

Gjenåpning av byvassdrag: forekomst, kilder og rensing av *E.coli* i Teglverksdammen i Hovinbekken, Oslo

Av Rebekka Krystad, Adam M. Paruch, Lisa Paruch og Trond Mæhlum

Rebekka Krystad er siv.ing. i vann- og miljøteknikk og ansatt i Norconsult

Adam M. Paruch er dr.scient. i miljøutvikling og ansatt som seniorforsker i NIBIO

Lisa M. Paruch er dr.scient. i mikrobiell genetikk og ansatt som forsker i NIBIO

Trond Mæhlum er dr.scient. i jord- og vannfag og ansatt som forsker i NIBIO.

Summary

Urban stream daylighting: occurrence, sources and removal of *E. coli* in the Teglverksdammen pond system in Hovinbekken, Oslo. Blue-green infrastructure makes urban watercourses and storm water to positive and visible elements in the cityscape, but water quality is not always satisfactory. The Teglverksdammen pond system at Hasle in Oslo treats a partial flow of the urban stream Hovinbekken. The system consists of ponds and shallow wetlands. The water quality was analyzed for intestinal bacteria (*E. coli*) in 2016-17 and microbial source tracking has been used to determine the sources of fecal water contamination (anthropogenic / zoogenic). The best water quality with regard to the content of *E. coli* was in the warm season, which can be associated with the effect of the sun's UV radiation on microbial deactivation. The removal effect through the system varied widely throughout the seasons and peaked in summer (> 90%). The average removal efficiency from inlet to outlet of the system was 55%. However, during some periods, individual parts of the system cause increasing of *E. coli* concentrations, probably due to bird feces (e.g. gulls, ducks, geese, swans). The human (anthropogenic) contribution to fecal contamination at the inlet to the system was between 16% and 45%.

Sammendrag

Blå-grønn infrastruktur gjør urbane vassdrag og overvann til positive og synlige elementer i bybildet, men vannkvaliteten er ikke alltid tilfredsstillende. Teglverksdammen på Hasle i Oslo behandler en delstrøm av Hovinbekken. Tiltaket består av dammer, grunne tilplantede bekkeløp og våtmarker. Vannkvaliteten ble i 2016-17 analysert for tarmbakterier (*E. coli*) og det er benyttet mikrobiell kildeprosporing for å bestemme opphav til fekal forurensning (antropogent/zoologisk). Det var best vannkvalitet med hensyn til innhold av *E. coli* i den varme årstiden, der vi antar solas UV-stråling betyr mye for rensing. Renseeffekten gjennom anlegget varierte mye gjennom årstidene og var høyest om sommeren (>90%). Den gjennomsnittlige renseseffekten fra innløp til utløp var 55%. I perioder gir deler av anlegget en økning i *E. coli* konsentrasjoner, sannsynligvis på grunn av fekalier fra fugler (måker, ender, gjess, svaner). Det antropogene bidraget til fekal forurensning i innløpet til anlegget lå på mellom 16% og 45%.

Introduksjon

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 elvestrekningene 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. 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).

Teglverksdammen rensedamanlegg på Hasle i Oslo åpnet i 2015 og anlegget 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 i området 25 til 27 timer (ikke medberegnet nedbør).

Anlegget Teglverksdammen består av flere sedimentasjonsdammer, permeable terskler og våtmarksområder, som skal bidra til naturbasert rensing av bekkevannet. Anlegget er etablert 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 og videre til Klosterenga. Mange steder nedstrøms Teglverksdammen vil en lett kunne komme i kontakt med vannet som strømmer åpent gjennom boligområder, lekeplasser og forbi barnehager. Anlegget har et multifunksjonelt design hvor også forhold som rekrea-

sjon, estetikk og flomdemping har gitt forutsetninger for tiltakets utforming.

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 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 16S rRNA gener av den svært vertsspesifikke bakteriegruppen *Bacteroidales* for å bestemme kildene til den fekale forurensningen i vannet.

Formålet med prosjektet var å belyse den hygieniske kvaliteten i Teglverksdammen, samt undersøke renseeffekten rensedamanlegget har på *E. coli* bakterier. Det var også et mål å undersøke hvordan forekomst, renseeffekter 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. Mikrobiell kildeprosporing 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.

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). Det settes ingen krav til mikrobiologisk kvalitet i vassdragene i vannforskriften. Derfor benyttes andre klassifiseringskilder for å kunne bestemme den hygieniske kvaliteten til vassdraget som ofte baserer seg på egnethet for rekreasjon og bading.

Folkehelseinstituttet (2014) har utarbeidet "normer for vannkvalitet i friluftsbad" for å kunne klassifisere vassdragenes egnethet for bading og rekreasjon (Tabell 1). Dette er ikke direkte relevant for dette tiltaket som er plassert langt ned i byvassdraget, men gir likevel informasjon om hygienisk risiko. I klassifiseringen av badevannskvaliteten til friluftsbadet brukes i Norge fortsatt termotolerante koliforme bakterier – TKB (i vannkvalitet med fekal forurensning *E. coli* bakterier representerer TKB) og fekale streptokokker som måleparameter.

Tabell 1. Folkehelseinstituttets klassifisering av egnethet for bading i et friluftsbad.

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

Naturbasert rensing av enteriske mikroorganismer

Det har blitt økt oppmerksomhet rundt naturlige og konstruerte våtmarker og dammer sin rolle i reduksjon av patogene mikroorganismer og *E. coli* i tilknytning til naturlige vassdrag, foruten selvrengingen som foregår i selve vassdraget. Slike naturbaserte rensemetoder har vist seg å bli sterkt påvirket av flere klimatiske faktorer som temperatur og 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 og Carlander 2001; Whitman et al. 2008). Renseprosesser i dammer og våtmarker og generell effekt av slike tiltak er nærmere omtalt av Tryland et al. (2017).

Siden det er godt kjent at solas UV-stråler har betydning for fjerning av tarmbakterier ble dette vurdert spesielt i prosjektet. Solhøyden varierer gjennom året og er en betegnelse for polavstand ± deklinasjon. Formelen for beregning av solhøyde er følgende:

$$\text{Solhøyde} = \text{polavstand} \pm \text{deklinasjon der polavstand} = 90^\circ - \text{breddegrad}$$

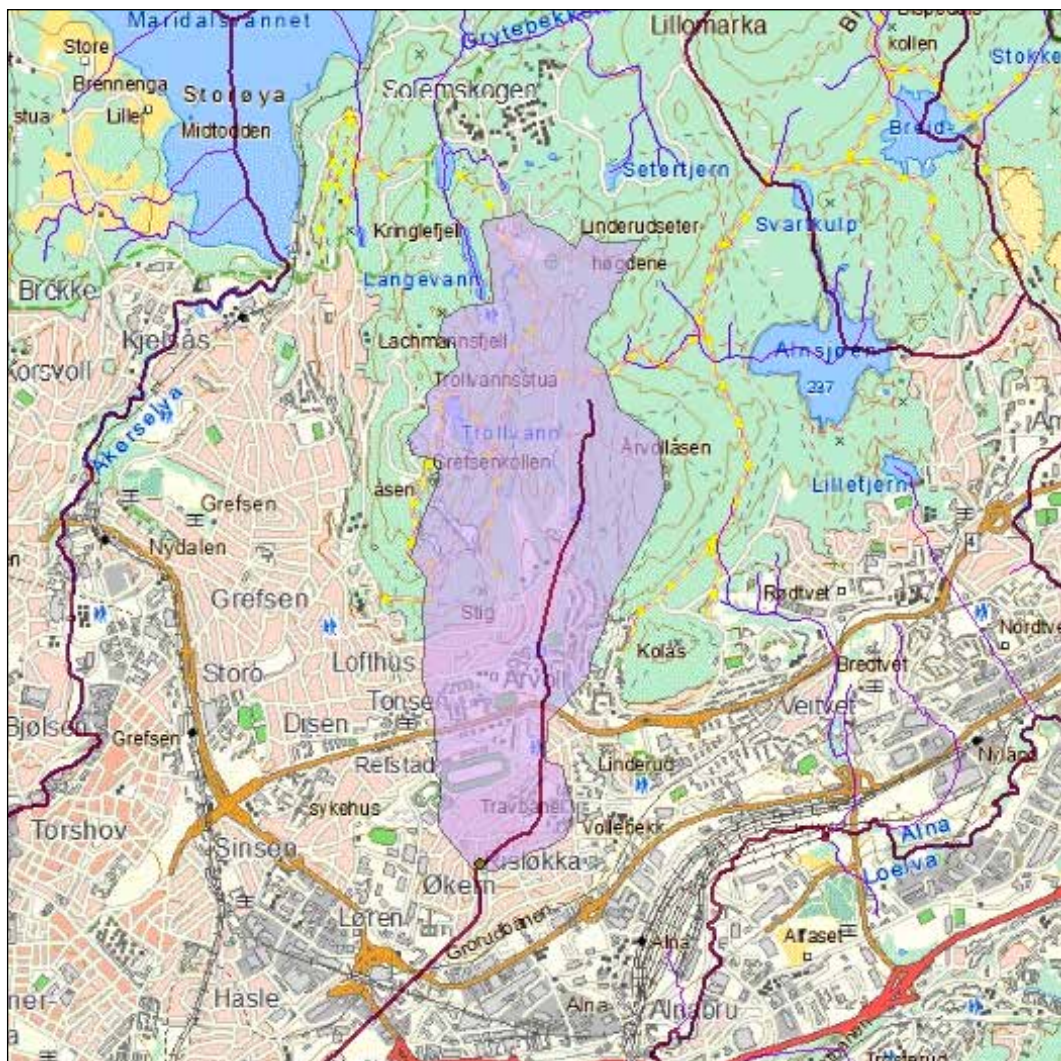
Oslo med breddegrad 60° ha ren polavstand på 30°. Jordas deklinasjon er buen av timesirkelen fra himmelekvator til sola og varierer mellom 23,5° (sommersolverv) og -23,5° (vintersolverv).

Materiale og metoder

Hovinbekken

Hovinbekken er et av Oslos sentrale elveløp. Som vannvei er Hovinbekken liten sammenliknet med Akerselva og Alna, men ligger på 6. plass når det gjelder vannføring i Oslos vassdrag og har tidligere blitt betegnet som Klosterelven (Figur 1). 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 (Figur 2). Den første bekkelukkingen ble utført i 1880 i Oslo sentrum før bekken også ble lukket på Klosterenga og Ensjø, hhv i 1920 og 1959.

Hovinbakkens hovedkilder er Kapteinsputten i Lillomarka og Isdammen på Årvoll. Ved Stig har Hovinbekken to kildebekker som kommer fra Årvollåsen og Grefsenkleiva-området. Hovinbekken renner en del åpent fra Årvoll og forbi Bjerkedalen Park, men mest i rør forbi Økern frem til Teglverksdammen. Herfra er det en regulerbar delstrøm som ledes fra kulverten til Teglverksdammen. Hoveddelen av Hovinbekken ledes fortsatt i kulvert helt ned til Akerselva ved Sentralbanestasjonen. Tidligere rant bekken rett ut i fjorden forbi Nonneseter kloster som lå omtrent ved nåværende kryss Grønlandsleiret/Schweigårdsgate.



Figur 1. Nedbørfeltet til Hovinbekken ovenfor Økern hvor det ledes i rør til Teglverksdammen.

Teglverksdammens ulike komponenter

Teglverksdammen deles inn i komponentene vist i Tabell 2 og i fugleperspektiv i Figur 3. En nærmere beskrivelse av de ulike komponenter er gitt av Krystad (2017).

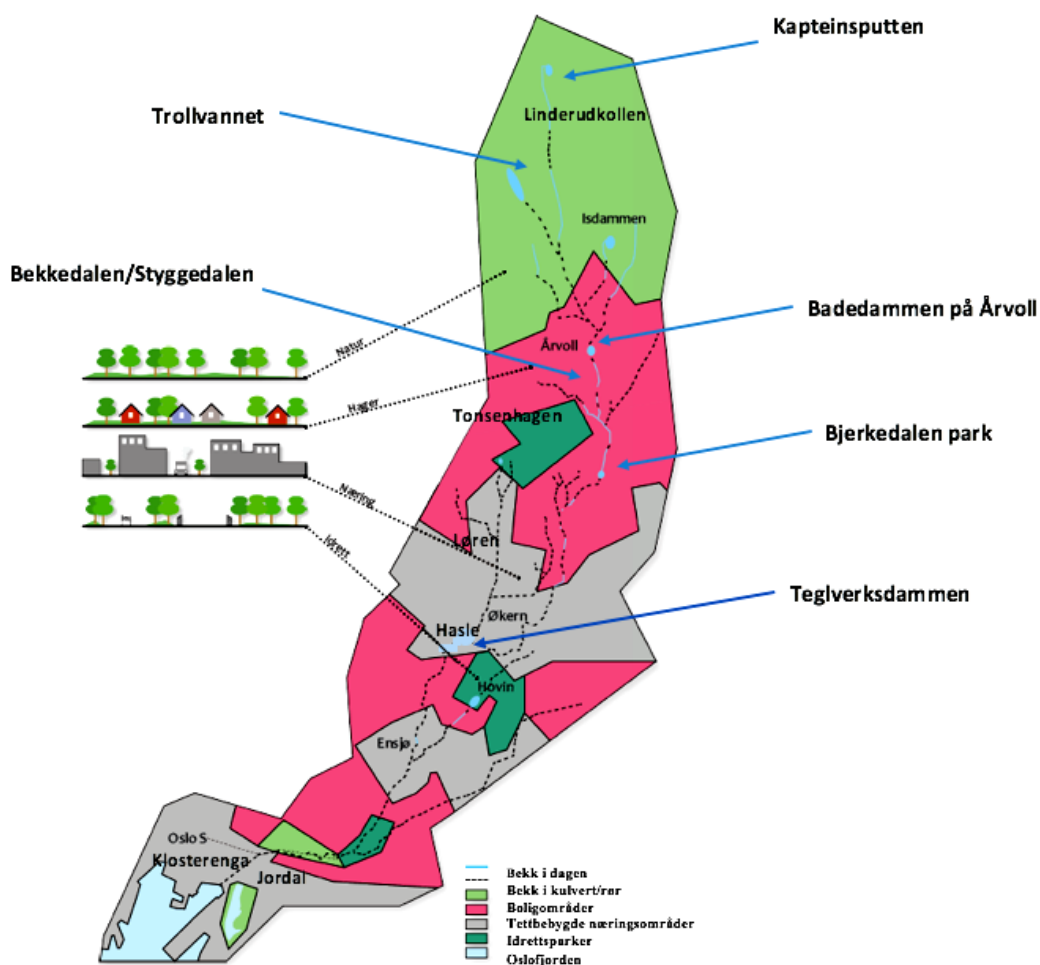
Metoder for prøvetaking og analyser

Det ble tatt vannprøver ved ulike årstider og avrenningsforhold i 2016-17, til sammen 97 vannprøver fra anlegget, fordelt på 16 prøverunder ved 4 ulike årstider. Ved hver prøverunde ble det tatt seks vannprøver i seks ulike punkter av anlegget, i løpet av maksimum én time. Ved

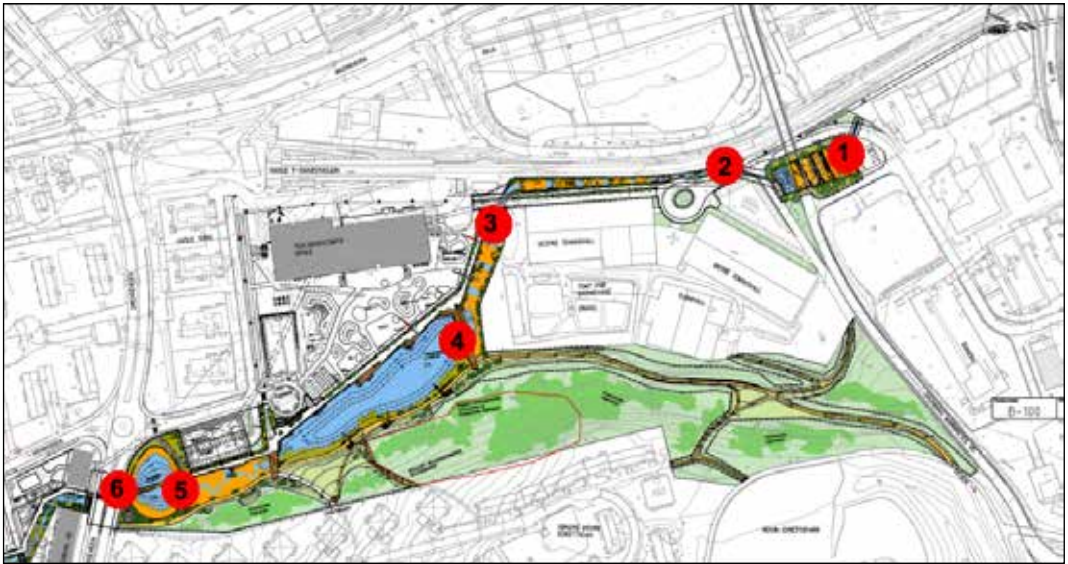
prøvedatoen 24.08.16 ble det kun tatt fem vannprøver, da Grensedammen var stengt på grunn av utbedring. Alle vannprøvene ble analysert for koliforme bakterier og *E. coli* (Colilert-18 hurtiganalyse) og på 14 av 97 prøver ble det utført mikrobiell kildesporingsanalyse. Mikrobiell kildesporingsanalyse ble benyttet for å analysere hvor stor prosentandel av de genetiske markørene (fra *Bacteriodales* 16S rRNA genene) som var fra mennesker (antropogent opphav) og ikke-mennesker (zoologisk opphav). Analysemetodene benyttet er beskrevet i detalj av Krystad (2017) og Paruch et al. (2014, 2017).

Tabell 2. Teglverksdammens komponenter, rensemetoder og forurensninger som skal fjernes.

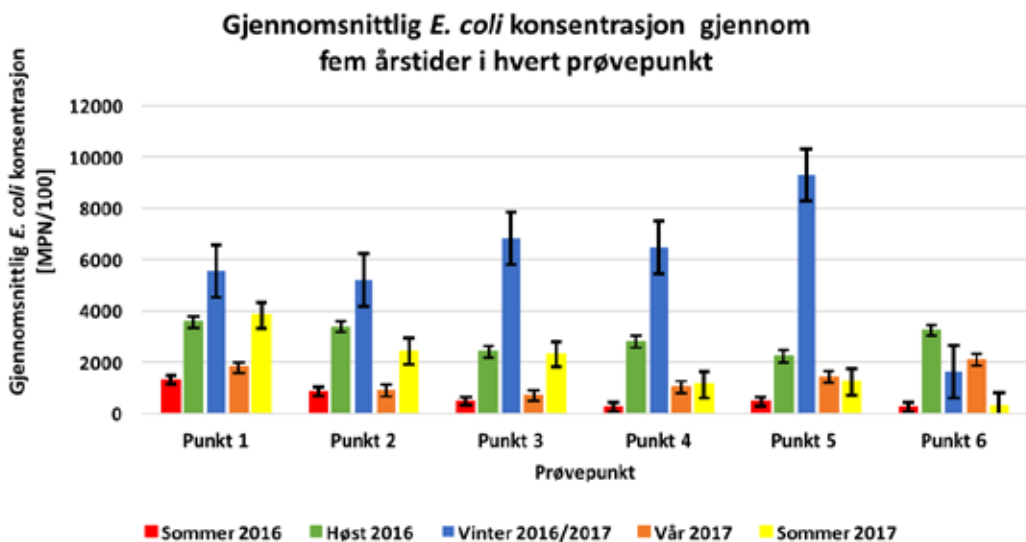
Komponent	Rensemetoder	Forurensninger som fjernes
Tennisdammen (forbehandling)	Forsedimentering, permeable terskler, våtmarksfilter, ettersedimentering og utløpsterskel med senket utløp	Grove sedimenter, flytestoffer og olje
Rensebekk	Langt og smalt våtmarksfilter med permeable terskler og rislesoner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



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



Figur 3. Teglværksdammen fra fugleperspektiv med prøvesteder 1-6.



Figur 4. Gjennomsnittlig *E. coli* konsentrasjoner gjennom fem årstider i hvert prøvested (se Figur 3) for perioden sommer 2016 – sommer 2017. Standardavvik er inkludert.

Resultater og diskusjon

Årstider og *E. coli* konsentrasjon

Det forekom store variasjoner av *E. coli* innhold innen de fem årstidene. Figur 4 viser gjennomsnittlige *E. coli* konsentrasjoner i de ulike prøvestedene i anlegget gjennom de fem ulike årstidene. Figuren viser at det var høyest gjennomsnittlig *E. coli* konsentrasjon i prøvested 1-5 på vinteren, mens i utløpet (prøvested 6) var

det høyest *E. coli* konsentrasjon på høsten. Det vises i tillegg at konsentrasjonene var høyere sommeren 2017 sammenliknet med sommeren 2016 i alle prøvestedene.

Tabell 3 viser inn- og utløpskonsentrasjoner av *E. coli* bakterier gjennom anlegget. I denne tabellen vises i tillegg fargekoder for ”god”, ”mindre god” og ”ikke akseptabel” badevanns-

Tabell 3: Viser "god" (grønn), "mindre god" (gul) og "ikke akseptabel" (rød) badevannskvalitet i innløpet og utløpet til anlegget fra Folkehelseinstituttets normer for friluftsbad (Folkehelseinstituttet 2014).

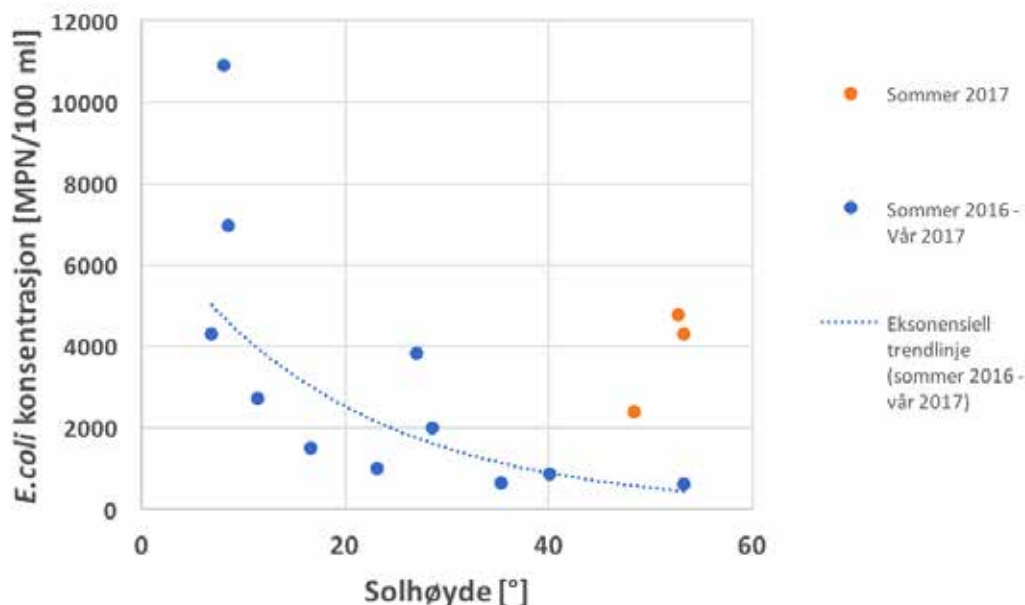
Dato	E. coli bakterier [MPN/100ml]	
	Innløp	Utløp
29.06.16	624	99
27.09.16	>2 005	364
11.10.16	99	324
26.10.16	<20 050	>2 005
16.11.16	2 710	2 005
30.11.16	6 970	7 380
14.12.16	4 290	1 640
11.01.17	10 910	2 220
14.02.17	1 500	990
14.03.17	3 840	5 600
04.04.17	640	530
18.04.17	870	36,4
07.06.17	4 780	124
13.06.17	4 290	530
01.08.17	2 380	200

kvalitet etter klassifiseringen i Folkehelseinstituttets normer for friluftsbad (Folkehelseinstituttet 2014). Det var lavest utløpskonsentrasjon av *E. coli* bakterier ut av anlegget juni, september og starten av oktober (2016), samt april, juni og august (2017) og dermed tydelig lavere konsentrasjoner ved de varmere årstidene (sommer, tidlig høst og sen vår), sammenliknet med de kaldere årstidene (sen høst og vinter).

Solhøyde og temperatur og *E. coli* konsentrasjon

Figur 5 viser *E. coli* konsentrasjoner i innløpet av anlegget sammenliknet med gjennomsnittlig solhøyde siste tre døgn før prøvetaking. De tre høyeste konsentrasjonene av *E. coli* bakterier i innløpet til anlegget forekom ved en solhøyde på mindre enn 10°. Sammenliknes innløpskonsentrasjoner fra sommer 2016 – vår 2017 forekom de tre laveste konsentrasjonene ved en solhøyde på mer enn 30°. Sommeren 2017 var det høyere konsentrasjoner sammenliknet med sommeren 2016 og konsentrasjonene hadde ikke en like tydelig sammenheng med solhøyden.

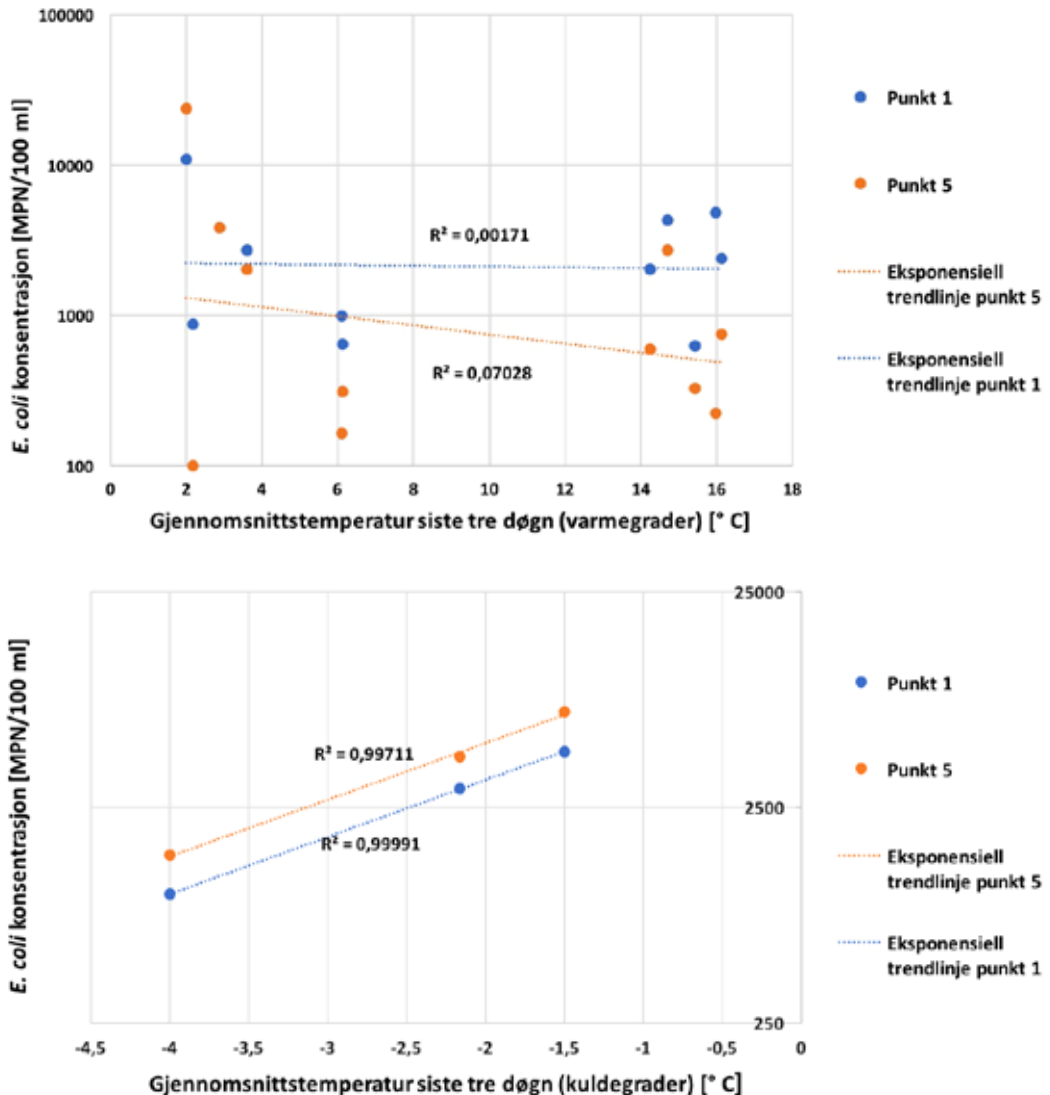
E. coli konsentrasjon i innløp og solhøyde



Figur 5. Solhøyde og *E. coli* konsentrasjon i innløpet av anlegget, data fra perioden sommer 2016 til sommer 2017.

To datoer da gjennomsnittstemperaturen var omtrent lik, men ved ulike årstider var den 11.01.17 (gjennomsnittstemperatur på 2,0°C) og 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. Figur 6 viser ingen tydelig sammenheng mellom temperatur (ved varmegrader) og *E. coli*-konsentrasjoner i de utvalgte prøvepunktene i innløp og punkt 5.



Figur 6. Konsentrasjonen av *E. coli* som funksjon av gjennomsnittstemperatur siste tre døgn før prøvetaking med henholdsvis varmegrader og kuldegrader.

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 ($\pm 2^\circ\text{C}$). Siden indikatorbakterier som *E. coli* 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), vist i figur 6.

Renseeffekt gjennom de ulike komponentene og årstidene

Renseeffekten gjennom anlegget varierte mye mellom årstidene, og var høyest sommeren 2017 (92%) og sommeren 2016 (83%). Gjennom høsten 2016 og våren 2017 var det noe redusert renseseffekt gjennom anlegget (hhv 29% og 22%).

Den reduserte renseseffekten 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 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. Oppholdstid vil ha en sterk innvirkning på renseseffekten i et våtmarksfilter (Lloyd et al. 2003) og kun noen få områder med kortslutning av vannstrømmen kan føre til sterkt redusert renseseffekt. 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 bakterieinaktivering fra solas UV-stråling.

Kilder til fekal forurensning

Kildesporingsprøvene viser en jevn tilførsel av menneskelig fekal forurensning fra Hovinbekken inn i Teglverksdammen (Figur 7). 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 næringsssaltkonsentrasjonene 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

Tabell 4. Renseeffekt gjennom de ulike anleggskomponentene og årstidene i 2016/17.

Gjennomsnittlig renseseffekt [%]	Komponent (se tabell 2)	Oppholdstid [timer]	Sommer 2016	Høst 2016	Vinter 2016/17	Sommer 2017	Totalt
	Fangdam	1	>35	27	17	40	34
	Rensebekk	0,5	30	29	-38	26	11
	Våtmark 1	0,5	51	6	-9	-43	-21
	Teglverksdam og Våtmark 2	15	-99	-31	-6	9	-20
	Grensedam	5	54	-53	46	66	16
	Hele anlegget	23	83	29	58	92	55

*Oppholdstiden estimert ved midlere vannføring inn i anlegget for perioden (ca 155 l/s)

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. Kilder til fekal vannforurensning viser at det høyest bidraget fra mennesker var i den kalde årperioden (Figur 7), noen som samsvarer med resultatene fra tidligere undersøkelser i forskjellige nedbørsfelter i Norge (Paruch et al. 2017). I motsetning, var det gjennom de varmere årstidene (sommer 2016 og 2017 og tidlig høst 2016) at fekal forurensning av antropogent opphav var lavest og reduksjonen var sterkest, ned til 0% i utløpet). Dette var også prøvedatoer da renseseffekten på *E.coli* var høy.

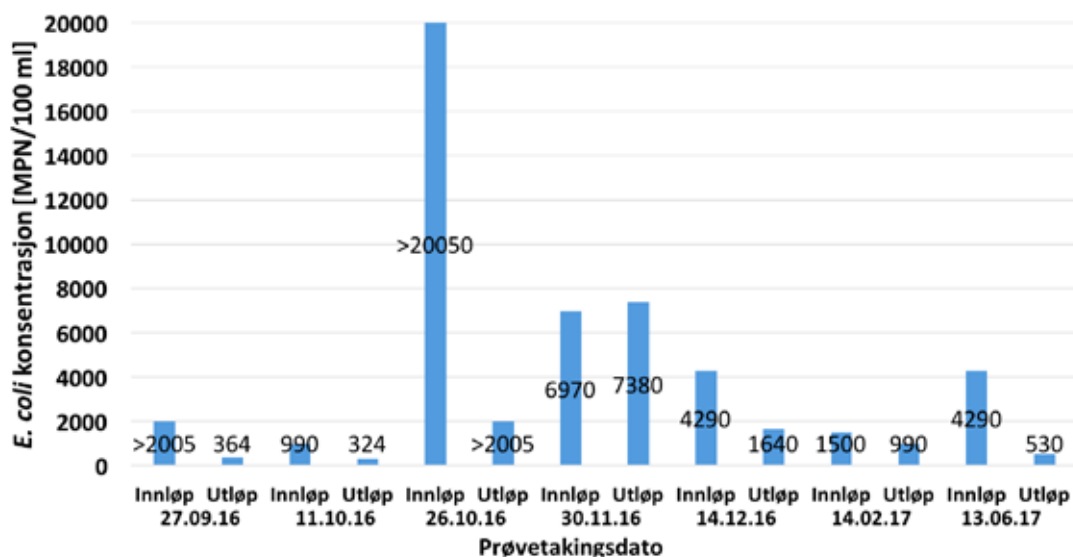
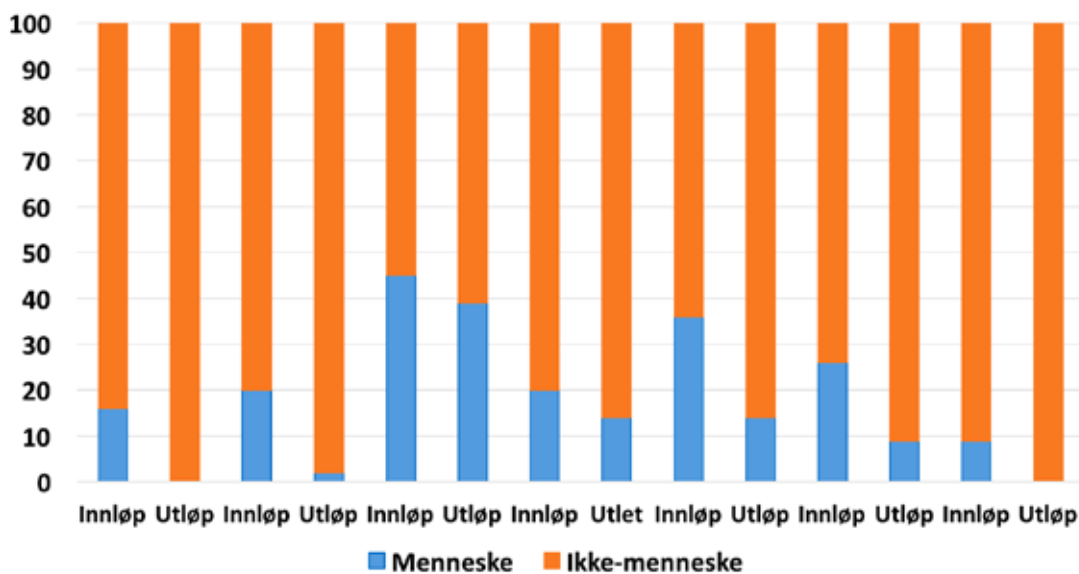
I tillegg til antropogene kildene viser det seg at Teglverksdammen og dermed Hovinbekken inneholder store mengder fekal forurensning av zoologisk opphav. Kildene til fekal forurensning fra dyr kan være tilførsel fra eksempelvis fugler, rotter og hester. I Teglverksdammen ble det observert mye fugl (maker, ender, gjess og svaner) gjennom hele prøvetaksingsperioden. 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. Det var der det ble observert mest fulgt i anlegget at økningen i *E. coli* nivåer var høyest, noe som gir 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). En undersøkelse i 2015 av mikrobiell kildesporing i Bjerkedalen park oppstrøms Teglverksdammen indikerte et bidrag på opp til 3% fra hest og øvrige dyr i området 32 – 82% (Paruch og Mæhlum, 2015). Generelt, er det viktig i vassdragsforvaltning at stor dyr, som hester og drøvtyggere, ikke har direkte tilgang til vassdraget siden de kan medføre med høy helse risiko for sykdomsspredning, særlig drøvtyggere som viser at sykdomsrisikoen er på samme nivå sammenliknet med forurensning fra menneskelige kilder (Soller et al. 2010).

Kildene til *E. coli* bakterier har en innvirkning på hvilken sykdomsfare som forekommer ved kontakt med vannet. Selv om fugl kan være en viktig kilde til fekal forurensning i vassdragene, som for eksempel Salmonella, viser noen studier at sykdomsfaren er lavere, sammenliknet med forurensning fra menneskelige kilder (Soller et al. 2014, Tryland et al. 2017). Det vil likevel forekomme større risiko ved fekal forurensning fra store fuglepopulasjoner i mindre og grunne dammer hvor fortynningen i tørre perioder er minimal (Fleming 2001), slik som i anlegget Teglverksdammen. I tillegg er det rapportert at fugler, særlig måker, er reservoarer for farlige patogener og sprer antibiotikaresistente bakterier (National Geographic 2016, Simões et al. 2010).

Kildesporingsanalysene indikerer at det er blitt sendt bekkevann fra anlegget Teglverksdammen med lavere fare for spredning av smittestoff sommerstid (2016 og 2017), sammenliknet med de andre årstidene hvor det ble påvist høyere bidrag fra menneskelig fekal forurensning (figur 7), samt høyere *E. coli* konsentrasjoner. Siden bekkevannet skal renne gjennom boligområder og områder med barnehager og lekeplasser for barn, også i de kaldere årstidene, vil i hovedsak reduksjon av tilførselskilder til menneskelig fekal forurensning, men også fra andre dyr, være ønskelig. Undersøkelsen



Figur 7. Kilder til fekal forurensning (% bidrag) i innløpet og utløpet til anlegget (øverst). *E. coli* konsentrasjoner i innløp og utløp på samme prøvetatoer (nede).

tyder på, i hvert fall på kort sikt, at det vil være vanskelig å oppnå god og stabil hygienisk vannkvalitet i dette og liknende urbane vassdrag, spesielt i områder langt ned i vassdraget, grunnet flere kilder til fekal forurensning til vassdraget, både fra punktutslipp og diffus avrenning.

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 med hensyn på *E.coli* konsentrasjoner i de

varmere periodene av feltarbeidet, mens gjennom de kaldere periodene av feltarbeidet 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. Vi har grunnlag for å anta at det er størst sykdomsfare 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 i anlegget Teglverksdammen var mest påvirket av solhøyden, og temperatur (spesielt ved kuldegrader). Økt solhøyde førte generelt til lavere *E. coli* konsentrasjonene gjennom anlegget. Det var en positiv korrelasjon mellom *E. coli* innhold 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 varmegrader), 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.

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

om våren og sommeren. Høyere renseseffekt gjennom disse årstidene kan være både grunnet høyere plantetetthet, økte temperaturer, samt økt solhøyde og dermed sterkere og mer langvarig UV-stråling. 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 kildeporingsanalyse på vannprøver gjennom flere deler av vassdraget oppstrøms Teglverksdammen vil det være mulig å oppdage problemområder, slik at både antropogene og zoologiske 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 fekale mikroorganismer til vassdraget fra ville dyr.

Selve Teglverksdammen, 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 kaldere periodene av feltarbeidet. Det bør derfor frarådes å bade i anlegget slik det fungerer nå, da variasjonene i *E. coli* konsentrasjoner gjennom feltarbeidet har vært stor. Undersøkelsen tyder på at det vil være vanskelig å oppnå god hygie-

nisk vannkvalitet i dette og i liknende urbane vassdrag, spesielt i områder langt ned i vassdraget, grunnet flere og mer diffuse kilder til fekal forurensning.

Utvikling av flere genetiske markører til nye dyregrupper som fugler og rotter, vil 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 spesifikk/måltrettet i tillegg til analyser av 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. Tryland et al. (2017) utdypet forhold som bør undersøkes nærmere for urbane byvassdrag som gjenåpnes og som sammen med overvann skal inngå i parkstruktur og benyttes til rekreasjonsformål.

Takksigelser

Artikkelen er i hovedsak basert på arbeidet til mastergraden til Rebekka Krystad innen vann og miljøteknikk ved NMBU (2017). Prosjektet inngår i NIBIO sitt strategiske instituttprogram *Grønne byer – multifunksjonelle grøntmiljø for å begrense forurensninger og flommer i byer og tettsteder* (2015-2019) og et forprosjekt finansiert av Regionale forskningsfond (RFF) Hovedstaden *Tiltak for å oppnå bedre hygienisk vannkvalitet til rekreasjonsformål i overvann og byvassdrag* (administrert av Oslo VAV og ledet av NIVA). Analyser av mikrobiologiske analyser og er bekostet av Oslo VAV. Takk til Lars J. Hem, Tharan Fergus, Hege, E. Fleisje, Thomas Martinsen og Terje Wold i Oslo VAV for informasjon om anlegget og vassdraget og faglige kommentarer, Bjørn Johansen i Statens Strålevern for strålingsdata samt Terje Hoel fra Norconsult for deling av tekniske tegninger og annen info om anlegget Teglverksdammen.

Referanser

- Brekke, K. (2013). *Åpen overvannshåndtering - Gjenåpning av Hovinbekken og tilrettelegging for økt biologisk mangfold i et urbant miljø*. Masteroppgave, Institutt for landskapsplanlegging, Universitetet for miljø og biovitenskap, Ås.
- 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.
- 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.
- 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.
- Folkehelseinstituttet. (2014). *Vannkvalitetsnormer for friluftsbad*. Tilgjengelig fra: <https://www.fhi.no/ml/badevann/vannkvalitetsnormer-for-friluftsbad/> (lest 02.05.17).
- 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.
- 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.
- Krystad, R. (2017). *Gjenåpning av byvassdrag - Forekomst, kilder og rensing av tarmbakterier i Teglverksdammen (i Hovinbekken, Oslo)*: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.
- Lloyd, B., Vorkas, C. & Gugesarajah, 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.
- National Geographic (2016). *Seagulls Are Carrying a Dangerous Superbug Through the Skies*. Tilgjengelig

fra: <http://phenomena.nationalgeographic.com/2016/06/22/seagulls-are-carrying-a-dangerous-superbug-through-the-skies> (lest 25.10.17).

Nilsen, K. S. (2009). Eventyret om Hovinbekken *Sothøna*, 38; 28-29.

Paruch, A. M., Paruch, L. & Mæhlum, T. (2014). Implementering av molekylærbiologiske metoder for kildeporing av fekal vannforurensning og vurdering av helsefare. *Bioforsk TEMA*, 9 (19): 1-4.

Paruch, A. M. & Mæhlum, T. (2015). Analyserapport om fekal kildeporing i Hovinbekken, Bjerkedalen park, Oslo – Resultater fra september 2015.

Paruch, A.M., Paruch, L., Mæhlum, T. (2017). Kildeporing av fekal vannforurensning med molekylærbiologiske metoder – Eksempler på undersøkelser i Norge. *NIBIO Rapport 3/66*, 70 pp.

Oslo kommune. (2016a). Fagrapport avløp og vannmiljø 2016: Vann- og avløpsetaten.

Simões, R.R., Poirel, L., Da Costa, P.M., Nordmann, P. (2010). Seagulls and beaches as reservoirs for multidrug-resistant *Escherichia coli*. *Emerging Infectious Diseases*, 16(1): 110-112.

Soller, J.A., Schoen, M.E., Bartrand, T., Ravenscroft, J.E., Ashbolt, N.J. (2010). Estimated human health risks from exposure to recreational waters impacted by human and non-human sources of faecal contamination. *Water Research*, 44(16): 4674-4691.

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.

Stenström, 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.

Vannforskriften. (2006). *Forskrift om rammer for vannforvaltningen*.

Tryland, I., Mæhlum, T., Wennberg, A.C., Paruch, A.M., Krystad, R., Paruch, L., Ranneklev, S., Fosholt Moe, T., Haande, S., Myrmed, M., Robertson, L., Fergus, T., Beschorner, A-L., Kvitsjøen, J. (2017). Tiltak for å oppnå bedre hygienisk vannkvalitet til rekreasjonsformål i overvann og byvassdrag - forprosjekt for å identifisere forskningsbehov. NI-VA-rapport 7190-2017, ISSN 1894-7948, ISBN 978-82-577-577-6925-3, 75 pp.

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.

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.

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.