen i Oslo og Akershus. (2015). *Ny utslippstillatelse etter forurensningsloven for Oslo kommune- avløp*.
- Gerba, C., Thurston, J., Falabi, J., Watt, P. & Karpiscak, M. (1999). Optimization of artificial wetland design for removal of indicator microorganisms and pathogenic protozoa. *Water Science and Technology*, 40 (4-5): 363-368.
- Gerba, P. C. & McLeod, J. S. (1975). Effect of Sediments on the Survival of *Escherichia coli* in Marine Waters. 32, 1: 114-120.
- Girdwood, R., Fricker, C., Munro, D., Shedden, C. & Monaghan, P. (1985). The incidence and significance of salmonella carriage by gulls (*Larus* spp.) in Scotland. *Journal of Hygiene*, 95 (2): 229-241.
- Gordon, R. C. (1972). *Winter Survival of Fecal Indicator Bacteria in a Subarctic Alaskan River Oregon: Environmental Protection Agency*
- Graczyk, T. K., Sunderland, D., Tamang, L., Lucy, F. E. & Breyse, P. N. (2007). Bather density and levels of *Cryptosporidium*, *Giardia*, and pathogenic microsporidian spores in recreational bathing water. *Parasitology Research*, 101 (6): 1729-1731.
- Graczyk, T. K., Majewska, A. C. & Schwab, K. J. (2008). The role of birds in dissemination of human waterborne enteropathogens. *Trends in Parasitology*, 24 (2): 55-59.
- Graczyk, T. K., Lucy, F. E., Mashinsky, Y., Thompson, R. A., Koru, O. & Dasilva, A. J. (2009a). Human zoonotic enteropathogens in a constructed free-surface flow wetland. *Parasitology research*, 105 (2): 423-428.
- Graczyk, T. K., Lucy, F. E., Tamang, L., Mashinski, Y., Broaders, M. A., Connolly, M. & Cheng, H.-W. A. (2009b). Propagation of human enteropathogens in constructed horizontal

- wetlands used for tertiary wastewater treatment. *Applied and environmental microbiology*, 75 (13): 4531-4538.
- Grant, S., Sanders, B., Boehm, A., Redman, J., Kim, J., Mrše, R., Chu, A., Gouldin, M., McGee, C., Gardiner, N., et al. (2001). Generation of enterococci bacteria in a coastal saltwater marsh and its impact on surf zone water quality. *Environmental Science & Technology*, 35 (12): 2407-2416.
- Guenther, S., Wuttke, J., Bethe, A., Vojtech, J., Schaufler, K., Semmler, T., Rainer, U. G., Wieler, L. H. & Ewers, C. (2013). Is Fecal Carriage of Extended-Spectrum- β -Lactamase-Producing *Escherichia coli* in Urban Rats a Risk for Public Health? *Antimicrobial Agents and Chemotherapy*, 57 (5): 2424-2425.
- Gultierrez-Cacciabue, D., Cid, A. G. & Rajal, V. B. (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.
- Hagedorn, C., Blanch, A. R. & Harwood, V. J. (2011). *Microbial source tracking: methods, applications, and case studies*: Springer Science & Business Media.
- Hagendorf, U., Diehl, K., Feuerpfeil, I., Hummel, A., Lopez-Pila, J. & Szewzyk, R. (2005). Microbiological investigations for sanitary assessment of wastewater treated in constructed wetlands. *Water Research*, 39 (20): 4849-4858.
- Hamilton County, P. D. (2011). Community Revitalization Resulting from Stormwater Management Strategies
- Hamnes, I. S., Gjerde, B. & Robertson, L. (2006). Prevalence of *Giardia* and *Cryptosporidium* in dairy calves in three areas of Norway. *Veterinary Parasitology*, 140 (3-4): 204-216.
- Hamnes, I. S., Gjerde, B. K., Forberg, T. & Robertson, L. J. (2007). Occurrence of *Giardia* and *Cryptosporidium* in Norwegian red foxes (*Vulpes vulpes*). *Veterinary Parasitology*, 143 (3-4): 347-353.
- Hatt, B. E., Fletcher, T. D., Walsh, C. J. & Taylor, S. L. (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.
- Hias. (u.å.). *Årstidene i en innsjø*. Tilgjengelig fra: <http://www.hias.no/artikkel.aspx?Mid1=248&Aid=1202> (lest 02.05.17).
- Hoebbe, C., Vennema, H., Husman, A. M. D. & van Duynhoven, Y. (2004). Norovirus outbreak among primary schoolchildren who had played in a recreational water fountain. *Journal of Infectious Diseases*, 189 (4): 699-705.
- Hovinbekken legges i rør [bilde]. (1959). Tilgjengelig fra: http://oslobilder.no/ARB/AAB-103184?query=Hovinbekken&count=19&search_context=1&pos=7 (lest 24.03.17).
- Hörman, A., Rimhanen-Finne, R., Maunula, L., von Bonsdorff, C.-H., Torvela, N., Heikinheimo, A. & Hänninen, M.-L. (2004). *Campylobacter* spp., *Giardia* spp., *Cryptosporidium* spp., noroviruses, and indicator organisms in surface water in southwestern Finland, 2000-2001. *Applied and Environmental Microbiology*, 70 (1): 87-95.
- Iversen, T. M. & Andersen, S. P. (1997). Danish Experiences on River Restoration I: Trends and Statistics. I: *River Restoration 1996, Plenary Lectures.*, s. 31-37. Danmark: National Environmental Research Institute.
- Jenssen, P. D., Mæhlum, T., Krogstad, T. & Vråle, L. (2005). High Performance Constructed Wetlands for Cold Climates. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 40 (6-7): 1343-1353.

- JM, C. & McMeekin, T. (1980). Effect of temperature on activity of predators of *Salmonella typhimurium* and *Escherichia coli* in estuarine water. *Marine and Freshwater Research*, 31 (6): 851-855.
- Kansiime, F. & Van Bruggen, J. (2001). Distribution and retention of faecal coliforms in the Nakivubo wetland in Kampala, Uganda. *Water science and technology*, 44 (11-12): 199-206.
- Keene, W. E., McAnulty, J. M., Hoesly, F. C., Williams, L. P., Hedberg, K., Oxman, G. L., Barrett, T. J., Pfaller, M. A. & Fleming, D. W. (1994). A swimming-associated outbreak of hemorrhagic colitis caused by *Escherichia coli* O157:H7 and *Shigella sonnei*. *New England Journal of Medicine*, 331 (9): 579-584.
- Kellogg, J. S. (2007). Are Existing Bacterial Indicators Adequate for Determining Recreational Water Illness in Waters Impacted by Nonpoint Pollution? *Epidemiology*, 18 (1): 21-22.
- Kistemann, T., Classen, T., Koch, C., Dangendorf, F., Fischeder, R., Gebel, J., Vacata, V. & Exner, M. (2002). Microbial load of drinking water reservoir tributaries during extreme rainfall and runoff. *Applied and Environmental Microbiology*, 68 (5): 2188-2197.
- Konrad, C. P., Booth, D. B. & Burges, S. J. (2005). Effects of urban development in the Puget Lowland, Washington, on interannual streamflow patterns: Consequences for channel form and streambed disturbance. *Water Resources Research*, 41 (7): 15.
- Kvitsand, H. M. L. & Fiksdal, L. (2010). Waterborne disease in Norway: emphasizing outbreaks in groundwater systems. *Water Science & Technology*, 61 (3): 563-571.
- 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.
- Leclerc, H., Schwartzbrod, L. & Dei-Cas, E. (2002). Microbial agents associated with waterborne diseases. *Critical Reviews in Microbiology*, 28 (4): 371-409.
- Lloyd, B., Vorkas, C. & Guganesharajah, R. (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.
- MacIntyre, M., Warner, B. & Slawson, R. (2006). *Escherichia coli* control in a surface flow treatment wetland. *Journal of water and health*, 4 (2): 211-214.
- Madema, G. J., Payment, P., Dufour, A., W, R., Waite, M., Hunter, P., Kirby, R. & Andersson, Y. (2003). Assessing Microbial Safety of Drinking Water - IMPROVING APPROACHES AND METHODS: OECD, WHO. 19 s.
- Martinsen, T. (2017a). *E.coli bakterier Teglverksdammen - masteroppgave* (E-post 31.01.17).
- Martinsen, T. (2017b). *Overløp oppstrøms teglverksdammen* (E-post 17.01.17).
- Mattilsynet. (2015). Nasjonal tilsynsprosjekt 2014.
- Maunula, L., Kalso, S., Von Bonsdorff, C. H. & Ponka, A. (2004). Wading pool water contaminated with both noroviruses and astroviruses as the source of a gastroenteritis outbreak. *Epidemiology and Infection*, 132 (4): 737-743.
- Mayo, A. W. (2004). Kinetics of bacterial mortality in granular bed wetlands. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 29 (15): 1259-1264.
- McLellan, S. L., Hollis, E. J., Depas, M. M., Van Dyke, M., Harris, J. & Scopel, C. O. (2007). Distribution and Fate of *Escherichia coli* in Lake Michigan Following Contamination with Urban Stormwater and Combined Sewer Overflows. *Journal of Great Lakes Research* 33 (3): 566-580.

- Medema, G., Bahar, M. & Schets, F. (1997). Survival of *Cryptosporidium parvum*, *Escherichia coli*, faecal enterococci and *Clostridium perfringens* in river water: influence of temperature and autochthonous microorganisms. *Water Science and Technology*, 35 (11-12): 249-252.
- Mocé-Llivina, L., Muniesa, M., Pimenta-Vale, H., Lucena, F. & Jofre, J. (2003). Survival of bacterial indicator species and bacteriophages after thermal treatment of sludge and sewage. *Applied and Environmental Microbiology*, 69 (3): 1452-1456.
- Molleda, P., Blanco, I., Ansola, G. & de Luis, E. (2008). Removal of wastewater pathogen indicators in a constructed wetland in Leon, Spain. *Ecological engineering*, 33 (3): 252-257.
- Myrmel, M. (2004). *Hvordan kan vi vite om vannet vårt inneholder virus? Om påvisning av humanpatogene virus i vann*. Upublisert manuskript.
- Nasser, A. M. & Oman, S. D. (1999). Quantitative assessment of the inactivation of pathogenic and indicator viruses in natural water sources. *Water Research*, 33 (7): 1748-1752.
- Nedre Fos - Munkengen [bilde]. (1890). Tilgjengelig fra: <https://digitaltmuseum.no/011014654906/nedre-fos-munkengen/media> (lest 24.03.17).
- Newbold, D., Strayer, D. L., Woltermade, C. J., Zedler, J. B., Semlitsch, R., Watzin, M. C. & Zedler, P. H. (2003). WHERE RIVERS ARE BORN, The Scientific Imperative for Defending Small Streams and Wetlands.
- Nie, L., Lindholm, O., Lindholm, G. & Syversen, E. (2009). Impacts of climate change on urban drainage systems - a case study in Fredrikstad, Norway. *Urban Water Journal*, 6 (4): 323-332.
- Nilsen, K. S. (2009). Eventyret om Hovinbekken *Sothøna*, 38,: 28-29.
- Nilsen, V., Lier, J. A., Bjerkholt, J. T. & Lindholm, O. G. (2011). Analysing urban floods and combined sewer overflows in a changing climate. *Journal of Water and Climate Change*, 2 (4): 260-271.
- Norconsult. (2013). Forprosjekt Teglverksdammen.
- Norconsult. (2016). Driftsinnstruks vannanlegg Teglverksdammen
- Norconsult. (u. å.). [bilde]. Tilgjengelig fra: <https://www.norconsult.no/referanser/vann-og-avlop/teglverksdammen/> (lest 05.05.17).
- NVE. (2015). *Urbanhydrologi*. Tilgjengelig fra: <https://www.nve.no/hydrologi/vannstand-og-vannfoering/urbanhydrologi/> (lest 29.03.17).
- Nygård, K., Gondrosen, B. & Lund, V. (2003). Sykdomsutbrudd forårsaket av drikkevann i Norge. *Tidsskriftet den Norske Legeforening* (23): 3410-3413.
- Odonkor, S. T. & Ampofo, J. K. (2013). *Escherichia coli* as an indicator of bacteriological quality of water: an overview. *Microbiology research*, 4 (1): 5-11.
- Orosz-Coghlan, P. A., Rusin, P. A., Karpiscak, M. M. & Gerba, C. P. (2006). Microbial source tracking of *Escherichia coli* in a constructed wetland. *Water environment research*, 78 (3): 227-232.
- Oslo kommune. (2007). *Grøntplan for Oslo - Kommuneplan for den blågrønne strukturen i Oslos byggesone*.
- Oslo kommune. (2010). *Vannkvalitet i Hovinbekken*. Tilgjengelig fra: <http://oslo.miljobarometern.se/vann-og-vassdrag/vannkvalitet-i-hovedvassdragene/vannkvalitet-i-hovinbekken/> (lest 13.03.17).
- Oslo kommune. (2014). *Hovedplan avløp og vannmiljø, 2014-2030*.
- Oslo kommune. (2015). *Prinsipper for gjenåpning av elver og bekker i Oslo*. 1.

- Oslo kommune. (2016a). Fagrapport avløp og vannmiljø 2016: Vann- og avløpsetaten.
- Oslo kommune. (2016b). *Handlingsplan for overvannshåndtering i Oslo kommune Kortversjon*. 20 s.
- Oslo kommune. (u. å.). Velkommen til Bjerkedalen park [informasjonsplakat].
- Oslo kommune. (u.å.). *Hovinbyen*. Tilgjengelig fra: <https://www.oslo.kommune.no/politikk-og-administrasjon/slik-bygger-vi-oslo/hovinbyen/> (lest 21.03).
- 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, A. M. & Mæhlum, T. (2011). Fekale indikatorbakterier. *Kommunalteknikk*, 9: 44-47.
- Paruch, A. M., Paruch, L. & Mæhlum, T. (2014). Implementering av molekylærbiologiske metoder for kildeproving av fekal vannforurensning og vurdering av helsefare. *Bioforsk TEMA*, 9 (19).
- Paruch, A. M. & Mæhlum, T. (2015). Analyserapport om fekal kildeproving i Hovinbekken, Bjerkedalen park, Oslo – Resultater fra september 2015.
- Paruch, A. M., Mæhlum, T. & Robertson, L. (2015). Changes in microbial quality of irrigation water under different weather conditions in Southeast Norway. *Environmental Processes*, 2 (1): 115-124.
- Paruch, A. M., Paruch, L. & Mæhlum, T. (2016a). Kildeproving av fekal vannforurensning i noen av tilløpsbekkene til Maridalsvannet og utløp til Akerselva. *NIBIO rapport*, 2 (27).
- Paruch, A. M., Paruch, L. & Mæhlum, T. (2016b). Kildeproving av fekal vannforurensning i Jordalsvatnet med nedbørfelt. *NIBIO rapport*, 2 (49).
- Paruch, A. M., Paruch, L. & Mæhlum, T. (2016c). Kildeproving av fekal vannforurensning i tilløpsbekkene til Jonsvannet. *NIBIO rapport*, 2 (34).
- Paruch, A. M., Paruch, L. & Mæhlum, T. (2017). Kildeproving av fekal vannforurensning med molekylærbiologiske metoder - Eksempler på undersøkelser i Norge. *Norsk Vann C-13*.
- Pauly, D. (1995). Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends in ecology and evolution*, 10 (10): 430.
- Payment, P. & Locas, A. (2010). Pathogens in Water: Value and Limits of Correlation with Microbial Indicators. *ground water*, 49 (1): 4-11.
- Pinkham, R. (2000). DAYLIGHTING, new life for buried streams: Rocky Mountain Institute. 1-73 s.
- Pinkham, R., Serrano, R., Kwanza, E. & Krishna, P. (2002). Stream Restoration and Daylighting - Opportunities in the Pittsburgh Region. I: Inquiry, S. f. C. (red.). Pittsburgh: College of Fine Arts. 1-101 s.
- PUB. (2012). What We Talk About When We Talk About Water. *PUB Annual Report 2011/2012*.
- Quiñónez-Díaz, M. d. J., Karpiscak, M. M., Ellman, E. D. & Gerba, C. P. (2001). Removal of pathogenic and indicator microorganisms by a constructed wetland receiving untreated domestic wastewater. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 36 (7): 1311-1320.
- Rajal, V., McSwain, B., Thompson, D., Leutenegger, C. & Wuertz, S. (2007). Molecular quantitative analysis of human viruses in California stormwater. *Water Research*, 41 (19): 4287-4298.
- Reed, R. (1997). Solar inactivation of faecal bacteria in water: the critical role of oxygen. *Letters in Applied Microbiology*, 24 (4): 276-280.

- Rees, J. H., Soudain, S. E., Gregson, N. A. & Hughes, R. A. C. (1995). Campylobacter Jejuni infection and Guillan-Barré syndrome *The New England Journal of Medicine*, 333 (21): 1374-1379.
- Reinoso, R., Blanco, S., Torres-Villamizar, L. A. & Bécares, E. (2011). Mechanisms for parasites removal in a waste stabilisation pond. *Microbial ecology*, 61 (3): 684-692.
- Rhodes, M. W. & Kator, H. (1988). Survival of Escherichia coli and Salmonella spp. in estuarine environments *Applied and Environmental Microbiology*, 54 (12): 2902-2907.
- Ringelien, A. (u.å.). *Om Bjerkebanen*. Tilgjengelig fra: <http://www.bjerke.no/Om-Travbanen/> (lest 17.04.17).
- Rozen, Y. & Belkin, S. (2001). Survival of enteric bacteria in seawater. *FEMS Microbiology Reviews*, 25 (5): 513-529.
- Røstum, J., Aasen, A. & Eikebrokk, B. (2008). Risk and Vulnerability Assessment ("Ros-Analysis") of the Bergen Water Supply System – A Source to Tap Approach. I: Hlavinek, P., Popovska, C., Marsalek, J., Mahrikova, I. & T., K. (red.) *Risk Management of Water Supply and Sanitation Systems*, s. 73-82. Ohrid, Macedonia: Springer.
- Sartorius, B., Andersson, Y., Velicko, I., De Jong, B., Lofdahl, M., Hedlund, K. O., Allestam, G., Wangsell, C., Bergstedt, O., Horal, P., et al. (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.
- Saw Mill River COALITION. (2012). *Fish See the Light of Day — In Downtown Yonkers, June 18*. Tilgjengelig fra: <http://www.sawmillrivercoalition.org/2012/06/28/fish-see-light-in-yonkers/> (lest 17.03.17).
- Schallegger, G., Muri-Klinger, S., Brugger, K., Lindhardt, C., John, L., Glatzl, M., Wagner, M. & Stessl, B. (2016). Combined Campylobacter jejuni and Campylobacter coli Rapid Testing and Molecular Epidemiology in Conventional Broiler Flocks. *Zoonoses and Public Health*, 63 (8): 588-599.
- Schueler, T. & Holland, H. (1994). Microbes and urban watersheds: Concentrations, sources, & pathways. *Watershed Protection Techniques*, 3 (1): 554-565.
- Sherer, B. M., Miner, J. R., Moore, J. A. & Buckhouse, J. C. (1988). Resuspending Organisms from a Rangeland Stream Bottom *American Society of Agricultural Engineers*, 31 (4): 1217-1222.
- Sinton, L., Hall, C. & Braithwaite, R. (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.
- Sinton, L. W., Hall, C. H., Lynch, P. A. & Davies-Colley, R. J. (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.
- Smith, E., Gordon, R., Madani, A. & Stratton, G. (2005). Cold climate hydrological flow characteristics of constructed wetlands. *Canadian biosystems engineering*, 47: 1.1-1.7.
- Smith, H. V. & Rose, J. B. (1998). Waterborne cryptosporidiosis: Current status. *Parasitology Today*, 14 (1): 14-22.
- Soller, J. A., Schoen, M. E., Varghese, A., Ichida, A. M., Boehm, A. B., Eftim, S., Ashbolt, N. J. & Ravenscroft, J. E. (2014). Human health risk implications of multiple sources of faecal indicator bacteria in a recreational waterbody. *Water Research*, 66: 254-264.
- Solo-Gabriele, H. M., Wolfert, M. A., Palmer, C. J. & Desmarais, T. R. (2000). Sources of Escherichia coli in a Coastal Subtropical Environment. *Applied and Environmental Microbiology* 66 (1): 230-237.

- Standridge, J. H., Delfino, J. J., Kleppe, L. B. & Butler, R. (1979). Effect of waterfowl (*Anas platyrhynchos*) on indicator bacteria populations in a recreational lake Madison, Wisconsin. *Applied and Environmental Microbiology*, 38 (3): 547-550.
- Statens strålevern. (2016). *UV-indeks*. Tilgjengelig fra: <http://www.nrpa.no/temaartikler/90848/uv-indeks> (lest 25.04).
- Stentström, T. & Carlander, A. (2001). Occurrence and die-off of indicator organisms in the sediment in two constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 44 (11-12): 223-230.
- Sterk, A., de Man, H., Schijven, J. F., Husman, A. M. d. R. & de Nijs, T. (2016). Climate change impact on infection risks during bathing downstream of sewage emissions from CSOs or WWTPs. *Water Research*, 105: 11-21.
- Stevik, T. K., Aa, K., Ausland, G. & Hanssen, J. F. (2004). Retention and removal of pathogenic bacteria in wastewater percolating through porous media: a review. *Water research*, 38 (6): 1355-1367.
- Tate III, R. L. (1978). Cultural and Environmental Factors Affecting the Longevity of *Escherichia coli* in Histosols. *Applied and Environmental Microbiology* 35 (5): 925-929.
- Terziewa, S. I. & McFeters, G. A. (1991). Survival and injury of *Escherichia coli*, *Campylobacter jejuni*, and *Yersinia enterocolitica* in stream water. *Can. J. Microbiol*, 37 (10): 785-790.
- Thompson, R. C. A., Hopkins, R. M. & Homan, W. L. (2000). Nomenclature and genetic groupings of *Giardia* infecting mammals. *Parasitology Today*, 16 (5): 210-213.
- Toet, S., Van Logtestijn, R. S., Kampf, R., Schreijer, M. & Verhoeven, J. T. (2005). The effect of hydraulic retention time on the removal of pollutants from sewage treatment plant effluent in a surface-flow wetland system. *Wetlands*, 25 (2): 375-391.
- Tryland, I., Eregno, F. E., Braathen, H., Khalaf, G., Sjølander, I. & Fossum, M. (2015). On-Line Monitoring of *Escherichia coli* in Raw Water at Oset Drinking Water Treatment Plant, Oslo (Norway). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12 (2): 1788-1802.
- Tryland, I., Wennberg, A. C., Vogelsang, C., Torulv, T., Beschorner, A.-L., Eregno, F., Robertson, L., Myrmel, M. & Østensvik, Ø. (2016). Effekt av endret værmønster på hygienisk badevannskvalitet og kvalitet på sjømat i Indre Oslofjord *Water Quality Tools*.
- VA nytt. (2013). *Tre av fire forer rottene med julefett!* Tilgjengelig fra: <https://www.vannytt.no/2013/12/16/tre-av-fire-forer-rottene-med-julefett/> (lest 10.05.17).
- Vannforskriften. (2006). *Forskrift om rammer for vannforvaltningen*.
- Veterinærinstituttet. (u.å.-a). *Norovirus*. I: Veterinærinstituttet (red.). Tilgjengelig fra: <http://www.vetinst.no/sykdom-og-agens/norovirus> (lest 27.02.17).
- Veterinærinstituttet. (u.å.-b). *Salmonella*. Tilgjengelig fra: <http://www.vetinst.no/sykdom-og-agens/salmonella> (lest 27.02.17).
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J. & Melillo, J. M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems *Science*, 278 (5325): 494-499.
- Walsh, C. J., Roy, A. H., Feminella, J. W., Cottingham, P. D., Groffman, P. M. & Morgan II, R. P. (2005). The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24 (3): 706-723.
- Westrell, T. (2004). *Microbial risk assessment and its implications for risk management in urban water systems*: Linköping University.

- Wheeler, J. G., Sethi, D., Cowden, J. M., Wall, P. G., Rodrigues, L. C., Tompkins, D. S., Hudson, M. J., Roderick, P. J. & Infect Intestinal Dis Study, E. (1999). Study of infectious intestinal disease in England: rates in the community, presenting to general practice, and reported to national surveillance. *British Medical Journal*, 318 (7190): 1046-1050.
- Whitman, R. L., Przybyla-Kelly, K., Shively, D. A., Nevers, M. B. & Byappanahalli, M. N. (2008). Sunlight, season, snowmelt, storm, and source affect *E. coli* populations in an artificially ponded stream. *Science of the total environment*, 390 (2): 448-455.
- WHO. (2004). Waterborne zoonoses: Identification, Causes and Control.
- WHO. (2012). The global view of campylobacteriosis. *Report of expert consultation*.
- Wilkes, G., Edge, T., Gannon, V., Jokinen, C., Lyautey, E., Medeiros, D., Neumann, N., Ruecker, N., Topp, E. & Lapen, D. R. (2009). Seasonal relationships among indicator bacteria, pathogenic bacteria, Cryptosporidium oocysts, Giardia cysts, and hydrological indices for surface waters within an agricultural landscape. *Water Research*, 43 (8): 2209-2223.
- Wilson, S. L., Kelley, D. L. & Walker, V. K. (2006). Ice-active characteristics of soil bacteria selected by ice-affinity. *Environmental microbiology*, 8 (10): 1816-1824.
- Wilson, S. L., Frazer, C., Cumming, B. F., Nuin, P. A. & Walker, V. K. (2012). Cross-tolerance between osmotic and freeze-thaw stress in microbial assemblages from temperate lakes. *FEMS microbiology ecology*, 82 (2): 405-415.
- Winward, G. P., Avery, L. M., Stephenson, T. & Jefferson, B. (2008). Chlorine disinfection of grey water for reuse: Effect of organics and particles. *Water Research*, 42 (1-2): 483-491.
- Wold, T. & Beschorner, A.-L. (2015). Vannkvalitet i byvassdrag og fjord.
- Wright, M. E., Solo-Gabriele, H. M., Elmir, S. & Fleming, L. E. (2009). Microbial load from animal feces at a recreational beach. *Marine Pollution Bulletin*, 58 (11): 1649-1656.
- Wu, J., Rees, P. & Dorner, S. (2011). Variability of *E. coli* density and sources in an urban watershed. *Journal of Water and Health*, 09 (1): 94 - 106.
- Yoder, J. S., Blackburn, B. G., Craun, G. F., Hill, V., Levy, D. A., Chen, N., Lee, S. H., Calderon, R. L. & Beach, M. J. (2004). Surveillance for waterborne-disease outbreaks associated with recreational water—United States, 2001–2002. *MMWR Surveillance Summaries*, 53 (SS08): 1-22.
- Young, K. D. & Thackston, E. L. (1999). Housing density and bacterial loading in urban streams. *Journal of Environmental Engineering*, 125 (12): 1177-1180.
- Zdragas, A., Zalidis, G., Takavakoglou, V., Katsavouni, S., Anastasiadis, E., Eskridge, K. & Panoras, A. (2002). The effect of environmental conditions on the ability of a constructed wetland to disinfect municipal wastewaters. *Environmental management*, 29 (4): 510-515.
- Århus kommune. (2006). *En renere å*. Tilgjengelig fra: http://web.archive.org/web/20061018205528/http://aarhuskommune.dk/view/erhverv/planlaegning_arkitektur/frilaegning_af_aarhus_aa/view_col2_forside.htm?page=2229971 - *Renere* (lest 11.04.17).
- Åström, J., Pettersson, T. J., Reischer, G. H., Norberg, T. & Hermansson, M. (2015). Incorporating expert judgments in utility evaluation of bacteroidales qPCR assays for microbial source tracking in a drinking water source. *Environmental science & technology*, 49 (3): 1311-1318.

Vedlegg A - Rådata

Tabell A - 1: Rådata over konsentrasjoner av *E. coli* bakterier og totale koliorme bakterier ved alle prøvedatoer og alle seks prøvepunkter. Tallene i parentes viser totale koliforme bakterier. Røde tall betyr at konsentrasjonene var over deteksjonsgrensen og er dermed ikke eksakte (konsentrasjonene var høyere).

	29/06	27/09	11/10	26/10	16/11	30/11	14/12	11/01	14/02	14/03	04/04	18/04
Punkt 1	624 (2005)	2005 (2005)	990 (20 050)	20 050 (20 050)	2710 (16 520)	6970 (20 050)	4290 (20 050)	10 910 (20 050)	1500 (20 050)	3840 (20 050)	640 (20 050)	870 (20 050)
Punkt 2	406 (2005)	1298 (2005)	504 (2005)	2005 (2005)	1298 (2005)	8310 (20 050)	3840 (20 050)	10 910 (20 050)	870 (20 050)	1780 (20 050)	310 (20 050)	530 (20 050)
Punkt 3	406 (2005)	531 (2005)	344 (2005)	2005 (2005)	945 (2005)	5910 (20 050)	2220 (14450)	16 520 (20 050)	1780 (20 050)	1110 (20 050)	100 (20 050)	870 (5040)
Punkt 4	150 (2005)	324 (2005)	271 (2005)	2005 (2005)	738 (2005)	7380 (20 050)	3440 (20 050)	14 450 (20 050)	1500 (20 050)	2540 (20 050)	310 (10 910)	200 (990)
Punkt 5	324 (2005)	591 (2005)	164 (2005)	2005 (2005)	2005 (2005)	4530 (20 050)	3060 (20 050)	23 800 (200 050)	990 (20 050)	3840 (20 050)	310 (7800)	100 200
Punkt 6	99 (2005)	364 (2005)	324 (2005)	2005 (2005)	2005 (2005)	7380 (20 050)	1640 (20 050)	2220 (20 050)	990 (20 050)	5600 (20 050)	530 (9450)	36,4 (200,5)

Tabell A - 2: Nedbørsmengder (sum), temperatur (gjennomsnitt), maks UV-indeks (gjennomsnitt) og solhøyde(gjennomsnitt) ved alle prøvedatoer.

29.06.16						
Parameter	Dager før prøvetaking					
	0	1	2	7	14	28
\sum Nedbør [mm]	0	5,7	10,9	11,6	54,1	59,2
$\overline{\text{Temperatur}}$ [°C]	14,8	15,7	15,43	16,75	16,36	16,74
$\overline{\text{Maks UV – indeks}}$	5,8	5,85	5,77			
$\overline{\text{Solhøyde}}$ [°]	53,3	53,3	53,33			
27.09.16						
Parameter	Dager før prøvetaking					
	0	1	2	7	14	28
\sum Nedbør [mm]	0	0	0	21,7	21,9	29,1
$\overline{\text{Temperatur}}$ [°C]	12,9	13,55	14,23	13,71	14,81	15,2
$\overline{\text{Maks UV – indeks}}$	2,1	2	2,03			
$\overline{\text{Solhøyde}}$ [°]	28,4	28,55	28,73			
11.10.16						
Parameter	Dager før prøvetaking					
	0	1	2	7	14	28
\sum Nedbør [mm]	0	0	0	0,1	12,7	34,6
$\overline{\text{Temperatur}}$ [°C]	5,1	6	6,1	7,3	8,96	11,85
$\overline{\text{Maks UV – indeks}}$	0,4	0,75	0,67			
$\overline{\text{Solhøyde}}$ [°]	23	23,15	23,33			
26.10.16						
Parameter	Dager før prøvetaking					
	0	1	2	7	14	28
\sum Nedbør [mm]	0	4,5	5,3	8	12,3	20,9
$\overline{\text{Temperatur}}$ [°C]	4,9	4,9	5,07	5,29	4,89	6,46
$\overline{\text{Maks UV – indeks}}$	0,6	0,5	0,43			
$\overline{\text{Solhøyde}}$ [°]	17,5	17,7	17,87			

16.11.16						
Parameter	Dager før prøvetaking					
	0	1	2	7	14	28
\sum Nedbør [mm]	0,1	11,8	11,8	17,9	26,3	45,1
$\overline{\text{Temperatur}}$ [°C]	3,1	3,35	3,6	-0,29	0,95	2,21
$\overline{\text{Maks UV – indeks}}$	0,2	0,25	0,2			
$\overline{\text{Solhøyde}}$ [°]	11,2	11,35	11,5			
30.11.16						
Parameter	Dager før prøvetaking					
	0	1	2	7	14	28
\sum Nedbør [mm]	0	0	0	6	38	65,4
$\overline{\text{Temperatur}}$ [°C]	-0,5	-1,6	-1,5	1,78	2,36	0,62
$\overline{\text{Maks UV – indeks}}$	0,2	0,2	0,2			
$\overline{\text{Solhøyde}}$ [°]	8,4	8,45	8,53			
14.12.16						
Parameter	Dager før prøvetaking					
	0	1	2	7	14	28
\sum Nedbør [mm]	0	0,1	0,2	14,9	15,1	53,1
$\overline{\text{Temperatur}}$ [°C]	-3,8	-2,7	-2,17	0,9	0,53	1,51
$\overline{\text{Maks UV – indeks}}$	0,1	0,1	0,1			
$\overline{\text{Solhøyde}}$ [°]	6,8	6,85	6,9			
11.01.17						
Parameter	Dager før prøvetaking					
	0	1	2	7	14	28
\sum Nedbør [mm]	6,4	16,1	18,4	21,5	21,7	26,1
$\overline{\text{Temperatur}}$ [°C]	2,9	2,75	2	-2,04	-0,97	-0,12
$\overline{\text{Maks UV – indeks}}$	0	0	0,33			
$\overline{\text{Solhøyde}}$ [°]	8,1	8,05	7,97			
14.02.17						
Parameter	Dager før prøvetaking					
	0	1	2	7	14	28
\sum Nedbør [mm]	0	0	0	2,3	9,3	13,9
$\overline{\text{Temperatur}}$ [°C]	-3,7	-3,8	-4	-4,68	-2,62	-1,63
$\overline{\text{Maks UV – indeks}}$	0,8	0,75	0,7			
$\overline{\text{Solhøyde}}$ [°]	16,8	16,6	16,43			

14.03.17						
Parameter	Dager før prøvetaking					
	0	1	2	7	14	28
\sum Nedbør [mm]	1,1	2,9	4,6	8,9	34,8	65,8
$\overline{\text{Temperatur}}$ [°C]	4	3,05	2,87	1,11	0,59	-0,01
$\overline{\text{Maks UV - indeks}}$	1,3	0,85	0,93			
$\overline{\text{Solhøyde}}$ [°]	27,2	27	26,8			
04.04.17						
Parameter	Dager før prøvetaking					
	0	1	2	7	14	28
\sum Nedbør [mm]	0,1	0,1	0,2	20,2	26,7	40,1
$\overline{\text{Temperatur}}$ [°C]	5,5	5,55	6,13	5,26	5,29	3,73
$\overline{\text{Maks UV - indeks}}$	2,7	2,75	2,63			
$\overline{\text{Solhøyde}}$ [°]	35,4	35,25	35,07			
18.04.17						
Parameter	Dager før prøvetaking					
	0	1	2	7	14	28
\sum Nedbør [mm]	0	0,4	0,4	18,8	19,3	45,9
$\overline{\text{Temperatur}}$ [°C]	2,7	2,45	2,17	2,66	5,04	5,15
$\overline{\text{Maks UV - indeks}}$	3,2	2,8	2,5			
$\overline{\text{Solhøyde}}$ [°]	40,6	40,4	40,23			

Tabell A - 3 Rådata over snøsmelting siste seks døgn og smeltetemperaturer siste 86 timer i dager med isdannelse på deler av anlegget.

Dato	\sum snø smeltet [cm] siste seks døgn	\sum timer med smeltetemperaturer (siste 86 timer)
16.11.16	4	86
30.11.16	0	60
14.12.16	0	22
11.01.17	1	50
14.02.17	0	2
14.03.17	8	80

Vedlegg B - Oppsummeringstabell

Tabell B - 1: Oppsummerende tabell over forhold som påvirker forekomst og reduksjon av smittestoff (*E. coli*).

Forhold som påvirker forekomst og reduksjon av smittestoff (<i>E. coli</i>)	Generelt for rensing i dammer og våtmarksfiltre	Anlegget Teglverkdammen spesielt basert på egne vurderinger og analyser	Kommentarer
Grad av urbanisering	Svært viktig	Svært viktig	- Det vises økte nivåer av fekal forurensning ved økt urbaniseringsgrad i et nedbørfelt (høy andel tette flater) ¹ . - I Hovinbekken er det vist økte konsentrasjoner av TKB etter at bekken har passert Økernkrysset (med høy andel tette flater) ² .
Total oppholdstid i anlegget	Svært viktig	Ukjent betydning	- Oppholdstid viser seg å gi både økte sedimentasjons- og filteringssegenskaper til en rensedam/våtmarksfilter ³ . - I Teglverksdammen ble det ikke estimert renseeffekt basert på varierende oppholdstid gjennom feltarbeidet.
Våtmarksfilter	Variierende betydning	Variierende betydning	- Våtmarksfiltre kan ha varierende renseeffekt gjennom årstidene og ved ulike klimatiske forhold, og kan ved riktig utforming og drift vise god renseeffekt ⁴ . - Renseeffekt var høyest på sommeren og tidlig høst gjennom våtmarksområdene, Rensebekken og Våtmarksfilter 1, men tilførte også <i>E. coli</i> til anlegget i perioder.
Dype rensedammer	Variierende betydning	Variierende betydning	- Høy renseeffekt på tarmbakterier gjennom dype rensedammer kan forekomme ⁵ , men kan også være en tilførselskilde til <i>E. coli</i> bakterier i perioder ⁶ . - Både Teglverksdammen og Grensedammen var i perioder viktige tilførselskilder av <i>E. coli</i> til anlegget, men hadde også høy renseeffekt i perioder (spesielt Grensedammen).
Plantevekst (makrofyter)	Viktig	Viktig	- Planter kan spille en viktig rolle i våtmarksfiltre og øke reduksjon av forurensende mikroorganismer ved filtrering, adsorpsjon til planterøtter osv. ⁶ . - I Teglverksdammen var det økt renseeffekt i våtmarksområdene sommer og tidlig høst, da plantetettheten var høyest.
Sollys timer/vinkel	Svært viktig	Svært viktig	- Studier viser at solens inaktivering av mikroorganismer er viktig for renseeffekt gjennom både våtmarksfiltre og dypere dammer ⁷ . - I Teglverksdammen var det en korrelasjon mellom solhøyden og maksimal UV-indeks med log(<i>E. coli</i> innløpskonsentrasjoner) på hhv R= -0,81 og R=-0,73.
Temperatur	Viktig	Mindre viktig	- Høyere temperaturer i vannet fører til raskere inaktivering av fekal indikatorbakterier og andre patogene mikroorganismer ⁸ . Temperaturer under frysepunktet reduserer overlevelsen til flere mikroorganismer ⁹ . - I dette anlegget førte økte temperaturer generelt til lavere <i>E. coli</i> konsentrasjoner i vannet, men det var ingen tydelig korrelasjon. Det forekom redusert overlevelse av <i>E. coli</i> bakterier ved temperaturer langt under frysepunktet.
Isdannelse	Viktig	Viktig	- Isdannelse kan føre til redusert tilførsel av fekal forurensning fra dyr ¹⁰ , samt redusert inaktivering fra solas UV-stråling ¹¹ . - Isdannelse kan ha ført til redusert tilførsel av fekal forurensning til vassdraget fra ville dyr til de dype dammene, samt redusert renseeffekten (mindre direkte UV-stråling på vannet).
Nedbørsforhold	Viktig	Variierende betydning	- Ekstreme nedbørepisoder kan føre til kraftig økning i <i>E. coli</i> konsentrasjoner i urbane vassdrag ¹² . - Kun Teglverksdammen sedimentasjonsdam fikk tydelig økte <i>E. coli</i> konsentrasjoner etter nedbørepisoder.
Fugleliv i anlegget	Viktig	Svært viktig	- Fugler kan tilføre store mengder fekal mikroorganismer vassdragene og kan tiltrekkes våtmarksområder ¹³ . - I Teglverksdammen var det tydelig økte mengder <i>E. coli</i> bakterier i de delene av anlegget der fuglene befant seg.
Overløp kloakk	Viktig/Variierende betydning	Mindre viktig	- Overløp kan føre til at ubehandlet spillvann/overvann tilføres vassdragene og føre til økte nivåer av fekal forurensning. - Det er vist liten sammenheng mellom antall overløpsepisoder og næringssaltinnhold i Hovinbekken ¹⁴ . Dette betyr at mesteparten av den fekal forurensningen kommer fra andre kilder.

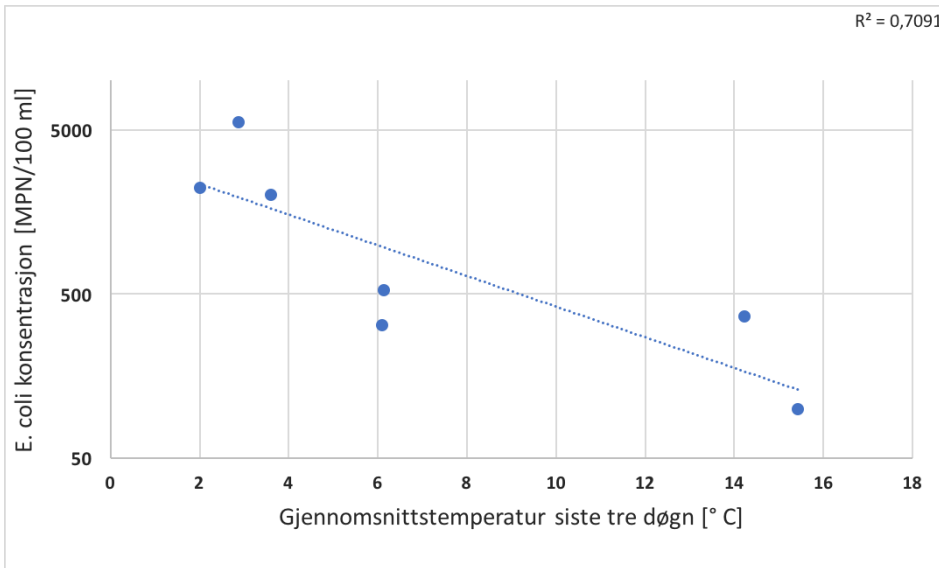
¹Young og Thackston (1999). ²Wold og Beschorner (2015). ³Smith et al. (2005), Lloyd et al. (2003) og Toet et al. (2005). ⁴Davies og Bavor (2000). ⁵Whitman et al. (2008). ⁶Corapcioglu og Haridas (1984) og Gerba et al. (1999). ⁷Mayo (2004) og MacIntyre et al. (2006). ⁸Gordon (1972) og Pachepsky et al. (2014). ⁹Wilson et al. (2012). ¹⁰Tryland et al. (2015). ¹¹Cockell et al. (2002). ¹²Tryland et al. (2016) ¹³Graczyk et al. (2008) og Grant et al. (2001) ¹⁴Oslo kommune (2016a).

Vedlegg C - Korrelasjonstest

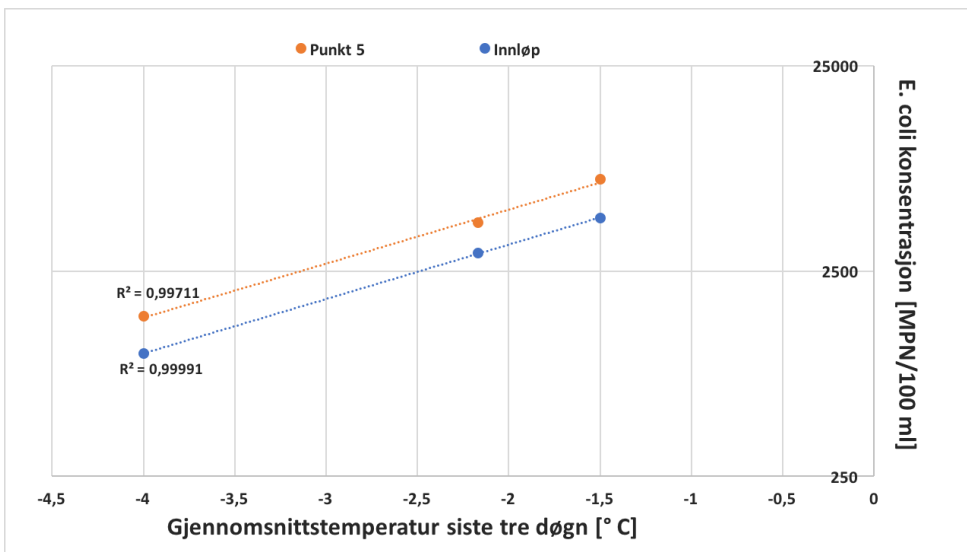
Tabell C - 1: Korrelasjoner mellom ulike parameter og *E. coli* konsentrasjoner i hvert av prøvepunktene.

	Innløp	Punkt 2	Punkt 3	Punkt 4	Punkt 5	Utløp
$\sum nedbør_0$			0,64 (p<0,05)	0,60 (p<0,05)	0,67 (p<0,05)	
$\overline{temperatur_0}$				-0,61 (p<0,05)		
$\overline{temperatur_1}$				-0,64 (p<0,05)		
$\overline{temperatur_2}$				-0,66 (p<0,05)		
$\overline{temperatur_7}$				-0,67 (p<0,05)		
$\overline{temperatur_{14}}$				-0,70 (p<0,05)		-0,63 (p<0,05)
$\overline{temperatur_{28}}$				-0,74 (p<0,01)	-0,61 (p<0,05)	-0,66 (p<0,05)
$\overline{Maks - UVI_0}$	-0,72 (p<0,05)	-0,65 (p<0,05)		-0,71 (p<0,05)	-0,60 (p<0,05)	-0,73 (p<0,05)
$\overline{Maks - UVI_1}$	-0,75 (p<0,01)	-0,67 (p<0,05)		-0,73 (p<0,05)	-0,62 (p<0,05)	-0,74 (p<0,01)
$\overline{Maks - UVI_2}$	-0,73 (p<0,05)	-0,65 (p<0,05)		-0,71 (p<0,05)		-0,71 (p<0,05)
$\overline{Solhøyde_0}$	-0,81 (p<0,01)	-0,78 (p<0,01)	-0,68 (p<0,05)	-0,80 (p<0,01)	-0,73 (p<0,05)	-0,77 (p<0,01)
$\overline{Solhøyde_1}$	-0,81 (p<0,01)	-0,78 (p<0,01)	-0,69 (p<0,05)	-0,81 (p<0,01)	-0,73 (p<0,05)	-0,77 (p<0,01)
$\overline{Solhøyde_2}$	-0,81 (p<0,01)	-0,78 (p<0,01)	-0,69 (p<0,05)	-0,81 (p<0,01)	-0,73 (p<0,05)	-0,77 (p<0,01)
$\sum timer\ smeltemperaturer$	0,71 (p<0,05)					

Vedlegg D – Tilleggsgrafer



Figur D - 1: E. coli konsentrasjon i utløpet (punkt 6) ved varierende gjennomsnittstemperatur tre døgn før prøvetaking. Grafen er ikke inkludert prøvedatoen den 18.04.17.



Figur D - 2: E. coli konsentrasjon og gjennomsnittstemperatur siste tre døgn for innløp og punkt 5.

Vedlegg E - Bilder fra Tegilverksdammen rensedamanlegg



Figur E - 1: Forbehandling i Tennisdammen ved sommer, høst og vinter. Fotograf: Rebekka Krystad



Figur E - 2: Bilder fra Rensebekken ved sommer og vinter. Fotograf: Rebekka Krystad



Figur E - 3: Bilder fra Våtmarksfilter 1 ved sommer, høst, vinter og vår. Fotograf: Rebekka Krystad.



Figur E - 4: Teglverksdammen sedimentasjonsdam (sommer). Kilde: (Norconsult u. å.)



Figur E - 5: Bilder av Våtmarksfilter 2 ved sen høst og vinter. Fotograf: Rebekka Krystad



Figur E - 6: Øverst: Fugleavføring langs kanten av Teglverksdammen sedimentasjonsdam. Nederst: Fugler i Teglverksdammen både vår og vinter.



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway