

# Forurensningsanalyse - Farrisvannet



# RAPPORT

**Hovedkontor**

Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00  
Internett: www.niva.no

**NIVA Region Sør**

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

**NIVA Region Innlandet**

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

**NIVA Region Vest**

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

Tittel Forurensningsanalyse - Farrisvannet	Løpenr. (for bestilling) 7051-2016	Dato 22.08.2016
	Prosjektnr. Undernr. 15259	Sider Pris 148
Forfatter(e) Ingun Tryland, Atle Hindar, Salar Valina, Birger Skjelbred, Torulv Tjomsland, Magdalena Kempa, Yan Lin, Hanne Edvardsen, Therese Fosholt Moe.	Fagområde Drikkevann	Distribusjon
	Geografisk område Vestfold	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Vestfold Vann IKS	Oppdragsreferanse J. nr. 1012/15
---------------------------------------	-------------------------------------

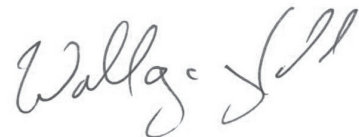
**Sammendrag**

Det er gjennomført en forurensningsanalyse av drikkevannskilden Farrisvannet med nedbørfelt. Hovedfokus har vært på temaene hygienisk forurensning, generell forurensningsbelastning, tilstand med hensyn til eutrofiering og trender i fargetall og TOC. Nåværende og mulige framtidige forurensningskilder er vurdert, og det er gitt innspill til framtidig beskyttelsesregime.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Forurensningsanalyse	1. Pollution analysis
2. Drikkevannskilde	2. Drinking water source
3. Farrisvannet	3. Lake Farris
4. Vestfold Vann IKS	4. Vestfold Vann IKS



Ingun Tryland  
Prosjektleder



Wolfgang Uhl  
Forskningsleder

# Forurensningsanalyse - Farrisvannet

## Forord

Drikkevannsforskriften pålegger vannverkseier et ansvar for å beskytte råvannskildene. Forutsetningene for dagens beskyttelsesregime av Farrisvannet og nedbørfeltet har utviklet seg over tid. Infrastruktur, vekst og næringsutvikling, i tillegg til økt aktivitet i området, er annerledes i dag enn tidligere. Det har dessuten vært store utbrudd av vannbåren sykdom i Norden de siste årene, noe som har vært en påminnelse om at sikkerheten i vannforsyningen må tas på alvor. For vannverkene i kommunene Larvik og Porsgrunn, samt Vestfold Vann IKS, har det derfor vært viktig å få en dokumentasjon på dagens og framtidig forurensningsfare for Farrisvannet, noe som kan gi grunnlag for å etablere et tilstrekkelig godt beskyttelsesregime.

En rekke NIVA-forskere har vært involvert i denne forurensningsanalysen. Takk til alle medforfattere. Vi vil også takke Dag Berge og Øyvind Kaste for å ha gjennomført kvalitetskontroll av rapporten og Camilla HC. Hagman for hjelp med å systematisere data. En spesiell takk går til pensjonist Dag Berge for inspirasjon og kunnskapsoverføring i forbindelse med tidligere arbeider.

Ansatte i kommunene Larvik, Porsgrunn og Siljan, og i Vestfold Vann IKS, har sendt oss data og bidratt med bakgrunnsinformasjon. En stor takk også til alle dere, med Tanja Breyholtz (Vestfold Vann IKS) i spissen, for godt samarbeid.

Oslo, 22.08.2016

*Ingun Tryland*

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>6</b>
<b>Summary</b>	<b>11</b>
<b>1. Bakgrunn</b>	<b>12</b>
<b>2. Farrisvannet og nedbørfeltet</b>	<b>14</b>
<b>3. Forurensningskilder og -regnskap for Farrisvann</b>	<b>17</b>
3.1 Dagens forurensningskilder og andre faktorer	17
3.2 Framtidige forurensningskilder	21
3.3. Fosforregnskap	26
3.4 Trusselbildet i delfelt	28
3.5 Oppsummering	38
<b>4. Økologisk tilstand</b>	<b>38</b>
4.1 Planteplankton i Farris	38
4.2 Vannplanter i Farris	40
4.3 Begroingsalger i bekker	42
4.4 Oppsummering økologisk tilstand	44
<b>5. Hygienisk tilstand</b>	<b>45</b>
5.1 Fekale indikatorbakterier i råvann og overflatevann	45
5.2 Oppsummering hygienisk tilstand	47
<b>6. Økt fargetall og TOC – trender, årsaker og prognoser</b>	<b>48</b>
6.1 Bakgrunn	48
6.2 Trender	48
6.3 Sesongvariasjon i TOC og fargetall	50
6.4 Trendanalyse for TOC og farge	51
6.5 Drivere for TOC og fargeutvikling i Farrisvann	52
6.6 Endringer i nedbør og temperatur	54
6.7 Konklusjoner fra vurdering av overvåkningsdata fra Farrisvannet	55
6.8 Anbefalinger om videre studier	55
<b>7. Modellering av forurensningsspredning i Farrisvannet</b>	<b>56</b>
7.1 Modell og grunnlagsdata	56
7.2 Simulering av temperatur og spredning av <i>E. coli</i>	58
7.3 Oppsummering	62
<b>8. Sårbarhetsanalyse</b>	<b>63</b>
8.1. Hendelse med økte tilførsler av patogener:	63
8.2. Vurdering av risiko (sannsynlighet og konsekvens) for ulike utslippshendelser knyttet til aktiviteter i nedbørfeltet	68
8.3 Oppsummering mikrobiologisk forurensning	73
8.4 Faren for kjemisk forurensning	73
8.5. Oppsummering kjemisk forurensning:	75

---

<b>9. Grunnlag for revisjon av dagens beskyttelsesregime</b>	<b>75</b>
9.1 Innledning	75
9.2 Dagens beskyttelsesregime	76
9.3 Er det behov for nye beskyttelsesregler	78
<b>Referanseliste</b>	<b>80</b>
<b>Vedlegg A: Tidsvariasjon i data fra Farrisovervåkingen</b>	<b>85</b>
A.1 pH	85
A.2 Turbiditet	86
A.3 Planteplankton	87
A.4 Siktedyp	91
A.5 Total fosfor i overflatelagene	91
A.6 Total nitrogen i overflatelagene	93
A.7 Farge	94
A.8 Resultater fra dypvannet under sommerstagnasjonen	94
A.9 Tilløpselver og bekker	96
<b>Vedlegg B: Kart over bekkefelt</b>	<b>101</b>
<b>Vedlegg C: Målt vannkvalitet i tilløpsbekkene/elvene</b>	<b>117</b>
<b>Vedlegg D: Begroingselementer og planteplankton</b>	<b>122</b>
<b>Vedlegg E: Mikrobiologisk forurensning - kunnskapsgrunnlag</b>	<b>125</b>
E1. Hvilke smittestoffer er mest relevante for Farrisvannet?	125
E2. Kilder til <i>E. coli</i> og patogener	126
E3. Hvor mye av den fekale forurensningsproduksjonen kommer frem til Farrisvannet?	130
E4. Fare for at sykdomsfremkallende mikroorganismer fra de ulike kildene når råvannet til vannbehandlingsanleggene	131
E5. Hvilken risiko er knyttet til ulike patogenkonsentrasjoner i råvannet?	132
E6. Referanser	135
<b>Vedlegg F: Aktuelle scenarier</b>	<b>138</b>
<b>Vedlegg G: Scenario med momentant utslipp</b>	<b>145</b>
<b>Vedlegg H: Ordforklaringer</b>	<b>148</b>

---

## Sammendrag

Farrisvannets nedbørfelt (491km<sup>2</sup>) strekker seg fra Skrimfjella i nord og ned til E18 og Larvik by. Siljanelva er hovedinnløpet fra nord, mens Oklungselva kommer inn i Farrisvannet fra nordvest. Øvrige tilløp til Farrisvannet er mindre bekker. Nedbørfeltet er lokalisert i hele 3 fylker og 5 kommuner.

Farrisvannet er en ganske stor innsjø med et overflateareal på 21,1 km<sup>2</sup> og et volum på 740 mill m<sup>3</sup>. Innsjøen er dermed langt større enn drikkevannskilder som Maridalsvannet (Oslo) og Rore (Grimstad og Arendal).

Tre store vannverk benytter råvann fra Farrisvannet til drikkevannsproduksjon. Gopledal vannbehandlingsanlegg eies av Larvik kommune og leverer vann til ca. 40 000 innbyggere. Valleråsen vannbehandlingsanlegg eies av Porsgrunn kommune og leverer vann til ca. 35 000 innbyggere. Seierstad vannbehandlingsanlegg eies av Vestfold Vann IKS, og vannet herfra forbrukes av ca. 160 000 innbyggere i Vestfold, samt benyttes i industriell virksomhet og til jordvanning.

Det kan potensielt bli store vannbårne utbrudd med mange syke dersom det er smittestoffer i drikkevannet fra så store vannverk. Sannsynligheten for at det skal skje må derfor være svært liten, og risikoen reduseres ved at det er tilstrekkelig med hygieniske barrierer i vannkilde og vannbehandlingsanlegg. Alle vannverkene har inntaket for råvann på dypt vann og kjemisk felling for fargefjerning. Ved vannverkene i Larvik og Porsgrunn er det dessuten både klor og UV-behandling for desinfeksjon, mens Vestfold Vann IKS foreløpig kun har klordosering med tilsetning av ammoniakk. Her er det også besluttet å installere UV-behandling. Foreløpig er det derfor kun én barriere for parasitter i vannbehandlingen ved anlegget til Vestfold Vann IKS. Ingen av vannbehandlingsanleggene er bygget for å fjerne oppløste toksiner, lukt- og smaksstoffer eller miljøgifter. Det er et mål for vannverkene at denne type vannbehandling skal unngås også i fremtiden, ved å beskytte vannkilden mot slik forurensning.

Det er svært viktig for regionen at Farrisvannet bevares som drikkevannskilde for fremtidige generasjoner og ikke ødelegges av menneskelig aktivitet. Førre-var prinsippet må derfor veie tungt når det gjelder hva som kan tillates etablert av nye aktiviteter i nedbørfeltet. For å beskytte Farrisvannet som drikkevannskilde har Larvik kommune opprettet hele sin del av nedbørfeltet som hensynssone. Det vil si at alle tiltak skal konsekvensutredes og at tiltak som vil forurense eller kan representere en fare for forurensning av drikkevannskildene og deres nedbørfelt ikke tillates. Dette er også et generelt krav i drikkevannsforskriften, som i paragraf 4 inneholder et generelt forbud mot forurensning av vannforsyningssystem, dersom dette kan medføre fare for forurensning av drikkevannet. I forslaget til ny Drikkevannsforskrift er det tatt inn en paragraf (§28) som tydeliggjør kommunens plikt til å ta drikkevannshensyn i arealdelen av kommuneplanen, samt i andre relevante planer og eventuelle tillatelser etter annet regelverk. Drikkevannsforskriftens paragraf 14 pålegger dessuten vannverkseier et særlig ansvar for å beskytte råvannskildene.

Aktiviteter som allerede er etablert i nedbørfeltet, deriblant boliger og hytter, landbruksaktiviteter, rekreasjonsaktiviteter og veier, kan være umulig eller vanskelig å fjerne når de først er etablert. Det kan da være nødvendig å begrense mulige tilførsler av forurensning fra aktivitetene, slik at de ikke representerer en fare for drikkevannskvaliteten. I nedbørfeltet til Farrisvannet er det i dag nærmere tusen boliger med private avløpsløsninger (ca. 300 i Larvik kommune, ca. 80 i Porsgrunn kommune og ca. 400 i Siljan kommune). Det er dessuten ca. 200 hytter i nedbørfeltet i Larvik kommune og betydelig flere hytter ellers i nedbørfeltet. Drøyt 200 boliger i Larvik kommune i innsjøens nærrområde er tilknyttet kommunalt avløpsnett som ledes ut av nedbørfeltet via 3 pumpestasjoner. En avløpsledning fra Anvik til Farrisvannet fra 21 boliger ligger dessuten langs bunnen i Farrisvannet. Oklungen renseanlegg (ca. 70 pe tilknyttet) har utslipp til Oklungvannet, med en ikke alt for lang transportvei før vannet renner ut i Farrisvannet nær inntaket til Porsgrunn vannverk. Lenger unna i Siljan kommune ligger Siljan avløpsrenseanlegg (2000 pe) og Gonsholt renseanlegg (130 pe) med utslipp til Siljanvassdraget, men der vannet har en betydelig

transportvei via to innsjøer på sin vei til Farrisvannet. I Siljan kommune er det dessuten et betydelig antall landbruksdyr, i størrelsesorden et par tusen totalt av storfe, gris, sau, geit og hest. Husdyrholdet i Farrisvannets nærområde er vesentlig redusert de senere årene. Det er nå totalt ca. 200 storfe, gris, sau, geit og hest i Larvik kommunes del av nedbørfeltet og et 10-talls i Porsgrunn kommune. Det er også en betydelig rekreasjonsaktivitet i Farrisvannets nedbørfelt. På gode badedager kan det være flere hundre badende og det er registrert nærmere 700 fritidsbåter.

Selv om det er en del forurensende aktiviteter knyttet til avløp, landbruk og rekreasjon i nedbørfeltet, så er også fortynningen i Farrisvannet stor. En vurdering av forurensende aktiviteter, som også inkluderer forurensningsregnskap med hensyn på total fosfor, viser at forurensningssituasjonen i Farrisvannet er forholdsvis god med hensyn på fare for eutrofiering. Konsentrasjonen av total fosfor i Farrisvannet ligger nå på ca. 8,0 µg/l (gjennomsnitt målt siste 6 år). De siste årene har det sannsynligvis vært en nedgang i tilførselen av lett tilgjengelig fosfor fra kloakk på grunn av utbedringer, mens det har vært en økning i mengden organisk bundet fosfor fra naturlige kilder, som har sammenheng med økningen i TOC. En slik økning vil neppe forårsake økning i algemengde fordi organisk bundet fosfor i liten grad er tilgjengelig for algevekst. De svært lave klorofyllverdiene som måles i Farrisvannet (om lag 2-3 µg/L) bekrefter at det er god økologisk tilstand og lite tilgjengelig fosfor i innsjøen. En indikasjon på et algesamfunn som er tilpasset en noe høyere P-konsentrasjon er registrert, men datagrunnlaget er for lite til at vi vil legge vekt på dette. Det har forekommet oppblomstring av cyanobakterier i Farrisvannet tidligere, men analyser av blandprøver har vist at dette er lokale opphopinger. For å ha god margin mot uønsket algevekst bør ikke gjennomsnittsverdien av totalfosfor i Farrisvannet overstige 9 µg/l. Det må av denne grunn ikke legges til rette for aktiviteter som kan gi økt fosfortilførsel. Situasjonen i årene framover bør følges med tilstrekkelig regelmessige målinger av fosfor, klorofyll og algesammensetning.

Prøvetaking i tilførselsbekkene til Farrisvann viser at noen av de små kan inneholde betydelige konsentrasjoner av tarmbakterier (opptil 10<sup>3</sup> *E. coli*/100 ml) og at noen av bekkene har moderat eller dårlig økologisk tilstand. Men disse bekkene er små, og i forhold til det store vannvolumet og fortynningen i Farrisvannet så er tilførselene forholdsvis beskjedne. Totalt sett tilføres det mest *E. coli* fra Siljanelva. Simuleringer som er gjort ved bruk av den numeriske strøm- og spredningsmodellen GEMSS indikerer at tilførselene av *E. coli* via Siljanelva og Oklungselva kan påvirke vanninntaket til Porsgrunn vannverk med lave, men målbare konsentrasjoner av *E. coli* (>1 *E. coli*/100 ml). Både vannanalyser og modellering av spredning av *E. coli* fra tilførselsbekkene viser lav forekomst av *E. coli* ved inntakene til Larvik vannverk og Seierstad vannverk, normalt under deteksjonsgrensen. Modelleringen indikerer at lokale tilførsler kan forklare sporadisk forekomst av *E. coli* ved vanninntakene.

Spredningsmodelleringen illustrerer at i en såpass stor vannkilde som Farrisvann, skal det store utslipp til før det blir målbare konsentrasjoner av *E. coli* ved vanninntakene. Dersom all kloakken fra et hus slippes urensert rett ut i Farrisvannet, vil dette sannsynligvis ikke gi målbare konsentrasjoner av *E. coli* ved vanninntakene. Dersom det var en diare-syk person i huset som skilte ut store mengder langlevende patogener (f.eks parasittene *Giardia* og *Cryptosporidium*), ville dette likevel kunne gi konsentrasjoner ved vanninntakene som krever aktive barrierer i vannbehandlingen. Selv fra private og kommunale avløpsanlegg som driftes godt etter gjeldende lover og forskrifter, vil det være noe utslipp av patogener, og svikt som fører til større utslipp av avløpsvann vil kunne forekomme. Det er derfor viktig å ha flere aktive barrierer i vannbehandlingen på vannverkene og god kontroll på vannbehandlingsprosessene. Det illustrerer også at uttak av drikkevann på dypet i en stor innsjø ikke nødvendigvis representerer en god nok hygienisk barriere for parasitter.

For å beskytte vanninntaket til Vestfold Vann IKS, er det i dag klausuleringsbestemmelser for nærområdet rundt vanninntaket, og for Damgården. Spredningsmodelleringen illustrerte tydelig hvordan forurensning fra tilførselspunkter nær vanninntakene kan påvirke vanninntakene mere enn en tilsvarende tilførsel fra punkter lenger unna. Dette gjelder spesielt for *E. coli* og patogener med kort overlevelse. For å unngå forurensning av drikkevannsinntakene vil man derfor ha størst utbytte av restriksjoner og forurensningsbegrensende tiltak i nærområdene.



Generelt er det mindre smittefare forbundet med avføring fra dyr enn fra mennesker, men enkelte dyr, som kalver av storfe, representerer en større smittefare enn andre dyr. Både landbruksdyr og ville dyr og fugler er sannsynligvis viktige bidragsyttere til fekale indikatorbakterier som påvises i tilløpsbekker og sporadisk i innsjøen. Det er gjennomført en vurdering og rangering av hvilke forurensningskilder/aktiviteter i Farrisvannets nedbørfelt som vi mener utgjør størst risiko for å forårsake drikkevannsbårne utbrudd. Dårlig fungerende avløpsanlegg i spredt bebyggelse vurderes å utgjøre størst risiko.

Det er i dag lite industrivirksomhet i nedbørfeltet til Farrisvann. Analyse av råvann og rentvann på Seierstad vannbehandlingsanlegg viser da heller ingen overskridelser av grenseverdiene for fysiske og kjemiske parametere i drikkevannsforskriften. Farrisvannet ligger derimot utsatt til med vei og jernbane langs vannkilden og kan derfor potensielt være utsatt for uhell med godstog som sporer av eller for tankbilvelt. Dersom det blir nytt mottak for spesialavfall i Brevik, kan det bli økt transport av farlig avfall forbi Farrisvannet. Våre beregninger viser at vanninntakene til Larvik vannverk og Vestfold Vann IKS ligger såpass dypt og langt fra land og aktuelle tilførselskilder at de er godt beskyttet mot de fleste kjemikalieutslipp. Vannkilden kan, gjennom fortynnings- og nedbrytningseffekter, utgjøre en barriere for miljøgifter, men det trengs en barriere til. Denne kan man, i henhold til veilederen til drikkevannsforskriften, oppnå gjennom forbud mot forurensende aktiviteter i tilsigsområde/kilde.

Økningen i fargetall og TOC-konsentrasjon er et regionalt fenomen, som er godt dokumentert i Nord-Europa og i nordøstre deler av USA. Vi har vist at de samme trendene i høyeste grad gjør seg gjeldende også i Farrisvannet. Endringen kan knyttes til reduksjonen i sur nedbør og sammenfaller med reduksjonen i konsentrasjonene av sulfat og nitrat i innsjøen. I årene framover forventes kun mindre reduksjoner i sulfat, mens situasjonen for nitrat er mer usikker. Effekten av disse endringene på surheten og ionestyrken i jordvannet vil trolig være minimale, men forsuring vil fortsatt være en driver for utviklingen i TOC og fargetall. Ytterligere temperaturøkning og eventuelt økt nedbør som del av klimaendringene kan spille en forholdsvis større rolle i framtida. Effektene av dette er uklare, også fordi de hittil kan ha vært maskert av den klare reduksjonen i sur nedbør og den påvirkningen dette har hatt. Endringer i arealbruk kan også ha betydning. En fortsatt, men trolig mindre, økning i disse parameterne må forventes. Økningen i TOC har vært på i gjennomsnitt 0,07 mg TOC/L/år siden 1980-tallet og økningen i farge på i gjennomsnitt 0,64 mg Pt/L/år. Disse tallene inkluderer den første delen av perioden da økningen var lite markert. Innenfor de neste 10 årene kan man få en lignende, men sannsynligvis ikke høyere, økning. Endringer i farge og TOC skjer nærmest utelukkende pga. naturlige prosesser og koplingen disse har til klimatiske forhold og til endringer i langtransportert forurenset luft og nedbør (forsuring). Det er dermed vanskelig å påvirke endringer i råvannets farge og TOC med tiltak i kilde og nedbørfelt. Denne økningen må derfor håndteres på vannbehandlingsanleggene.

Basert på forurensningsanalysen har vi nedenfor oppsummert noen innspill til fremtidig beskyttelsesregime for Farrisvann og nedbørfeltet, som også angir kort hvorfor denne strategien/tiltaket foreslås og hvilke vannkvalitetsparametere de kan være til hjelp for (hygienisk, kjemisk, eutrofiering, farge/TOC):

*1. Vestfold Vann IKS bør sette inn en ekstra barriere for parasitter i vannbehandlingsanlegget. Den allerede vedtatte oppgraderingen med UV-behandling representerer en slik barriere.*

Hvorfor: Selv om avløpsanlegg i nedbørfeltet driftes godt etter gjeldende lover og regler kan det være noe utslipp av patogener fra anleggene, og det kan oppstå svikt.

Parameter: Hygienisk vannkvalitet

*2. Dagens klausuleringsbestemmelser for inntaket til Vestfold Vann IKS ved Ono og restriksjoner for Damgården bør fortsatt håndheves selv om vannbehandlingsanlegget på Seierstad (Vestfold Vann IKS) oppgraderes med UV-behandling.*

Hvorfor: Vannverket forsyner opptil 160 000 personer så sannsynligheten for forurenset drikkevann må være svært lav. Ved å ha flere barrierer er man mindre sårbar hvis en av barrierene svikter, og restriksjoner på aktiviteter i nærområdet er mer effektive enn tilsvarende restriksjoner på aktiviteter lenger unna.

Parameter: Hygienisk vannkvalitet og kjemisk vannkvalitet.

*3. Økt fokus på faren for utslipp av patogener fra avløpsanlegg i nedbørfeltet:*

- a) Vi anbefaler å være restriktive og unngå nye boligfelt i innsjøens nærområde
- b) Det synes å være behov for økt tilsyn med og oppgradering av enkelte private avløpsanlegg fra hus og hytter i nedbørfeltet
- c) Kommunene bør kunne fremlegge årlige rapporter på at avløp i spredt bebyggelse fungerer som det skal/i henhold til tillatelser.
- c) Det bør også kunne fremlegges årlige rapporter på at kommunale renseanlegg som benytter Siljan-Farrisvassdraget som resipient fungerer som de skal og i henhold til utslippstillatelse. Utslippstillatelsen må være av så ny dato at den er i tråd med gjeldende krav.
- d) Kommunene må umiddelbart varsle vannverkene ved svikt og/eller overløp (av betydning) ved kommunale renseanlegg, pumpestasjoner og avløpsledninger.

Hvorfor: Klimaendringer og økt reisevirksomhet og migrasjon kan føre til økt utbredelse av smittestoffer (inkludert «nye» smittestoffer) i nedbørfeltet. Dette øker viktigheten av å ha fokus på å begrense forurensning fra avløpssystemene i nedbørfeltet.

Parameter: Hygienisk vannkvalitet og eutrofiering (spesielt økologisk tilstand i lokale bekker)

*4. Minimere utslipp av patogener og søppel fra båtbruk, bading og annet friluftsliv:*

- a) Redusere aktiviteten i Farrisvannet ved å legge til rette for at folk har båter, bader og utøver friluftsliv på andre egnede lokaliteter i distriktet
- b) Håndheve forbud mot husbåter på Farrisvannet og forby all form for dumping av fekal avfall fra båter. Vurdere hvorvidt utplassering av toaletter vil redusere forurensningsfaren ved båtbruk. En lokal forskrift for å begrense noe av båttrafikken kan vurderes.
- c) Ikke legge til rette for ytterligere friluftsliv. Informasjonen om slike grep og generelt om hvordan man kan redusere smittefaren forbundet med friluftsliv bør være god og lett tilgjengelig for publikum.
- d) Følge med på omfanget av friluftsliv i området (Farristilsynet). Dersom det er mye overnatting kan forbud mot å sette opp telt vurderes.
- e) Bading bør kunne tillates, men tilrettelegging for bading bør ikke skje. Informasjon om fare for smittespredning bør settes opp ved mye brukte badeplasser.

Hvorfor: Avføring fra mennesker kan ha et stort smittepotensial.

Parameter: Hygienisk vannkvalitet.

*5. Ikke tillate økt fosforbelastning.*

Hvorfor: Økt fosforbelastning kan gi uønsket økning i algevekst og dermed redusere vannkvaliteten.

Parameter: Vannkvalitetsparametere og eutrofiering.

*6. Ha god oversikt og kontroll over landbruksaktiviteter i nedbørfeltet:*

- a) Ha kontroll på omfanget av landbruksaktiviteter i nedbørfeltet. Dagens omfang synes akseptabelt, med det bør ikke øke, spesielt ikke i Farrisvannets nærområde.
- b) Eksisterende praksis for beite og områder med beitearealer bør gjennomgås med hensyn på fare for avrenning til Farrisvann.
- c) For dyr med høyt smittepotensial, som kalver av storfe, er det spesielt viktig å unngå at avføring tilføres vannkilden.
- c) For større gårder med mulig avrenning av fekal forurensning til Farrisvannet, kan det være aktuelt å undersøke om det er smitte i besetningen

Hvorfor: Totale tilførsler av fosfor til Farrisvannet bør ikke øke. Avrenning fra landbruk kan føre til dårlig økologisk tilstand og mye tarmbakterier i lokale bekker. Selv om dyreavføring generelt vurderes som mindre smittefarlig enn menneskelig avføring kan også dyreavføring inneholde humanpatogener og smittepotensialet kan muligens forverres i fremtiden.

Parameter: Hygienisk og kjemisk vannkvalitet, eutrofiering (spesielt økologisk tilstand i lokale bekker)

*7. Regelmessig overvåking av vannkvaliteten i råvann, Farrisvannet og tilløpsbekker*

- a) Dagens prøvetaking i forbindelse med Farrisovervåkingen og prøvene som tas av råvannet på vannbehandlingsanleggene gir et godt bilde av utviklingen i vannkvalitet i Farrisvannet. Det er viktig at denne overvåkingen forsetter.

b) For å ha god margin mot uønsket algevekst bør ikke gjennomsnittsverdien av totalfosfor i Farrisvannet overstige 9 µg /l og situasjonen må følges i årene framover med tilstrekkelig regelmessige målinger av fosfor, klorofyll og algesammensetning

Hvorfor: Informasjon om vannkvaliteten og eventuelt endringer i den er sentralt for å fastsette nødvendige beskyttelsestiltak i nedbørfelt og i vannbehandlingen.

Parameter: Alle

*8. Økningen i fargetall og TOC må håndteres i vannbehandlingen:*

Hvorfor: Det er vanskelig å påvirke endringer i råvannets farge og TOC med tiltak i kilde og nedbørfelt.

Vannverkene må være forberedt på å håndtere både en generell økning i fargetall/TOC og en antatt større variasjon, både innenfor enkelt-år og fra år til år.

*9. Fokus på føre-var prinsippet og svært lav akseptabel risiko når det gjelder nye virksomheter:*

a) Vi mener generelt at man bør være svært restriktive med hva som tillates av industrivirksomhet i nedbørfeltet til drikkevannskilder

b) Hvis Klova industriområde åpnes, anbefaler vi at virksomheter som potensielt (i ordinær drift eller ved uhell) kan forårsake kjemisk forurensning av betydning ikke tillates etablert.

c) Økt menneskelig aktivitet i nedbørfeltet (spesielt innsjøens nærområde), som igjen vil kreve flere avløpssystemer og mulighet for lekkasje av fekal forurensning, er heller ikke ønskelig.

Hvorfor: Det planlegges for tiden ingen ytterligere fjerning av kjemisk forurensning på vannbehandlingsanleggene. For å sikre 2 barrierer bør man derfor unngå etablering av ny, forurensende industrivirksomhet i nedbørfeltet.

Parameter: Alle

## Summary

Title: Pollution analysis – Lake Farrisvannet

Year: 2016

Author: Ingun Tryland, Atle Hindar, Salar Valina, Birger Skjelbred, Torulv Tjomsland, Magdalena Kempa, Yan Lin, Hanne Edvardsen, Therese Fosholt Moe

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: 978-82-577-6786-0

A pollution analysis of the drinking water source Lake Farrisvannet with catchment area was conducted, as a basis for assessing the future protection regime. The main focus was on the topics hygienic pollution, general pollution, condition with regard to eutrophication and trends in color and TOC. Current and possible future pollution sources were considered and advices about the future protection regime were given:

- Quantitative microbial risk assessment, which included modeling of the transport of pathogens in the drinking water source, showed that the extraction of drinking water at deep water in Farrisvannet does not represent an adequate hygienic barrier for pathogens with high persistence in water, and that Vestfold Water IKS needs to establish an additional barrier for parasites at the water treatment plant. UV treatment represents such a barrier.

- 800 houses and several cottages in the catchment area are connected to private on-site wastewater treatment systems. It seems to be a need for increased control (and upgrading) of several of the systems. There are also 3 municipal biological-chemical wastewater treatment systems (totally about 2200 PE) that discharges to tributaries to Lake Farrisvannet, but with a certain transport way via small lakes before the water reaches Lake Farrisvannet. Close to the lake there are about 200 houses connected to the municipal sewerage system with sewage pumped out of the catchment area via 3 pump stations. The sewage pipe from 21 houses is located in the lake itself. The performance of the municipal sewage systems should be monitored carefully to avoid discharges of pathogens. We recommend being restrictive and avoid new housing estates in the areas near the lake. We also recommend enforcing bans on houseboats on Farris and prohibit all forms of dumping of fecal waste from boats. Bathing should be permitted, but facilitating for swimming and other recreational activities in the lake should be avoided.

-The extent of animal husbandry in the area near the lake is decreasing, with currently about 200 cattle, sheep, pigs and horses. Further afield there are about 2000 such animals. The situation regarding animal husbandry should be followed, and an increase in animal husbandry should be avoided, in particular near the lake. An evaluation of current practices for avoiding direct runoff from grazing land may be useful.

- We generally recommend being very restrictive in what is permitted of industrial activities in the catchment area of drinking water sources.

- There is no significant change in the concentration of phosphorus in Lake Farrisvannet in recent decades, and the chlorophyll concentrations are very low and unchanged. The loads of phosphorus, however, should not be increased to ensure a good margin against unwanted algae growth. We recommend following the situation in the coming years with sufficient regular measurements of phosphorus, chlorophyll and algal composition.

- Color and TOC (Total Organic Carbon) has increased substantially since the 1980s, which is in agreement with the regional trend. The increase is attributed to reduced acid rain. Further monitoring with sufficient frequency is important to determine the size of the trend and the variation. Waterworks must be prepared to handle both an overall increase in color/TOC and an assumed greater variation.

# 1. Bakgrunn

Mer enn 90 % av Norges befolkning forsynes med drikkevann fra overflatevannkilder. I flere andre land i Europa benyttes grunnvann i langt større grad som drikkevannskilde. Mens grunnvann til en viss grad er beskyttet mot uønsket påvirkning og forringelse, er overflatevann generelt mer utsatt for forurensning og påvirkning fra eget nedbørfelt, og mer utsatt for temperaturendringer, kraftig nedbør, flom og ras og av langtransportert luftforurensning.

I henhold til drikkevannsforskriften skal drikkevannet når det leveres forbruker være hygienisk betryggende og oppfylle kvalitetskravene i forskriften (HOD, 2001). Paragraf 4 i drikkevannsforskriften inneholder et generelt forbud mot forurensning av vannforsyningsystem dersom dette kan medføre fare for forurensning av drikkevannet. I veilederen til drikkevannsforskriften (Mattilsynet, 2011) utdypes dette til også å gjelde akkumulert forurensning, dvs. forurensning fra flere forurensningskilder som samlet sett kan medføre fare for forurensning av drikkevannet, selv om ikke forurensning fra hver enkelt gjør det. Dette forbudet håndheves av det offentlige og retter seg mot enhver, blant andre «*grunneiere i vanttilsigsområdet, bruksrettshavere, tomtefestere, ansvarlige for, eller de som utover, virksomheter, samt allmennheten for øvrig*». Paragraf 4 annet ledd gir det lokale Mattilsynet hjemmel til å fatte enkeltvedtak for å stoppe eller begrense en eksisterende aktivitet, eller forby etablering av en aktivitet for å skjerme vannforsyningsystemet mot forurensning. Videre gis det sentrale Mattilsynet hjemmel til å fastsette forskrifter for å forby eller sette vilkår for aktiviteter som forurenser eller kan medføre forurensning av drikkevann. I forslag til ny drikkevannsforskrift (HOD, 2016), er annet ledd i paragrafen fjernet. Dette er gjort for ytterligere å fremheve at forbudet i §4 er et selvstendig virkende forbud. Denne endringen påvirker ikke Mattilsynets generelle tilsyns- og vedtaksmyndighet etter matloven §23 første ledd. Det følger av denne bestemmelsen at Mattilsynet alltid kan fatte nødvendige vedtak for å håndheve bestemmelser gitt med hjemmel i matloven. Drikkevannsforskriften pålegger vannverkseier et særlig ansvar for å beskytte råvannskildene jfr. Drikkevannsforskriftens §14. «*Eier av vannforsyningsystem skal påse at det planlegges og gjennomføres nødvendig beskyttelse av vannkilde(n) for å forhindre fare for forurensning av drikkevannet, og om nødvendig erverve rettigheter for å opprettholde slik beskyttelse*». Vannbehandlingen skal dessuten være tilpasset den aktuelle råvannskvaliteten og forholdene i tilsigsområdet.

For å sikre hygienisk betryggende drikkevann skal vannverkseier gjennom valg av vannkilde(r), beskyttelse av denne (disse) og etablering av vannbehandling sørge for at det til sammen finnes minimum 2 hygieniske barrierer i vannforsyningsystemet. En av disse skal sørge for at drikkevannet blir desinfisert eller behandlet på annen måte for å fjerne, uskadeliggjøre eller drepe smittestoffer. Avhengig av blant annet vannkildens størrelse, plassering av vanninntak og begrensninger på forurensende aktiviteter i nedbørfeltet, vil vannkilden og nedbørfeltet kunne fungere som en hel eller en delvis hygienisk barriere for ulike forurensninger. I forslaget til ny Drikkevannsforskrift er kravet om minimum to hygieniske barrierer erstattet med et «*tilstrekkelig antall hygieniske barrierer*».

Farekartlegging og farehåndtering har fått en egen paragraf (§9) i forslaget til ny drikkevannsforskrift der vannverkseier pålegges å «*identifisere alle farer og årsaker til farer som må forebygges, fjernes eller reduseres til et akseptabelt nivå for å sikre levering av tilstrekkelige mengder helsemessig trygt drikkevann som er egnet til bruk*» og dessuten «*sikre at tiltak som forebygger, fjerner eller reduserer farene til et akseptabelt nivå, identifiseres og gjennomføres*». I forslaget til ny Drikkevannsforskrift er det også tatt inn en egen paragraf om kommunens plikter (§28) som blant annet tydeliggjør kommunens plikt til å ta drikkevannshensyn når den utarbeider arealdelen av kommuneplanen samt ved andre relevante planer og eventuelle tillatelser etter annet regelverk (HOD, 2016).

Vannbehandlingsanlegg bygges for å vare i flere tiår og ved planlegging av fremtidig vannbehandling må vannverkseiere ta høyde for mulige endringer i råvannskvaliteten. Et viktig prinsipp i norsk vannforsyning er at man skal forsøke å beskytte vannkildene så godt som mulig, heller enn å innføre omfattende vannbehandling. Selv om mange vannverk i Norge er oppgradert de senere årene, med fargefjerning og

flere barrierer for smittestoffer, er viktigheten av beskyttelse av drikkevannskildene fremdeles et sentralt prinsipp både nasjonalt og internasjonalt. Dette skyldes ikke minst at vannbehandlingsprosesser kan svikte og at enkelte vannbehandling-/desinfeksjonsmetoder ikke er aktive mot alle smittestoffer. Parasittene *Giardia* og *Cryptosporidium* er resistente mot klor og noen adenovirus tåler UV-bestråling godt. Få norske vannbehandlingsanlegg er dessuten bygget for å fjerne kjemisk forurensning, inkludert algetoksiner.

Tre store vannverk benytter råvann fra Farrisvannet til drikkevannsproduksjon. Gopledal vannbehandlingsanlegg eies av Larvik kommune og leverer vann til ca. 40 000 innbyggere. Prosessen består av kjemisk felling, klordosering og UV-behandling. Karbonatisering skjer i marmorfiltre. Valleråsen vannbehandlingsanlegg eies av Porsgrunn kommune og leverer vann til ca. 35 000 innbyggere. Prosessen består av kjemisk felling, klordosering og UV-behandling. Seierstad vannbehandlingsanlegg eies av Vestfold Vann IKS. Vestfold Vann IKS leverer ca. 24 mill. m<sup>3</sup> drikkevann pr år til 10 kommuner i Vestfold. Vannet forbrukes av ca. 160 000 innbyggere i Vestfold, samt benyttes i industriell virksomhet og til jordvanning. Vannbehandlingen på Seierstad består av kjemisk felling og klordosering med tilsetning av ammoniakk. Mikronisert marmor tilsettes for karbonatisering.

Ingen av disse vannbehandlingsanleggene er derfor bygget for å fjerne oppløste toksiner og lukt- og smaksstoffer (algeproduisert eller fra industri). Det er et mål at denne type vannbehandling skal unngås også i fremtiden, ved å beskytte vannkilden mot slik forurensning. På Seierstad vannbehandlingsanlegg er det kun én barriere for parasitter, men det er besluttet å innføre UV-behandling i løpet av noen år. Det har vært en kraftig økning i konsentrasjonen av total organisk karbon (TOC) og farge i Farrisvannet de siste tiårene. Dersom økningen forsetter i betydelig grad, kan vannbehandlingsanleggene få kapasitetsproblemer, slik at de etter hvert vil måtte oppgraderes.

En rekke forhold vil kunne påvirke vannkvaliteten i norske drikkevannskilder, inkludert Farrisvannet, i årene fremover, deriblant klimaendringer, vekst i folketall, endret arealbruk og urbanisering, industri- og landbruksaktiviteter i nedbørfeltet, utbredelse av smittestoffer mm. Generelt forventes det at gjennomsnittstemperaturen vil øke og at det vil bli økt frekvens av kraftig nedbør (Hanssen-Bauer, 2009). Flere studier har vist at kraftig nedbør øker risikoen for at større mengder smittestoffer vaskes ut i overflatevannkilder (Tryland et al., 2011). Det har dessuten vært store utbrudd av vannbåren sykdom i Norden de siste årene, noe som har vært en påminnelse om at sikkerheten i vannforsyningen må tas på alvor. Eksempler er utbruddet forårsaket av parasitten *Giardia* i Bergen høsten 2004, der 4000-5000 personer ble syke etter å ha drukket vann fra Svartediket, som den gang kun var behandlet med sil og klor. Svartediket er en langt mindre vannkilde enn Farrisvannet, men høsten 2010 ble 27.000 mennesker syke av parasitten *Cryptosporidium* i Østersund i Sverige (Widerström mfl., 2014). Vannkilden var Storsjön. Den er større enn Farrisvannet. Inntaket var 350 meter fra land, på 38 meters dyp. På vannbehandlingsanlegget var det installert både klorering, ozonering og hurtigfiltrering, men denne parasitten er resistent overfor både klor og lave konsentrasjoner av ozon.

For å beskytte Farrisvannet som drikkevannskilde har Larvik kommune opprettet hele sin del av nedbørfeltet som hensynssone, jfr. Plan og bygningsloven §11-8a. Det vil si at alle tiltak skal konsekvensutredes, og tiltak som vil forurense eller kan representere en fare for forurensning av drikkevannskildene og deres nedbørfelt er ikke tillatt. På tross av dette har kommunen flere ganger, sist i arealplanen for 2015-2017, fremmet forslag om å innlemme Klova industriområde i arealdelen av kommuneplanen. Og flere ganger er forslaget trukket tilbake. Området ligger dels i Farrisvannets nedbørfelt, dels i Hallevannets nedbørfelt. Hallevannet er reservedrikkevannskilde for Larvik. Høringsuttalelser viser at Mattilsynet og Vestfold Vann IKS har kommet med vesentlige innsigelser mot innregulering av dette industriområdet i kommunens arealplan.

Forutsetningene for dagens beskyttelsesregime av Farrisvannet og nedbørfeltet har utviklet seg over tid. Infrastruktur, vekst og næringsutvikling, i tillegg til økt aktivitet i området, er annerledes i dag enn tidligere. Kravene til samfunnsikkerhet er generelt blitt strengere. For vannverkene i kommunene Larvik og Porsgrunn, samt Vestfold Vann IKS, har det derfor vært viktig å få en faglig basert dokumentasjon på

dagens og framtidig forurensningsfare for Farrisvannet, og på det grunnlag eventuelt revidere beskyttelsesregimet.

I denne rapporten har vi foretatt en forurensningsanalyse av Farrisvannet som drikkevannskilde. Vi har forsøkt å kartlegge i hvilken grad dagens og framtidige aktiviteter i nedbørfeltet kan føre til forurensning, og hvordan dette kan påvirke vannkvaliteten i Farrisvannet og råvannsinntakene til vannverkene. I arbeidet har vi hatt hovedfokus på hygienisk forurensning (smittestoffer), fargeutvikling, eutrofieringssituasjonen og utslipp av kjemikalier/miljøgifter. Vi har modellert og vurdert risiko knyttet til kontinuerlige utslipp og til scenarier med episodisk ugunstige forhold og akutte utslipp. Basert på dette har vi kommet med forslag til endringer i beskyttelsesregimet for drikkevannskilden.

## 2. Farrisvannet og nedbørfeltet

Farrisvannets nedbørfelt (Figur 2.1) strekker seg fra Skrimfjella i nord og ned til E18 og Larvik by. Siljanvassdraget (NVE-ID 015.4Z) er mellomstort med sine 491km<sup>2</sup>, og er del av vassdragsområde 015 Numedalslågen og Siljanvassdraget med kystområdet Sandefjord-Mølen. Det tilhører vannområdet Vest-Viken.

Farrisvannet (ID 429) er største innsjø med et overflateareal på 21.1 km<sup>2</sup>. Det er dermed langt større enn drikkevannskildene Maridalsvannet (Oslo) og Rore (Grimstad+Arendal), men lite i forhold til Mjøsa, se Tabell 2.1. Mens areal og maksimalt dyp er i samme størrelsesorden som for Eikeren, den andre store drikkevannskilden til Vestfold Vann IKS, er volumet bare en tredel.

Farrisvannet er regulert for produksjon av elektrisk kraft i Fritzøe kraftverk nedstrøms utløpet. Regulerings høyden i innsjøen er tre meter, dvs. på den grensen der man kan kalle en innsjø sterkt modifisert vannforekomst i hht. vannforskriften.

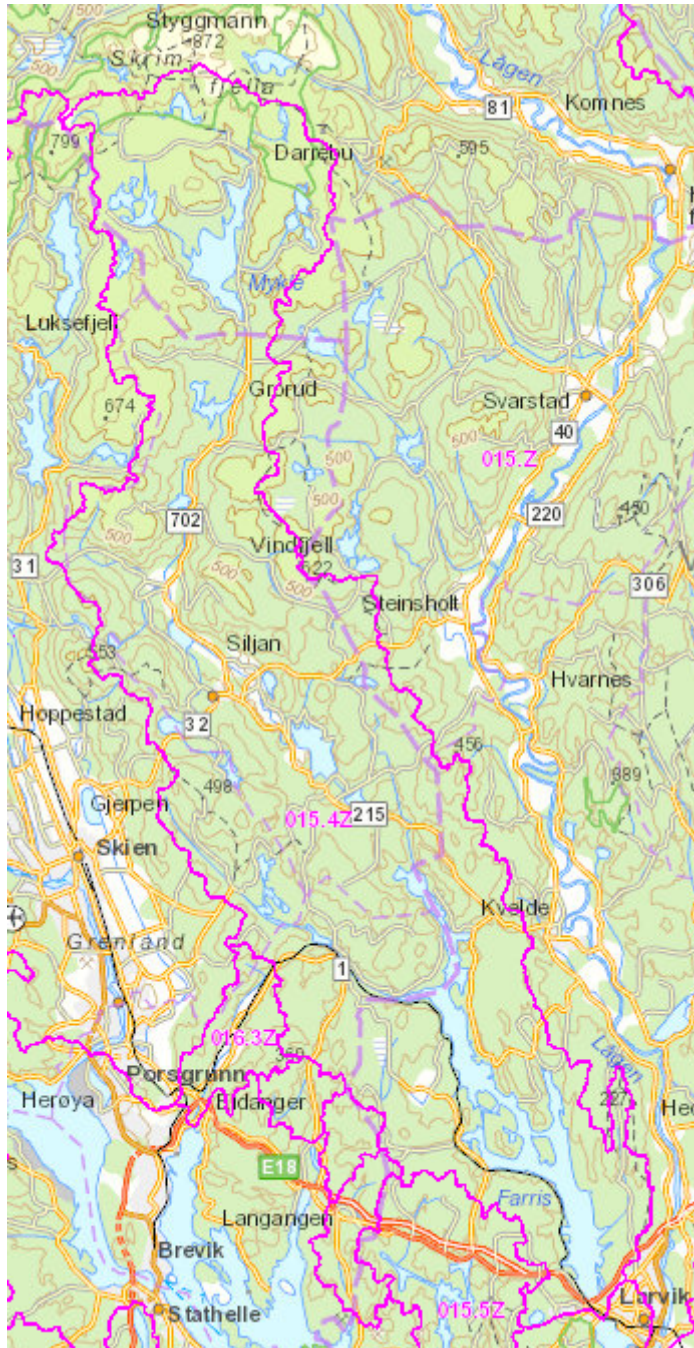
Tabell 2.1. Hydrologiske data for Farrisvann og andre viktige drikkevannskilder i Norge.

	Farris	Eikeren	Mjøsa	Rore	Maridalsv.	
Overflateareal	21,1	27,6	370	7,8	3,9	km <sup>2</sup>
Nedb.feltareal	491	343	16570	188	209	km <sup>2</sup>
Volum	740	2360	56200	221	69,9	mill m <sup>3</sup>
Middeldyp	35	85	150	28	18,9	m
Maks. dyp	140	156	453	98	45	m
Årsavrenning	337	216	9970	197	187	mill m <sup>3</sup> /år
Spes. avre.	21,8	20,0	19,1	33,0	28,4	L/s/km <sup>2</sup>
Opph.tid	2,2	10,9	5,6	1,12	0,37	år

Siljanelva er hovedinnløpet fra nord, mens Oklungselva kommer inn i Farrisvannet fra nordvest. Øvrige tilløp til Farrisvannet er mindre bekker. Midtveis oppe i Oklungselva/Rekua, rett oppstrøms Oklungen, finner vi Mjøvann, som er drikkevannskilde for Porsgrunn. Som del av oppdraget, men i egen rapport, lages det også en forurensningsanalyse for Mjøvann.

Siljanvassdraget ligger inneklemt mellom Skiensvassdraget i vest og Numedalslågens nedbørfelt i øst. Det er i hovedsak et lavlandsvassdrag, men de to høyeste toppene i nord er på hhv. 787 moh (Åslivassfjellet) og 765 moh (Jotefjellet). Disse to ligger hhv nordvest for og nord for innsjøen Mykle (overflateareal 6 km<sup>2</sup>).

Denne øvre delen av nedbørfeltet ligger hovedsakelig i Buskerud fylke (Kongsberg kommune), mens Siljan kommune (Telemark) strekker seg fra Farrisvannet og opp til Mykle. En del av vassdraget i vest hører til Skien kommune. Nedre del av Oklungselva ligger i Porsgrunn kommune, mens øvrige deler av Farrisvannet og nedbørfeltet omkring ligger i Larvik kommune i Vestfold. På Raubergflaket (584 moh) rett øst for Mykles utløp har man således to fylker i vest og det tredje i øst.



Figur 2.1. Siljanvassdragets nedbørfelt med Skrimfjella og innsjøen Mykle i øvre del og Farrisvannet, E 18 og Larvik i nedre del. Fylkesgrensene er med i kartet; Buskerud i nord, Telemark i vest og Vestfold i øst. Kartkilde: NVE Atlas.



Som figur 2.1 viser er det bilveier i alle nedbørfeltets deler, men bortsett fra området sør for Farrisvann er befolkningstettheten lav. Største tettsteder er Siljan og områdene rett nord for (Opdalen) og rett sør for (Torsholt-Kiste) dette tettstedet.

En rekke vannkvalitetsparametere overvåkes jevnlig i Farrisvannet og i 14 av tilløpsbekkene/elvene, i det som omtales som Farrisovervåkingen. Prøvetakningsstasjonene i Farrisovervåkingen er vist i figur 2.2. Bekkene på østsiden av Farrisvann har vært overvåket i en årrekke, mens de på vestsiden ble med i programmet for første gang i 2010. Dag Berge har tidligere foretatt en sammenstilling av vannkvalitetsdata fra Farrisovervåkingen fra 1958 til 2010 (Berge, 2011), som oppsummerer utviklingen i målt vannkvalitet over tid. I vedlegg A er figurene fra denne Berge-rapporten oppdatert med nye data til og med 2015.



Figur 2.2. Farrisvannet med prøvetakningsstasjoner som inngår i Farris-overvåkingen. Stasjoner som begynner med F1 overvåkes hvert år, mens stasjoner som begynner med F5 overvåkes hvert 5. år. Omtrentlig plassering av råvannsinntak for vannverkene er angitt med L for Larvik/Gopledal vannverk, V for Vestfold Vann IKS/Seierstad og P for Porsgrunn/Valleråsen vannverk (Kartgrunnlag: Statens kartverk).

### 3. Forurensningskilder og -regnskap for Farrisvann

#### 3.1 Dagens forurensningskilder og andre faktorer

I dette arbeidet har vi tatt utgangspunkt i at ulike typer påvirkninger og relevante forhold for effekten av påvirkninger skal omtales. Noen kan raskt avskrives som en trussel, mens de med større påvirkningspotensiale får en mer omfattende beskrivelse og vurdering. Tabell 3.1 oppsummerer aktuelle påvirkningstyper. For de mest sentrale påvirkningstyper, er betydningen innenfor de ulike delfeltene beskrevet nærmere i avsnitt 3.3. og i kapittel 8.

Tabell 3.1. Aktuelle nåværende påvirkningstyper for Farrisvann som drikkevannskilde med stikkordsmessig beskrivelse og vurdering.

Påvirkningstype	Beskrivelse	Vurderes nærmere?
Vassdragsregulering	Farrisvassdraget er sterkt regulert øverst i vassdraget – fem innsjøer har reguleringshøyde 7-10 m; Farrisvann har reguleringshøyde på 3 m. Mindre småkraftverk oppstrøms Farris	Ja
Landbruksstilførsler (husdyrhold, beiting, gjødselspredning, hestesport)	Bidrag lokalt med næringssalter og kan være en trussel for hygienisk tilstand. Siljan: ca 2500 storfe, gris, sau, geit, hest Larvik: ca 200 storfe, gris, sau, geit, hest (inkludert ca 20 hester ved Damgården) Porsgrunn: 8-10 kyr og noe sau og gris på hobbybasis.	Ja
Kommunalt avløp	Bidrag lokalt med næringssalter og kan være en trussel for hygienisk tilstand. 3 kommunale renseanlegg har utslipp til tilløpselver: Oklungen renseanlegg (ca 70 pe/26 hus) med utslipp til Oklungvannet, samt Siljan avløpsrenseanlegg (2000 pe) og Gonsholt renseanlegg (130 pe) med utslipp til Siljanvassdraget -Ca 234 boliger i Larvik er tilknyttet kommunalt avløpsnett som ledes ut av nedbørfeltet, 3 pumpestasjoner. Avløpsledning fra Anvik (21 boliger) til Farris eidet ligger i selve Farrisvannet	Ja
Privat avløp fra befolkning – hus	Bidrag lokalt med næringssalter og kan være en trussel for hygienisk tilstand. -302 boliger i Larvik kommune -83 boliger i Porsgrunn kommune -1094 pe (ca 450 boliger) i Siljan kommune	Ja
Privat avløp fra befolkning - hytter	Kan være en trussel for hygienisk tilstand avhengig av beliggenhet og avløpsløsning. -196 hytter i Larvik kommune -En del hytter ellers i nedbørfeltet	Ja
Veier	Avrenning av veisalt og salt som brukes mot støving kan potensielt true vannsirkulasjonen i avsnørte områder av Farrisvann. Kan være åsted for uhellsutslipp fra transport - E18 Farris eidet ferdigstilles 2017, lokalveier 2019	Ja
Jernbane	- Vestfoldbanen Larvik- Porsgrunn går langs	Ja

	hele Farrisvannets vestside og opp til Oklungen	
Industri	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Norsk Miljøindustri; produksjon av jord og biobrensel, behandler inntil 25 000 tonn hageavfall</li> <li>- Nordic Garden AS er avviklet</li> </ul>	Nei. Teoretisk avrenning til Vassvikbekken, men krav i utslippstillatelsen om at påvirket overvann ikke slippes til Farrisvannet
Deponi	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Barkdeponi Sky, under tidligere Nordic Garden.</li> </ul>	Ja.
Bergverk	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Hedrum pukkverk tangerer nedbørfeltgrensen fra øst, nord for Bommestad.</li> </ul>	Nei
Radioaktivitet	Deler av nedbørfeltet til Farrisvannet har høyt aktsomhetsnivå med hensyn til bakkekonsentrasjon av uran (se Figur 3.1).	Ja
Båtbruk på Farrisvannet, båthavner	Kan være en trussel for hygienisk tilstand. Ca 680 båter (mest småbåter).	Ja
Bading	Badeplasser kan innebære hygienisk forurensning. På gode dager er det flere hundre badende på badestedene i søndre del av Farris	Ja
Annet friluftsliv	Normalt friluftsliv med rasteplasser, bålbrekking og teltning <ul style="list-style-type: none"> <li>- Eksisterende camping</li> </ul>	Ja
Arrangementer	Kjente idrettsarrangementer er sykkelrittet Farrisrunden med 5000 deltakere, start Nansetbanen, så rundt innsjøen og i nedbørfeltet	Ja
Idrettsanlegg	Idrettsbaner med kunstdekke kan være tilført materialer som medfører avrenning av miljøgifter	Ja

**Vassdragsregulering.** Vassdraget er sterkt regulert i øvre del. Fem større innsjøer oppstrøms Farrisvann er regulert, og regulerings høyden er 7-10 meter. Det vil si at disse innsjøene er sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF) etter vannforskriften. Toklev, Hogstad, Sagfossen og Kiste kraftverk produserer til sammen 21 MW ved maksimal drift.

Farrisvann har en regulerings høyde på 3 meter, men er ikke karakterisert som SMVF i Vann-Nett. Det skyldes trolig både den moderate vannstandsvariasjonen og at innsjøen er klassifisert til å ha god økologisk tilstand selv om den er regulert. Fritzøe kraftverk utnytter fallhøyden på 23 meter fra innsjøen til å produsere 3,3 MW ved maksimal ytelse.

#### **Tilførsler fra landbruk og kloakk**

Disse tilførselene inngår i forurensningsregnskapet for Farrisvann (kapittel 3.3) og i risikoanalysen for hygienisk påvirkning (kapittel 8). De blir også omtalt i kapittelet om beskyttelsesregimet (kapittel 9).

**Vegbygging.** Effekter av utbyggingen av E18 i Farriseidet er blitt overvåket av NIBIO (tidligere Bioforsk; Roseth m.fl. 2014). Partikkelpåvirkning ble ansett som den potensielt største trusselen mot drikkevannskvaliteten. Turbiditet og andre parametere ble derfor overvåket i 2014. Resultatene viste betydelig transport av partikler nordover i Farrisvannet i forbindelse med masseutskifting og problemer med siltgardin i juli/august 2014. Men selv om grenseverdien på 7 NTU ble overskredet og partikler ble

transportert helt opp mot Larvik vannverk, ble det ikke påvist effekter i råvannet, verken ved Larvik vannverk 1,5 km fra Farriseidet eller ved Vestfold Vann IKS 4,5 km fra Farriseidet. De høyeste partikkelkonsentrasjonene ble funnet i sprangsjiktet (termoklinområdet), dvs. det området i innsjøen som ligger rett under det sirkulerende vannlaget. Dette sjiktet lå på 5-12 meters dyp på denne tiden, mens vanninntakene ligger på 40-50 meters dyp. De var derfor godt beskyttet mot overflateforurensning på dette tidspunktet.

Roseth m.fl. (2014) påpeker at tilbakespyling av marmorfilteret i Larvik vannverk kunne forklare økt partikkelkonsentrasjon målt fra overvåkingsbøyen som lå i overflaten nær vanninntaket.

### **Jernbane.**

Dagens persontransport på jernbanestrekning langs vestsiden av Farrisvannet kan representere en trussel ved uhellsutslipp av kloakk eller avsporing og eventuell påfølgende utlekking av drivstoff, oljer osv. Sannsynligheten for at dette skjer er minimal og konsekvensen ikke nødvendigvis større enn for annet kloakkavløp. Oljer og drivstoff vil trolig legge seg i overflaten og vil kunne fanges opp og dermed ikke nå fram til vanninntakene. Vannverket til Porsgrunn ligger imidlertid svært nær denne linjen, og det kan være behov for å se på fartsgrenser i dette området.

Godstransport på denne linjen kan være en trussel ved uhell, spesielt hvis det fraktes farlige kjemikalier. Det bør vurderes forbud mot frakt av farlig avfall og dagens fartsbegrensninger bør også vurderes.

### **Deponi**

Barkdeponiet ved Sky er eneste kjente deponi med problematisk avrenning. Avrenning er til Vassvikbekken, som etter noen hundre meter munner ut i Farrisvannet rett vest for Larvik vannverk. Avrenningen inneholder betydelige konsentrasjoner av næringssalter og organisk stoff, men vannmengden fra dette lille arealet (0,5 km<sup>2</sup>) er liten og tilførselen derfor ingen trussel mot drikkevannet.

### **Radioaktivitet.**

Nedbørfeltet er kartlagt med hensyn på aktsomhet for radon i grunnen. Aktsomhetsgraden er høy i noen områder i nordvest og moderat til lav i størsteparten av nedbørfeltet (figur 3.1). Vi vurderer risikoen knyttet til drikkevannsinteressene som ubetydelig.

Risiko ved et eventuelt radioaktivt nedfall som skyldes utslipp utenfor landets grenser er vurdert seinere i rapporten.



Figur 3.1. Aktsomhetskart for radon. Lilla tilsvarer høy aktsomhetsgrad, mens gult tilsvarer moderat til liten aktsomhetsgrad. Aktsomheten er knyttet til mulig forhøyede radonkonsentrasjoner i hus, og ikke til effekter i vann. Kilde: [geo.ngu.no/kart/radon/](http://geo.ngu.no/kart/radon/)

### Aktiviteter knyttet til friluftsliv

Ferdsl og aktivitet i forbindelse med friluftsliv og arrangementer, samt bading og bruk av småbåt i drikkevannskilden kan i teorien utgjøre en trussel under visse omstendigheter, dvs. hvis syke personers avføring/patogener står i fare for å komme fram til vannverkens inntak. Da kan patogener med lang overlevelse utgjøre en trussel slik som beskrevet i kapittel 5 om hygienisk tilstand og kapittel 8 om mikrobiell risikovurdering.

Vi vil også vise til restriksjoner for Maridalsvannet, Oslos drikkevannskilde: «I den isfrie periode er det ikke lov å ferdes innenfor gjerdet langs Maridalsvannet, eller det som er markert med bolter langs en del av jordene (10 m sonen fra HRV). Det er kun Vann- og avløpsetatens folk som har anledning til å ferdes der i spesielle ærend. All ferdsel utenom Vann- og avløpsetatens folk, må ha spesiell tillatelse fra Vann- og avløpsetaten.»

Dette viser at det kan være grunn til å se på dagens praksis med hensyn til ferdsel i nærområdet til Farrisvannet, og vi vil komme tilbake til dette under vurderingen av endret beskyttelsesregime.

**Idrettsbaner.** Idrettsbaner utgjør et ubetydelig areal i forhold til Farrisvannets nedbørfelt, men vi har likevel trukket temaet inn her. Det er fordi 300 kunstgressbaner midt på 2000-tallet var blitt tilført 30.000 tonn granulater fra oppmalte bildekk og fordi det var ønsket en vurdering av om dette kunne utgjøre et problem for Farrisvann. I følge Larvik kommunes nettside, er det en fotballbane med kunstdekke på Månejordet. Avrenningen er til Gopledalsbekken. Det er også en kunstgressbane og en minigress-bane på Lovisenlund idrettsplass, der avrenningen er mot Farriskilen.

SINTEF Byggforsk viste at kunstgressgranulat produsert av resirkulerte bildekk inneholder en rekke helse- og miljøfarlige kjemikalier som kan avgis til omgivelsene. Innhold og utlekking av tungmetaller, PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) og alkylfenoler var vesentlig høyere i granulat som var laget av bildekkgummi enn i fabrikknytt granulat. Dette står det å lese på Miljødirektoratets nettside:

[http://www.miljodirektoratet.no/no/Nyheter/Nyheter/Old-klif/2006/Januar\\_2006/Kunstgressbaner\\_og\\_resirkulerte\\_bildekk/](http://www.miljodirektoratet.no/no/Nyheter/Nyheter/Old-klif/2006/Januar_2006/Kunstgressbaner_og_resirkulerte_bildekk/).

NIVAs miljørisikovurdering viste at utlekking av spesielt sink, men også alkylfenoler (særlig oktylfenol) kan gi en risiko for negative miljøeffekter lokalt i overflatevann som mottar avrenning fra kunstgressbaner (Källqvist 2005). De totale mengdene som lekker ut av slike forurensningskomponenter er imidlertid beskjedne, og effekten i vann ble vurdert som kun lokal, dvs. begrenset til mindre resipienter. Forholdsvis lave konsentrasjoner ble også funnet i en mer omfattende dansk undersøkelse (Buus Kjær 2013). Utlekking fra en slik bane med gummigranulater kan være i størrelsesorden 20 kg sink, 5 g PAH, 150 g ftalater og 30 g alkylfenoler (Källqvist 2005), men dreneringsforhold og dreneringssystem vil påvirke tilrenningen til overflatevann. Vi vurderer risikoen knyttet til drikkevannsinteressene som ubetydelig pga fortykning og dermed svært lave konsentrasjoner i innsjøen.

### 3.2 Framtidige forurensningskilder

Farrisvann ligger rett i utkanten av Larvik by, og kommunens planer viser at det i framtida vil være et press mot ytterligere utbygging som kan påvirke innsjøen som drikkevannskilde. I dette avsnittet skal vi forholdsvis kort omtale de planer som er kjent, og vi har listet opp tematisk de mulige framtidige kildene til påvirkning av Farrisvann (Tabell 3.2). Om nye forhold gir grunn for ytterligere vurdering er angitt.

Tabell 3.2. Aktuelle påvirkningstyper for Farrisvann som drikkevannskilde.

Påvirkningstype	Beskrivelse	Bør vurderes nærmere?
Vassdragsregulering	Ubetydelige endringer; en mindre utbedring og ett nytt minikraftverk i tilløp til Siljanelva	Nei
Landbrukstilførsler (husdyrhold, beiting, gjødselspredning, hestesport)	Ingen større planer om nye anlegg, staller osv.	Nei
Boligområder	- Arealer ved Martineåsen i sørvest er avsatt til boligformål	Utbygging her vil ha drenering til Vassvikbekken (vedlegg B) og

	<p>i kommuneplanen, og en mindre del av arealet ligger i nedbørfeltet til Vassvikbekken.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Hagalia ligger på nedbørfeltgrensen ved E18 i øst.</li> <li>- Vestre Fagerli ligger rett sør for Hagalia, ved Nanset Idrettsforenings område</li> <li>- To områder nord og sør for Opdalsvann i Siljanelva, samt mindre områder lenger sør i Siljan kommune, er avsatt til boligformål.</li> </ul>	<p> vurderes nærmere.</p> <p>Avløp herfra vil drenerer til Farrisvann i et område mellom Dammenbekken og Gopledalsbekken (vedlegg B). Avløp herfra kan drenerer vestover til Gopledalsbekken og videre til Farrisvann. Avløp vil drenerer til Siljanelva.</p>
Avløp fra befolkning - hytter	Ingen flere hyttefelt	Nei
Veier	<p>Det er trolig ikke flere planer om stor veiutbygging etter E18 Bommestad – Sky i Farrisvannets utløpsområde, men i Siljan kommunes arealplan 2007-2019 ligger det inne en mindre omlegging av RV 32 i åsen vest for Siljanelva. Nytt mottak for spesialavfall i Brevik vil øke transport av farlig avfall forbi Farrisvannet</p>	Ja
Jernbane	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Areal for ny jernbanetrasse vestover fra Farriseidet er vedtatt (Figur 3.2), men vil ikke berøre nedbørfeltet til Farrisvannet</li> <li>- Etterbruk av den etter hvert nedlagte jernbanetraseen</li> </ul>	<p>Nei</p> <p>Bør vurderes seinere, avhengig av etterbruk</p>
Næringsvirksomhet	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Klova næringsområde nord for Sky (Figur 3.2) ligger i øvre del av nedbørfeltet til Skautvet- og Askedalsbekken, men vil ikke berøre Vassvikbekkens felt.</li> </ul> <p>I Siljan kommunes arealplan 2007-2019 er det ikke foreslått nye næringsarealer</p>	Ja
Bergverk	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Kommuneplanen legger til rette for en sammenknytning av Hedrum pukkverk og Grinda pukkverk, som begge utnytter larvikitt</li> </ul>	Ja
Arrangementer	Ingen nye er kjent	Nei
Annet friluftsliv	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Camping; ingen nye plasser i plan for camping 2014-2026</li> </ul>	Nei
Radioaktivt nedfall	Ingen løpende trussel, men uhellsutslipp kan ramme Farrisvann	Ja

**Boligområder**

Det antas at alle nye boligområder vil ha tilfredsstillende kloakkløsninger. Likevel, med kloakkanlegg i nedbørfeltet er det alltid en viss fare for lekkasjer. Med flere boliger blir det også flere hunder og katter som bidrar med tarmbakterier i lokale bekker. Mer hagehold og bilvask kan også gi økt avrenning av kjemikalier/miljøgifter. Ny utbygging og aktivitet i Farrisvannets nærrområde bør begrenses/må skje med aktsomhet.

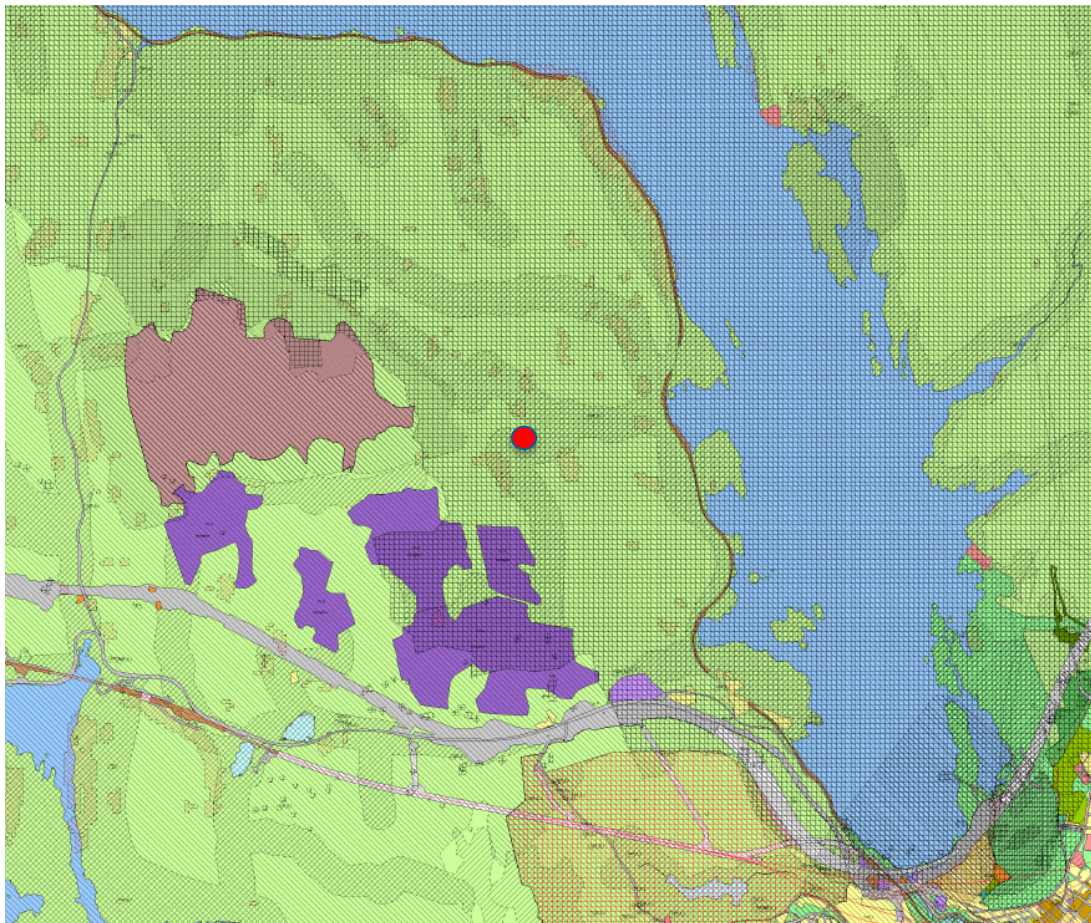
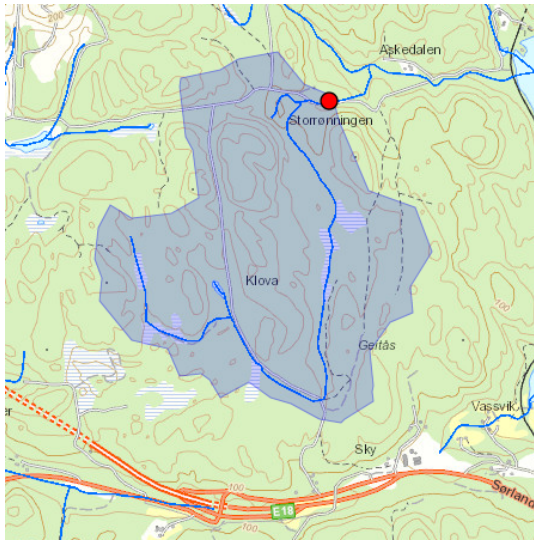
**Veier**

Ingen nye veier av betydning er planlagt, men en konsekvens av NOAHs planer om mottak for spesialavfall i Brevik vil øke transporten av slikt avfall på E18. Uhell i Farriseidet vil kunne påvirke vannverkinntakene under ugunstige vindretninger. Hendelsen med partikkeltransport fram mot Larvik vannverk under anlegg av ny E18 over Farriseidet viser at dette kan utgjøre en risiko.

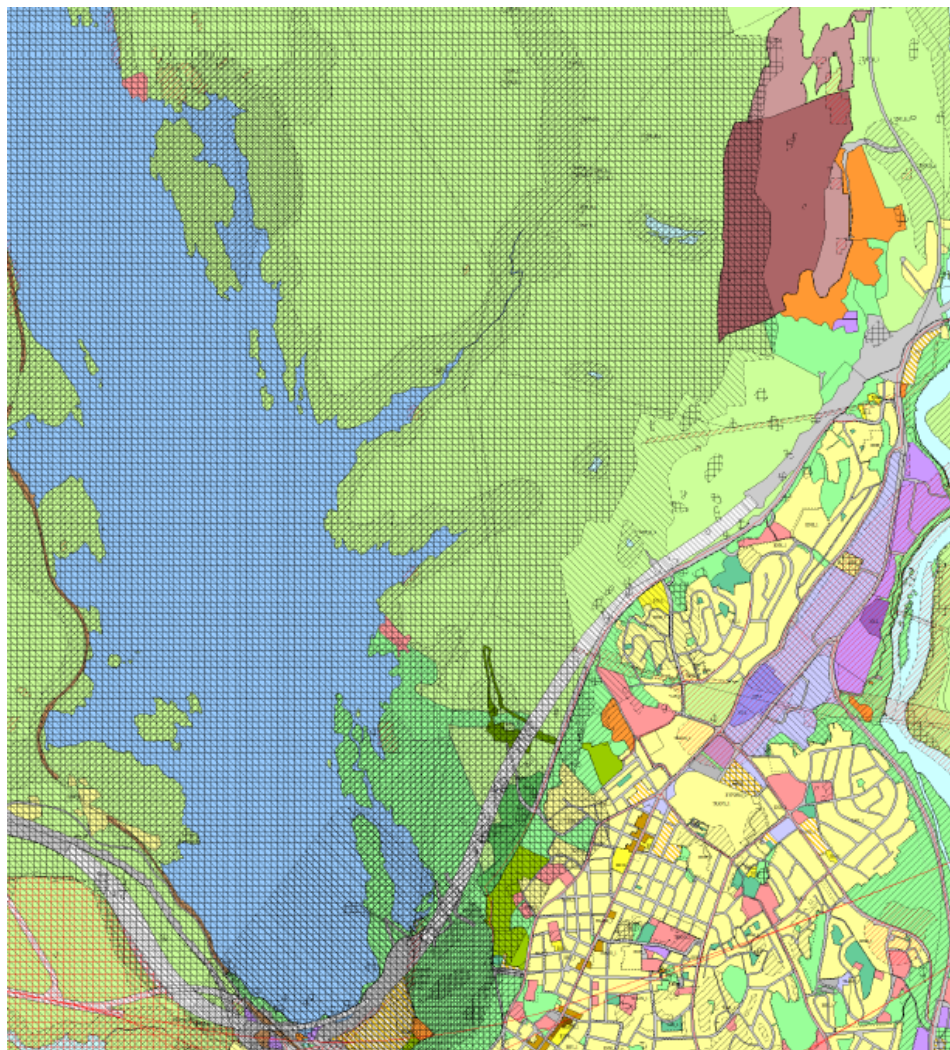
**Klova næringsområde.** Den mest omstridte utbyggingen er trolig kommuneplanens forslag om Klova næringsområde. I kommuneplanen foreligger forslaget som vist i figur 3.2. Forslaget om Klova har vært inn og ut av kommunens forslag til arealplaner flere ganger på grunn av innsigelser, og er inkludert igjen i vedtatt arealplan for 2015-2027. Vesentlige deler av de foreslåtte arealene ligger inne i nedbørfeltet til Skautvet- og Askedalsbekken (kart også i Vedlegg B), og vil ha drenering nordover og inn i Farrisvann. Man vet per i dag ikke hvilke typer virksomheter som er aktuelle for et eventuelt Klova næringsområde og da heller ikke hvilke miljøgifter som kan tenkes å påvirke drikkevannskilden. Hvis området godkjennes, vil det åpenbart være behov for spesielle avbøtende tiltak for å unngå at miljøgifter når fram til Farrisvann, og man bør avvise virksomheter med et potensiale for farlige utslipp. En mulighet kan også være å lede avrenning mot andre nedbørfelt. Den muligheten eksisterer i og med at Klovaområdet har avrenning også mot sør og vest.

**Hedrum pukkverk.** Utvidelse av Hedrum pukkverk sørover til Grinda pukkverk (figur 3.3) vil få avrenning til Fossanebekken og dermed potensielt til Farrisvannet. I utredningen til Multiconsult om pukksteinsressurser i Sandefjordregionen (Multiconsult 2011) er utvidelsen utredet i grove trekk og det er gjort en enkel konsekvensutredning av miljø og naturressurser og samfunnsmessige forhold, men drikkevannsinteressene er ikke nevnt. Pukkverk vil kunne påvirke vannforekomster pga partikkeltransport, og finpartikler fra steinknusing og transport i området kan være svært vanskelig å holde tilbake med vanlige sedimenteringsteknikker. Man bør derfor hindre avrenning av slamholdig vann fra dette området til Farrisvann. Oljer og drivstoff kan potensielt også sige fra slike områder, men vil neppe nå fram til vannverksinntakene.





Figur 3.2. Nedbørfeltet fra et punkt i Skautvedtbekken (øverst) og kommuneplanens forslag om framtidig næringsområde i Klova (lilla farge, nederste kart). Rødt punkt i nederste kart er plassert på samme sted som i det øvre. Mattilsynet har fremmet innsigelse mot de deler som drenerer til Farrisvannet, se kart i vedlegg B for de to nedbørfeltene som kan berøres. Fylkesmannen har i 2015 gitt utslippstillatelse til Norsk Miljøindustri, som ses i en lysere lillatone inntil dagens E18. Nåværende jernbanetrase er linjen langs Farrisvannets vestside, mens foreslått jernbanetrasé er linjen vestover fra Farriseidet og sør for E18. Nåværende område for uttak av larvikitt ved Vardåsen (brun farge) ligger i all hovedsak utenfor Farrisvannets nedbørfelt. Kartkilde: NVE NEVINA (øverst); kommuneplanen (nederst).



Figur 3.3. I det øvre høyre hjørnet ligger Grinda pukkverk, Hedrum pukkverk, Larvik kommunes avfallsdeponi og framtidige utvidelse av masseuttak (med mørk brun farge), slik det framkommer av kommuneplanen. En stor del av utvidelsen ligger inne i Farrisvannets nedbørfelt rett øst for Steinholtjtjerna og vil ha drenering mot Fossanebekken, se kart i vedlegg B.

**Radioaktivt nedfall etter uhell ved utenlandske anlegg.** Meteorologiske forhold, spesielt vindretning og nedbør, er av stor betydning for hvilke steder som blir mest rammet av radioaktivt nedfall etter en ulykke. Farrisvannets nedbørfelt kan bli utsatt hvis meteorologisk forhold fremmer spredning til dette området. Det har nylig blitt gjort en vurdering av konsekvensen av et virtuelt scenario i CERAD prosjektet, av en virtuell ulykke som skjer på Sellafield i Storbritannia. Ved scenariet som rammer Vestlandet mest, kan det bli så høyt som over 100 kBq/m<sup>2</sup> i Farrisvannets nedbørfelt. Radionuklider binder seg på overflaten til planter, lav og vann. Det radioaktive nedfallet etter reaktorulykken i Tsjernobyl i 1986 besto av en rekke radionuklider. De fleste har kort nedbrytningstid, og er derfor ikke lenger tilstede i naturen. Det radioaktive stoffet cesium-137 har lang nedbrytningstid (ca. 30 år). Cs-137 tas opp fra jorden av planter og sopp. Når dyr spiser forurenset gras på beite, øker nivåene av cesium-137 i kjøtt og melk, men risikoen for helseskader som følge av Tsjernobyl-ulykken er likevel svært liten. Det er noe høyere risiko for reindriftsutøvere eller andre med høyt konsum av reinsdyrkjøtt, vilt og sopp.

I henhold til forskrift om visse forurensende stoffer i næringsmidler (HOD, 2015), er grenseverdien for summen av cesium-134 og cesium-137 satt til 600 Bq/kg for øvrige næringsmidler (inkludert drikkevann). Inntakene for drikkevann i Farrisvannet er på dypt vann (23-40 m), et godt stykke fra tilløpsbekker/elver. Det vil derfor være en stor fortykning av radioaktive stoffer, dersom de tilføres Farrisvannet direkte på

overflaten og via tilsig fra nedbørfeltet etter en mulig ulykke. Beregninger indikerer at selv nedfall opp mot 1000 kBq/m<sup>2</sup> ikke vil påvirke dypvannet med konsentrasjoner over grenseverdien på 600 Bq/l drikkevann. Målinger etter Tsjernobyl-ulykken viste bare meget lave verdier i prøver fra store dype innsjøer i Norge. Prøver fra elvevann i fjellområder viste høye verdier i perioden like etter ulykken, men aktiviteten ble betydelig redusert etter noen dager (FHI, 2004). Etter ulykker med radioaktivt nedfall er det derfor ikke drikkevann fra dype innsjøer, men matvarer som i lang tid kan tilføre mennesker radioaktive stoffer. Uansett, det anbefales å ha en beredskapsplan, og radioaktivitetsnivåene i vannkilden og i ferskvannsfisk bør kontrolleres etter uhell. Statens Strålevern har i dag et overvåkingsnettverk i hele Norge, som kan benyttes i slike tilfeller.

### 3.3. Fosforregnskap

Basert på den totale belastningen viser vi her et forurensningsregnskap for Farrisvann. Det er basert på tall som er samlet inn tidligere og dagens hydrologiske forhold i vassdraget. Det er gjort for å skalere påvirkningen i forhold til den resipientkapasiteten innsjøen har, og er dermed knyttet opp mot eutrofisituasjonen. Slike regnskap baseres på fosfor (P) fordi fosfor som regel er begrensende næringsstoff for algeproduksjon i innsjøer. Er det for mye fosfor, kan algeveksten bli større enn det som er antatt å være innsjøens naturtilstand og nærme seg en kritisk grense, se også neste kapittel.

I og med at Farrisvann har et middeldyp på 35 meter, kan den betraktes som en stor innsjø i forhold til inndelingen i grunne og dype/store innsjøer som er gjort av Rognerud m.fl. (1979). For store innsjøer viser data fra en rekke slike innsjøer i Norge at den kritiske P-konsentrasjonen er 7 µg/L som en middelværdi i løpet av året (op. cit.). Denne verdien er satt uavhengig av innsjøenes vanntype, og er hovedsakelig basert på klarvannsinnsjøer. I følge vannforskriften (Veileder 02-2013) og basert på Farrisvannets vanntype fastsatt i Vann-Nett (stor, kalkfattig og klar innsjø i lavlandet), er kritisk fosforgrense (God/Moderat-grensen) 9 µg/L. I referansesituasjonen har slike innsjøer en P-konsentrasjon på 3 µg/L i henhold til vannforskriften. Foreliggende undersøkelse viser imidlertid at Farrisvannet ikke lenger er en klarvannsinnsjø, og dette endrer i prinsippet G/M-grensen for fosfor. Mer om dette under.

Holtan m.fl. (1985) utarbeidet et P-regnskap for Farrisvann basert på arealbruksinndeling og definerte koeffisienter for arealavrenning og tilførsler fra forskjellige kilder. De kom fram til at innsjøen den gangen ble tilført om lag 4500 kg P/år (tabell 3.3). Hele 3000 kg (70 %) av dette var fra skog og andre upåvirkede kilder. Tilførsler fra kloakk og jordbruk var til sammenlikning hhv. 900 og 540 kg/år. Vi har sjekket arealfordelingen slik den framkommer i NEVINA (<http://nevina.nve.no/>). Hele 83 % av nedbørfeltarealet til Farrisvann er skog, dyrket mark kun 2,3 %, og så mye som 9,6 % er innsjøareal.

Med den hydrologien Holtan m.fl. (1985) brukte og basert på beregningsmodellen til Rognerud m.fl. (1979), ga det en middelkonsentrasjon i innløpet på 9,5 µg/L og en middelkonsentrasjon i innsjøen på 5,3 µg/L. Målte klorofyllkonsentrasjoner den gangen var under 2 µg/L og innsjøen ble karakterisert som oligotrof (næringsfattig).

Med den årlige vannmengden vi i dag kan hente fra NVE Atlas, som er vesentlig lavere og som dermed gir mindre grad av fortykning, vil den samme belastningen gi en middelkonsentrasjon i innløpet på 13,3 µg P/L og en middelkonsentrasjon i innsjøen på 7,2 µg/L. Dette er det samme som kritisk grense i følge Rognerud m.fl. (1979), men lavere enn G/M-grensa i vannforskriften.

Verdien på 7,2 µg/L er noe lavere enn de tot P-verdiene som er målt de siste årene (siste 6 år er det i gjennomsnitt målt 8,0 µg/L tot-P, vedlegg A). Forskjellen mellom beregnet og målt verdi kan skyldes økningen i TOC og at dette har gitt en større tilførsel av organisk bundet P til innsjøen enn det som ligger til grunn for Holtans P-regnskap. En slik økning vil neppe forårsake økning i algemengde fordi organisk bundet fosfor i liten grad er tilgjengelig for algevekst. De svært lave klorofyllverdiene som ble målt i 2015 (om lag 2 µg/L) bekrefter at det fortsatt er lite tilgjengelig fosfor i innsjøen.

Vi har også gått gjennom de to forurensningsregnskapene Ask Rådgiving AS har laget for Farrisvannet. Summen av bidragene fra nedbørfeltet oppstrøms Vestfold (Simonsen 2011) og fra den delen som ligger i Vestfold (Smith 2012) viser om lag samme totalbelastning som Holtan m.fl. kom fram til, se tabell 3.3.

Tabell 3.3. Tilførsler av fosfor (kg/år) til Farrisvann fra naturlige kilder (skog, impediment og innsjøoverflater), kloakk og jordbruk.

Holtan m.fl. 1985		Simonsen 2011	Smith 2012	
<u>Farris TOT</u>		<u>Oppstr.Vestfold</u>	<u>Vestfold</u>	<u>Farris TOT</u>
Skog	1750			
Imped	86			
Innsjø	1217			
Sum	3053	2325	985	3310
Kloakk	897	405	39	444
Jordbruk	542	490	122	612
TOT	4492	3220	1146	4366

Arbeidene fra 1985 og 2011/2012 viser at tilførslene fra kloakk er betydelig lavere nå enn tidligere (som støttes av lavere målte verdier av tarmbakterier i tilløpsbakkene, se vedlegg A), og dermed at lett tilgjengelig P for algene er redusert. Men forskjeller i disse regnskapene kan også skyldes ulike beregningsmåter, noe vi ikke har undersøkt nærmere. Tallene kan tyde på at det ikke er vesentlige endringer i de totale P-tilførslene. Beregningen av P i de naturlige tilførslene avhenger av om arealavrenningskoeffisientene gjenspeiler den antatt økte P-tilførselen med naturlig organisk stoff. Som anført over, kan lavere beregnet tot-P konsentrasjon i innsjøen enn de målte tyde på at det ikke er tilfellet.

Ved å legge kun de naturlige fosfortilførslene til grunn slik de framkommer i de to regnskapene, viser en beregning basert på modellen til Rognerud m.fl. (1979) at midlere fosforkonsentrasjon i Farrisvannet ville være 4,9-5,3 µg/L. Dette er vesentlig høyere enn referansetilstanden på 3 µg/L som er gitt i vannforskriften for den vanntypen som er angitt i Vann-Nett. Tar en også i betraktning den antatt økte P-tilførselen med naturlig organisk stoff, er det grunn til å tro at referanseverdien er høyere enn 3 µg/L for Farrisvannet. Vi tror uoverensstemmelsen skyldes at Farrisvannet ikke lenger er en klar innsjø, jfr. trendene i TOC og fargetall seinere i rapporten (kapittel 6). En humøs innsjø, slik den er definert i vannforskriften, har en TOC-konsentrasjon på 5-15 mg/L. Da er referansekonsentrasjonen for fosfor på 6 µg/L og en God/Moderat-grense på 16 µg/L. TOC-konsentrasjonen i Farrisvannet ligger imidlertid nær 5 mg/L, så vi anbefaler ikke å bruke denne G/M-grensen. Humøse innsjøer er som regel grunne, og det er ikke etablert referanseverdier for dype humøse innsjøer som er direkte egnet for Farrisvannet. Det kan derfor være lurt å forholde seg til en kritisk grense (G/M-grense) for P-konsentrasjon på 9 µg/L. Dette er nær de konsentrasjoner som måles i Farrisvannet, og vi anbefaler at dagens P-konsentrasjoner ikke tillates å øke. En økning kan medføre økt algevekst i enkelte år. Måling av fosfor, klorofyllkonsentrasjon og algesammensetning bør være del av framtidige overvåkingsundersøkelser.

Vi har også simulert effekten på P-konsentrasjonen i Farrisvann av å halvere eller doble tilførslene fra landbruk og befolkning i nedbørfeltet. For de to regnskapene viser effekten av å halvere tilførslene en reduksjon i innsjøen på hhv. 1,1 og 0,8 µg P/L og av å doble en økning på hhv. 2,4 og 1,7 µg P/L for regnskapene til Holtan m.fl. (1985) og Ask Rådgiving (2011+2012). Sammenholdt med tallene over og de lave klorofyll-verdiene i 2015 (som det er redegjort for under), mener vi at det vil være unødvendig med ytterligere tiltak for å redusere fosforkonsentrasjonen fra dagens nivå.

### 3.4 Trusselbildet i delfelt

Vi har valgt å dele vassdraget inn i hensiktsmessige delområder for se nærmere på trusselbildet. På dette grunnlaget har vi så gjort videre beregninger og modellering for å skaffe informasjon om hvordan avrenningen fra disse delområdene kan påvirke Farrisvannet som drikkevannskilde.

Prinsippene for inndelingen er for det første at den er nedbørfeltbasert. Det vil si at all nedbør og all avrenning fra forurensningskilder i prinsippet drenerer mot det nederste punktet i den geografiske enheten (nedbørfeltet). Nedbørfeltinndelingen i NVEs vassdragsregister REGINE ble brukt til denne inndelingen. Vi har først delt opp i seks hovedfelt, som presenteres her med kart og omtale. Disse er igjen delt inn i bekkefelt for å identifisere forurensningskilder som bør gis spesiell oppmerksomhet. Kartene for disse bekkefeltene er vist i vedlegg B. Det er naturlig å starte øverst i vassdraget med nedbørfeltinndelingen, og vi har deretter tatt østre og vestre side og med Oklungenvassdraget som eget felt, se kart 3.4-3.9 og Tabell 3.4.

Tabell 3.4. Farrisvannets nedbørfelt, slik det er delt inn i hovedfelt, se også kart 3.4-3.9.

Feltnr	Felt navn	Areal, km <sup>2</sup>
1	Skrim-Vanebu	139
2	Vanebu-Farris	160
3	Farris nord	36
4	Farris øst	47
5	Farris vest	50
6	Oklungen	59
	SUM	491

#### Felt 1; Siljanelva oppstrøms Vanebuvatn

I forhold til vannkvaliteten i Farrisvannet, betrakter vi hele nedbørfeltet oppstrøms Vanebuvatn (ID hos NVE: 430) som upåvirket av lokale forurensningskilder, se Figur 3.4. Nedbørfeltarealet er 139 km<sup>2</sup>, dvs. 28 % av hele nedbørfeltet.

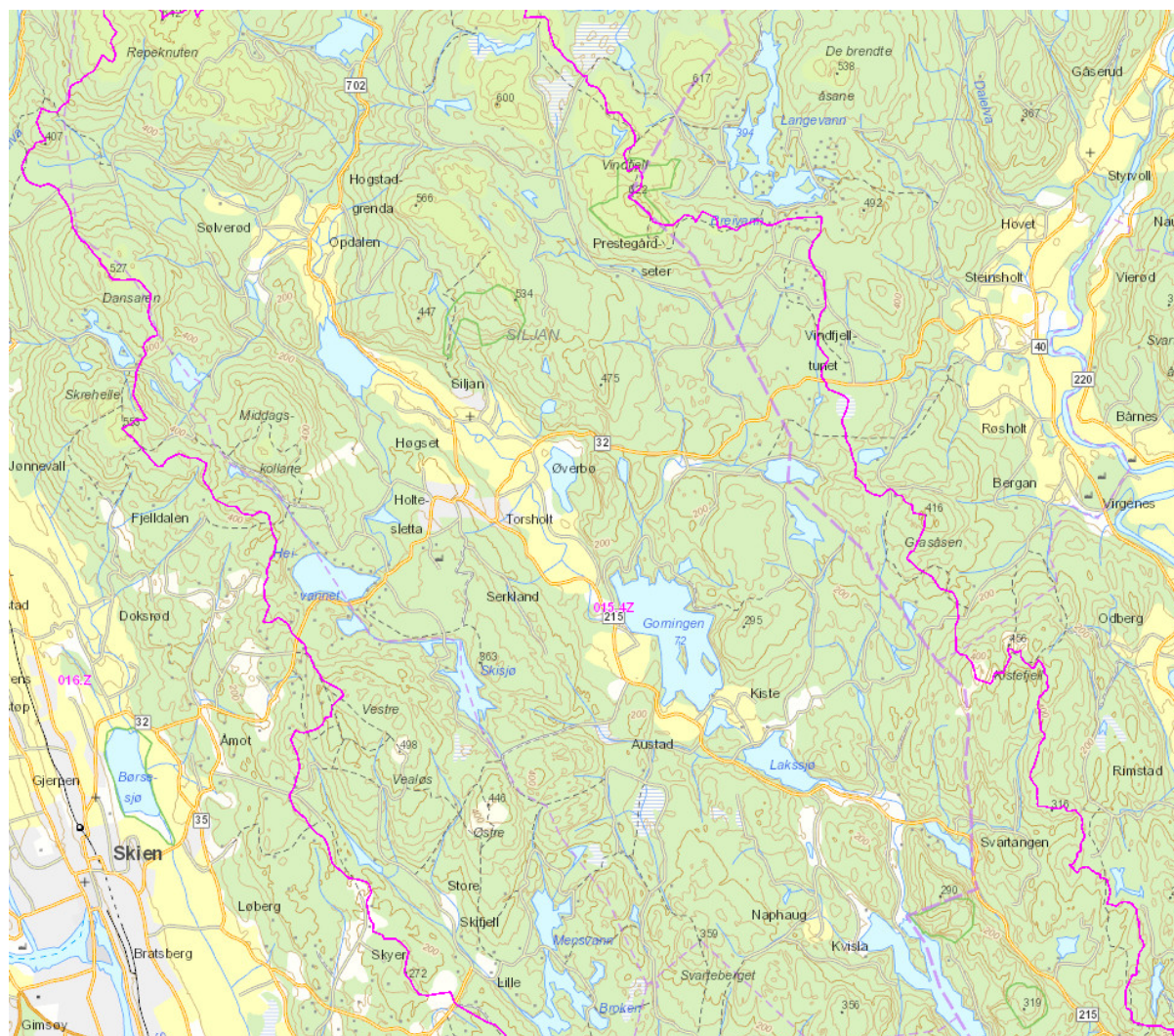


Figur 3.4. Nedbørfeltet fra Skrimfjella og ned til utløpet av Danebuvatn. Kartkilde: NVE Atlas.

## Felt 2; Siljanelva nedstrøms Vanebuvatn

Vassdraget videre nedover og ned til innløp Farrisvann er vist i Figur 3.5. Denne delen av vassdraget har et areal på 161 km<sup>2</sup> (en tredel av totalarealet). Sandåa-feltet (30,7 km<sup>2</sup>) og et par mindre felt øverst (3,5 km<sup>2</sup>) betraktes som upåvirket. I de fire øvrige feltene, som alle inkluderer Siljanelva, er det bebyggelse,

landbruk og mindre bedrifter. Tettsteder er Opdalen og Siljan tettsted, mens det er mer spredt bebyggelse videre nedover til Farrisvann.



Figur 3.5. Nedbørfeltet fra Danebuvatn og ned til nordre del av Farrisvann. Kartkilde: NVE Atlas.

Det er to kommunale renseanlegg i Siljan kommune: Siljan avløpsrenseanlegg (2000 pe) er et biologisk/kjemisk renseanlegg med utslipp til Siljanelva rett nedstrøms Siljan. Renseanlegget er rapportert å fungerer bra og tilfredsstillende renskravene. Utslipp av Tot-P var 27-58 kg/år i årene 2009-2012 (Tiltaksanalysen, 2013). Vest for Gorningen er det dessuten et kommunalt renseanlegg (Gonsholt renseanlegg for 130 pe), som også er et biologisk/kjemisk renseanlegg med utslipp av rensed kloakk til Gorningen. Selv om dette er moderne renseanlegg, er tilbakeholdelsen av patogene mikroorganismer sannsynligvis ikke høyere enn 50-99 %, som vist for lignende renseanlegg (Myrmel *et al.*, 2015). I kapittel 8 har vi gjennomført analyser av konsekvensen av utslipp av kloakk fra smittede individer. For utslipp fra renseanleggene i Siljan kommune må vi ta hensyn til at vannet går via to ganske store innsjøer (Gorningen og Lakssjø) på sin vei til Farrisvannet. Det vil bidra til en betydelig naturlig rensing av vannet.

I Siljan kommune er ca. 1094 personer tilknyttet små spredte avløpsanlegg, der ca. halvparten vurderes å ha ikke-tilfredsstillende rensing (Tiltaksanalysen, 2013). Hvorvidt utslipp fra slike anlegg vil påvirke den hygieniske vannkvaliteten i Farrisvannet avhenger av lokalisering av utslippet, der utslipp til Siljanelva rett oppstrøms innløpet til Farrisvannet (uten oppstrøms innsjø) vil ha størst betydning. Vi har ikke samlet detaljert informasjon om hvor de spredte avløpsutslippene er lokalisert i Siljan kommune, og om

tilstanden på de spesifikke anleggene, men har gjennomført analyser av konsekvensen av utslipp fra små anlegg med 0-99% rensing/tilbakeholdelse. Disse presenteres i kapittel 8.

I henhold til Tiltaksanalysen (2013) er det 34 gårdsbruk i Siljan kommune (totalt ca 660 storfe, 1400 griser, 400 sau/geiter og 23 hester). Disse vil også bidra med sporadisk forekomst av tarmbakterier i Siljanelva. Det samme vil hunder, katter, fugler og ville dyr.

Resultater fra Farrisovervåkningen viser at det i månedene april-oktober er påvist fra <10 til 160 *E. coli* per 100 ml i Siljanelva rett oppstrøms Farrisvann siste 6 år, med et snitt på 25 *E. coli* per 100 ml. Detaljerte resultater fra overvåkningen, relatert til nedbør døgnet og uken før prøvene ble tatt, er vist i vedlegg C. Selv om bakteriekonsentrasjonene i Siljanelva er relativt lave, er Siljanelva likevel klart største bidragsyter til *E. coli* til Farrisvannet. Dette er vist i tabell 7.3 og nærmere diskutert i kapittel 7. En gjennomsnittskonsentrasjon på 25 *E. coli* per 100 ml og en gjennomsnittlig vannføring på 6.7 m<sup>3</sup>/s gir en tilførsel på 1,4x10<sup>11</sup> *E. coli* per døgn. En person produserer ca 1x10<sup>10</sup> *E. coli* per døgn, så dette tilsvarer døgnproduksjonen fra ca. 14 personer. Bidragene kan imidlertid være fra dyr og fugler, så vel som mennesker, se vedlegg E.

### **Felt 3. Farrisvann nord**

Feltet består av to bekkefelt, ett i vest og ett i øst. I tillegg kommer flere mindre sidefelt til Farrisvann, totalt 35,8 km<sup>2</sup>. Delelinjen går fra Siljanelvas utløp i nord og videre sørover langs kommunegrensen midt i Farrisvann. Det er noe spredt bosetting i dette området, og noen av småbekkene kan føre forurensning direkte til Farrisvann.

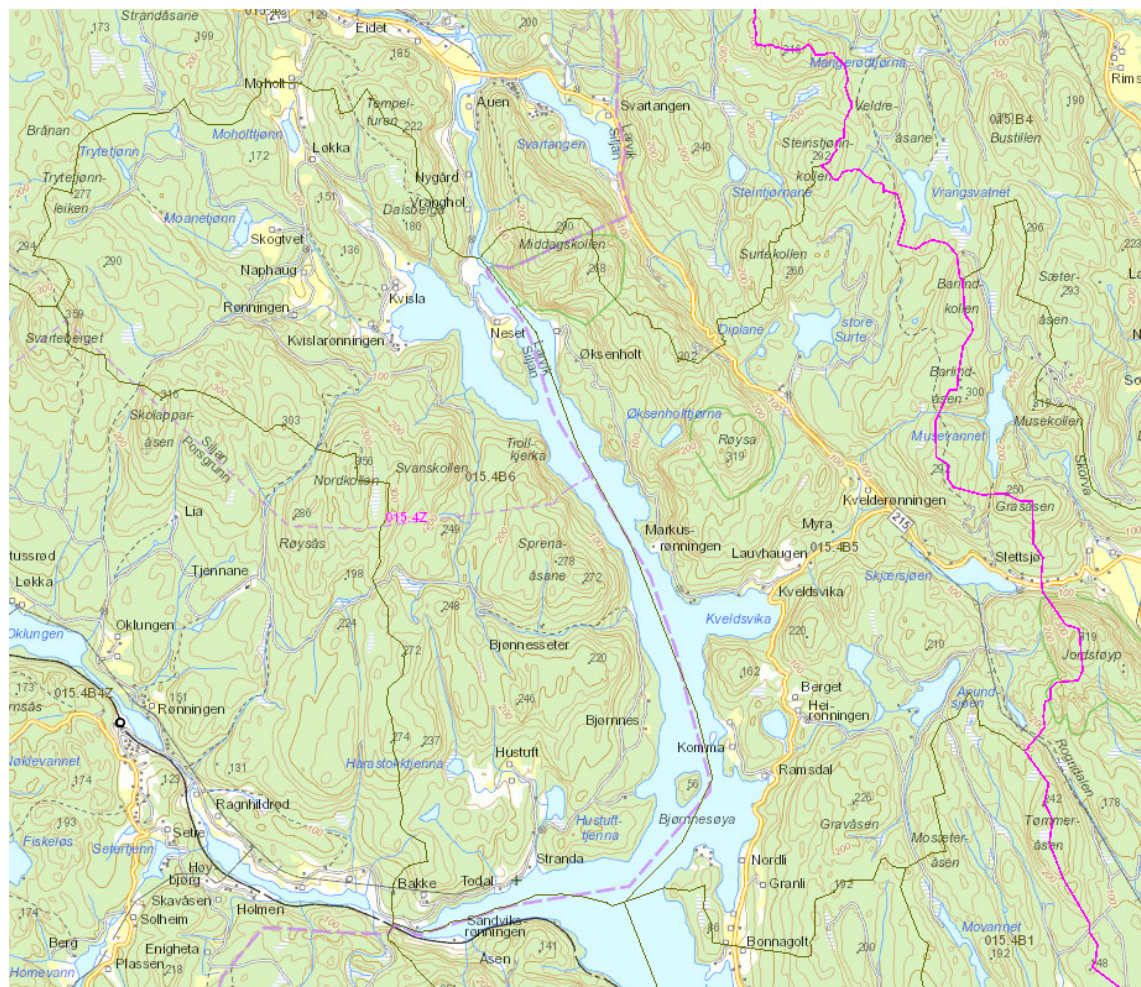
I forbindelse med Farrisovervåkningen er det tatt vannprøver fra Kvislabekken (se kart i vedlegg B) i månedene april-oktober i 2010 og 2015. Denne prøvetakningen fanger opp noe av avrenningen fra spredt bebyggelse og landbruk i området, men det er også noe spredt bebyggelse i dette feltet som drenerer til andre småbækker som renner ut i Farrisvannet.

Detaljerte resultater fra overvåkningen av Kvislabekken er vist i vedlegg C. Generelt viser prøvetakingen at bekken er lite forurensset og ligger i tilstandsklasse god-svært god både med hensyn på *E. coli*, total nitrogen og total fosfor. Mengden *E. coli* varierer fra <10 til 160 *E. coli* per 100 ml, med halvparten ≤12 *E. coli*/100 ml og alle unntatt en ≤50 *E. coli*/100 ml.

Kveldebekken (kart i vedlegg B) inngår ikke i Farrisovervåkningen. Det er også noe spredt bebyggelse og landbruksarealer i dette området.

En flere km lang strekning av fylkesvei 213 Farrisveien, som saltes vinterstid, passerer svært nær Farrisvannet. Veisaltning er allerede omtalt og kan lokalt påvirke innsjøer, men neppe skape problemer i Farrisvann. Det skyldes antatt stor vanngjennomstrømming og utskifting av påvirket vann.





Figur 3.6. Farrisvann nord består av to bekkefelt, Kvislabekken i nordvest og Kveldebekken i nordøst, samt mindre sidefelt til Farrisvann. Kartkilde: NVE Atlas.

#### Felt 4. Farrisvann øst

Feltet består av flere bekkefelt (19,8 km<sup>2</sup>) og noen mindre sidefelt til Farrisvann, totalt 46,9 km<sup>2</sup>. Her er det flere mindre bekker som potensielt kan føre forurensning direkte til Farrisvann. Det tas prøver fra 6 av dem i Farrisovervåkingen, hvert år for Delesandbekken, Onobekken, Fossanebekken, Dammenbekken og Gopledalsbekken og hvert 5. år (sist i 2015) for Lysebubekken. Kart over delfeltene til hver av bekkene og detaljerte resultater fra prøvetaking i bekkene, er vist i vedlegg B og C. Tidvis er det påvist i størrelsesorden 10<sup>3</sup> *E. coli*/100 ml i disse bekkene. I kapittel 7 har vi estimert og modellert i hvilken grad tilførsler av *E. coli* fra de ulike bekkene vil kunne påvirke vanninntakene til Larvik vannverk, Seierstad Vannverk (Vestfold Vann IKS) og Porsgrunn vannverk.

Totalt i Larvik kommune er det 302 boliger i nedbørfeltet til Farrisvannet som har private avløpsløsninger, der anslagsvis ca. 1/3 av disse er lokalisert på østsiden. Der situasjonen ikke var tilfredsstillende, har kommunen gitt pålegg om installering av tett tank for avløp fra wc eller andre godkjente avløpsløsninger. For gråvann er det ulike løsninger, og de som har søkt om utslipp i senere år har fått pålegg om godkjent løsning også for gråvann. Kommunen har i 2016 også innført tvungen tømning av restutslipp fra minirensanlegg, med tømning en gang hvert år.



Figur 3.7. Farrisvann øst. Kartkilde: NVE Atlas.

205 boliger i Larvik i det sør-østlige område innenfor Farrisvannet nedbørfelt er tilknyttet kommunalt avløpsnett. Det er litt fellessystemer, men mest separate spillvannledninger i området. På samme måte som alle andre avløpsledninger, er det en mulighet for lekkasje fra disse avløpsledningene. Larvik kommune opplyser at de har hatt problemer med lekkasjer på en av pumpeledningene. Dette ble ikke oppdaget før vannet kom opp av bakken og meldt inn av innbyggere. Denne pumpeledningen ble skiftet ut i 2014. Det har ikke vært lekkasje på de andre pumpeledningene. For vanlige selvføllsledninger er det mulighet for lekkasje via utettheter på selve røret. Ledningsanlegget er relativt nytt, og Larvik kommune opplyser at det

ikke er noen stor fare for brudd, men tiltetting kan forekomme. Slikt vil normalt bli oppdaget og feilrettet i løpet av maks 24 timer.

Det er tre pumpestasjoner i nedbørfeltet (Anvik på østsiden av vannet, Hvelven ved fotballbane/E18 og Torstvedt). Alle disse har buffertank for å fange opp avløpsvann dersom det blir strømbrydd eller havari av pumpestasjon. (Anvik 4 m<sup>3</sup>, Hvelven 26 m<sup>3</sup>, Torstvedt 14 m<sup>3</sup>). Avløpsvann kan suges opp og kjøres ut av nedslagsfeltet med bil. Evt. avløpsutslipp fra Hvelven og Torstvedt pumpestasjon har en betydelig transportvei før det når Farris. Bekkedragene dette kan gå i har lite/ingen vannføring i tørrværsperioder. Hull i pumpeledningen fra disse to stasjonene kan sannsynligvis foregå en stund uten at det oppdages – i alle fall dersom det ikke kommer opp til terrengoverflaten. Larvik kommune antar at dette må være det mest sårbare ved disse anleggene.

Lengst sør ligger en drøyt 3 km lang strekning av E18 inne i nedbørfeltet. Her er det også en større småbåthavn. Det er flere populære badeplasser i søndre del av Farrisvannet (se: <http://bokeskogen.no/skogen/kart/>) og på gode badedager kan det være flere hundre badende.

Siden det er et betydelig forurensningspotensial fra kilder sør-øst i Farrisvannet har vi tatt med et tilførselspunkt kalt «20-øvrige deler av utløpsområdet SØ/10\_LocalSE» i modellering av spredning i Farrisvannet etter ulike utslippsscenarioer. Dette er nærmere diskutert i kapittel 8.

Det er noen gårdsbruk med dyr i delfeltet, men ifølge Tiltaksanalysen (2013) ikke mer enn ca 200 storfe, gris, sau, geit og hest totalt i Larviks del av nedslagsfeltet. Larvik kommune opplyser at husdyrholdet den siste tiden generelt er blitt vesentlig redusert, og at driften på den dyrka jorda for det meste er gras. Åpen åker er redusert til et minimum. Ved Damgården AS er det restriksjoner på omfang av dyrehold, dvs. opptil 20 hester, 10 høns, 10 kaniner, 3-4 geiter, 2 hunder og 2 katter. Damgården har et minirensanlegg dimensjonert for 25 pe med etterpolering. Det er dessuten utført landskapsendringer i form av oppfylling for å bremse avrenningen til Farris via Dammenbekken.

### **Felt 5. Farrisvann vest**

Dette feltet omfatter alle felt vest for innsjøen og opp til Oklungenvassdraget, totalt 50,2 km<sup>2</sup>. I øvre del av feltet er det flere mindre bekker som kan føre avrenning fra forurensningskilder direkte til innsjøen. Her er det noe spredt bebyggelse med separate avløpsløsninger, totalt i størrelsesorden 200 husstander i hele feltet og lite/noe gårdsdrift. Også her har Larvik kommune hatt befaring til aktuelle boliger for å sjekke avløpsløsninger. Det er ikke gjennomført systematisk tilsyn for boligeiendommer siden aksjonen tidlig på 2000-tallet. Unntaket er 9 eiendommer i forbindelse ny grunnvannsbrønn (2015) ved Elvestua.

Det er totalt 196 hytter i Larvik kommune i nedbørfeltet til Farrisvann. I 2007 ble det utført systematisk tilsyn på avløpsanlegg for ca. 40 hytter i området Pollen. Det ble gitt pålegg om utbedring av avløpsanlegget for en ganske stor andel av dem. Området Bjørkeli (på østsiden av Farrisvann) har også vært gjennomgått. Det stilles nå krav om renseløsninger på utslipp av avløpsvann fra hytter.



Figur 3.8. Farrisvann vest. Kartkilde: NVE Atlas.

I nedre del av feltet i Vassvik/Anvik er 21 husstander tilknyttet kommunalt avløpsnett. I fremtiden kan det bli aktuelt å tilknytte flere boliger (9 boliger som ligger nær nok til det eksisterende kommunale ledningsnett slik at det er aktuelt, dvs. 250-1000 m unna). I tillegg kan det bli aktuelt å knytte til en virksomhet med sanitærvløp fra noen få ansatte. Det kan også være aktuelt med tilknytning av sigevann fra gammel barkfylling i området, som tidligere utredet av Norconsult og Aquateam.

Spillvanssledningen fra Anvik - Farriseidet ligger i selve Farrisvannet (langs bunnen og belastet med betonglodd). I kapittel 8 har vi simulert/vurdert hvor sårbare vanninntakene i Farrisvann er for et mulig brudd på denne avløpsledningen. Larvik kommune har lagt stor vekt på at dette ikke skal skje. Følgende tiltak er gjort for å sikre mot forurensning av avløpsvann til Farris: Ledningen er en type PE 100-ledning.

Det er anlagt buffervolum (4 m<sup>3</sup>) ved pumpestasjonen (som bør holde i ca. 10 timer ved normale kloakkmengder fra 21 husstander). Ved havari/strømstans er det mulig å kjøre avløpsvann med septikbil). Endekummen er utformet på en spesiell måte for raskt å kunne oppdage lekkasje på ledningen. Nivåføler logger vannnivå i endekum. Alarm sendes dersom nivå synker under et bestemt nivå.

Helt i sør, ved Sky, kommer en 2,4 km lang strekning av E18 inn, og her ligger også torvprodusenten Norsk Miljøindustri. Bedriften har krav i utslippstillatelsen om at påvirket overvann ikke skal slippes til Farrisvannet.

I forbindelse med Farrisovervåkingen tas det prøver hvert 5 år (seinest i 2015) av følgende bekker: Vassvikbekken, Kjøsebekken, Kleppanebekken, Elvestadbekken og Eikenesbekken. Kart over delfeltene til hver av bekkene og detaljerte resultater fra prøvetaking i bekkene er vist i vedlegg B og C. Det er ikke målt over 1000 *E. coli*/100 ml i disse bekkene, men ofte > 100 *E. coli*/100 ml. I kapittel 7 har vi estimert og modellert i hvilken grad tilførsler av *E. coli* fra de ulike bekkene vil kunne påvirke vanninntakene til vannverkene. Konsentrasjonen av fosfor i Vassvikbekken er svært høy på grunn av avrenning fra barkfyllinga, men som vi allerede har anført er vannmengden liten og tilførselen derfor ikke en trussel i forhold til Farrisvann som drikkevannskilde.

### Felt 6. Oklungenvassdraget

Oklungselva renner inn i Farrisvann fra nordvest, og nedbørfeltet er 58,7 km<sup>2</sup> (figur 3.9). Det er noe bebyggelse og landbruksaktivitet i Oklungen-området i nedre del, men nedbørfeltet oppstrøms Oklungen kan betraktes som upåvirket (i forhold til påvirkning av Farrisvannet).

Oklungen renseanlegg er et kommunalt biologisk-kjemisk anlegg, type Biovac SBR 0115, som ble satt i drift i 2007. Det er dimensjonert for 130 pe. I dag er ca 70 pe. (26 husstander) tilknyttet, og det er planlagt at også boligene på nordsiden av Oklungvannet (ca 15 nye husstander) skal tilknyttes. Utslipet fra renseanlegget går dykket til Oklungvannet gjennom et lite etterpoleringsfilter (sand, stein). Man kan regne med noe selvrensing med utdøing og sedimentasjon av *E. coli* og patogener i Oklungsvannet og nedstrøms i Ragnhildrødvann (ca 0.2 km<sup>2</sup>) før det renner ut i Farrisvannet.

I dag er det 83 boliger i området som har private avløpsløsninger. Porsgrunn kommune har god oversikt over hva slags avløpsløsninger det er på de ulike adressene, se oversikt i Tabell 3.5.

Tabell 3.5. Avløpsløsninger i Porsgrunn kommunes del av Oklungenfeltet.

Type avløpsanlegg	Antall husstander
Tett tank	6
Tett tank, slamavskiller eller annet for gråvann	18
Tett tank, urensset gråvann	6
Minirensesanlegg, biologisk og kjemisk/biologisk	9
Slamavskiller med sandfilter eller infiltrasjon	8
Kun slamavskiller	21
Ukjent	12
Urenset	3



Figur 3.9. Oklungenvassdragets nedbørfelt. Kartkilde: NVE Atlas.

I forbindelse med Farrisovervåkingen tas det vannprøver nederst i Oklungselva (se kart over prøvepunkt i figur 2.2) i april-oktober hvert 5. år (seinst i 2015). Prøvetakningen viser god vannkvalitet både med hensyn på fosfor, nitrogen og *E. coli*. Detaljerte resultater fra overvåkingen, relatert til nedbør døgnet og uken før prøvene ble tatt, er vist i vedlegg C. Målte *E. coli* konsentrasjoner i Oklungselva varierer fra <1-90 per 100 ml. Høyeste verdi ble målt etter mye nedbør.

Selv om bakteriekonsentrasjonene i Oklungselva er relativt lave, kan tilførslene av tarmbakterier via Oklungselva likevel føre til sporadisk påvisning av *E. coli* ved inntaket til Porsgrunn vannverk ved Bakkepollen (se kapittel 7). Som vist i tabell E.3 i vedlegg E vil den gjennomsnittlige vannføringen på 1.0 m<sup>3</sup>/s og en bakteriekonsentrasjon på 16 *E. coli* per 100 ml gi en tilførsel på  $1,4 \times 10^{10}$  *E. coli* per døgn. Det

tilsvarende døgnproduksjonen fra en person, og vil ikke gi målbare *E. coli* (<1 per100 ml) ved vanninntaket til Porsgrunn. Dobbel så høy vannføring (etter mye nedbør) og 90 *E. coli* per 100 ml vil gi i størrelsesorden 1 *E. coli* per 100 ml ved vanninntaket i sirkulasjonsperioden. Sannsynligvis er det minst like mye dyr som mennesker som bidrar til *E. coli* i elva. Det er noe sau og griser i nærheten av Ragnhildrødvann, men dette drives på hobbybasis og antallet er sannsynligvis lavt.

Det er også et gårdsbruk som driver med kjøttproduksjon på Hustuft innerst i Farrisvegen, med anslagsvis 8-10 kyr. Avrenningen herfra går til bekk som ikke går til Oklungselva, men via Hustuftjenna og videre ut i Farrisvannet ved Stranda.

**Mjøvann**, som er drikkevannskilde for Porsgrunn, ligger i felt 6 (Oklungenvassdraget), og det lages en egen rapport med forurensningsanalyse av denne drikkevannskilden.

### 3.5 Oppsummering

En gjennomgang av påvirkninger, forurensningsregnskap og situasjonen for de seks delfeltene viser at forurensningssituasjonen i Farrisvannet er forholdsvis god. Tilførselen av lett tilgjengelig fosfor fra kloakk er redusert siden 1985, og det er forholdsvis god margin til de grenseverdier for fosfor som antas å være aktuelle for Farrisvannet i dag. Vi anbefaler likevel at det ikke legges til rette for aktiviteter som kan skape ytterligere fosfortilførsler. En antatt økt tilførsel av organisk bundet fosfor pga økt humusinnhold i vannet representerer ikke et problem i og med at dette fosforet er lite tilgjengelig for algevekst. Dette er i tråd med vannforskriftens klassifiseringsmetodikk, jfr. også kapittel 4.

Selv om befolkningstettheten er lav i forhold til totalarealet og landbruksaktiviteten begrenset, kan uheldige omstendigheter føre til at det tilføres tarmbakterier og patogener til drikkevannsinntakene. For patogener med lang overlevelse i vann er risikoen størst, og dette behandles nærmere i kapittel 5 og 8.

Delnedbørfeltene er i liten grad preget av industri og annen aktivitet som potensielt kan påvirke Farrisvannet med miljøgifter. Avrenning fra vei utgjør normalt heller ingen risiko, men utforkjøring og uhell kan være en trussel, jfr. kapittel 8.

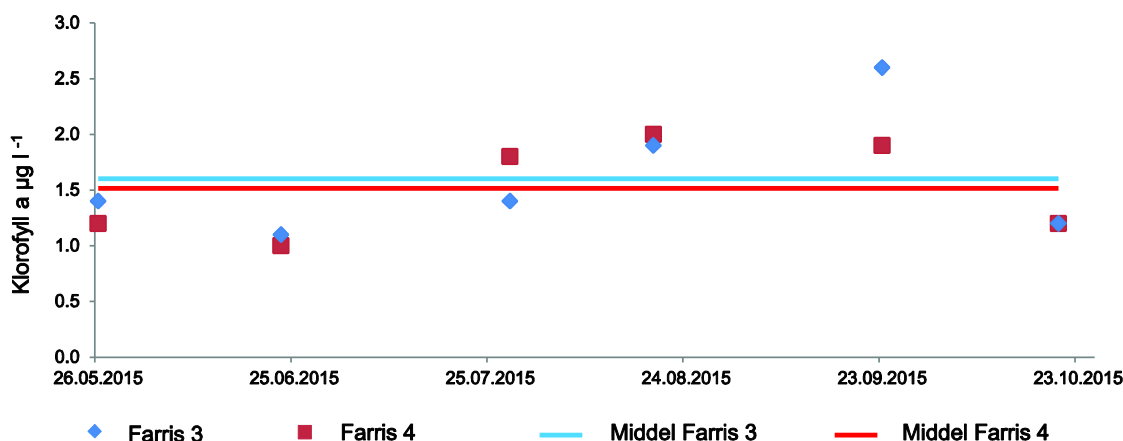
## 4. Økologisk tilstand

En del av forurensningsanalysen har vært å gjennomføre utvidet prøvetaking og analyse av planteplankton, vannplanter, samt begroingsalger i bekker, for å vurdere Farrisvannets økologiske tilstand. Resultater fra sommeren 2015 er vist i kapittel 4.1-4.3, mens kapittel 4.4 oppsummerer nye og historiske data for å vurdere innsjøens økologiske tilstand.

En sammenstilling av historiske data fra Farrisovervåkingen er dessuten vist i Vedlegg A. Resultater herfra er tatt med i vår oppsummering.

### 4.1 Planteplankton i Farris

Observasjonene fra 2015 for algemengde fra de to stasjonene Farris 3 og Farris 4 gitt som klorofyll a, er vist i figur 4.1, mens totalt algevolum og algesamfunnets sammensetning er vist i figur 4.2. Kart som viser lokalisering av prøvestasjonene Farris 3 og Farris 4 er vist i figur 2.2.



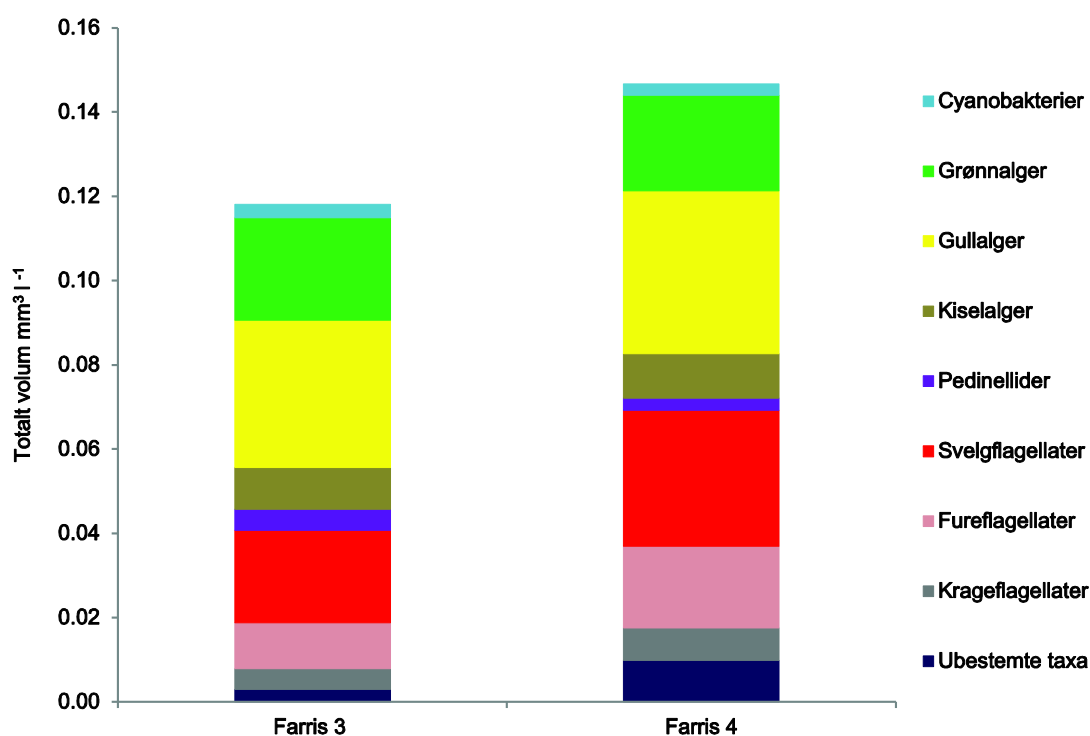
Figur 4.1 Algemengde gitt som klorofyll a konsentrasjonen i blandprøver fra 0-10 m dyp ved hovedstasjonen, Farris 4, og ved Farris 3 lenger nord i innsjøen i 2015.

I henhold til målsetning for store dype innsjøer gitt i Veileder 02:2013 skal midlere konsentrasjon av klorofyll a over sommerhalvåret være under  $2 \mu\text{g l}^{-1}$  for at innsjøen skal klassifiseres som svært god. Begge stasjoner kom innunder dette i 2015, se stiplede linjer i figuren. Selv de høyeste verdier lå under klassegrensen for god/moderat tilstandsklasse på  $4 \mu\text{g l}^{-1}$ . Den praktiske erfaringen vi har med eutrofiering av store norske innsjøer, tilsier at man ikke bør slippe Farris opp i de nivåer som aksepteres etter vanddirektivet, særlig på bakgrunn av at Farris er drikkevannskilde. Tilførselen av biotilgjengelig fosfor bør derfor ikke økes, se også under forurensningsregnskapet i kapittel 3.3 og kapittelet om beskyttelsesregime.

Totalt volum og artssammensetning viste verdier som er typiske for næringsfattige innsjøer i god økologisk balanse. Grønnalger, gullalger, fureflagellater og svelgflagellater utgjorde de viktigste gruppene i tillegg til mindre andeler kiselalger og pedinellider. Cyanobakterier (blågrønnalger) utgjorde en svært liten andel og besto stort sett av arter som er vanlig å observere i oligotrofe innsjøer. Grønnalgene besto av blant annet slektene *Chlamydomonas*, *Monoraphidium* og *Oocystis*. Gullalgene ble utgjort av blant annet slektene *Dinobryon* og *Mallomonas* samt en stor andel ubestemte arter. De viktigste kiselalgene var slektene *Aulacoseira* og *Cyclotella*. Pedinellidene besto av slekten *Pseudopedinella*, svelgflagellatene best stort sett av slekten *Cryptomonas* og fureflagellatene besto hovedsakelig av slekten *Gymnodinium*. Når det gjaldt cyanobakterier var den viktigste arten *Merismopedia tenuissima*, kun få celler av *Dolichospermum (Anabaena)* ble observert, sannsynligvis *Dolichospermum lemmermannii*.

Det er imidlertid bare foretatt to observasjoner av planteplankton ved årets undersøkelse, fra to stasjoner på samme dato. I følge klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2013) bør det tas flere prøver fra minst en av stasjonene, som Farris 4. Historiske data fra måling av algemengden i Farris viser at den er på det høyeste i august og september slik at prøver for planteplankton i de månedene bør prioriteres.





Figur 4.2 Totalt volum sammensetning av de viktigste algegrupper i blandprøver 0-10 m fra to stasjoner i Farrisvannet, tatt 28.07.2015.

## 4.2 Vannplanter i Farris

Selv om Farrisvannet lenge har vært overvåket med hensyn på vannkvalitet (se for eksempel Berge, 2011) er vannvegetasjonen så vidt vi kan se bare undersøkt én gang tidligere, i 1983 (Holtan m. fl. 1984). Dette temaet ble derfor inkludert i foreliggende oppdrag.

Farrisvannet ble besøkt én gang i løpet av vegetasjonsperioden og registreringene av vannvegetasjonen ble foretatt i henhold til standard metodikk ved hjelp av båt, vannkikkert og kasterive. (jfr. NS EN 15460, Direktoratets gruppa Vanddirektivet 2:2013). Vannvegetasjonen i Farrisvannet ble undersøkt ved hjelp av metodikk for store sjøer, dvs. med i alt 15 lokaliteter. Forholdene på undersøkelsestidspunktet i 2015 var litt spesielle da innsjøen i forbindelse med veiarbeid og arbeid på demning, var tappet ned ca 1 – 1,5 m. Det var ikke mulig å undersøke sør-enden av Kilen, sørøst i Farrisvannet, da denne var avskjermet med lenser og gardiner i forbindelse med anleggsarbeid. Farrisvannet er karakterisert som kalkfattig og klar, dvs. vanntype 101 (L-N2b), i Vann-Nett. Farrisvannet er regulert med en reguleringshøyde på 3 m.

Kvantifisering av artene i vannvegetasjonen er gjort etter en semi-kvantitativ skala, hvor 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende og 5=dominerende. I tillegg ble de viktigste helofyttene notert. Alle dybdeangivelser er gitt i forhold til vannstand ved registreringstidspunktet. Navnsettingen for karplantene følger Lid og Lid (2005), mens kransalgene er navngitt etter Langangen (2007). Vurdering av økologisk tilstand for vannvegetasjonen inkl. kransalgene er basert på trofiindeks (TIC) for vannplanter, jfr. Klassifiseringsveilederen (Veileder 2:2013).

Vurdering av økologisk tilstand for vannvegetasjonen er basert på trofiindeksen (TIC) for vannplanter. Trofiindeksen, TIC, er basert på forholdet mellom antall arter som er sensitive overfor eutrofiering og arter som er tolerante. Sensitive arter er arter som får redusert forekomst og dekning og etter hvert blir helt borte ved eutrofiering. Tolerante arter er ofte sjeldne eller med lav dekning i upåvirkede innsjøer. Trofiindeksen angis med én verdi for hver innsjø. Verdien kan variere mellom +100, dersom alle de

tilstedeværende artene er sensitive, og -100, dersom alle er tolerante. Dersom fremmede arter, for eksempel vasspest (*Elodea canadensis*), danner massebestander, bør ikke tilstanden vurderes som god.

Tabell 4.1 Vannvegetasjon i Farrisvannet i 1983 og i 2015. Mengdeangivelse: 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlige, 4=lokalt dominerende, 5=dominerer lokaliteten. x= forekom i Farris 1983)

		Farris 1983	Farris 2015
<b>Datoer</b>		6.-8.09.	3.-4.08.
<b>ISOETIDER</b>			
<i>Elatine hydropiper</i>	Korsevejblom	-	1
<i>Eleocharis acicularis</i>	Nålesivaks	x	3
<i>Isoetes echinospora</i>	Mjukt brasmegras	x	2
<i>Isoetes lacustris</i>	Stivt brasmegras	x	4-5
<i>Limosella aquatica</i>	Evjebrodd	x	-
<i>Littorella uniflora</i>	Tjønngras	x	3
<i>Lobelia dortmanna</i>	Botnegras	x	3
<i>Lytbrum portula</i>	Vasskryp	x	2
<i>Ranunculus reptans</i>	Evjesoleie	x	2
<i>Subularia aquatica</i>	Sylblad	x	2
<b>ELODEIDER</b>			
<i>Callitriche hamulata</i>	Klovasshår	x	1
<i>Callitriche palustris</i>	Småvasshår	x	1
<i>Juncus bulbosus</i>	Krypsiv	x	2
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	Tusenblad	x	2
<b>NYMPHAEIDER</b>			
<i>Nuphar lutea</i>	Gul nøkkerose	x	3
<i>Nymphaea alba coll.</i>	Hvit nøkkerose	x	2
<i>Persicharia amphibia</i>	Vass-slirekne	x	2
<i>Potamogeton natans</i>	Vanlig tjønnaks	x	3
<i>Sparganium angustifolium</i>	Flotgras	x	2
<i>Sparganium emersum</i>	Stautpiggknopp	-	2
<b>CHARACEER</b>			
<i>Nitella opaca</i>	Mattglattkrans	x	1
<b>totalt antall</b>		19	20

Registrerte vannplanter i 2015, samt registreringene i Farrisvannet i 1983 er vist i tabell 4.1. Det ble ikke registrert rødlistede eller svartelistede arter i innsjøen i noen av årene. Basert på disse resultatene var det god økologisk status med hensyn på eutrofiering både i 1983 og i 2015 (Tabell 4.2).

Det er små endringer i artssammensetningen i Farrisvannet fra 1983 til 2015. I 1983 ble det gjort en registrering av evjebrodd (*Limosella aquatica*), mens det i 2015 ble registrert korsevejblom (*Elatine hydropiper*) i innsjøen, begge er sensitive arter. I 2015 ble det i tillegg til flotgras (*Sparganium angustifolium*) også registrert stautpiggknopp (*Sparganium emersum*) flere steder i innsjøen. Stautpiggknopp regnes som en tolerant art og bidrar til at den økologiske tilstanden virker å ha blitt noe dårligere. Hvorvidt dette er reelt eller ikke kan ikke fastslås med sikkerhet, stautpiggknopp kan være oversett i 1983 eller det er en reell nykommer i floraen i Farrisvannet.

Tabell 4.2. EQR- og nEQR-verdier beregna for innsjøene. Økologisk tilstand er angitt med farge; svært god (blå), god (grønn), moderat (gul) dårlig (oransje) og svært dårlig (rød).

Innsjø	Farris	
	1983	2015
År		
Ant. sensitive	15	15
Ant. tolerante	1	2

Tot. Antall arter	19	20
TIc	73,7	65,0
EQR	0,97	0,92
nEQR	0,79	0,70

### 4.3 Begroingsalger i bekker

Begroingsalger er en gruppe bentiske primærprodusenter, det vil si fastsittende organismer som driver fotosyntese, som er svært sensitive for eutrofiering og forsuring. At de ikke kan forflytte seg for å unnslipe forurensinger gjør dem godt egnet i overvåkingsprosjekter og i forbindelse med tilstandsklassifisering i henhold til vannforskriften (Direktoratsgruppa, 2013).

Bakterier og sopp er svært sensitive overfor lett nedbrytbart organisk materiale. At de er stasjonære og reagerer raskt på miljøendringer gjør at denne heterotrofe begroingen er godt egnet for å dokumentere organisk belastning (Direktoratsgruppa, 2013).

Det er gjort undersøkelser av begroingsalger i seks av innløpsbekkene til Farrisvann den 14. september 2015: Siljanelva, Delesandbekken, Onobekken, Fossenebekken, Dammenbekken og Gopledalsbekken. Prøvetakingen er utført ved at det på hver stasjon er undersøkt en strekning på ca. 10 meter ved bruk av vannkikkert. På denne strekningen er det samlet inn prøver av alle makroskopisk synlige alger, inkludert heterotrof begroing (sopp og bakterier, f.eks. «lammehaler»), og dekingen av disse er estimert som prosent dekning (<1-100 %). Videre er mikroskopiske alger samlet inn ved å børste et område på 8 x 8 cm på overflaten av hver av 10 steiner (å 10-20 cm i diameter) i en beholder med 1 L vann. Det avbørstede materialet er så blandet godt i vannet og en delprøve på 20 mL er konservert med formaldehyd. Forekomsten angis som hyppig, vanlig eller sjelden (Direktoratsgruppa 2013; NS-EN ISO 15708:2009).

Basert på funnene over beregnes ulike indekser (PIT, AIP og HBI), jamfør overvåkingsveilederen (Direktoratsgruppa 2010) og klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppa 2013), og den økologiske tilstanden finnes for hver lokalitet. Indeksene angir tilstanden med hensyn til hhv. eutrofiering, forsuring og organisk belastning. Beregnet PIT-, AIP- og HBI-indeksverdier kan sammenliknes med nasjonale referanseverdier, og forholdet mellom beregnet indeksverdi og referanseverdi kalles EQR (Ecological Quality Ratio). EQR kan videre regnes om til normaliserte EQR-verdier (nEQR) for sammenlikning med andre måleparametre og indekser. Det kvalitetselementet som viser dårligst økologisk tilstand blir gjeldende for den samlede økologiske tilstanden.

På grunn av flere flommer og mye vann måtte prøvetaking av begroingsselementer gjøres på et senere tidspunkt enn først planlagt. Prøvetakingen foregikk fortsatt innenfor tidsperioden spesifisert i overvåkingsveilederen (Direktoratsgruppa 2010), men de store vannmengdene i dagene og ukene i forveien hadde trolig skylt med seg mye av det som må ha vært av begroingsselementer i de undersøkte bekkene. I Siljanelva var det for eksempel fortsatt mye vann, og det var tydelige spor etter store steiner som nylig var blitt forflyttet. Her ble det observert små mengder av grønnalgen *Klebsormidium flaccidum*, ellers ble det stort sett observert mikroskopiske fragmenter av ulike grønnalger og cyanobakterier. I Delesandbekken ble det ikke observert noen begroingsselementer i felt, men det ble observert små mengder av bakterien *Sphaerotilus natans* («lammehaler») under mikroskop, et tegn på noe organisk belastning. Onobekken var veldig blakket på prøvetakingstidspunktet, så her var det ikke mulig å se noe med vannkikkert. Mikroskopisk ble det også her observert *S. natans*, samt noe grønn- og rødalger. Også Fossenebekken var litt blakket, og med relativt mye vann. Det ble ikke observert noen begroingsselementer i felt og i mikroskop ble det kun observert små mengder encellede grønnalger samt bruddstykker av rødalger. Dammenbekken hadde en del fall og kulper og litt brunt vann, så her var det vanskelig å se begroingsselementer i felt. Det ble observert noe vannmose og små mengder rødalger, men resten var kun mikroskopiske observasjoner, blant annet av *S. natans*. Gopledalsbekken hadde noe leirpåvirket vann, og det var relativt mørkt blant trær og skrenter, men det ble observert noe cyanobakterier (*Pbormidium*

*tinctorium*) og rødalger (*Audouinella pygmaea*) i felt. Også her ble det observert *S. natans* i mikroskop. Fullstendig artslite finnes i Vedlegg C.

#### Eutrofieringsindeksen PIT

Det var kun i Siljanelva, Onobekken og Gopledalsbekken det ble observert nok indikatorarter for sikker beregning av eutrofieringsindeksen (Tabell 4.3). I Siljanelva var det svært god tilstand, med typisk næringsfattige taksa som cyanobakterien *Stigonema* sp. og grønnalgene *Bulbochaete* sp. og *Klebsormidium flaccidum*. I Onobekken var det moderat tilstand, med den typisk næringsrike grønnalgen *Microspora abbreviata* samt bakterien *Sphaerotilus natans*. Gopledalsbekken endte opp i dårlig tilstand, særlig på grunn av observasjoner av rødalgen *Audouinella pygmaea* og cyanobakterien *Phormidium tinctorium*.

**Tabell 4.3.** Tilstandsklassifisering basert på eutrofieringsindeksen PIT, inkludert antall indikatortaksa. Manglende indeksverdier skyldes ingen eller for få indikatorarter for sikker klassifisering.

Stasjon	PIT				
	Antall indikatortaksa	PIT	EQR	nEQR	Tilstandsklasse
Siljanelva	7	5,63	1,03	0,95	Svært god
Delesandbekken	1	22,28	-	-	-
Onobekken	2	29,96	0,57	0,41	Moderat
Fossenebekken	1	5,14	-	-	-
Dammenbekken	1	22,28	-	-	-
Gopledalsbekken	3	37,29	0,44	0,32	Dårlig

#### Forsuringsindeksen AIP

Det var kun i Siljanelva det ble observert nok indikatorarter til sikker beregning av forsuringsindeksen, og her var det svært god tilstand med tanke på forsuring (Tabell 4.4). I Onobekken ble det kun observert én indikatorart, mens det i de resterende bekkene ikke ble observert noen indikatorarter.

**Tabell 4.4.** Tilstandsklassifisering basert på forsuringsindeksen AIP, inkludert antall indikatortaksa. Manglende indeksverdier skyldes ingen eller for få indikatorarter for sikker klassifisering.

Stasjon	AIP				
	Antall indikatortaksa	AIP	EQR	nEQR	Tilstandsklasse
Siljanelva	3	6,9	1,00	0,90	Svært god
Delesandbekken	0	-	-	-	-
Onobekken	1	6,5	-	-	-
Fossenebekken	0	-	-	-	-
Dammenbekken	0	-	-	-	-
Gopledalsbekken	0	-	-	-	-

#### Heterotrof begroingsindeks (HBI)

Det ble observert mikroskopiske mengder av bakterien *Sphaerotilus natans* i Delesandbekken, Onobekken, Dammenbekken og Gopledalsbekken. Disse lokalitetene havner således i tilstandsklassen «God» basert på HBI. Det ble ikke observert noe heterotrof begroing på de resterende lokalitetene, noe som setter disse i tilstandsklassen «Svært god» basert på HBI. Ingen av disse resultatene viser lavere tilstandsklasse enn PIT, og vi kan dermed utelukke HBI ved den samlede tilstandsvurderingen.

#### Samlet vurdering begroingsselementer

På grunn av få indikatorarter var det kun tre av de seks undersøkte bekkene som kunne tilstandsklassifiseres basert på begroingsalger og heterotrof begroing. Slår vi sammen resultatene for PIT (eutrofiering), AIP (forsuring) og HBI (organisk belastning) ser vi at det er eutrofieringsindeksen som er bestemmende for samlet tilstandsklasse for alle tre bekker, og det var kun Siljanelva som nådde målet om god eller svært god økologisk tilstand (Tabell 4.5). Onobekken havnet i moderat tilstand mens Gopledalsbekken viste dårlig økologisk tilstand. I Delesandbekken og Dammenbekken ble det observert *Sphaerotilus natans*, noe som er et tegn på organisk belastning.

**Tabell 4.3.** Samlet økologisk tilstand for kvalitetselementene begroingsalger (PIT og AIP) og heterotrof begroing (HBI) i henhold til «verste-styret»-prinsippet, inkludert totalt antall taksa samt Ca- og TOC-gruppe i henhold til vannforskriften (Direktoratsgruppa, 2013). Manglende tilstandsklassifisering skyldes for få indikatorarter for sikker klassifisering.

Stasjon	Ca-klasse	TOC-klasse	Antall taksa totalt	PIT tilstandsklasse	HBI tilstandsklasse	AIP tilstandsklasse	Samlet tilstandsklasse
Siljanelva	2	> 2	12	Svært god	Svært god	Svært god	Svært god
Delesandbekken	2	> 2	6	-	-	-	-
Onobekken	2	> 2	3	Moderat	God	-	Moderat
Fossenebekken	2	> 2	4	-	-	-	-
Dammenbekken	2	> 2	5	-	-	-	-
Gopledalsbekken	2	> 2	5	Dårlig	God	-	Dårlig

Ettersom det nylig hadde vært opptil flere store flommer i området er det sannsynlig at en del av begroingselementene var blitt skylt bort før prøvetaking. I Delesandbekken og Dammenbekken var det ikke nok indikatorarter til sikker beregning av PIT, men det lille som ble funnet av begroingsalger, samt funnet av *Sphaerotilus natans* på disse lokalitetene, tyder på at det er viktig å gjøre nye undersøkelser i disse bekkene så snart som mulig for å fastslå i hvilken grad tilløpsbekkene til Farris faktisk påvirkes av eutrofi og organisk belastning.

#### 4.4 Oppsummering økologisk tilstand

Forurensningssituasjonen, slik den ble beskrevet i Kapittel 3, gjenspeiles i den gode økologiske tilstanden for innsjøen. Det er målt lave klorofyllkonsentrasjoner i foreliggende undersøkelse. Denne situasjonen er derfor den samme som ble registrert i 1985, og er også bekreftet av de historiske målingene som er vist i Vedlegg A. Målinger med klorofyllsonde i 2014 viste at klorofyllkonsentrasjonene lå omkring 3 µg/L i perioden mai-september det året (Roseth m.fl. 2014). I slutten av juli 2014 var vanntemperaturen helt oppe i 24 °C i overflaten, men dette hadde heller ingen spesiell effekt på klorofyllkonsentrasjonen.

En indikasjon på et algesamfunn som er tilpasset en noe høyere P-konsentrasjon er registrert, men datagrunnlaget er for lite til at vi vil legge vekt på dette. Vi anbefaler imidlertid å følge situasjonen i årene framover med tilstrekkelig regelmessige målinger av fosfor, klorofyll og algesammensetning.

Det har forekommet oppblomstring av cyanobakterier i Farris tidligere (Skulberg, 1991), men analyser av blandprøver har vist at dette er lokale opphopinger. Farristilsynet registrerte i 1997 cyanobakterier i Farrisvann og også lukten av geosmin. Våre undersøkelser viser ingen tegn til cyanobakterier utover det som er normalt i næringsfattig vann. Vi vil også understreke at geosmin kan dannes av jordbakterier og gi den typiske jordlukten ved regn eller etter pløying. Lukten kan derfor også registreres av andre årsaker enn cyanobakterier i vannet. Det har ikke vært rapportert om oppblomstringer de senere årene.

Begroingsundersøkelsene i sidebekker fikk ikke den utsagnskraften vi skulle ønske pga høy vannføring, men resultatene viser at enkelte bekker trolig har moderat eller dårlig tilstand. Det harmonerer godt med inntrykket av historiske data for P-konsentrasjon. Vi vil anbefale at en ser nærmere på tilførselssituasjonen i disse bekkene.

## 5. Hygienisk tilstand

### 5.1 Fekale indikatorbakterier i råvann og overflatevann

Farrisvannet tilføres en del fekal forurensning (*E. coli*) via tilløpsbekkene og elvene. Under Farrisovervåkingen er det målt fra under 10 til  $10^3$  *E. coli*/100 ml i tilførselsbekkene (Vedlegg A og C). Likevel, fordi vannvolumet og fortynningen i Farrisvannet er såpass stor, så påvises det som oftest ikke *E. coli* (dvs mer enn 1 per 100 ml) i råvannet tatt på 23 m dyp (Bakkepollen/Porsgrunn) og ca. 40 m dyp (Gopledal/Larvik og Seierstad/Vestfold). Det viser data fra råvannet på vannbehandlingsanleggene og fra innsjøen under Farrisovervåkingen, og bekrefte av vår modellering av spredning av *E. coli* i vannkilden (kapittel 7).

Av de fekale indikatorbakteriene *E. coli*, koliforme bakterier, Intestinale enterokokker og *Clostridium perfringens*, er det kun *E. coli* som regnes som en «sann» fekal indikatorbakterie. Den vokser som oftest ikke i miljøet (et unntak er i gråvann), og stammer derfor så å si alltid fra tarmen. Den skilles normalt ut i store mengder i avføringen til mennesker og varmblodige dyr og overlever i vannmiljøet såpass lenge at den er en god indikator på mulig forekomst av patogener med kort/moderat overlevelse (f. eks bakteriene *Campylobacter* og *Salmonella* og noen virus).

En ulempe med *E. coli* som fekal indikator, er at den overlever kortere enn parasittene *Cryptosporidium* og *Giardia* og enkelte virus. Koliforme bakterier ble tidligere brukt som fekal indikatorbakterie, men den er vist å kunne formere seg i vannmiljøet. Det er f. eks observert oppblomstring av koliforme bakterier på sensommeren i flere drikkevannskilder på Østlandet (Bjerke mfl. 2006). Intestinale enterokokker og *Clostridium perfringens* skilles normalt ut i betydelig lavere konsentrasjoner enn *E. coli* i avføringen fra mennesker, så konsentrasjonen i kloakk er gjerne minst 10 eller 100 ganger lavere. I store vannvolum vil derfor fersk kloakkforurensning raskere fortynnes til under deteksjonsgrensen dersom man benytter disse indikatorbakteriene. Likevel, siden Intestinale enterokokker og *Clostridium perfringens* skilles ut i varierende mengder i avføring fra dyr og mennesker og kan overleve lenge (og muligens vokse) i miljøet, kan de vaskes ut i drikkevannskilder i store mengder under og etter nedbør. De vil også normalt overleve lenger enn *E. coli* i selve vannkilden, spesielt *Clostridium perfringens* som danner sporer som kan overleve i årevis, og regnes derfor gjerne som indikator for «gammel» fekal forurensning.

I de senere årene har WHO konkludert med at forekomst av *Clostridium perfringens* ikke samsvarer godt med forekomst av mulige sykdomsfremkallende mikroorganismer, og derfor ikke er en god fekal indikatorbakterie. Drikkevannsforskriften krever at dersom det påvises *Clostridium perfringens* i rentvannet, så må vannverkseier undersøke om f.eks parasitten *Cryptosporidium* er tilstede.

Det er påvist svært lite *E. coli* i råvannet til Seierstad vannbehandlingsanlegg (Vestfold Vann IKS) de siste 6 år. Kun 4 av 279 prøver (1,4%) var positive for *E. coli* og maks 2 *E. coli*/100 ml ble påvist (tabell 5.1). Det ble påvist Intestinale enterokokker og *Clostridium perfringens* i litt flere av prøvene, dog ikke i mer enn i 3,2% av prøvene. Ved Seierstad vannbehandlingsanlegg er det også tatt 5 råvannsprøver i perioden 2013-2015 som er analysert for parasittene *Giardia* og *Cryptosporidium*. I disse stikkprøvene ble det ikke påvist parasitter i 10 L prøver.

Tabell 5.1: Forekomst av fekale indikatorbakterier i råvannet til Seierstad vannbehandlingsanlegg. Oppsummering av ukentlige prøver fra årene 2010-2015.

	<i>E. coli</i>	Intestinale Enterokokker	<i>Clostridium perfringens</i>
Antall prøver	279	285	285
Antall prøver med >0 <sup>#</sup>	4	9	9
% positive prøver	1,4%	3,2%	3,2%
Gjennomsnitt (antall bakterier/100 ml)	0,018	0,056	0,070
Maks (antall bakterier/100 ml)	2	6 (en prøve, resten ≤2)	10 (en prøve, resten ≤2)

# Det ble kun påvist *E. coli* i 4 prøver tatt på høsten (oktober, november, desember).

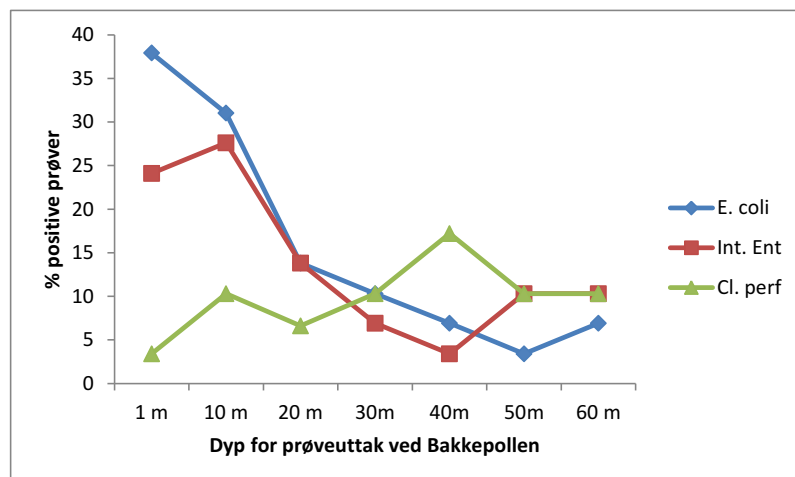
Også Intestinale enterokokker ble kun påvist i prøver tatt på sensommer-høst-vinter, med hovedvekt av positive prøver (6 av 9) knyttet til høstsirkulasjon i november-januar.

*Clostridium perfringens* ble påvist i 9 prøver spredt over ulike sesonger.

Det er også påvist lite fekale indikatorbakterier i råvannet til Gopledal vannbehandlingsanlegg (Larvik). Av 53 månedlige råvannsprøver som ble analysert i perioden januar 2011-oktober 2015 ble det påvist *E. coli* i kun 4 prøver (7.5%). Tre av de positive prøvene inneholdt 1 *E. coli*/100 ml (prøver fra februar 2012, april 2013 og juli 2015), mens det ble påvist 6 *E. coli*/100 ml i prøven tatt 25.11.2014, et døgn etter at det ble registrert 66 mm nedbør (24.11.2015) i Larvik. I denne prøven ble det også påvist 3 Intestinale enterokokker/100 ml. Totalt ble det påvist Intestinale enterokokker i 4 av 52 prøver (7.7%) tatt i perioden januar 2011-oktober 2015.

Fra råvannet til Porsgrunn vannbehandlingsanlegg (Bakkepollen) er det bare analyseresultater fra månedene april-oktober, og dessverre derfor ikke data for å fange opp eventuell redusert hygienisk vannkvalitet under høst- og vårsirkulasjonen. Av 28 prøver tatt i april-oktober i årene 2012-2015 ble det påvist *E. coli* i 6 prøver (21%, maks 2 per 100 ml), *Clostridium perfringens* i 5 prøver (19%, max 2 per 100 ml) og Intestinale enterokokker i ingen av prøvene (0%).

I forbindelse med Farrisovervåkningen er det også tatt prøver (vertikalserie) fra et område noe lenger unna utløpet av Oklungselva for å vurdere vannkvaliteten ved mulig nytt inntak til Porsgrunn ved Bakkepollen. Her er det også kun data fra månedene april-oktober, men det er tatt prøver fra ulike dyp (1, 10, 20, 30, 40, 50 og 60 m), totalt 29 prøver fra hvert dyp i årene 2011-2015. I flertallet av prøvene ble det ikke påvist indikatorbakterier. Det ble oftere påvist *E. coli* og Intestinale enterokokker i prøvene tatt på 1 m og 10 m dyp enn fra de dypere lagene, mens *Clostridium perfringens* ble påvist omtrent like ofte på alle dypene (figur 5.1). Av de positive prøvene var det stort sett kun 1-3 indikatorbakterier/100 ml, men det var også noen «slengere» med opptil 200 av en av indikatorbakteriene per 100 ml i prøve tatt på et av dypene, men dette kan også skyldes analyse-feil. I prøveserien tatt etter en uke med mye nedbør den 21.10.2014 ble det påvist en eller flere fekale indikatorbakterier på alle dyp (*E. coli*: snitt 4, maks 14 per 100 ml; *Clostridium perfringens*: snitt 1 og maks 2 per 100 ml og Intestinale enterokokker; snitt 10, maks 37 per 100 ml).



Figur 5.1. Andel (%) av prøvene, tatt på ulike dyp ved mulig nytt vanninntak ved Bakkepollen, hvor det ble påvist fekale indikatorbakterier (*E. coli*, Intestinale enterokokker og *Clostridium perfringens*). Det ble tatt totalt 29 prøver ved hvert dyp i månedene april-oktober 2011-2015.

Blandeprøvene tatt i Farrisovervåkingen på 0-10 m dyp ved stasjon Farris 4 (nær inntaket til Seierstad/Vestfold Vann IKS) og stasjon Farris 3 (lenger nord) indikerer også generelt noe mer fekal forurensning nord i innsjøen, pga. påvirkning fra Siljanelva og Oklungselva, enn ved inntaket til Vestfold Vann IKS (tabell 5.2). De årlige september-prøvene som er tatt under Farrisovervåkingen fra ulike dyp ved stasjon 4 bekrefter dessuten analysene fra råvannet på Seierstad, nemlig at det ikke/sjelden påvises *E. coli* i dypvannet under sommerstagnasjonen, men at det noe oftere påvises *Clostridium perfringens*.

Tabell 5.2. *E. coli* i blandeprøver fra 0-10m dyp tatt ved stasjon Farris 4 og stasjon Farris 3 i månedene april-oktober i årene 2010-2015

	<i>E. coli</i> , stasjon Farris 3 (nord)	<i>E. coli</i> , stasjon Farris 4 (nær inntaket til Vestfold Vann IKS)
Antall prøver	41	41
Antall prøver med >0	20	9
% positive prøver	49%	22%
Gjennomsnitt (antall bakterier/100 ml)	3	1
Maks (antall bakterier/100 ml)	27	14

## 5.2 Oppsummering hygienisk tilstand

Analyse av fekale indikatorbakterier i råvannet til de tre vannbehandlingsanleggene viser lav, men sporadisk forekomst av både *E. coli*, Intestinale enterokokker og *Clostridium perfringens*. Det indikerer at det også er en fare for at råvannet kan inneholde patogene mikroorganismer, og dette krever aktive barrierer for ulike smittestoffer på vannbehandlingsanleggene. Det ser ut til å være noe høyere forekomst av fekale indikatorbakterier og derfor muligens større sannsynlighet for forekomst av patogener i råvannet tatt ut ved Bakkepollen (Porsgrunn) og Gopledal (Larvik) enn ved Seierstad (Vestfold Vann IKS). Porsgrunn og Gopledal (Larvik) vannbehandlingsanlegg har begge installert koaguleringsfiltrering, UV-bestråling og klorering, som ved god drift representerer minst 2 barrierer for de fleste patogene mikroorganismer. Påvisning av *Clostridium perfringens* i råvannet til Seierstad (Vestfold Vann IKS) indikerer at patogener med god overlevelse i vannkilden (som parasittene *Giardia* og *Cryptosporidium*) potensielt kan transporteres også til dette råvannsinntaket. I tråd med God Desinfeksjonspraksis (Ødegaard mfl. 2009) indikerer dette at det bør være flere hygieniske barrierer for disse parasittene på vannbehandlingsanlegget på Seierstad enn dagens ene (koaguleringsfiltrering) siden klor ikke er aktiv mot disse parasittene. Dette diskuteres nærmere



i kapittel 8 der vi også har gjennomført en forenklet kvantitativ mikrobiell risikovurdering, som inkluderer modellering av spredning av patogener i Farrisvannet. Det er allerede planlagt at UV-desinfeksjon skal inkluderes på Seierstad vannbehandlingsanlegg.

## 6. Økt fargetall og TOC – trender, årsaker og prognoser

### 6.1 Bakgrunn

Siden omkring 1980 har det vært en økning i konsentrasjonen av løst organisk stoff (målt som TOC; total organisk karbon) og fargetall i innsjøer i Sør-Norge. Denne økningen har man også hatt i Farrisvann. Samme tendens er funnet over store deler av Nord-Europa, og er trolig knyttet til reduksjonen i sur nedbør (De Wit et al., 2007; Monteith et al., 2007; Evans et al., 2012; Valinia et al., 2015).

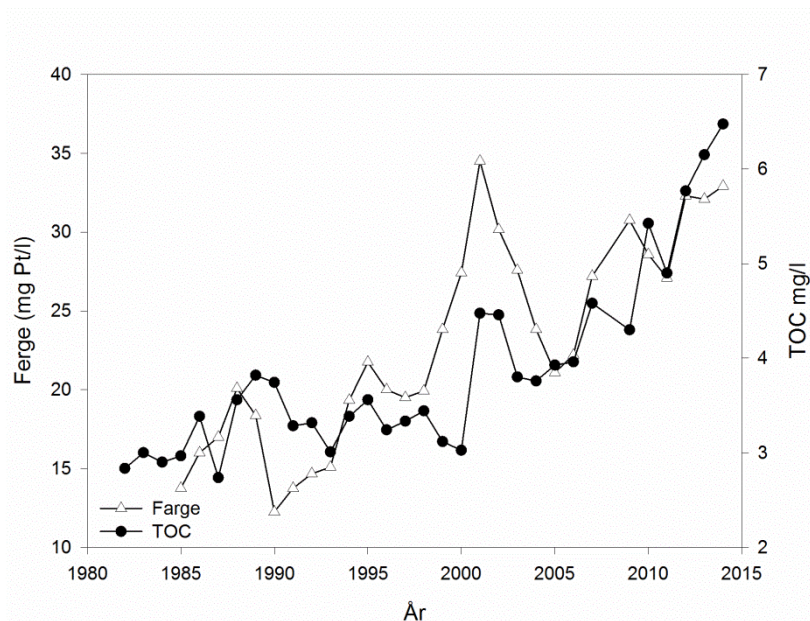
Løst organisk stoff er en viktig bestanddel i et fungerende vannøkosystem og en aktiv del av den globale karbonsyklusen ved at det omdannes til CO<sub>2</sub> ved nedbryting av det organiske materialet (Cole et al., 2007; Battin et al., 2009; Tranvik et al., 2009).

Økningen i TOC/farge er imidlertid også en utfordring for lokale vannverk, spesielt i Norge fordi en stor andel av norsk drikkevann er overflatevann. Organisk stoff gir vannet farge, smak og lukt, og det organiske stoffet er grobunn for mikroorganismer. Dersom klor benyttes for desinfeksjon, kan økt mengde organisk stoff medføre et større klorforbruk og forhøyet risiko for dannelse av helseskadelige biprodukter. Løst organisk stoff kan også binde og potensielt transportere metaller og organiske miljøgifter ut i drikkevannsnettet.

Av grunner nevnt over er det krav i drikkevannsforskriften om at drikkevannet ikke skal inneholde for mye TOC/farge. Det er satt grenseverdier som vannverkene må overholde for det vannet som sendes ut på nettet (TOC: 5 mg/l og farge: 20 mg Pt/l). Selv om økningen i TOC/farge kan være en endring tilbake mot naturtilstanden etter at forsuringen har avtatt sterkt i samme tidsperiode, kan økningen medføre at vannbehandlingen må oppgraderes. En del av oppdraget var derfor å undersøke trender i TOC/farge i Farrisvann, årsaker til endringene og hvis mulig peke på sannsynlig utvikling de neste tiår.

### 6.2 Trender

Vi har undersøkt den lange dataserien for TOC fra råvannet ved Seierstad vannverk. Denne dataserien viser de store endringene en har hatt siden tidlig på 1980-tallet og fram til i dag (Figur 6.1) og er også egnet for å identifisere mulige lokale årsaker til variasjonen.

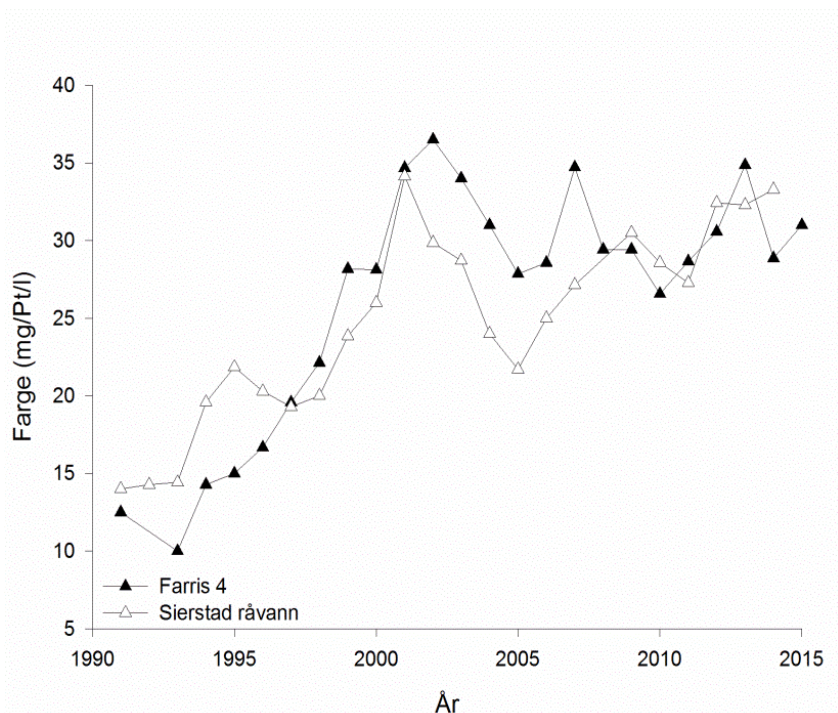


Figur 6.1. Utviklingen i fargetall og TOC-konsentrasjon i råvannet til Seierstad vannverk (årsmiddel). Se tekst for avgrensning av dataperiode. Legg merke til at y-aksen starter på hhv. 10 mg Pt/L og 2 mg TOC/L.

TOC-data fram til 1982 var tilsynelatende beheftet med stor usikkerhet, og metoden for å bestemme vannfarge ble endret i 1985. Vi har derfor kun brukt data fra og med hhv. 1982 og 1985. Den forholdsvis monotone økningen i TOC er avbrutt av en topp i år 2001. Det skyldes trolig en svær regnfull november måned året før (i 2000) med over 500 mm nedbør, nesten halvparten av normalnedbøren for et helt år i dette området.

Det er en formidabel økning i TOC fra noe under 3 mg/L på begynnelsen av 80-tallet til over 6 mg/L i 2014, og også en økning i fargetall. Det er derfor en reell økning i konsentrasjonen av løst karbon, som delvis gjenspeiles i fargetallet. Mens økningen i TOC har vært nær 50% også etter 2001, er imidlertid ikke fargetallet høyere i 2014 enn i 2001 da fargen på råvannet var sterkt påvirket av storflommen i november 2000. Figur 6.1 viser årsmidler for farge som delvis «maskerer» brå endringer i råvannets farge. Under høstsirkulasjonen i november-desember under flommen i 2000 så økte fargen på råvannet fra ca. 26 mg Pt/l i november 2000 til ca. 39 mg Pt/l i desember 2000. Fargen sank deretter noe de neste årene, for så å øke igjen siden 2005. Årsaken til forskjellen i kurvene for TOC og farge kan være endringer i kvaliteten på det organiske materialet. Det er vist i svenske innsjøer at lavmolekylært organisk stoff, som også gir mest bidrag til fargetall, brytes raskere ned mikrobielt enn høymolekylært organisk stoff. (Louge et al 2015). Høyere pH pga mindre forurening og høyere temperatur pga klimaendringer kan gi endringer i dette bildet over tid. Teoretisk oppholdstid for Farrisvannet er 2.2 år, og råvannet som tas ut på ca 40 meters dyp vil dermed bli utsatt for slike mikrobielle prosesser i innsjøen.

Vi sammenliknet tidsserien fra råvannet på Seierstad vannverk (tatt ut på ca. 40 m dyp) med data fra stasjonen Farris 4 (blandeprøve fra 0-10 m), og fant svært god overensstemmelse mellom disse to datasettene (Figur 6.2). Det er verdt å merke seg at økningen i fargetall, som indikert over, ser ut til å ha stagnert de siste årene.



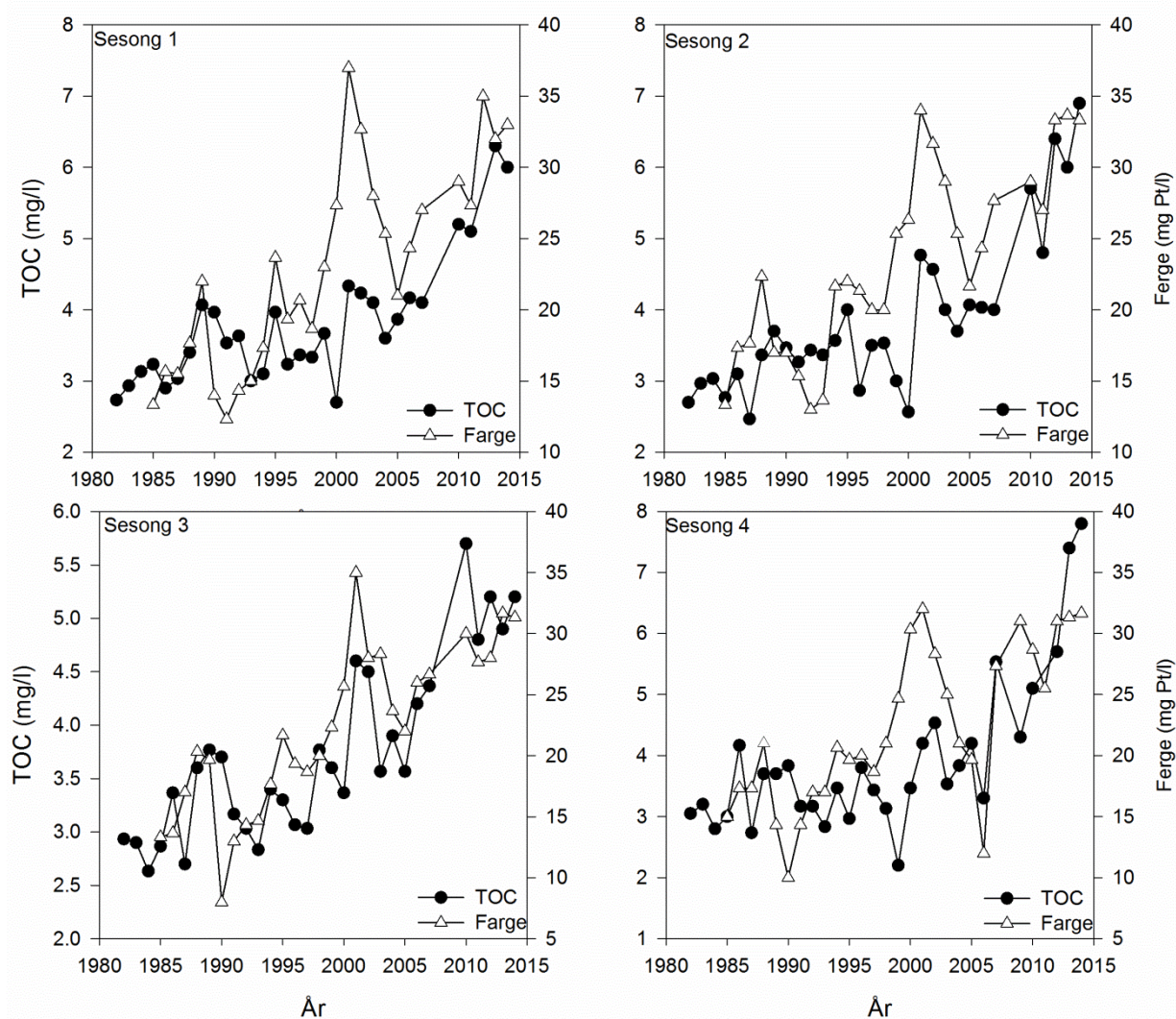
Figur 6.2. Sammenlikning av målt farge mellom råvannet ved Seierstad vannverk og vannprøver fra målestasjonen Farris 4. Begge datasett viser middelerverdier for den isfrie perioden.

### 6.3 Sesongvariasjon i TOC og fargetall

For nærmere analyse splittet vi året i fire sesonger for å se om det var de samme tendensene til økning i alle. Det var det (Figur 6.3), og i tillegg var det forholdsvis godt samsvar mellom økningen i TOC og farge. Men enkelte nyanser ble identifisert.

Økningen ser ut til å ha skutt fart omkring 1990. TOC-konsentrasjonen hadde en tendens til å øke lite i de første årene for så å øke raskere de siste årene. Denne tendensen var mindre uttalt for fargetallet. Toppen i begge parametere i 2001, spesielt tydelig for fargetallet, skyldes den ekstreme nedbøren høsten 2000, som tilførte Farrisvann betydelige mengder naturlig organisk materiale. Med en oppholdstid på 2,2 år, vil det ta 5-6 år før en slik dramatisk endring er utvasket, slik også dataene for Farrisvann viser.

Det er verdt å merke seg at økningen i TOC og farge i den varme sesongen (juli-september) var lavere enn i de andre, men likevel betydelig, til tross for at man i denne perioden forventer nedbrytning av løst organisk stoff i innsjøer pga UV-innstrålingen (fotooksidasjon). Vannfornyelsen har trolig medført at denne effekten relativt sett gjør seg mindre gjeldende.



Figur 6.3. Sesongvariasjon i TOC og farge i råvann fra Seierstad vannverk. Sesongene ble satt opp slik: 1 er januar-mars, 2 er april-juni, 3 er juli-september og 4 er oktober-desember. Legg merke til ulike skalaer.

## 6.4 Trendanalyse for TOC og farge

For å undersøke trendene nærmere i hele den perioden det var gode data fra Seierstad vannverk, brukte vi Mann-Kendalls ikke-parametriske trendanalyse (Theils slope; Hirsch and Slack 1984). Her brukte vi både den samme sesonginndelingen som over og hele dataserien (årsbasis). Et signifikansnivå på 95% ( $p < 0,05$ ) ble ansett som akseptabelt.

Den signifikante økningen i TOC ga en årlig økning i TOC-konsentrasjon på 0,07 mg/L per år (Tabell 6.1). Det kan se ut som sesong 3 og 4 bidrar mest til denne økningen, særlig sommersesongen. Det kan være at denne sesongen er den som er mest preget av tilførsler fra nedbørfeltet og dermed har det tydeligste bidraget til trenden. For den signifikante endringen i fargetall ble den årlige økningen 0,64 mg Pt/L (Tabell 6.1). Her var det de to midterste sesongene som bidro mest, og som for TOC - spesielt sommeren. For stasjonen Farris 4 var «årsvariasjonen» for farge større enn for råvannet på Seierstad, men fra Farris 4 er det bare data fra den isfrie sesongen, og sesong 3 (juli-september) hadde samme trend. Dataserien startet også seinere, noe som favoriserer graden av økning for måleperioden. Det er derfor ingen signifikant forskjell mellom disse to stasjonene.

Tabell 6.1. Mann-Kendall trend analyse for TOC og farge basert på data fra råvannet ved Seierstad vannverk. TOC-analysen er for perioden 1982-2014, mens fargetall er fra perioden 1985-2014. Sesongene er som i Figur .

Stasjon	Parameter	Sesong	Sign. $p < 0.05$	Økning, mgTOC/L/år
Sierstad raw water	TOC (mg/l)	Alle	Ja	0,07
		1	Ja	0,06
		2	Ja	0,03
		3	Ja	0,09
		4	Ja	0,07
				<b>mgPt/L/år</b>
Sierstad raw water	Farge (mgPt/L)	Alle	Ja	0,64
		1	Ja	0,60
		2	Ja	0,67
		3	Ja	0,75
		4	Ja	0,57
Farris 4	Farge (mgPt/L)	Mai-Oktober	Ja	0,80
		2	Ja	0,86
		3	Ja	0,75

## 6.5 Drivere for TOC og fargeutvikling i Farrisvann

Den regionale økningen i TOC, også i andre deler av verden, er blitt viet stor oppmerksomhet blant forskere og forvaltningen. Økningen har sammenfalt i tid med reduksjonen i sur nedbør og et mildere klima, og i tillegg har man sett en tydelig klaring av vannet i perioder med stor avsetning og avrenning av sjøsalter ( $\text{Na}^+$  og  $\text{Cl}^-$ ) i områder nærmere kysten. Økningen i TOC er i disse arbeidene blitt knyttet til nettopp reduksjonen i sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) og til marint klorid ( $\text{Cl}^-$ ) (Evans et al., 2006; Monteith et al., 2007; Hruška et al., 2009) og også til faktorer som temperatur, nedbør og avrenning (Larsen et al., 2011; (Weyhenmeyer and Karlsson, 2009; Hongve et al., 2004). Andre mulige faktorer kan være økt nedfall av nitrogen (Evans et al., 2008), endring i arealbruk (Yallop and Clutterbuck, 2009) og økningen i  $\text{CO}_2$  - utslipp (Freeman et al., 2004). Men flere av disse er jo også knyttet til hverandre og kan ha samme underliggende årsak.

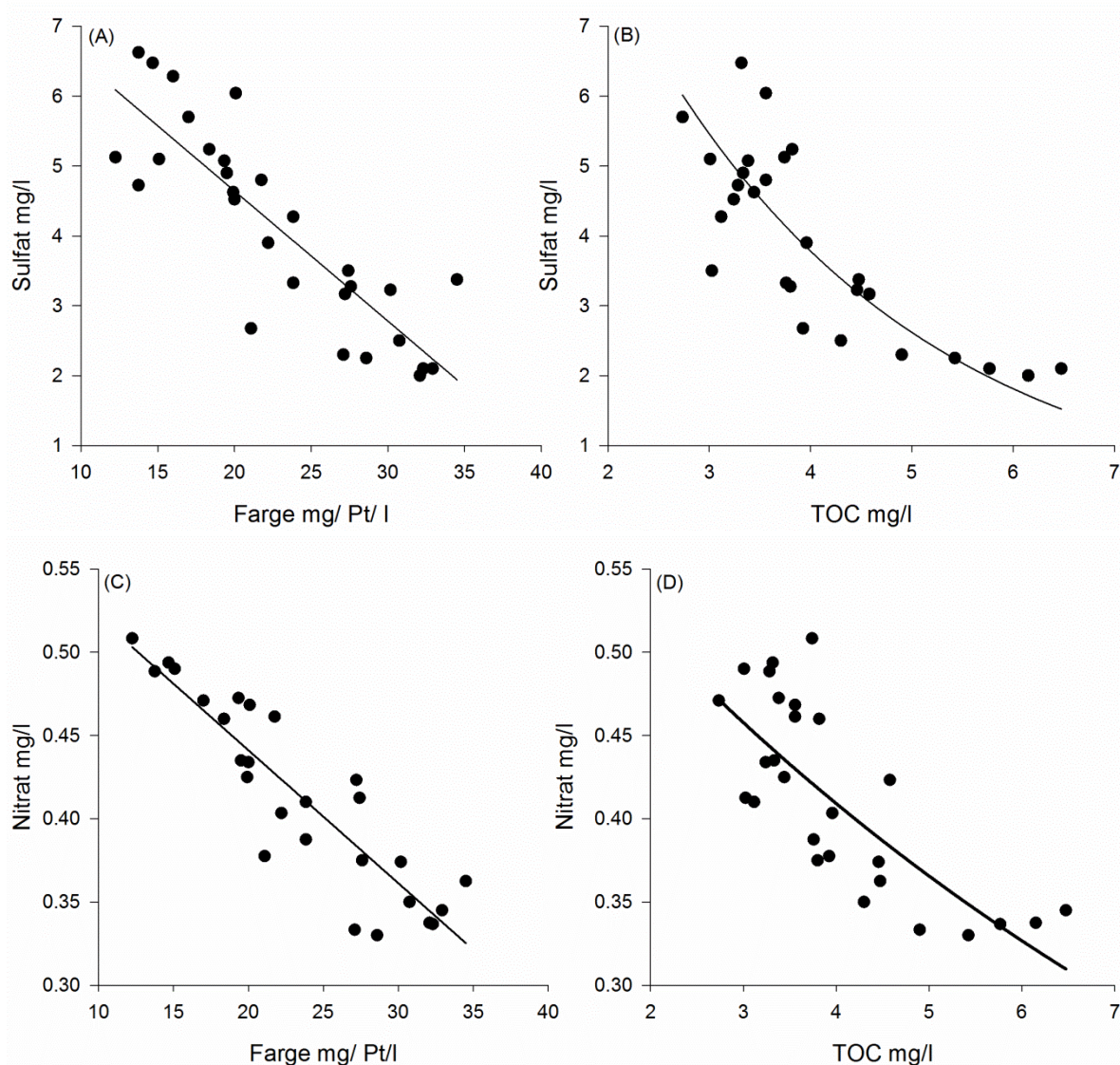
Ulike mekanismer, som drar i samme eller motsatt retning, virker også samtidig. Ett eksempel er kombinasjonen av varmere/mer ekstremt vær og mer sjøsaltdeposisjon, som alle kan knyttes til klimaendringen. Det første kan gi en generelt større transport av organisk stoff i vassdragene pga temperaturøkning og utvasking, mens den siste isolert sett gir en klaring av vannet pga en salteffekt. Dette kompliserer bildet.

Endringer i deposisjon av S og N og redusert forsurening er den viktigste regionale forklaringen på økt TOC-konsentrasjon og fargetall i Farrisvann. Reduksjonen i deposisjon har vært svært markant fra omkring 1990, og vann og vassdrag har startet gjenhenting. Det innebærer blant annet økt pH og reduksjon i aluminiumskonsentrasjon, men da også økt TOC og farge (De Wit et al., 2007; Monteith et al., 2007; Evans et al., 2012; Valinia et al., 2015).

Det som knytter endring i TOC/farge til endring i forsurening er at sulfat/syre kan redusere mobiliteten til organisk stoff i jorda. To årsaker har vært framhevet: ved å endre surheten i jorda og/eller endre ionestyrken i jordvannet (Monteith m. fl. 2007). Sentralt her er at ladningen til de organiske stoffene reduseres slik at deres mobilitet også reduseres. Med lavere pH (høyere konsentrasjon av  $\text{H}^+$ -ioner) vil protoneringen av de negativt ladde organiske stoffene øke, og dermed endre molekylstrukturen og

redusere ladningen. Når det motsatte skjer vil organiske stoffer bli mer mobile igjen og lettere transporteres til jordvann og avrenningsvann (Evans et al., 2012; Tipping and Hurley, 1988).

Også for råvannet i Seierstad vannverk kan disse sammenhengene vises klart. Med redusert sulfat- og nitratkonsentrasjon øker både fargetall og TOC-konsentrasjon (Figur 6.4). Mens sammenhengen med fargetall er lineær og med  $r^2$  på 0,73 og 0,80 for hhv. sulfat og nitrat, er det en eksponensiell reduksjon for TOC ( $r^2$  hhv. 0,68 og 0,6). Årsaken til reduksjonen i sulfat og nitrat er den samme (selv om kildene kan være forskjellige), men konsentrasjonen av sulfat er langt høyere enn nitrat. En skal derfor være varsom med å tolke sammenhengen med nitrat for sterkt. Reduksjon i utslipp fra forskjellige kilder forklarer trolig også at utflating for forholdet til sulfat kan forekomme samtidig som forholdet til nitrat er lineært. Med data fra ytterligere noen år, når nitratkonsentrasjonene eventuelt er enda mindre påvirket av atmosfærisk deposisjon, vil trolig også forholdet til nitrat flate ut.

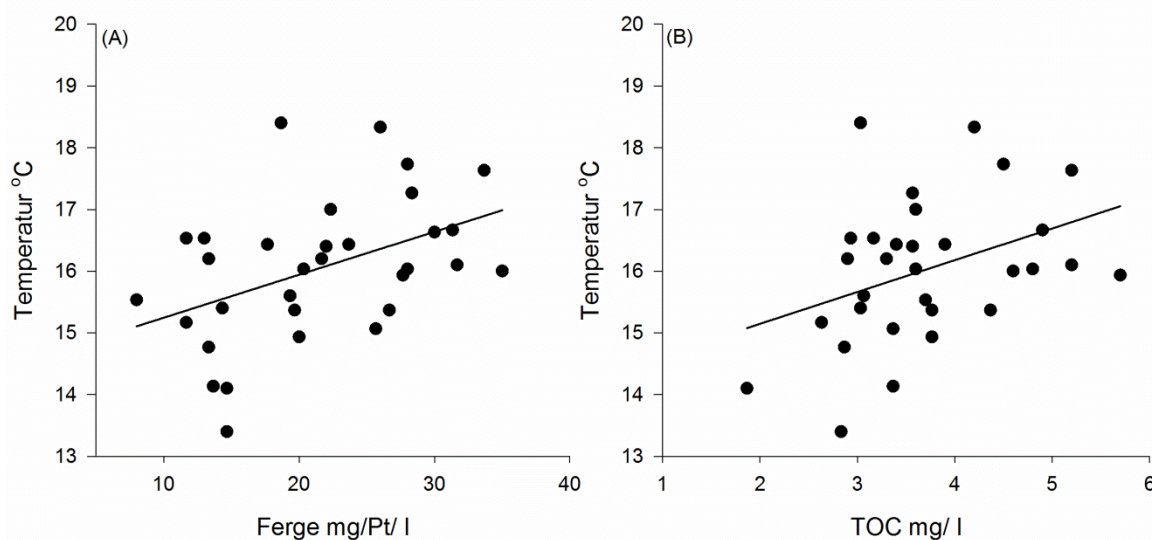


Figur 6.4. Forholdet mellom fargetall (A og C) og TOC-konsentrasjon (B og D) og konsentrasjonen av hhv. nitrat og sulfat i råvannet ved Seierstad vannverk. Endringen i nitrat og sulfat forklarer minst 60 % av variasjonen i fargetall og TOC ( $r^2 > 0,6$ ).

## 6.6 Endringer i nedbør og temperatur

Vi hentet klimadata fra [eklima.no](http://eklima.no) for stasjonene Larvik (nedbør) og Færder (temperatur; månedsverdier) for årene 1979-2014. Trendanalyser ble gjennomført som over for hele år og for sesonger. Det var ingen signifikante trender ( $p < 0,05$ ) i nedbør, og vi har derfor ikke grunnlag for å si at nedbør forklarer økningen i fargetall og TOC-konsentrasjon i den undersøkte perioden. Det forekommer imidlertid episoder med ekstrem nedbør, slik som i 2000, eller perioder med unormalt høye eller lave temperaturer. Slike hendelser kan forårsake spesielle situasjoner i vassdrag og innsjøer, f.eks. stor transport av organisk stoff. (Fig. 6.3). Med tilstrekkelig lang oppholdstid vil slike hendelser kunne prege vannkvaliteten i en innsjø lenge. Mer intensive nedbørepisoder kan dermed ha betydelige effekter og gi større variasjon i fargetall og TOC-konsentrasjon i framtida. Periodiske økninger kan kreve større kapasitet for å redusere fargetallet på vannverkene.

Heller ikke for temperatur var det signifikante trender på årsbasis, men det var en signifikant økning tilsvarende  $0,04\text{ }^{\circ}\text{C}/\text{år}$  i sesong 3 (juli-september). For denne sesongen var det også en lineær sammenheng mellom temperatur og både fargetall og TOC (Figur 6.5), med  $r^2=0,20$  for fargetall og  $r^2=0,15$  for TOC. Sammenhengene er ikke så sterke som vist for sulfat og nitrat, men temperatur vil likevel ha et signifikant bidrag til variasjonen i sommerperioden i Farrisvann.



Figur 6.5. Forholdet mellom temperatur og farge (A) og temperatur og TOC (B) i sesong 3 (juli-september) for råvann ved Seierstad vannverk.

Temperatureffekten på variasjonen i fargetall og TOC er uklar basert på diverse vitenskapelige undersøkelser. Noen finner en effekt, mens andre ikke gjør det (Freeman et al., 2001; Worrall and Burt, 2007). Når det finnes en effekt, kan den slå begge veier, dvs. økning i fargetall og TOC-konsentrasjon (Weyhenmeyer, 2008) eller reduksjon (Clark m.fl. 2010).

Økt temperatur gir kortere vintre og mindre snøakkumulering i lavereliggende områder. Temperatur regulerer også teledannelse i jorda, sesongvariasjonen i nedbør, tørke og avrenningsforhold (Lepistö et al., 2013). Temperaturøkning sommerstid, som vi har vist her, er i tråd med klimaframskrivninger for denne landsdelen (Hanssen-Bauer, 2009), gir økt jordvarme, kan gi mer tørke og dermed øke mineraliseringen av organisk stoff. Med redusert forsuring vil de løste organiske stoffene lettere transporteres til overflatevannet, slik at vi her kan snakke om faktorer som trekker i samme retning.

## 6.7 Konklusjoner fra vurdering av overvåkningsdata fra Farrisvannet

Økningen i fargetall og TOC-konsentrasjon er et regionalt fenomen, som er godt dokumentert i Nord-Europa og i nordøstre deler av USA. Vi har vist at de samme trendene i høyeste grad gjør seg gjeldende også i Farrisvann. Endringen kan knyttes til reduksjonen i sur nedbør og dermed til reduksjonen i konsentrasjonene av sulfat og nitrat i innsjøen. Om sommeren er det også funnet en økning i lufttemperaturen som samvirker til økningen i fargetall og TOC.

I årene framover forventes kun mindre reduksjoner i sulfat, mens situasjonen for nitrat er mer usikker. Effekten av disse endringene på surheten og ionestyrken i jordvannet vil trolig være minimale, men forsuring vil fortsatt være en driver for utviklingen i TOC og fargetall.

Ytterligere temperaturøkning og eventuelt økt nedbør som del av klimaendringene kan spille en forholdsvis større rolle i framtida. Effektene av dette er uklare, også fordi de hittil kan ha vært maskert av den klare reduksjonen i sur nedbør og den påvirkningen dette har hatt. Endringer i arealbruk kan også ha betydning.

En fortsatt, men trolig mindre, økning i disse parameterne må forventes. Økningen i TOC har vært på i gjennomsnitt 0,07 mg TOC/L/år siden 1980-tallet og økningen i farge på i gjennomsnitt 0,64 mg Pt/L/år (Tabell 6.1). Disse tallene inkluderer den første delen av perioden, der økningen var lite markert. Vi vil antyde at innenfor de neste 10 årene kan man få en lignende, men sannsynligvis ikke høyere, økning. Videre overvåking med tilstrekkelig hyppighet er derfor viktig for å fastslå størrelsen på trenden og på variasjonen. Vannverkene må være forberedt på å håndtere både en generell økning i fargetall/TOC og en antatt større variasjon, både innenfor enkelt-år og fra år til år.

## 6.8 Anbefalinger om videre studier

Tilgjengelige overvåkningsdata for Farrisvannet har gitt oss en god mulighet til å vurdere endringer i TOC og farge siden tidlig på 1980-tallet. Disse dataene har vist at det er en god korrelasjon mellom endringer i atmosfærisk sur nedbør og TOC/farge. Den årlige og månedlige overvåkingen gir derimot ikke eksplisitt informasjon om kildene til farge og TOC, men for Farrisvann er det temmelig sikkert det alloktone materialet (tilført fra nedbørfeltet) som dominerer. Informasjon om sammensetningen av organisk materiale i vannet kan være nyttig for å avgjøre hvilke renseteknikker som vil være mest optimale i fremtiden. For eksempel har nanofiltrering vist seg å fjerne en stor del av tilført organisk materiale i drikkevann ved renseanlegg i Sverige (Lavonen 2015).

Tidligere målinger av farge i Farrisvann tyder på at det har vært høyere konsentrasjoner før forsøringsperioden (Berge, 2011). En ny metode for å rekonstruere TOC-konsentrasjoner i vann fra perioden før forsuring og fram til målingene startet har blitt utviklet de siste årene. Metoden er basert på bruk av innsjøsedimenter (intakte sedimentkjerner) som historiske arkiver og bruk av «visible near infrared spectroscopy (VNIRS)» (Meyer-Jacob et al., 2015; Valinia et al., 2015). Den gir muligheter til å skille på effekter av arealbruk, klimaforhold, atmosfærisk deponisjon og naturlige TOC-sykluser. Det kan være en god ide å forsøke å bruke denne metoden i Farrisvannet for først å rekonstruere den historiske utviklingen i TOC-konsentrasjon og deretter forsøke å beregne en framtidig utvikling basert på scenarier for de aktuelle driverne. Dette vil da også bli gjennomført i oppfølgingen av dette prosjektet.



## 7. Modelling av forurensningsspredning i Farrisvannet

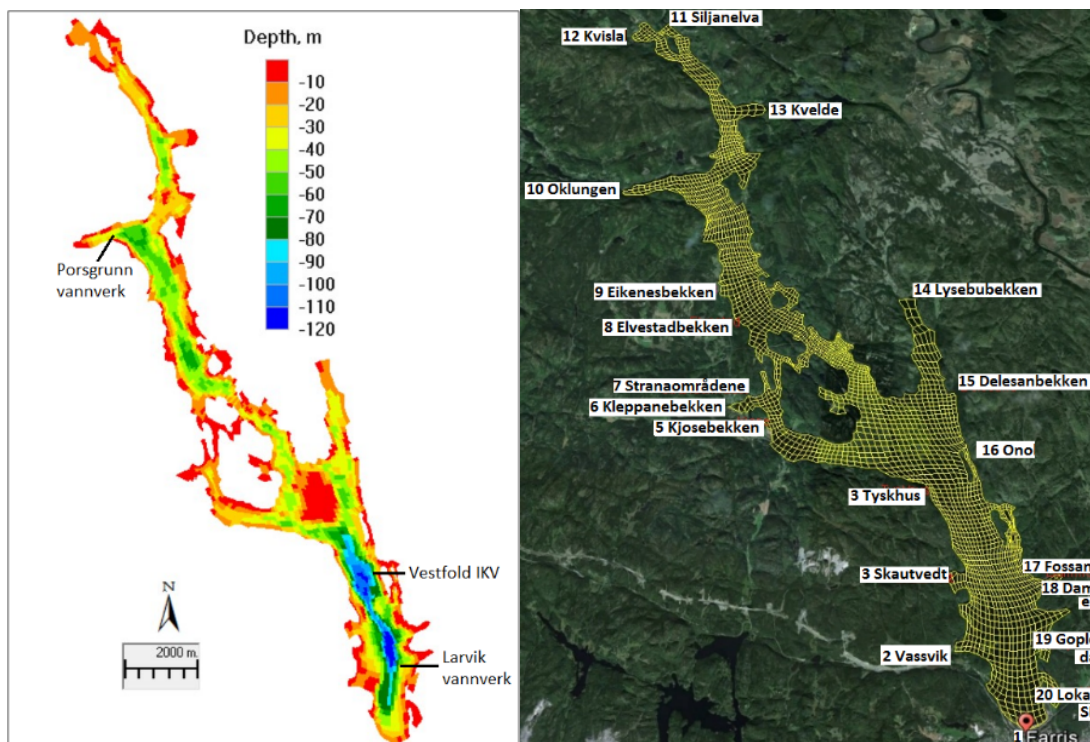
### 7.1 Modell og grunnlagsdata

For å beregne spredning av forurensning i Farrisvannet har vi benyttet den 3-dimensjonale modellen GEMSS. Modellen beregner strøm, temperatur, konsentrasjon av stoffer med ulike egenskaper, sedimenttransport, mm, Figur 7.1. Modellen beregner hva som skjer i innsjøen basert på data for klima, vannføring, vanntemperatur og stoffkonsentrasjon i tilløp. Modellen er basert på at innsjøen deles inn i beregningsceller, Figur 7.2. For hver celle blir resultatene beregnet skrittvis framover i tid med noen minutters tidsoppløsning.

Modellen/modellpakken er utviklet av ERM's Surfacewater Modeling Group i Exton, Pennsylvania, USA. Modellen og eksempler på bruk av modellen kan studeres nærmere på hjemmesiden [gemss.com](http://gemss.com). Modellen er blant de mest avanserte som finnes. Den er jevnlig brukt verden rundt.



**Figur 7.1.** GEMSS er en pakke med modeller. I sentrum står en hydrodynamisk modell. Det er flere tilleggsmoduler, blant annet for bakterier.



**Figur 7.2.** Dybdekart for Farrisvann med plassering av drikkevannsinntakene (venstre figur). Høyre figur viser inndelingen i beregningsceller. I horisontalplanet var disse av variabel størrelse, vertikalt var hver celle 2 meter tykk. De 19 tilførselspunktene er vist (punkt 1 er utløp).

Modellen ble brukt til å beregne strøm, temperatur og bakteriologiske forhold i innsjøen for 2014. Dette var for å teste modellen mot observerte data og for bedre å forstå strøm- og spredningsforhold i innsjøen.

Det ble lest inn karakteristiske meteorologiske data for hver 6. time (lufttemperatur, duggpunkt temperatur, vindstyrke, vindretning, skydekke og lufttrykk). Disse dataene ble hentet fra databasen til Det norske meteorologiske institutt for Stasjon 27780 Larvik (lufttemperatur og duggpunkt temperatur) og stasjon 34130 Jomfruland (vind og skydekning).

Døgnvannføring fra tilløpselver ble hentet fra databasen til Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) for Stasjon 15.41 Myklevatn i Siljanvassdraget. Pga. manglende data for 2014 ble midlere døgnvannføringer i 1992-2002 benyttet. Vannføringene i hver av elvene/bekkene til Farris ble skalert ut fra vannføringen ved Myklevatn ut fra areal og spesifikk nedbør ifølge NVE-Atlas/Regine, se tabell 7.1. Ved å gjøre det på denne måten vil vannføringen i tilløpene i modellen variere med årstid basert på døgnmiddelverdier fra 1992-2002, mens vannføringstoppene i 2014 (grunnet kraftig nedbør) ikke vil bli fanget opp.

Vannverkernes vanninntak ble antatt å være konstant: Larvik vannverk 0,53 m<sup>3</sup>/s fra 42 meters dyp, Vestfold Vann IKS 0,8 m<sup>3</sup>/s fra 40 meters dyp og Porsgrunn vannverk 0,23 m<sup>3</sup>/s fra 23 meters dyp. Den daglige vannføringen ut av innsjøen ble beregnet som sum innløp minus sum vanninntak.

Temperaturen på vannet i tilløpselvene ble modellert ved å anta at denne temperaturen var i likevekt med klimaet på et hvert tidspunkt.

Tabell 7.1 viser minimum, gjennomsnitt og maksimum *E. coli* konsentrasjon som er målt i tilløpsbekkene under Farrisovervåkingen i årene 2010-2015. Variasjonen i den enkelte bekk er stor. Som input til modellen brukte vi maksimumsverdiene fra disse årene som konstant konsentrasjon. Simulering med maksimumsverdiene gir «verste fall» - konsentrasjoner, basert på det som er målt. Vi kan ikke utelukke at konsentrasjonene kan ha vært enda høyere, f.eks. ved de kraftige nedbørsepisodene i 2014.

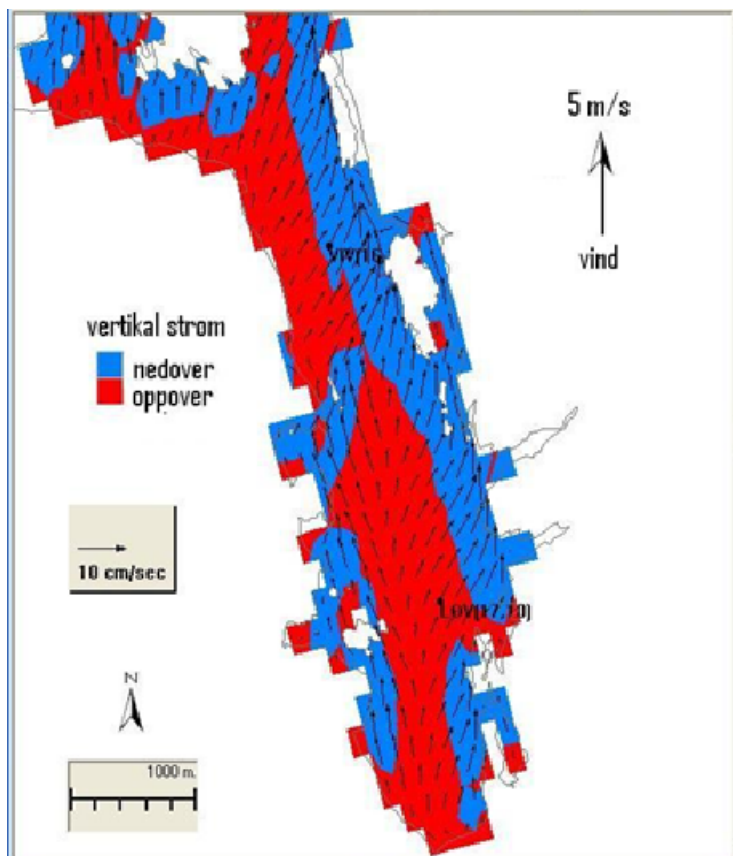
Tabell 7.1. Delfelter som ble benyttet som tilførselspunkter i simuleringene, gjennomsnittlig vannføring og *E. coli* konsentrasjoner målt i bekkene/elvene under Farrisovervåkingen i perioden 2010-2015.

nr	Nedbørfelt	E. coli			Nedbørfelt km <sup>2</sup>	Spes. Avr. l/s/km <sup>2</sup>	Vannføring m <sup>3</sup> /s
		Minste /100 ml	Middel /100 ml	Maksimum /100 ml			
2	Vassvikbekken	<10	103	530	0.50	16.4	0.0082
3	Skautvedt				4.90	16.4	0.080
4	Tyskhus				1.10	16.4	0.018
5	Kjosebekken	<10	33	160	1.90	16.4	0.031
6	Kleppanebekken	<10	52	160	4.90	16.4	0.080
7	Strandområdene				0.50	16.4	0.008
8	Elvestadbekken	10	55	180	11.80	16.4	0.194
9	Eikenesbekken	<10	124	560	2.10	16.4	0.034
10	Oklungselva	<10	16	90	58.70	18.0	1.057
11	Siljanelva	<10	25	160	299.00	22.3	6.668
12	Kvislabekken	<10	30	160	5.80	18.7	0.108
13	Kvelde				7.80	22.2	0.173
14	Lysebubekken	<10	326	2000	4.50	14.8	0.067
15	Delesandbekken	<10	104	1500	2.04	14.8	0.030
16	Onobekken	<10	50	260	3.01	14.8	0.045
17	Fossanebekken	<10	93	610	8.10	14.8	0.120
18	Dammenbekken	<10	138	1600	0.61	14.8	0.009
19	Gopledalsbekken	<10	110	580	0.70	14.8	0.010
20	Lokal_SE				0.85	14.8	0.013

Det ble videre antatt at bakteriene døde med en temperaturavhengig halveringstid økende fra 1 døgn ved 20 °C til 5 døgn ved 4 °C. I bekker uten målinger ble 100 *E. coli*/100 ml benyttet.

## 7.2 Simulering av temperatur og spredning av *E. coli*

Modelleringen viser et karakteristisk strømningsmønster ved at vannet på overflaten får en retning noe til høyre for vinden pga. jordrotasjonen. Langs land på venstre side av vindretningen strømmer vannet fra land og blir erstattet av oppadgående strømmer (Figur 7.3). Langs land i motsatte deler av innsjøen strømmer overflatevannet mot land og nedover. På større dyp blir det satt i gang kompensasjonsstrømmer i motsatt retning av overflatestrømmene.



Figur 7.3 Vind fra sør mot nord. Det er typisk med overflatestrømmer noe til høyre for vindretningen, oppoverrettede strømmer langs land der overflatestrømmene er rettet fra land, og nedoverrettede strømmer langs land på motsatt side.

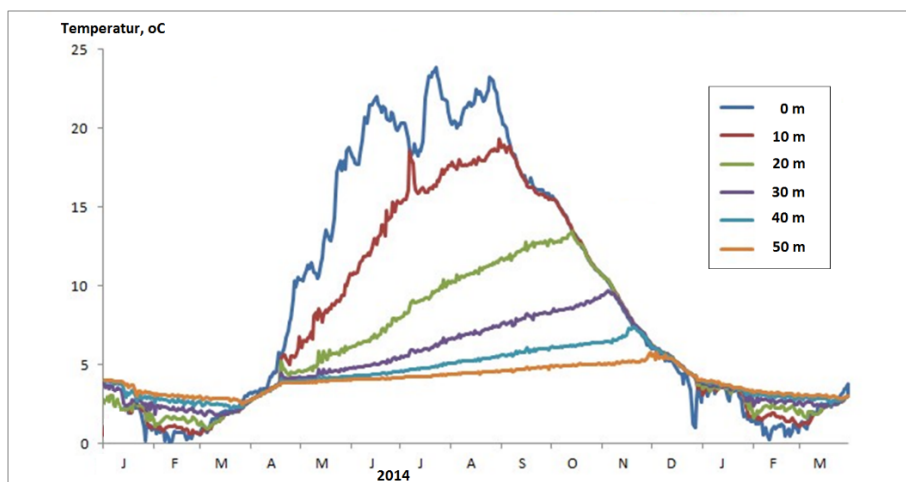
De store tetthetsforskjellene om sommeren mellom varmt overflatelag og betydelig kaldere vann under sprangsjiktet, motvirker vertikale bevegelser og innblandinger mellom disse vannlagene. Ved avkjøling utover høsten blir overflatevannet avkjølt og synker. Dermed får vi en sirkulasjon som øker i dybde inntil hele vannsøylen oppnår maksimal tetthet ved 4 °C, se Figur 7.4. Et svakere ”sprangsjikt” finner sted om vinteren hvor kaldt vann danner et lettere overflatelag. Om våren øker lufttemperaturen, overflatevannet blir varmere og tyngre med påfølgende sirkulasjon inntil hele profilet igjen oppnår 4 °C. Fortsatt oppvarming reetablerer sprangsjiktet. Høst/vinter-sirkulasjonen, som opphører ved isleggingen, kan vare i flere måneder, mens et par uker etter at isen har gått kan være typisk varighet for vårsirkulasjonen.

Store vertikale temperaturforskjeller betyr stabile forhold som beskytter vanninntakene mot forurensninger på overflaten. Små vertikale forskjeller (Figur 7.4, sammenfallende kurver) betyr vertikalt sirkulerende vannmasser som gjør vanninntakene mer utsatt for overflateforurensning. Både i 2013 og 2014 vedvarte høstsirkuleringen ifølge simuleringene utover i januar. I spesielt milde vintre uten islegging, kan en slik sirkulasjon finne sted helt til oppvarmingen reetablerer sjiktningen.

Vanninntakene vil følgelig være mest utsatt i sirkulasjonsperiodene, for forurensninger tilført nær overflaten. Kraftig vind med tilhørende nedoverrettede strømmer langs land vil forsterke denne effekten. Midlere vannføring inn i Farris er ca. 10 m<sup>3</sup>/s. Vanninntakene utgjør til sammen 1,5 m<sup>3</sup>/s. Vanninntakene vil følgelig i noen grad «suge» vann fra overflaten og medvirke til sirkulasjon.

Vanntemperaturen i vanninntaket til Larvik vannverk økte fra laveste verdi i mars på ca. 3°C til høyeste verdi i november på ca. 5 °C. Dette var tilnærmet samme forløp som simulerte verdier, se 40 og 50 meters

kurvene i figur 8.4. Modellen virker derfor pålitelig mht. å simulere temperatur. Dette betyr at de i denne sammenheng viktige vertikale strømningsbevegelsene i sirkulasjonsperiodene blir simulert på en realistisk måte.



Figur 7.4. Temperaturer i løpet av året 2014 i ulike dyp. Store vertikale temperaturforskjeller betyr stabile forhold som beskytter vanninntakene mot forurensninger på overflaten. Små vertikale forskjeller (sammenfallende kurver) betyr vertikalt sirkulerende vannmasser som gjør vanninntakene utsatt for overflateforurensning.

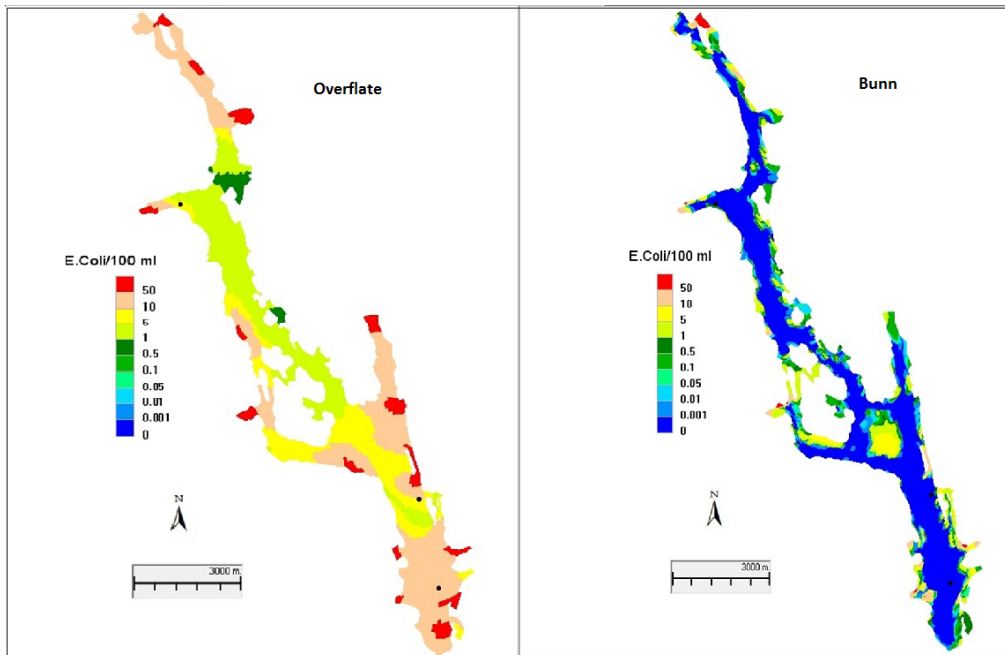
Vanninntakene ble ifølge simuleringene lite påvirket av *E. coli* tilført via elver og bekker (figur 7.5-7.7 og tabell 7.2). På grunn av tilførsler av *E. coli* (produktet av vannføring og konsentrasjon) fra Siljanelva og Oklungselva, var vanninntaket til Porsgrunn vannverk mest utsatt, med maksimumsverdier opp til 5 *E. coli* per 100 ml (Figur 7.7). Ved vanninntakene til Larvik vannverk og Seierstad vannverk (Vestfold) var de simulerte maksimumsverdiene ca. 0,5 og 0,25 *E. coli* per 100 ml. Det indikerer at man vil finne *E. coli* i ca. annenhver prøve tatt i sirkulasjonsperioden i Larvik og i hver fjerde prøve tatt i sirkulasjonsperioden ved Seierstad vannverk (Vestfold).

Vannkvaliteten på ulike lokaliteter i Farrisvann ble mest påvirket av lokale kilder. Ingen av tilførselskildene ga  $>1$  *E. coli*/100 ml ved Larvik vannverk og Seierstad vannverk (Vestfold), men noen av de nærmeste bekkene førte til 0,1-0,3 *E. coli*/100 ml. Dette var Onobekken, Fossanebekken, Delesandbekken og Lysebubekken for Seierstad vannverk (Vestfold) og Gopledalsbekken og Dammensbekken for Larvik vannverk (tabell 7.2).

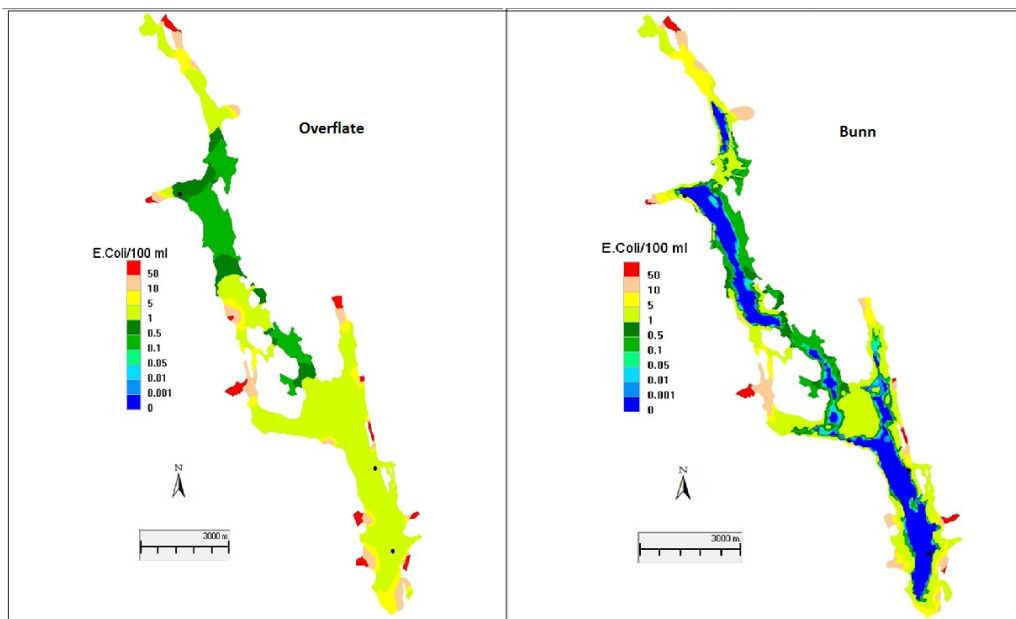
I overflatevannet ved målestasjonene Farris 4, Farris 3 og Bakkepollen var de simulerte konsentrasjonene også lave, i størrelsesorden 1-10 *E. coli*/100 ml om sommeren (Figur 7.5).

Simuleringene indikerer at vanninntakene på dypt vann er mest utsatt i perioder med vertikal sirkulasjon i vannmassene. For modellåret 2014 var det fortsatt «høstsirkulasjon» i januar, vårsirkulasjon i mars og ny høstsirkulasjon i november-desember.

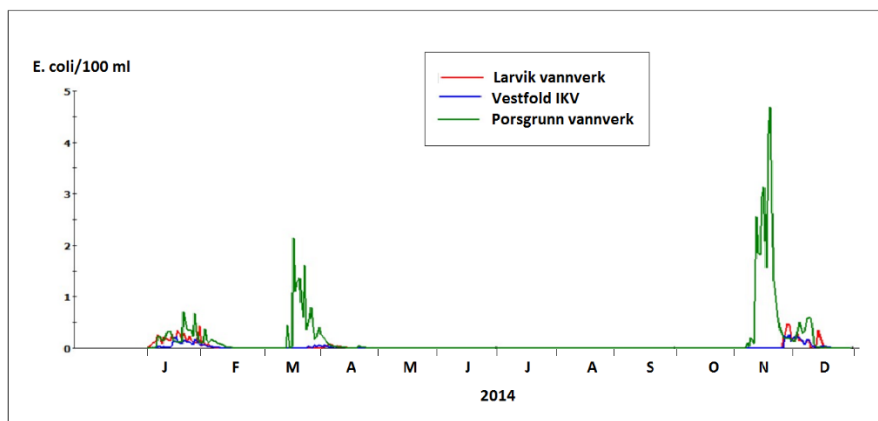
Bakterier er ikke jevnt fordelt i vannmassene, og det vil kunne forekomme ansamlinger med bakterier. Det kan føre til at det sporadisk vil kunne påvises høyere verdier enn det modellen viser. Normalt vil derimot tilførslene være lavere enn de brukte maksimumsverdiene resulterer i, og man kan forvente lavere konsentrasjoner enn de modellerte verdiene. Gitt disse begrensningene, så stemmer de simulerte verdiene godt med de målte *E. coli* konsentrasjonene i vanninntakene og selve innsjøen (kapittel 5). Modellen vurderes som godt egnet for å simulere spredning av *E. coli* og patogener etter ulike utslippsscenarioer.



Figur 7.5. Simulerte *E. coli* konsentrasjoner på overflaten og langs bunnen i juni som følge av kontinuerlige tilførsler av maksimum observert konsentrasjon i elvene. Figurene viser at sprangsjiktet om sommeren motvirker vertikal transport.



Figur 7.6. Simulerte *E. coli* konsentrasjoner på overflaten og langs bunnen i november som følge av kontinuerlige tilførsler av maksimum observert konsentrasjon i elvene. Vertikalt sirkulerende vannmasser førte til «stor» vertikal transport og representerer en nær verste fall situasjon. Vanninntakene ble imidlertid i liten grad påvirket.



Figur 7.7. Simulerte *E. coli* konsentrasjoner ved vanninntakene til de tre vannverkene gjennom modellåret 2014. Vanninntakene ble mest påvirket i sirkulasjonsperiodene.

Tabell 7.2. Simulert påvirkning av vanninntakene fra hver av de største tilførselskildene. Midlere påvirkning representerer tilførsler beregnet fra midlere døgnvannføring og gjennomsnittskonsentrasjoner målt i bekkene, mens maksimum påvirkning er beregnet fra midlere døgnvannføring og maksimumkonsentrasjoner i bekkene.

nr	Nedbørfelt	Middel			Maksimum		
		Larvik E.coli/100 ml	Vestfold E.coli/100 ml	Porsgrunn E.coli/100 ml	Larvik E.coli/100 ml	Vestfold E.coli/100 ml	Porsgrunn E.coli/100 ml
2	Vassvikbekken	1.4E-03	1.9E-04	6.6E-10	3.9E-02	6.5E-03	2.6E-08
3	Skautvedt	1.2E-03	1.1E-03	7.4E-09	5.2E-02	3.5E-02	2.1E-07
4	Tyskhus	7.6E-05	2.8E-04	7.0E-08	3.1E-03	1.1E-02	1.7E-06
5	Kjosebekken	4.2E-06	3.9E-05	5.7E-06	1.6E-04	3.2E-03	2.6E-04
6	Kleppanebekken	1.2E-05	1.1E-04	1.4E-05	5.3E-04	9.3E-03	6.1E-04
7	Strandområdene	9.6E-07	9.4E-06	1.0E-06	3.7E-05	7.7E-04	4.3E-05
8	Elvestadbekken	1.8E-05	1.1E-04	1.9E-03	5.0E-04	2.9E-03	6.2E-02
9	Eikenesbekken	5.4E-06	3.4E-05	2.9E-03	1.5E-04	1.0E-03	7.5E-02
10	Oklungselva	8.3E-07	6.3E-06	8.2E-02	4.5E-05	3.9E-04	2.7E+00
11	Siljanelva	1.0E-05	8.9E-05	7.1E-02	5.6E-04	6.9E-03	4.5E+00
12	Kvislabekken	1.4E-08	1.4E-07	9.7E-05	7.7E-07	1.3E-05	3.2E-03
13	Kvelde	1.6E-07	1.4E-06	7.9E-04	9.3E-06	9.9E-05	2.5E-02
14	Lysebubekken	5.2E-04	1.6E-03	1.6E-07	4.3E-02	1.1E-01	9.2E-06
15	Delesandbekken	1.5E-03	3.6E-03	1.3E-06	7.8E-02	1.0E-01	5.7E-05
16	Onobekken	6.3E-04	1.8E-03	2.5E-07	4.3E-02	1.9E-01	8.7E-06
17	Fossanebekken	1.0E-02	6.6E-03	5.3E-08	2.7E-01	1.8E-01	1.8E-06
18	Dammenbekken	2.1E-03	1.3E-03	1.0E-08	5.4E-02	3.6E-02	3.6E-07
19	Gopledalsbekken	1.1E-02	7.8E-04	3.2E-09	2.5E-01	1.4E-02	1.2E-07
20	Lokal_SE	4.5E-04	4.1E-05	1.1E-10	1.6E-02	9.2E-04	5.5E-09
	Totalt	2.6E-02	1.6E-02	1.5E-01	4.7E-01	2.5E-01	4.7E+00

### 7.3 Oppsummering

Bruk av den numeriske strøm- og spredningsmodellen GEMSS for simulering av spredning av *E. coli* i Farrisvannet, indikerte at alle råvannsinntakene vil være lite påvirket av *E. coli*. Dette stemmer bra med at det kun sporadisk påvises *E. coli* i råvannet på vannverkene, og at det er noe høyere forekomst i råvannet til Porsgrunn vannverk sammenlignet med de to andre vannverkene. Ved analyse av *E. coli* analyseres 100 ml vann. Modelleringen indikerer at analyse av 1 L vann ville gitt langt flere positive prøver med hensyn på *E. coli*.

## 8. Sårbarhetsanalyse

Vi har i denne sårbarhetsanalysen sett litt på kjemisk forurensning, men primært hatt fokus på mikrobiologisk forurensning; om tilførsel av patogener fra kilder i nedbørfeltet kan transporteres helt fram til drikkevannsinntakene og lede til sykdomsutbrudd. Til dette har vi blant annet brukt strøm- og spredningsmodellen og modeller som angir hvor mange som blir syke av å få i seg patogener (dose-respons modeller). I vedlegg E har vi tatt med bakgrunnsinformasjon og antagelser som er nødvendig for å gjøre denne type modellering. Vedlegget inneholder blant annet informasjon om 1) Hvilke smittestoffer som er mest relevante for Farrisvannet, 2) Kilder til *E. coli* og patogener i Farrisvannets nedbørfelt, 3) Vurdering av hvor mye av den fekale forurensningsproduksjonen som kommer frem til Farrisvannet, 4) Hva som påvirker spredning i selve drikkevannskilden og muligheten for at infektive patogener skal nå frem til råvannsinntakene og 5) Hvilken risiko som er knyttet til ulike patogenkonsentrasjoner i råvannet, sett i forhold til vannbehandlingen på vannbehandlingsanlegget.

Måling av forholdsvis lave nivåer av *E. coli* i tilløpsbekkene indikerer at det de fleste dager tilføres lite fekal forurensning og patogener til Farrisvannet, sett i forhold til det store vannvolumet og fortynningen i Farrisvannet. Som beskrevet i vedlegg E vil konsentrasjonene av patogener i tilløpsbekkene normalt være langt lavere enn konsentrasjonene av *E. coli*, sannsynligvis som oftest  $< 1$  patogen per 1000 *E. coli*, men dette kommer an på smittesituasjonen hos de som har produsert *E. coli*-ene. Vi kjenner ikke til at det har vært utbrudd av vannbåren smitte knyttet til drikkevannet som tas fra Farris. Dette bekrefter at under «normalsituasjonen», med normale tilførsler av smittestoffer og normalt fungerende barrierer i kilde (fortynning og utdøing) og vannbehandling, så er sannsynligheten for vannbåren smitte liten. De store utbruddene av drikkevannsbåren smitte i Bergen og Østersund, var likevel påminnelser om at vannbehandlingen må være tilpasset situasjoner med økte tilførsler av patogener, ikke «normalsituasjonen». Økte tilførsler av patogener til Farrisvannet kan enten oppstå ved at det tilføres betydelig mer fekal forurensning enn normalt og/eller at den fekale forurensningen som tilføres inneholder betydelig mer patogener enn normalt (fra mange smittede individer eller fra en/få individer med svært høy utskillelse). Økt reisevirksomhet og migrasjon vil kunne endre smittesituasjonen hos mennesker og dyr i nedbørfeltet til Farrisvannet. Ved hjelp av numerisk strøm- og spredningsmodellering vil vi i det følgende avsnittet demonstrere hvordan patogener med ulik overlevelse (halveringstid) kan spres fra ulike utslippspunkter og i Farrisvannet, samt bruke dette til å se på hvor sårbare vannverkene som tar vann fra Farrisvannet er for hendelser med økte utslipp av patogener til Farrisvannet.

### 8.1. Hendelse med økte tilførsler av patogener:

Vi antok at det ble tilført  $10^{10}$  patogener per døgn hver dag i en uke fra 5 ulike tilførselskilder: via Siljanelva i nord, Oklungselva i nordvest, Ono i øst, ved båthavnen i sørøst (kalt LokalSE) og ved Vassvik i sørvest. Hver av de fem tilførselspunktene kan også representere andre nærliggende kilder.

Patogener har ulik overlevelsessevne i vann, inkludert at de også kan fjernes fra vannmassene ved sedimentasjon. Fordi patogenenes overlevelse i vann er en usikker parameter som varierer med en rekke forhold (beskrevet i vedlegg E), laget vi scenarier der patogenene ble gitt en svinnsrate tilsvarende en halveringstid på ett døgn, en uke, en måned og konservativt (bestandig) materiale, for å illustrere hvordan overlevelsessevnen påvirker simulerte konsentrasjoner ved vannverksinntakene. Patogene fulgte vannets bevegelse, dvs. ingen sedimentasjon (sedimentasjon kan tenkes å være «inkludert» i svinnsraten). Det konservative materialet representerer en verste fall situasjon mht. bestandighet, og kan representere tilførsler av bestandige vannløselige kjemiske stoffer. Et utslipp av  $10^{10}$  per døgn i en uke av konservativt materiale blir ekvivalent med et utslipp av 10 kg (=  $10^{10}$  µg) kjemikalier hver dag i en uke (totalt 70 kg), der resultatet av simuleringen da blir antall µg/L av dette vannløselige og bestandige kjemikaliet, i stedet for antall patogener per L.

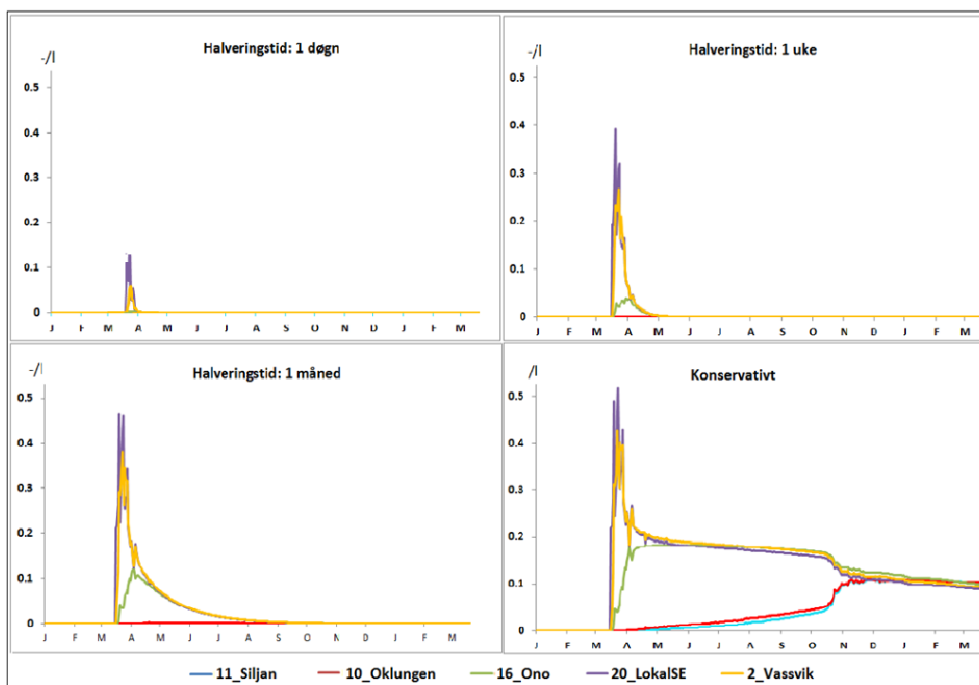


Et utslipp på  $10^{10}$  patogener per døgn hver dag i en uke kan være representativt for typisk høy utskillelse av *Cryptosporidium* (eller *Campylobacter*) fra en smittet person, som skiller ut patogener med avføringen i 7 dager før han er frisk, og der all kloakken fra denne personen tilføres Farrisvannet denne uken.  $10^{10}$  per døgn er også en typisk gjennomsnittsverdi for hvor mye av indikatorbakterien *E. coli* som en person skiller ut per døgn. Simulerte konsentrasjoner vist i figurene under kan brukes direkte dersom man ønsker å estimere konsentrasjonen av disse patogenene ved vanninntakene etter utslipp av  $10^{10}$  per døgn i en uke. For *Campylobacter* og *E. coli* bør man bruke figurene med halveringstid 1 dag eller 1 uke. For *Cryptosporidium* bør man bruke figurene med halveringstid 1 uke eller en måned (verste fall). For å vurdere konsekvensen av andre utslipp (f. eks utslipp fra flere smittede personer eller av patogener som skilles ut i andre mengder fra smittede individer) må man skalere de simulerte verdiene tilsvarende. Dette er nærmere beskrevet i vedlegg F.

Det ble laget ett scenario med utslipp en uke under vårsirkulasjonen (15. – 22. mars 2014) og ett scenarium med utslipp en uke om sommeren (første uken i august 2014). Hensikten var å illustrere forskjell i spredningsmønster og sårbarheten til vanninntakene dersom utslippet skjedde en uke ved et velutviklet sprangsjikt/vertikalt stabile forhold i august sammenlignet med under fullsirkulasjonen i mars.

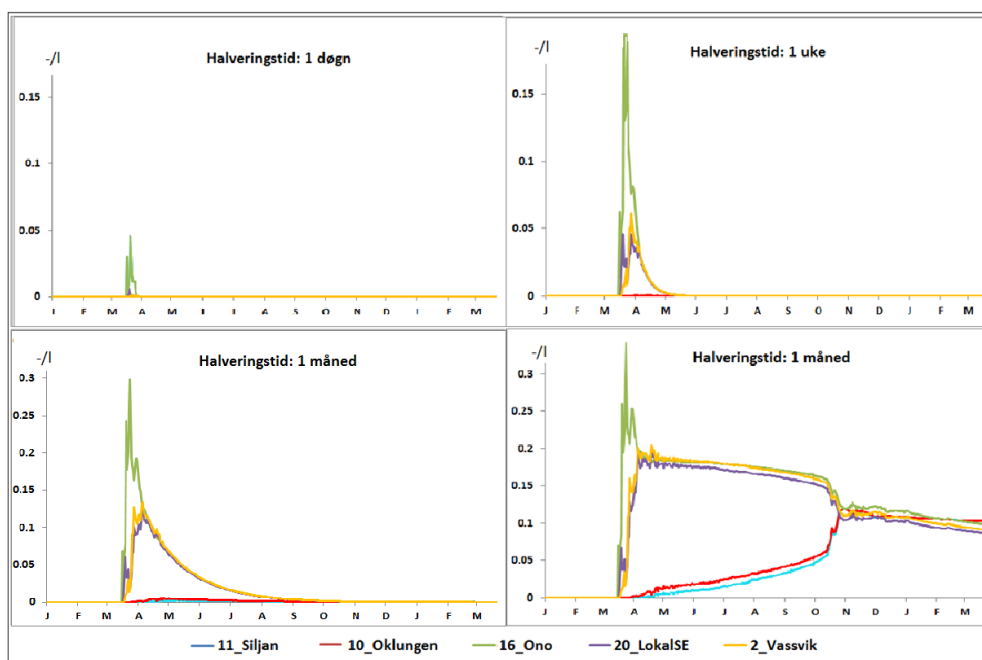
### Scenariet med utslipp en uke under vårsirkulasjonen i mars:

Som vist i figur 8.2 ble vanninntaket til Larvik vannverk, logisk nok, mest påvirket av de nærmeste tilførselskildene: tilførselspunktet vi kalte LokalSE i sørøst og Vassvik i sørvest, med maksimal påvirkning ca. 0.1-0.5 patogener/L, avhengig av halveringstid. For patogener med kort overlevelse (halveringstid 1 døgn) ble Larviks vanninntak minimalt påvirket av de 3 tilførselspunktene som lå mye lenger unna. Ved økende halveringstid gjorde også tilførsler fra Ono på østsiden seg mer gjeldende med maksimumsverdier over 0.1/L ved vanninntaket et par uker etter utslippet. For konservative stoffer indikerte modellen at inntaket også ble påvirket av tilførslene via Oklungselva og Siljanelva i nord med konsentrasjoner av størrelsesorden 0.1/L, med størst påvirkning først under høstsirkulasjonen ca. et halvt år etter utslippet.



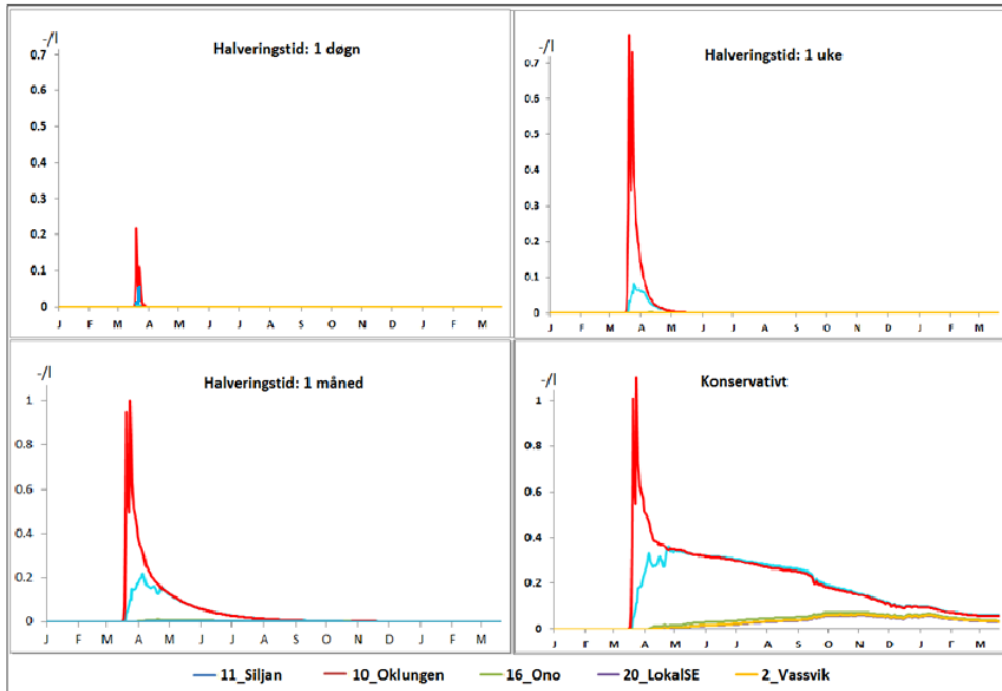
Figur 8.2 Konsentrasjoner av patogener per liter ved vanninntaket til **Larvik vannverk** etter tilførsel av  $10^{10}$  patogener per døgn i løpet av en uke under vårsirkulasjonen i mars (fra 5 ulike tilførselspunkter), av patogener med ulik overlevelse. Konservativt kan også representere utslipp av 10 kg per døgn i en uke (totalt 70 kg) av et vannløselig bestandig kjemikalium, der konsentrasjonen da kan leses som  $\mu\text{g/L}$ .

Tilsvarende ble vanninntaket til Vestfold Vann IKS mest påvirket av den nærmeste kilden i øst, Ono, med maksimumsverdier ca 0.05-0.3/L avhengig av overlevelsessevne (Figur 8.3). Utslipp via kildene i sør (Vassvik og LokalSE) påvirket Vestfolds vanninntak ubetydelig med hensyn på patogener med halveringstid 1 døgn, men betydelig mer med hensyn på patogener med lengre halveringstid, med økende grad av påvirkning et par uker etter utslippet. For konservative stoffer ble inntaket også påvirket av utslippene fra Oklungselva og Siljanelva i nord med konsentrasjoner i størrelsesorden 0.1/L under høstsirkulasjonen ca. et halvt år etter utslippet.



Figur 8.3. Konsentrasjoner av patogener per liter i vanninntaket til **Vestfold Vann IKS** etter tilførsler av  $10^{10}$  patogener per døgn i løpet av en uke under vårsirkulasjonen i mars (fra 5 ulike tilførselspunkter), av patogener med ulik overlevelse. Konservativt kan også representere utslipp av 10 kg per døgn i en uke (totalt 70 kg) av et vannløselig bestandig kjemikalium, der konsentrasjonen da kan leses som  $\mu\text{g/L}$ .

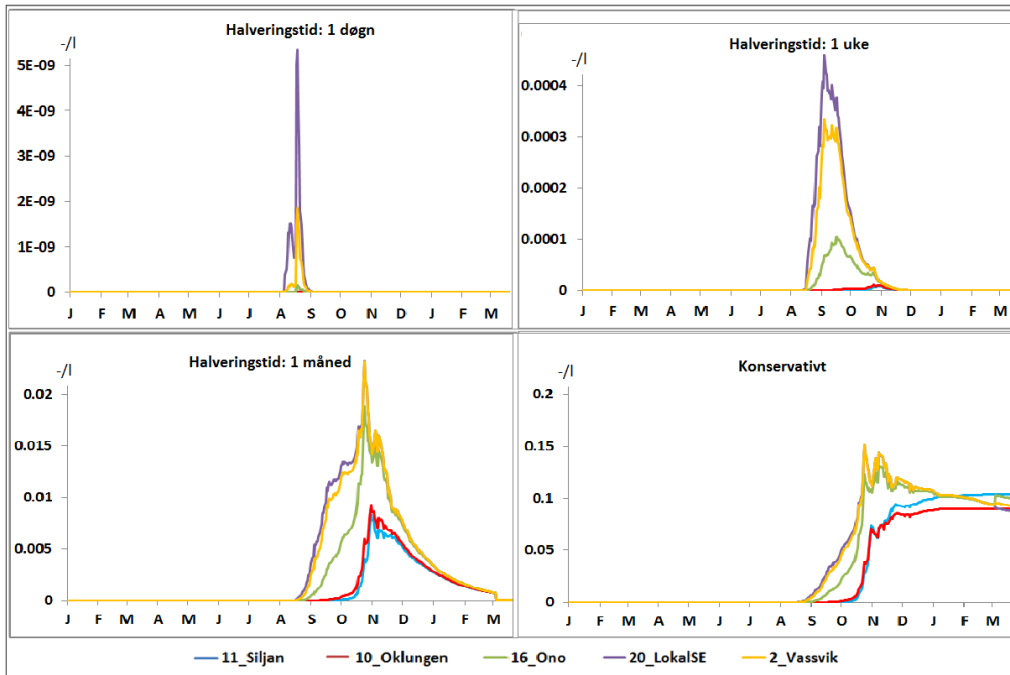
Vanninntaket til Porsgrunn vannverk ble mest påvirket av den nærmeste kilden Oklungen, Figur 8.4. Maksimum simulert konsentrasjon var 0.2/L for patogener med halveringstid 1 døgn og 1 patogen/L ved halveringstid 1 måned/bestandig. Utslipp via Siljanelva i nord påvirket vanninntaket med maksimum 0.05-0.4/L avhengig av bestandighet. Utslipp fra de sørlige utslippspunktene påvirket vanninntaket minimalt med hensyn på patogener med halveringstid  $\leq 1$  uke. For patogener med halveringstid 1 måned var påvirkningen fra de sørlige kildene i størrelsesorden  $10^{-3}$ /L og for konservativt stoff ca 0.07/L (Vedlegg F).



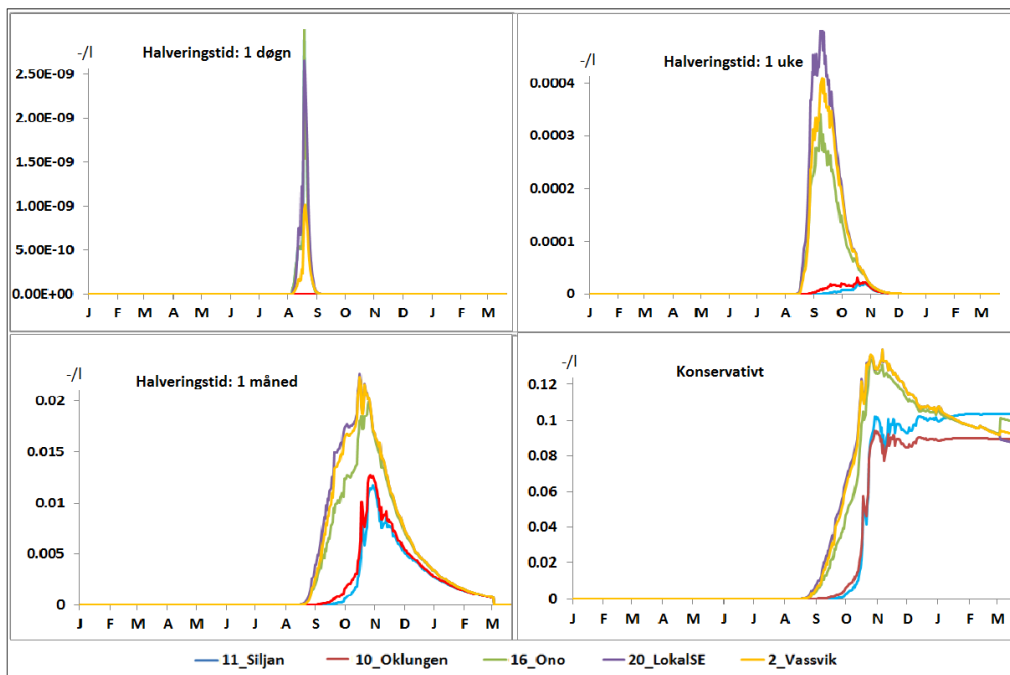
Figur 8.4 Konsentrasjoner av patogener per liter ved vanninntaket til **Porsgrunn vannverk** etter tilførsler av  $10^{10}$  patogener per døgn i løpet av en uke under vårsirkulasjonen i mars, av patogener med ulike overlevelse. Konservativt kan også representere utslipp av 10 kg per døgn i en uke (totalt 70 kg) av et vannløselig kjemikalium, der konsentrasjonen da kan leses som  $\mu\text{g/L}$ .

#### Scenariet med utslipp en uke ved vertikalt stabile forhold i august:

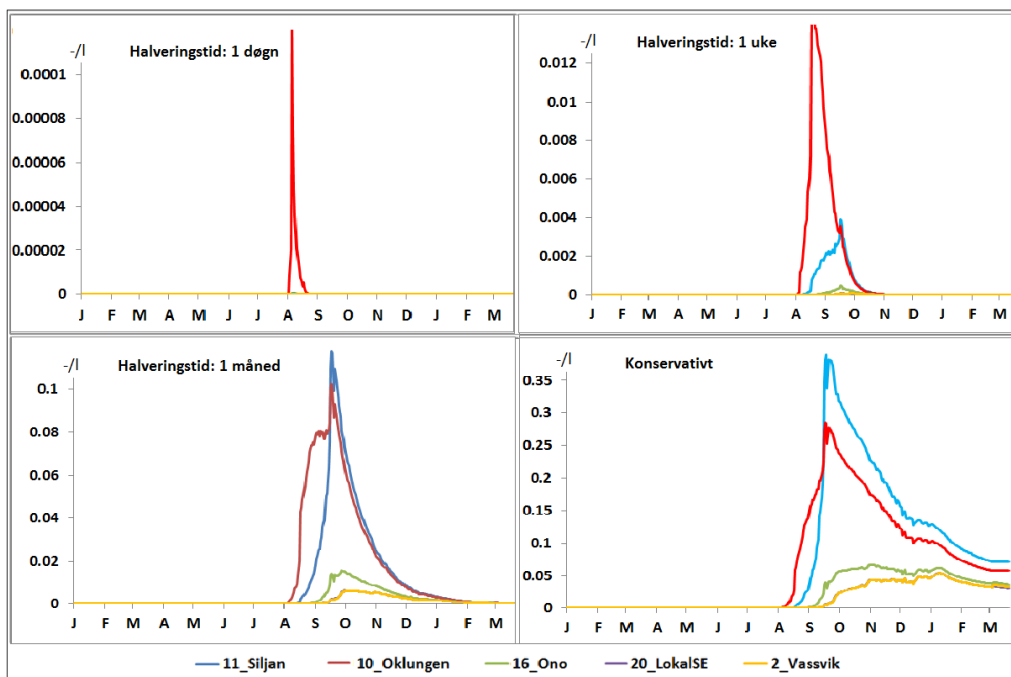
Generelt ble drikkevannsinntakene mindre påvirket dersom utslippet skjedde en uke i august sammenlignet med under fullsirkulasjonen i mars. Dette skyldes at patogenene til å begynne med hovedsakelig ble spredt i overflatelaget, og deretter ført nedover til større dyp under høstsirkulasjonen i oktober-november (Figur 8.5-8.7). Innen den tid var patogenene med halveringstid 1 dag redusert til ubetydelige konsentrasjoner. For patogener med halveringstid på en måned /konservativ var forskjellene mindre med hensyn til maksimal påvirkning av vanninntakene etter utslipp i august sammenlignet med i mars.



Figur 8.5. Konsentrasjoner av patogener per liter ved vanninntaket til **Larvik vannverk** etter tilførsler av  $10^{10}$  patogener per døgn i løpet av første uken i august (fra 5 ulike tilførselspunkter), av patogener med ulik overlevelse.



Figur 8.6. Konsentrasjoner av patogener per liter i vanninntaket til **Vestfold Vann IKS** etter tilførsler av  $10^{10}$  patogener per døgn i løpet av første uken i august (fra 5 ulike tilførselspunkter), av patogener med ulik overlevelse.



Figur 8.7. Konsentrasjoner av patogener per liter i vanninntaket til **Porsgrunn vannverk** etter tilførsler av  $10^{10}$  patogener per døgn i løpet av første uken i august (fra 5 ulike tilførselspunkter), av patogener med ulik overlevelse.

Utslipp av en ukes varighet ble valgt i scenariene fordi det kan være representativt for tiden en person er syk og skiller ut store mengder patogener med avføringen. Scenariet kan derfor være nyttig for å se på konsekvens av at det innimellom er syke personer i nedbørfeltet som samtidig har private avløpsanlegg med dårlig rensegrad. Det kan også representere utslipp fra kommunale avløpsanlegg, f.eks dersom det tar en uke før lekkasjer fra avløpsnett oppdages eller det er en uke med driftsproblemer på avløpsrenseanleggene. For utslipp et stykke unna vanninntakene vil vi også kunne bruke resultatene fra modellsimuleringene i figur 8.2-8.7 til å få et inntrykk av konsekvens av utslipp med kortere/lenger varighet og av større/mindre størrelse ved å skalere i henhold til utslippets totalstørrelse (som nærmere beskrevet i vedlegg F). Et unntak er kanskje utslipp rett over vanninntakene, som potensielt kan forekomme dersom fritidsbåter tømmer «dobøtta» rett over vanninntaket. Vi brukte derfor spredningsmodellen for også å forsøke å illustrere hvordan patogener fra et nær momentant utslipp rett over vanninntaket ble spedt i drikkevannskilden. Antagelser og resultater fra dette scenariet er beskrevet i vedlegg G.

## 8.2. Vurdering av risiko (sannsynlighet og konsekvens) for ulike utslipphendelser knyttet til aktiviteter i nedbørfeltet

Som illustrert i figurene 8.2-8.7: Etter utslipp av patogener til Farrisvannet er patogenenes overlevelsessevne (halveringstid) kombinert med hvor utslippet er lokalisert i forhold til vanninntaket, og når på året utslippet finner sted, av stor betydning for simulerte konsentrasjoner av patogener ved råvanninntakene.

Hvorvidt ulike konsentrasjoner av patogener i råvannet videre vil forårsake smitte via ferdigbehandlet drikkevann, er avhengig blant annet av patogen-reduksjonen på vannbehandlingsanlegget, patogenenes infektivitet (evne til å forårsake infeksjon og sykdom) og hvor mye ukokt vann som drikkes. All denne informasjonen er nødvendig input i såkalt kvantitativ mikrobiell risikovurdering, for eksempel for å estimere hvor mange sånn omtrentlig som kan bli syke av drikkevannet etter ulike hendelser. Det som kan forårsake størst sykdomsutbrudd er gjerne en kombinasjon av hendelser, knyttet til både «hendelse med

økte utslipp av patogener til Farrisvannet» og «svikt i vannbehandlingen». Sannsynligheten for at disse hendelsene skal skje, både alene og samtidig, må også vurderes for å få et totalt bilde av risikoen (risiko = sannsynlighet · konsekvens).

For å beregne konsekvens (antall som kan bli syke av drikkevannet) etter ulike «utslippshendelser knyttet til aktiviteter i nedbørfeltet» har vi valgt en tilnærming der vi ser på *Cryptosporidium* som en referanse/verste-fall patogen og der vi kombinerer informasjon om:

1) Mengden patogener som skilles ut med avføringen til smittede individer (f.eks  $10^{10}$  *Cryptosporidium* per døgn i en uke, som omtrentlig tilsvarer det en *Cryptosporidium*-syk person skiller ut).

- *Hvert år vil det være mennesker i nedbørfeltet til Farrisvannet som skiller ut patogener (av en eller annen slag) med avføringen. Ofte vil nok utskillelsen av infektive patogener være lavere enn  $10^{10}$  per døgn per person. Sannsynligheten for at det også er en person med kraftig utskillelse øker jo flere som bor og oppholder seg i nedbørfeltet.*

2) Antatt andel av denne patogenholdige avføringen/kloakken som blir tilført Farrisvannet (0-100%).

- *Det er mindre sannsynlig at 100% av den smittefarlige avføringen tilføres Farrisvannet. Som regel vil det være noe tilbakeholdelse, f. eks 90-99% tilbakeholdelse i avløpsanlegg i spredt bebyggelse. For avføring lagt i terrenget vil bare en liten andel transporteres til Farrisvannet.*

3) Simulerte patogen-konsentrasjoner ved råvannsinntakene ved bruk av numerisk strøm- og spredningsmodellering etter utslipp via ulike tilførselspunkter ved ulike årstider (sirkulasjonsperiode/sprangsjikt), som vist i figur 8.2-8.7.

- *Utslipp fra avløpsanleggene kan potensielt skje hele året. Utslipp i forbindelse med rekreasjon, samt beitedyr, er nok mest i sommersesongen/høsten.*

4) Disse simulerte konsentrasjonene ved råvannsinntakene brukes som input til modell som estimerer antall som kan bli syke etter å ha drukket 1 L ukokt vann på en dag med ulike patogen-reduksjoner (log-reduksjon) i vannbehandlingen (forklart og beskrevet i figur E.1 i vedlegg E. Se også forklaring på begrepet log-reduksjon i vedlegg H).

- *Ved Seierstad vannbehandlingsanlegg er det kun koagulering/filtrering som er effektiv barriere for parasitter. Det er derfor mest sannsynlig normalt ikke mer enn 2 log-reduksjon av parasitter her, men som oftest 5 log-reduksjon av de fleste patogene bakterier og virus (klor også effektiv mot disse). Det er nok svært sjelden det ikke er noe patogen-reduksjon. Ved Larvik- og Porsgrunn vannbehandlingsanlegg vil det nok normalt være 5 log-reduksjon for de fleste patogener, men innimellom noe lavere.*

Slike beregninger er basert på mange antagelser og stor usikkerhet. Fremgangsmåten kan likevel være nyttig for å illustrere vannverkens sårbarhet for patogen-forurensning fra nedslagsfeltet, og samtidig brist i de hygieniske barrierene i vannkilde og på vannbehandlingsanlegg. Vi har ikke mulighet til å beskrive alle mulige utslippshendelser som kan tenkes å føre til økte utslipp av patogener (av alle slag) til Farrisvannet. Vi har tatt med noen for å illustrere at hendelser som kun gir lave/ikke målbare *E. coli*-konsentrasjoner i råvanninntakene likevel kan gi problematiske konsentrasjoner av patogener hvis fekalutslippet kom fra smittede individer (med kraftig utskillelse av patogener) og det samtidig var svikt i de hygieniske barrierene på vannverkene. Utslippshendelsene (med antagelser) er nærmere beskrevet i vedlegg F. Oppsummering av estimert konsekvens, dvs. omtrentlig (størrelsesorden) antall syke blant 160 000 som drakk vann levert av Vestfold Vann IKS en dag med økte tilførsler og redusert vannbehandling, er vist i tabell 8.5.

Tabell 8.5. Maksimum estimerte konsentrasjoner av *E. coli* og *Cryptosporidium* i råvannet til Vestfold Vann IKS etter ulike utslippshendelser, og estimert antall som kan bli syke av å drikke dette vannet en dag med ulik grad av patogen-reduksjon (log-reduksjon) i vannbehandlingen på Seierstad. På grunn av stor usikkerhet om hvor lenge parasittene beholder evnen til å forårsake infeksjoner etter utslipp til vann har vi tatt med beregninger for to ulike svinnrater der halveringstid en uke er mer sannsynlig enn halveringstid en måned. Normalt kan vi anta at det vil være en 2 log parasitt-reduksjon ved Seierstad vannbehandlingsanlegg.

Hendelse	<i>E. coli</i> Antall /L	<i>Cryptosporidium</i> – medium svinrate*			<i>Cryptosporidium</i> – lav svinrate**		
		Antall /L	Antall syke ved 0 log- reduksjon på Seierstad	Antall syke ved 2 log- reduksjon på Seierstad	Antall/ L	Antall syke ved 0 log- reduksjon- Seierstad	Antall syke ved 2 log- reduksjon- Seierstad
Kloakk fra et hus med <i>Cryptosporidium</i> -smittet person går urensset (100% tilført) ut i Farris via Onobekken en uke i sirkulasjonsperioden.	1	0.2	4000 av 160 000	40 av 160 000	0.3	7000 av 160 000	70 av 160 000
Kloakk fra et hus med <i>Cryptosporidium</i> -smittet person går renset (99% renseeffekt) ut i Farris via Onobekken en uke i sirkulasjonsperioden.	0.01	0.002	40 av 160 000	0.4 av 160 000	0.003	70 av 160 000	0.7 av 160 000
Kloakk fra et hus med <i>Cryptosporidium</i> -smittet person går direkte (100% tilført) ut i Farris via Onobekken en uke i august	0.001	0.0003	7 av 160 000	0.7 av 160 000	0.02	400 av 160 000	4 av 160 000
Brudd på kloakkledningen i Farrisidet i 1 døgn 3 personer Crypto-smittet.	0.4	0.02	400 av 160 000	4 av 160 000	0.06	1000 av 160 000	10 av 160 000
Total svikt ved Oklungen renseanlegg slik at all kloakk går urensset ut i en uke i mars: 3 personer Crypto-smittet 70% selvrensing for Farris	0.01	0.0006	10 av 160 000	0.1 av 160 000	0.006	100 av 160 000	1 av 160 000

\*medium utdøingshastighet/forholdsvis rask tap av infektivitet= halveringstid en uke

\*\*svært lav utdøingshastighet= halveringstid en måned

Som vist i tabell 8.5 kan en hendelse der flere uheldige forhold inntreffer samtidig føre til et vannbårent utbrudd med flere tusen syke. Sannsynligheten for at alt dette inntreffer samtidig er liten. Sannsynligheten for enkelthendelsene er langt større. Som vist i tabellen ville et potensielt sykdomsutbrudd blitt langt mindre dersom kloakken fra huset med en smittet person ble renset 99% for utslipp, eller hvis utslippet skjedde lenge før sirkulasjonsperioden (spesielt for patogener med kortere overlevelse) eller hvis vannbehandlingen på Seierstad hadde effektiv parasitt-fjerning (>2 log reduksjon).

Scenariene illustrerer også at etter større kloakklekkasjer i store innsjøer som Farrisvannet, er det ikke tilstrekkelig å ta vannprøver ved råvannsinntakene for å dokumentere at «råvannsinntakene er upåvirket». Fravær av indikatorbakterier i 100 ml vann trenger ikke bety at det er «trygt» å drikke vannet uten vannbehandling. Konsentrasjonen av patogener i råvannet etter slike utslipp vil avhenge av smittesituasjonen hos kloakkprodusentene. Hvis større kloakklekkasjer skulle oppstå i fremtiden, og hvis mulig, kan det derfor være lurt å ta prøver av kloakken fra husstandene det var lekkasjer fra, som analyseres for parasitter og aktuelle virus, for å få et bilde av smittesituasjonen og behovet for patogen-reduksjon i vannbehandlingen (eventuelt kokevarsel hvis vannbehandlingen samtidig svikter).

Som beskrevet i vedlegg F er det også identifisert flere mulige utslippshendelser som vil kunne gi opp mot 1 patogen/L i vanninntakene til Porsgrunn og Larvik vannverk. Ved 1 patogen/L i råvannet og 5 log reduksjon i vannbehandlingen blir konsentrasjonen i ferdigbehandlet drikkevann 0,00001 patogener/L, som regnes som akseptabelt i henhold til WHO (2011). Ved så høye patogenkonsentrasjoner i råvannet, er vannverkene derimot svært sårbare for svikt i de hygieniske barrierene på vannbehandlingsanlegget. Konsekvensen av svikt i vannbehandlingen etter ulike utslippshendelser er beskrevet i Vedlegg F.

I tabell 8.6 har vi oppsummert hvilke forurensningskilder/aktiviteter i Farrisvannets nedbørfelt som vi mener utgjør en fare for å forårsake drikkevannsbårne utbrudd, og hvordan forurensningsfaren kan reduseres. Avløpsanlegg i spredt bebyggelse står først, siden dette sannsynligvis, ved dagens forhold, representerer høyest risiko.



Tabell 8.6: Oppsummering av hvilke forurensningskilder/aktiviteter i Farrisvannets nedbørfelt som vi mener utgjør størst risiko for å forårsake drikkevannsbårne utbrudd, og hvordan forurensningsfaren kan reduseres. Hvorvidt forurensningskilder/aktiviteter i nedbørfeltet kan medføre vannbårne utbrudd avhenger også av grad av patogen-reduksjon på de 3 vannbehandlingsanleggene.

<b>Kilde til mikrobiell forurensning:</b>	<b>Kommentar</b>	<b>Hvordan redusere forurensningsfare</b>
1. Avløpsanlegg i spredt bebyggelse (spesielt de med dårlige renseløsninger)	- de 3 vannverkene er mest utsatt for utslipp nær eget vanninntak / til tilløpsbekker som renner ut nær eget vanninntak	Sørge for gode renseløsninger på eksisterende avløpsanlegg og redusere/unngå ny bebyggelse.
2. Kommunale avløpsanlegg  -utslipp fra kommunale avløpsrenseanlegg  -lekkasjer fra avløpsnett, inkludert overløp ved nedbør, brudd, kloakkstopp mm.	Porsgrunn vannverk mest utsatt for utslipp fra Oklungen renseanlegg og renseanleggene i Siljan  Larvik vannverk og Vestfold Vann IKS mest utsatt for utslipp fra avløpsnett i Larvik kommune	Sørge for god drift  Sørge for god drift og at potensielle utslipp oppdages raskt og minimeres. Spesielt fokus på avløpsledningen fra Anvik-Farriseidet som ligger i Farrisvannet. Redusere/unngå ny bebyggelse
3. Hytter med innlagt vann uten gode renseløsninger	- spesielt hvis utslippet er nær vanninntak/ til tilløpsbekker som renner ut nær vanninntak	Sørge for at hytter med innlagt vann har gode renseløsninger
4. Fritidsbåter – inkludert camping/teltning (spesielt hvis de ikke viser god adferd med hensyn på å redusere omfanget av fekal forurensning)		Håndheve forbud mot husbåter på Farrisvannet og forby all form for dumping av fekal avfall fra båter. Redusere omfanget av friluftsliv/informasjon om hvordan redusere smittefare
5. Bading		Redusere omfanget ved å ikke tilrettelegge for bading/informasjon
6. Landbruksdyr	Sannsynligvis en betydelig kilde til fekale indikatorbakterier i Siljanelva, i utsatte lokale tilløpsbekker og i drikkevannsinntakene	Sannsynligvis lav forekomst av humanpatogener hos de fleste dyrepopulasjonene, men dette bør muligens undersøkes nærmere for utsatte gårdsbruk (inkl. arter/genotyper). Tiltak for å redusere avrenning fra gårder med forurensningspotensial.
7. Hunder og katter mm.	Bidrar nok også noe til fekale indikatorbakterier i lokale tilløpsbekker	Unngå/ redusere ny bebyggelse (mer bebyggelse fører også til mer fastboende hunder og katter). Tilrettelegge for at hundeeiere plukker opp hundeavføring
8. Ville dyr og fugler	Sannsynligvis betydelig kilde til fekale indikatorbakterier	

### 8.3 Oppsummering mikrobiologisk forurensning

Det er flere potensielle kilder til patogener fra human avføring i nedbørfeltet: Avløp i spredt bebyggelse, utslipp fra kommunale renseanlegg, mulig lekkasje fra kommunalt avløpsnett, utslipp i forbindelse med båtbruk, bading og annen rekreasjon. Utslippene er normalt så små i forhold til fortynningen at det ikke gir målbare konsentrasjoner av *E. coli* ved vannverksinntakene. Modellsimuleringene viser likevel at utslipp av kloakk/avføring fra syke individer, som skiller ut store mengder patogener (f.eks. parasittene *Giardia* og *Cryptosporidium*) som overlever lenge i vann, vil kunne gi konsentrasjoner ved vanninntakene som krever aktive barrierer i vannbehandlingen for å unngå vannbårne utbrudd. Vannbehandlingsprosesser kan svikte innimellom, og modellsimuleringene illustrerer viktigheten av å ha fokus på god kontroll av prosessene og flere aktive barrierer for smittestoffer i vannbehandlingen. Samtidig må man tilstrebe at drikkevannskilden og tilførselsbekker tilføres minst mulig human avføring.

Generelt er fortynningen i Farrisvannet såpass stor, og husdyrholdet og sannsynligvis patogenutskillelsen fra dyr i nedbørfeltet forholdsvis liten, slik at avføring fra dyr i nedbørfeltet neppe vil gi høye konsentrasjoner av patogener ved vanninntakene. Tiltak for å hindre avrenning fra gårder reduserer risikoen ytterligere. Husdyr (og ville dyr) bidrar sannsynligvis i betydelig grad til *E. coli* som måles i flere av tilførselsbekkene og til sporadisk påvisning av fekale indikatorbakterier ved vanninntakene. Fugler som slipper avføring rett over vanninntakene kan også gi sporadiske tilførsler av *E. coli* og potensielt patogener, men alle 3 vannbehandlingsanleggene har barrierer som normalt bør takle dette.

### 8.4 Faren for kjemisk forurensning

Oppblomstring av cyanobakterier i innsjøer kan føre til at det produseres cyanotoksiner, som kan forårsake indre skader og hudreaksjoner. Generell algeoppblomstring kan eventuelt resultere i smak og lukt på drikkevann. Slike problemer kan oppstå i næringsrike vannforekomster, og som vurdert i kapittel 4, vil dette ikke være et problem for Farrisvann som drikkevannskilde i dagens situasjon. Så lenge tilførselen av næringsstoffer er akseptabel, se kapittel 3, vil det heller ikke være noe problem for vannforsyningen i årene framover. Lokalt kan det imidlertid skje algeoppblomstringer pga lokale tilførsler, og det kan skje en videre oppkonsentrering pga vind.

En rekke uønskede kjemiske forbindelser kan tilføres vannforekomster som følge av utslipp fra industri, landbruk eller husholdning. Utslipp kan også forekomme ved uhell og ulykker langs vei og jernbane. Enkelte slike stoffer kan være forholdsvis harmløse, men reagere med tilsatt klor i vannbehandlingen og dermed danne lukt- og smaksstoffer, eventuelt klororganiske stoffer som en ikke ønsker å sende ut på drikkevannsnettet pga deres helseeffekter. I nedbørfelt til drikkevannskilder er en derfor spesielt oppmerksom på slike kilder, se gjennomgangen av dagens og mulige framtidige forurensningskilder i kapittel 3.

I denne rapporten er det ikke hensiktsmessig å liste opp alle potensielt farlige kjemikalier. I arbeidet med vannforskriften er det imidlertid identifisert en del tungmetaller og flere organiske mikroforurensninger som er såkalt prioriterte stoffer i EU. Så vidt vi har oversikt over er det ikke kilder av betydning for disse stoffene i Farrisvannets nedbørfelt. Tilnærmingen vi også har gjort er å undersøke hvor mye av et farlig stoff som må slippes ut for å gi potensielt problematiske konsentrasjoner ved drikkevannsinntakene. Vi har her brukt de simuleringene vi har gjennomført med GEMSS-modellen, dvs. tilsvarende sprednings- og fortynningsberegninger som for den mikrobiologiske forurensningen. En tilførsel på  $10^{10}$  patogener per døgn tilsvarer en tilførsel på 10 kg ( $10^{10}$  µg) av et stoff per døgn.

Mens patogener har en begrenset levetid pga nedbryting eller inaktivering, vil imidlertid mange kjemiske stoffer ikke ha det. Tungmetaller brytes jo ikke ned, men de kan adsorberes til organisk stoff eller andre stoffer og på den måten miste deler av sin giftighet. På den måten kan de også sedimentere til bunnen og dermed fjernes midlertidig eller permanent fra vannfasen. Organisk stoff som kommer inn i innsjøen, se

kapittelet 6 om økningen i vannfarge og TOC, kan også ha tungmetaller og organiske mikroforurensninger knyttet til seg. Med den lange oppholdstiden i vannet, kan noe av det tilførte organiske materialet brytes ned i innsjøen, slik at adsorberte stoffer også frigjøres. Innsjøprosesser av den typen vi her beskriver vil påvirke transportveien for metaller og andre stoffer og bidra til usikkerhet i beregningene.

En del tungmetaller og andre miljøgifter er forholdsvis sterkt partikkelbundet. Partikkelholdig industriutslipp og bileksos kan være kilder for spredning av slike stoffer. Ett eksempel er polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Flere av disse tjærestoffene er på EUs liste over prioriterte stoffer, men den vannløste fraksjonen er liten. Faren ved utslipp og nedfall med nedbør er derfor begrenset.

Våre beregninger viser at vanninntakene til Larvik vannverk og Vestfold Vann IKS ligger såpass dypt og langt fra land og aktuelle tilførselskilder at de er godt beskyttet mot kjemikalieutslipp. Analyse av råvann og rentvann på Seierstad vannbehandlingsanlegg viser da heller ingen overskridelser av grenseverdiene for kjemiske og fysiske parametere i drikkevannsforskriften. Det vil si at det normalt ikke er tilførsler av betydning for disse stoffene fra nedbørfeltet.

Farrisvannet ligger utsatt til med vei og jernbane langs vannkilden, og kan derfor potensielt utsettes for uhell med godstog som sporer av eller for tankbilvelt. Dersom det blir nytt mottak for spesialavfall i Brevik, kan det bli økt transport av farlig avfall forbi Farrisvannet. Og dersom det tillates industrivirksomhet ved Klova industripark, bør det foreligge en konsekvensvurdering av effekten på Farrisvann som drikkevannskilde av potensielle kjemikalieutslipp. Uhellsutslipp på 10-100 tonn vannløselig kjemikalium må til for å gi en konsentrasjon på 1 mg/l ved vanninntaket og være 10-100 kg for å gi 1 µg/l.

Det finnes heldigvis få eksempler på kjemisk forurensning av drikkevann i Norge, men fra utlandet er det flere eksempler. Dersom det er industribedrifter i et nedbørfelt, er det også alltid en mulighet for at noe kan gå galt. I 1990 tømte en bedrift ved en feiltakelse et galvanisk bad (som inneholdt cyanid) ut i en sideelv til Glomma og i Virginia, USA i 2014 ble det omfattende konsekvenser etter en tanklekkasje med methylcyclohexanemethanol (MCHM) og glycoler (Lund, 2015). Dette viser at virksomheter med et potensiale for skadelige utslipp i nedbørfelt til drikkevannskilder bør unngås. Da vil man også unngå usikkerhet og bekymring hos vannverkene abonnenter.

### **Tungmetaller**

Noen tungmetaller har grenseverdier på under 10 µg/l i drikkevannsforskriften, deriblant kvikksølv med grenseverdi 0,5 µg/l, antimon og kadmium med 5 µg/l og bly og arsen med 10 µg/l. Utslipp på 0,1-1 kg kan være nok til at det blir en konsentrasjon på 0,01 µg/l ved drikkevannsinntakene og 1-10 kg kan være nok til at det blir 0,1 µg/l.

### **Fenol**

Vi kjenner til at det har forekommet uhell ved at fenol fra tankbil er lekket til vassdrag. Fenoler i drikkevann utgjør ikke et helseproblem, men ved klorering, se over, dannes klorfenoler som har en ubehagelig lukt og smak i små konsentrasjoner. Noen klorfenoler er toksiske og kan virke kreftfremkallende i høye konsentrasjoner. WHO har på bakgrunn av helsemessige vurderinger angitt retningsgivende grenseverdier for 2,4,6-triklorfenol på 200 µg/l og for pentaklorfenol på 9 µg/l. Av smak-/luktmessige årsaker anbefaler WHO at individuelle klorfenoler og fenoler ikke bør være tilstede i drikkevann i mengder over 0,1 µg/l (FHI, 2004).

Ved et uhellsutslipp i sirkulasjonsperioden fra et eventuelt framtidig industriområde på Klova eller fra tankbil sør i innsjøen, kunne fenolutslipp i størrelsesorden 1-10 kg fenol være nok til å overskride konsentrasjonene for lukt/smak ved vanninntaket til Larvik, mens 100 ganger mer måtte til for å overskride de helsemessige anbefalingene.

### **Plantevernmidler**

Grenseverdi for sum plantevernmidler er satt lik 0,5 µg/l i Drikkevannsforskriften. Det vil si at utslipp av 5-50 liter i sørlige deler av innsjøen kunne medføre overskridelse ved Larvik vannverk. Plantevernmidler fraktes normalt i bærbare kanner på 5-20 l. Ved uhell vil formodentlig ikke væsken fra alle kannene renne ut. Imidlertid kan det tenkes at store mengder væske som lagres kan tilføres innsjøen for eksempel ved brann. Det antas at avrenning av plantevernmidler fra jordbruksarealer ikke representerer et problem ved drikkevannsinntakene pga høy grad av fortynning.

### **Olje**

Erfaringsmateriale fra oljeutslipp er fortrinnsvis knyttet til utslipp av råolje på åpent hav. Hvordan ulike prosesser virker på forskjellige oljetyper i ulike miljøer er meget komplisert og mangelfullt utredet. Særlig er det mangelfull kunnskap om påvirkning på ferskvann av raffinerte oljeprodukter. Olje som slippes ut i vann forandrer sine kjemiske og fysiske egenskaper i løpet av noen timer og fordampningen er stor, typisk 30 % på et par døgn. Bensin fordamper enda raskere, nær fullstendig innen noen timer.

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for hydrokarboner er 10 µg/l. Luktgrensen er ansett for å være 1 µg/l. Det ble simulert spredning av dieselolje tilført i drikkevannsmagasinerne Gjersjøen og Birkelandsvatn (Tjomsland, Tryland og Kolluru 2010). Oljeutslipp fikk ikke betydning for drikkevannskvaliteten. På grunn av nedbryting og fortynning forventer vi ikke at drikkevannet blir påvirket av oljeutslipp. Vi vil her også legge til at oppsamling av olje trolig vil bli gjort raskt ved uhellsutslipp, slik at spredning i liten grad forekommer.

## **8.5. Oppsummering kjemisk forurensning:**

Uhellsutslipp av kjemikalier fra industri eller ved tankbilvelt vil vanligvis oppdages raskt, slik at forebyggende tiltak kan settes inn. Stor fortynning i drikkevannskilden vil også for de fleste tenkelige scenarier føre til at det ikke blir konsentrasjoner ved vanninntakene som medfører helsefare ved å drikke vannet. For kjemiske stoffer vil en eventuell toksisk virkning bli betraktelig redusert (gjærne eliminert) av å fortynne tilstrekkelig. Det vil trolig også ta lang tid fra et uhell inntreffer til konsentrasjonen eventuelt blir kritisk i vanninntaket. Forholdsregler kan dermed tas slik at skader unngås. Generelt bør det imidlertid ikke være forurensningskilder i nedbørfeltet til store drikkevannskilder som kan medføre fare for skadelige kjemikalietilførsler, verken under ordinære forhold eller ved uhell/ulykker.

# **9. Grunnlag for revisjon av dagens beskyttelsesregime**

## **9.1 Innledning**

I følge Drikkevannsforskriften § 14 plikter vannverkseier å sette i verk nødvendige beskyttelsestiltak i nedbørfeltet for å forhindre fare for forurensning av drikkevannet og for å bevare kilden for fremtidige generasjoner. Med beskyttelsestiltak menes her tiltak som går utover de som forvaltningen allikevel har plikt til å gjennomføre av hensyn til negativ miljø- og forurensningspåvirkning av vannforekomsten. Slike klausuleringer betyr begrensninger på menneskelig aktivitet i nedbørfeltet. De vil tinglyses som en klausul/heftelse på hver enkelt eiendom. Innføring av klausuleringer kan hjemles i Matloven (Drikkevannsforskriften), Plan og bygningsloven, og Kommunnehelseloven. Det er imidlertid også en rekke andre tiltak som kan gjøres for å redusere forurensningsfaren. Vi kommer tilbake til dette under.

Innsjøer er overflatevann som lett påvirkes av tilførsler. Innsjøer kan dermed lett ødelegges som drikkevannskilder ved å tillate fri utvikling av menneskelig aktivitet i nedbørfeltet. Tønsbergs gamle hovedkilde (Akersvannet), Sandefjords gamle hovedkilde (Goksjø) og Hortens gamle hovedkilde (Borre-

vann), er eksempler på innsjøer som har blitt ødelagt som drikkevannskilder som følge av nærmest fri utvikling av menneskelig aktivitet i nedbørfeltet (Berge mfl., 2014). Disse er nå nedlagt som drikkevannskilder, og byene fjernforsynes fra Farris og Eikeren gjennom Vestfold Vann IKS. For å unngå denne type utvikling har flere innsjøer som i dag benyttes som drikkevannskilder klausuleringer i nedbørfeltet. For Maridalsvannet (Oslo) og Rore (Grimstad og Arendal) ble det fra NIVAs side konkludert med at det, hovedsakelig på grunn av faren for mikrobiell forurensning, trengs strenge beskyttelsesregler i nedbørfeltet (Berge mfl., 2011 og Berge mfl., 2014).

Drikkevannsforskriften sier ikke noe konkret om hvor strenge beskyttelsestiltak/klausuleringer som må innføres. Det er blant annet avhengig av innsjøen og nedbørfeltets størrelse, av vannbehandlingen og av hvor mange folk som forsynes av kilden. Det er først når innsjøene kommer opp i 15-20 km<sup>2</sup> og større at størrelsen i seg selv vurderes som en sikkerhet, eller at man gir opp å klausulere fordi nedbørfeltet er for stort, og det er for stor aktivitet i nedbørfeltet allerede (Berge, 2014). Arealet omkring innsjøen eller nedbørfeltet kan også deles inn i beskyttelsessoner, der de strengeste reglene gjelder for områder nærmest innsjøen/vanninntaket.

Mange personer forsynes med vann fra Farrisvannet, så i likhet med andre større vannforsyninger aksepteres kun en meget lav risiko forbundet med drikkevannet. Konsekvensen kan bli stor dersom drikkevannet fra et stort vannverk inneholder smittestoffer (potensielt mange kan bli syke), så derfor må sannsynligheten for dette være liten. Dersom man ikke klausulerer eller ikke har mulighet til å beskytte vannkilden tilstrekkelig, må dette kompenseres for med økt grad av sikkerhet i vannbehandlingen. Det er et viktig prinsipp i norsk vannforsyning at hvis mulig er det bedre å unngå forurensning av drikkevannskilden enn å måtte fjerne forurensning i vannbehandlingen. Dette skyldes ikke minst at vannbehandlingsprosesser kan svikte og at enkelte vannbehandling-/desinfeksjonsmetoder ikke er aktive mot alle smittestoffer. Ved å ha flere barrierer (multiple barrierer) er man mindre sårbar hvis en av barrierene svikter.

## 9.2 Dagens beskyttelsesregime

Farrisvannets nedbørfelt er lokalisert i hele 3 fylker og i 5 kommuner. Det kan dermed være en ekstra utfordring for vannverkseiere «å beskytte vannkilden for å forbinde fare for forurensning og å erverve rettigheter for å opprettholde slik beskyttelse». Farrisvannets plassering, samt at det generelt måles god hygienisk råvannskvalitet ved drikkevannsinntakene på grunn av god fortykning i den forholdsvis store innsjøen, er nok grunnen til at det er få klausuleringsbestemmelser knyttet til Farrisvannet. Vannverkene har dessuten hatt fokus på at vannbehandlingen skal være tilpasset råvannskvaliteten og forholdene i tilsigsområdet. Dette har ført til at vannverkene i Porsgrunn og Larvik har installert flere hygieniske barrierer i vannbehandlingen. Vestfold Vann IKS, som har et noe mer beskyttet råvannsinntak, inkludert klausuleringsbestemmelser for nærområdet til vanninntaket, har inntil nylig vurdert at det er tilstrekkelig med koagulering/filtrering og klorering som hygieniske barrierer i vannbehandlingen.

**Klausuleringsbestemmelser for inntaket til Vestfold Vann IKS ved Ono:** Vestfold Vann IKS har inngått avtale med grunneier Fritzøe Skoger om klausuleringsbestemmelser i området rundt vanninntaket. Det er opprettet en restriksjonssone som omfatter nedslagsfeltet til Onobekken, nedre Ono, Onoøya, Donkiløya og områdene utenfor. Det er også begrensninger for sjøområdet mellom Onoøya og Donkiløya i en avstand på 500 meter fra land. I restriksjonssonen er det for eksempel ikke tillatt å oppføre ny bebyggelse. Dyrehold er ikke tillatt, med unntak av noen sauer på inngjerdet beite. Avløp fra eksisterende bebyggelse må renses etter gjeldende regler og forskrifter. Hyttetoaletter skal være utført som biologisk klosett eller tilsvarende. Det er også restriksjoner på bruk av plantevernmidler og lagring av olje og kjemikalier. Leirslaging, camping og stevner er ikke tillatt i restriksjonssonen, men bading og fiske er tillatt.

Vestfold Vann IKS har også satt opp skilt med informasjon og oppfordring om å vise hensyn til drikkevannsinteressene for de som ferdes i nærheten av vanninntaket.

**Restriksjoner for Damgården:** Larvik kommune v/Kommunalteknikk og Vestfold Vann IKS inngikk dessuten en avtale med iFokus AS, tidligere eier av Damgården, om restriksjoner for å forhindre/reducere forurensning herfra. Avtalen er tinglyst som heftelse på Damgården og omhandler restriksjoner på omfang av dyrehold, tiltak for å redusere avrenning fra beiter/ridebane og fra der ridestier krysser bekker. Avløp fra eksisterende bebyggelse skal renses i henhold til gjeldende lover og forskrifter. Det er også restriksjoner med hensyn på bruk og lagring av plantevernmidler. Lagring av drivstoff, olje, oljeprodukter og kjemikalier i større omfang uten sikringstiltak er heller ikke tillatt. Ny eier er kjent med avtalen og forholder seg til den.

**Hensynssone:** For å beskytte Farrisvannet som drikkevannskilde har Larvik kommune opprettet hele sin del av nedbørfeltet som sikringssone med tilhørende retningslinjer og bestemmelser, jfr. Plan og bygningslovens §11-8a. Dette innebærer at alle tiltak i nedbørfeltet skal konsekvensutredes. Tiltak som vil forurense eller som kan representere en fare for forurensning av drikkevannskildene og deres nedbørfelt tillates ikke.

Vestfold Vann IKS har de senere årene kommet med en rekke høringsuttalelser og innsigelser mot planlagte aktiviteter i nedbørfeltet, spesielt tilrettelegging for et industriområde ved Klova. Etter Mattilsynets innsigelse, gikk denne delen av kommuneplanens arealdel til mekling i Kommunal- og moderniseringsdepartementet. Resultatet av meklingen ble stadfestet av kommunestyret i mars 2016. Område N1-A Klova tas etter det inn i planen som en hensynssone – som båndlegges for regulering etter plan- og bygningsloven. For bestemmelsene som det var innsigelse til, er følgende vedtatt og tatt inn: «Dersom saksutredningene og videre prosess, som skal utarbeides i forbindelse med oppfølging av Regional Plan for Bærekraftig Arealpolitikk (RPBA), viser at området ikke kan bygges ut til næringsvirksomhet, tas hensynssonen ut av kommuneplanens arealdel, jf. vedtak fra KMD av 07.10.2014. Dersom det tillates å starte opp en planprosess skal Farris og Hallevannet som drikkevann sikres ved at det tas inn bestemmelser om vilkår for etablering. Vilkår for videre planlegging og etablering skal framkomme av utredningene og av Fylkesmannens avgjørelse i saken».

Vi er ikke kjent med at de andre kommunene har opprettet sin del av nedbørfeltet til Farrisvannet som hensynssone, med unntak av restriksjoner knyttet til Mjøvann som drikkevannskilde.

**Vassdrags- og naturvern:** Siljanvassdraget ble vernet mot kraftutbygging i 1973. Alle dagens reguleringer oppstrøms Farrisvann ble startet tidlig på 1900-tallet, men tre mindre anlegg fikk konsesjon på 2000-tallet. I tillegg er det sju mindre naturreservater og et landskapsvernområde som er vernet etter naturmangfoldloven.

**Fra lovdata.no:** I henhold til forskrift om motorisert ferdsel i vassdrag, Larvik kommune, Vestfold (FOR-1999-06-22-1642) er det satt begrensninger for tillatt hastighet for båter på Farrisvannet. Det er også forbud mot å bruke vannscooter og snøscooter og å lande eller ta av med motordrevet fly eller helikopter. Motorferdsel med husbåt er ikke tillatt. Siden husbåter ikke er tillatt, innebærer dette sannsynligvis at det ikke er tillatt med så store båter at de har septiktank om bord. Denne forskriften sier også at ervervsmessig eller annen organisert motorbåttransport av personer ikke er tillatt i Farrisvann uten tillatelse fra kommunestyret.

Det er også en forskrift om regulering av ferdselen i Kilen friluftsområde, Larvik og Hedrum kommuner, Vestfold (FOR-1981-09-15-4749). Den krever at enhver som ferdes i Kilen friluftsområde ved Farrisvann plikter å følge atferdsreglene. Det er for eksempel forbudt å sette opp telt og campingvogner i området, fortøyning av båter er bare tillatt i Farris båtforenings merkede båtfester og vinteropplag av båter er bare tillatt på anviste plasser.

**Farristilsynet:** Tilsyns mannen og ansatte i Larvik kommune utfører tilsyn i og ved Farris 1-2 ganger per uke i tidsrommet 1. mai – 1. november. Prioriterte oppgaver er informasjon til publikum, vannprøvetaking (Farrisovervåkingen), generelt tilsyn, overvåking av algetilstanden og forhold knyttet til motorferdsel og bålrensning.

**Tilsyn med avløpsanlegg rundt Farris:** Som beskrevet tidligere, har Larvik kommune gjennomført ulike tiltak for raskt å fange opp og eventuelt redusere omfang av kloakklekkasjer fra kommunale avløpsledninger i nedbørfeltet. Det er spesielt fokus på avløpsledningen som ligger i selve Farrisvannet (strekningen Anvik-Farris eidet). Kommunen har dessuten en ansatt som jobber med å følge opp avløp i spredt bebyggelse. Larvik kommune opplyser at fordi vannkvaliteten i Farrisvannet er god, har det ikke vært prioritert tilsyn på avløpsanlegg i nedbørfeltet til Farrisvannet de senere årene. Den kommende kommunale utredningen KOU 2017: Vann og avløp 2018- 2021, kan eventuelt inkludere et oppdatert tilsynsprogram.

### 9.3 Er det behov for nye beskyttelsesregler

Hovedoppgavene i det foreliggende arbeidet var å utarbeide en forurensningsanalyse for Farrisvann og, basert på den, gi anbefalinger om endringer i beskyttelsesregimet for Farrisvannet og nedbørfeltet. Vi har valgt å gi en punktvis oppstilling av viktige elementer som bør vurderes og kommer også med konkrete anbefalinger.

#### Hygienisk forurensning:

- *Installering av UV-anlegg på Seierstad vannbehandlingsanlegg:* Selv med uttak av drikkevann på forholdsvis dypt vann og klausuleringer i nrområdet, representerer ikke Farrisvannet med nedbørfelt en god nok hygienisk barriere for parasitter og andre patogener som overlever lenge i vann. Selv om private og kommunale avløpsanlegg i nedbørfeltet driftes godt etter gjeldende lover og forskrifter vil det være noe utslipp av patogener fra anleggene, og svikt som fører til større utslipp av avløpsvann vil kunne forekomme. Vestfold Vann IKS bør derfor sette inn en ekstra barriere i vannbehandlingsanlegget på Seierstad. Den allerede vedtatte oppgraderingen med UV-behandling representerer en slik barriere.

- *Fortsatt restriksjoner i nrområdene ved vanninntaket på Ono:* Som vist med spredningsmodellering (kapittel 8) vil forurensning fra tilførselspunkter nær vanninntakene påvirke vanninntakene mere enn en tilsvarende tilførsel fra punkter lenger unna. Dette gjelder spesielt for *E. coli* og patogener med kort overlevelse i vann. For å unngå forurensning av drikkevannsinntakene vil man derfor ha størst utbytte av restriksjoner i nrområdene. Dagens klausuleringsbestemmelser for inntaket til Vestfold Vann IKS ved Ono og restriksjoner for Damgården bør derfor fortsatt håndheves selv om vannbehandlingsanlegget på Seierstad (Vestfold Vann IKS) oppgraderes med UV-behandling. Ved å ha flere barrierer (multiple barrierer) er man mindre sårbar hvis en av barrierene svikter!

- *Økt bevissthet på faren for utslipp av patogener fra avløpsanlegg i nedbørfeltet og oppgradering der det er nødvendig:* Klimaendringer og økt reisevirksomhet og migrasjon kan føre til økt utbredelse av smittestoffer (inkludert «nye» smittestoffer) i nedbørfeltet. Dette øker viktigheten av å ha fokus på å begrense forurensning fra avløpssystemene i nedbørfeltet. Det gjelder både private avløpsanlegg i hus og hytter og kommunale avløpsledninger og renseanlegg. Vi anbefaler å være restriktive og unngå nye boligfelt i innsjøens nrområde. Med innsjøens nrområde mener vi områder som drenerer direkte til Farrisvannet eller til elver/bekker som renner ut i Farrisvannet uten å gå via en oppstrøms innsjø. Det synes dessuten å være behov for økt tilsyn med og oppgradering av enkelte avløpsanlegg fra hus og hytter i nedbørfeltet.

Kommunene bør kunne:

- Fremlegge årlige rapporter på at avløp i spredt bebyggelse fungerer som det skal/ i henhold til tillatelse.
- Fremlegge årlige rapporter på at kommunale renseanlegg som benytter Siljan-Farrisvassdraget som resipient fungerer som det skal og i henhold til utslippstillatelse (gjelder Siljan avløpsrenseanlegg som har utslippstillatelse fra Fylkesmannen for 2200 pe, samt Oklungen renseanlegg (130 pe) og Gonsholt renseanlegg (130 pe) som har utslippstillatelse fra kommunene). Utslippstillatelsen må være av så ny dato at den er i tråd med gjeldende krav.

Kommunene må dessuten umiddelbart varsle vannverkene ved svikt og/eller overløp (av betydning) ved kommunale renseanlegg, pumpestasjoner og avløpsledninger.

● *Minimere utslipp av patogener og søppel fra båtbruk, bading og annet friluftsliv:* I 1997 ble det av Farristilsynet registrert 680 fritidsbåter i Farrisvann. Dette representerer en betydelig aktivitet. For folkehelsen i området vil nok helsegevinsten med friluftsliv veie tyngre enn faren for at denne type aktiviteter skal forurense drikkevannet. Av drikkevannshensyn er det likevel viktig å redusere forurensningsfaren fra denne type aktiviteter så godt det lar seg gjøre, f. eks:

- Redusere aktiviteten i Farrisvannet ved å legge til rette for at folk har båter, bader og utøver friluftsliv på andre egnede lokaliteter i distriktet
- Håndheve forbud mot husbåter på Farrisvannet og forby all form for dumping av fekalt avfall fra båter. Vurderer hvorvidt utplassering av toaletter vil redusere forurensningsfaren. En lokal forskrift for å begrense noe av båttrafikken kan vurderes.
- Ikke legge til rette for ytterligere friluftsliv. Informasjonen om slike grep og generelt om hvordan man kan redusere smittefaren forbundet med friluftsliv bør være god og lett tilgjengelig for publikum.
- Følge med på omfanget av friluftsliv i området (Farristilsynet). Dersom det er mye overnatting kan forbud mot å sette opp telt vurderes.
- Bading bør kunne tillates, men tilrettelegging for bading bør ikke skje. Informasjon om fare for smittespredning bør settes opp ved mye brukte badeplasser.

● *Minimere utslipp fra dyrehold:* Husdyrholdet i Farrisvannets nærområde er vesentlig redusert de senere årene, men det er fortsatt noe dyrehold som vil kunne føre til forhøyede konsentrasjoner av *E. coli* i lokale tilførselsbekker. Generelt er likevel fortyningen i Farrisvannet såpass stor at slike tilførsler som oftest ikke gir målbare konsentrasjoner av *E. coli* ved vanninntakene. Det er en del husdyr i Siljan, men generelt er det ganske lang transportvei (med mulighet for utdøing og sedimentasjon av patogener) fra gårdsbruk i Siljan til drikkevannsinntakene til Larvik og Vestfold Vann IKS. Porsgrunn vannverk er noe mer utsatt for forurensning fra Siljanelva. Generelt er det mindre smittefare forbundet med avføring fra dyr enn fra mennesker. Det vurderes derfor som unødvendig å redusere antall dyr i nedbørfeltet, men samtidig bør kommunene følge med på situasjonen slik at man ikke får en betydelig økning. Spesielt er dette viktig i Farrisvannets nærområde. Eksisterende praksis for beite og områder med beitearealer bør gjennomgås med hensyn på fare for avrenning til Farrisvann. Utegående dyr langs vassdrag og utette gjødsels-kummer er spesielt uheldig. For større gårder med mulig avrenning av fekal forurensning til Farrisvannet, kan det være aktuelt å undersøke om det er smitte i besetningen.

Noen dyreslag har større sannsynlighet for å skille ut patogener som kan smitte mennesker, for eksempel kalver av storfe de første leveukene. Tiltak bør settes i verk for å begrense tilførsler av avføring fra slike (inkludert informasjon til aktuelle bønder).

### **Algeoppblomstring/eutrofi:**

● *Tilførslene av fosfor bør ikke økes og eutrofi-situasjonen bør følges med regelmessige målinger av fosfor, klorofyll og algesammensetning.* Konsentrasjonen av total fosfor i Farrisvannet ligger nå på ca. 8,0 µg /l (gjennomsnitt målt siste 6 år). Sannsynligvis har det de siste årene vært en nedgang i fosfor-tilførslene fra kloakk, mens det har vært en økning i mengden organisk bundet fosfor fra naturlige kilder, som har sammenheng med økningen i TOC. En slik økning vil neppe forårsake økning i algevekst fordi organisk bundet fosfor i stor grad er utilgjengelig for algevekst. De svært lave klorofyllverdiene som måles i Farrisvannet (om lag 2-3 µg/L) bekrefter at det fortsatt er lite tilgjengelig fosfor i innsjøen. For å ha god margin mot uønsket algevekst bør likevel ikke gjennomsnittsverdien av totalfosfor i Farrisvannet overstige 9 µg /l og situasjonen må følges i årene framover med tilstrekkelig regelmessige målinger av fosfor, klorofyll og algesammensetning.

● *Tiltak mot diffus avrenning:* I vannregion Vest-Vikens tiltaksplan, som løper fra 2016, er det anbefalt i alt 26 tiltak mot diffus avrenning fra landbruk og 11 tiltak i spredt bebyggelse for Siljanvassdraget. Vi er ikke kjent med hvilke tiltak dette er og hvor de ønskes satt inn, men vi antar dette er tiltak som først og fremst er rettet mot å oppnå miljømålet om god økologisk tilstand i vassdraget. I tiltaksanalysen (2013) er det oppsummert en del fosforreduserende tiltak innenfor landbrukssektoren med kostnad/nytte, samt tiltak innenfor avløpssektoren, deriblant noen tiltak som allerede er gjennomført (f. eks oppstart av Gonsholt



rensaneanlegg og Oklungen rensaneanlegg). Flere av disse tiltakene mot diffus avrenning vil ha positiv effekt for Farrisvann som drikkevannskilde gjennom å redusere risikoen knyttet til patogener. Basert på dokumentasjonen i foreliggende rapport, er det ikke spesifikke behov for tiltak kun av hensyn til eutrofiering i Farrisvann. Likevel, man bør være påpasselig på at tilførslene ikke øker, og noe reduksjon i tilførslene av fosfor fra landbruk og avløp kan være gunstig for å kompensere for økte naturlige tilførsler.

#### **Kjemisk forurensning:**

- *Føre-var prinsippet bør veie tungt:* Vi mener generelt at man bør være svært restriktive med hva som tillates av industrivirksomhet i nedbørfeltet til drikkevannskilder. Selve vannkilden kan, gjennom fortynnings- og nedbrytningseffekter, utgjøre en barriere for miljøgifter, men det trengs en barriere til. Denne kan man, i henhold til veilederen til drikkevannsforskriften, oppnå gjennom forbud mot forurensende aktiviteter i tilsigsområde/kilde. Det planlegges for tiden ingen ytterligere fjerning av kjemisk forurensning på vannbehandlingsanleggene. For å sikre 2 barrierer bør man derfor unngå industrivirksomhet med potensiale for uønsket forurensning. Det vises spesielt til omtalen av Klova industriområde over.

#### **Fargetall og TOC:**

- *Økningen i fargetall og TOC må håndteres i vannbehandlingen:* Endringer i fargetall og TOC skjer nærmest utelukkende pga. naturlige prosesser og koplingen disse har til klimatiske forhold og til endringer i langtransportert forurenset luft og nedbør (forsuring). Det er dermed vanskelig å påvirke endringer i råvannets farge og TOC med tiltak i kilde og nedbørfelt. Vannverkene må være forberedt på å håndtere både en generell økning i fargetall/TOC og en antatt større variasjon, både innenfor enkelt-år og fra år til år, blant annet avhengig av nedbørsforhold og store flommer som den i år 2000. Fordi effekten med økt farge og TOC som er knyttet til nedgang i sur nedbør sannsynligvis er i ferd med å flate ut, er det lite sannsynlig at økningen de neste 10 årene i gjennomsnitt vil overstige 0,64 mg Pt/L/år for farge og 0,07 mg TOC/L/år for TOC.

#### **Overvåking og andre undersøkelser:**

Informasjon om vannkvaliteten i tilløpsbekker og selve innsjøen er sentralt for å fastsette nødvendige beskyttelsestiltak i nedbørfelt og i vannbehandlingen. Det er derfor viktig med dokumentasjon av endringer og eventuelt mer spesifikke undersøkelser. Dagens prøvetaking i forbindelse med Farrisovervåkingen og prøvene som tas av råvannet på vannbehandlingsanleggene gir et godt bilde av utviklingen i vannkvalitet i Farrisvannet. Det er viktig at denne overvåkingen forsetter. Også observasjonene som gjøres av Farristilsynet er viktige for å kartlegge omfanget av forurensende aktiviteter i nedbørfeltet. Som nevnt over bør kommunene også ha fokus på å ha god kontroll på utslipp fra avløpsanlegg og landbruk. Økt tilsyn kan være en viktig del av dette arbeidet.

## **Referanseliste**

Battin, T.J., Luyssaert, S., Kaplan, L.A., Aufdenkampe, A.K., Richter, A. and Tranvik, L.J., 2009. The boundless carbon cycle. *Nature Geoscience* 2(9) 598-600.

Berge, D. 2011. Overvåking av Farrisvannet med tilløp fra 1958-2010. NIVA-rapport 6175/2011.

Berge, D., Tryland, I., Tjomsland, T., Hem, L., Røstum, J. 2011b. ROS Maridalsvannet – Oset. NIVA-rapport: OR-6221. ISBN: 978-82-577-5956-8.

Berge, D., Tryland, I., Tjomsland, Eikebrokk, B., Røstum, J. 2014. Analyse av Rore og nedbørfelt 1. Forurensningsanalyse av Rore med nedbørfelt 2. ROS-analyse for vannbehandlingsanleggene til Arendal og Grimstad kommuner 3. Grunnlag for revisjon av dagens beskyttelsesregime i nedbørfeltet. NIVA-rapport 6686-2014. 215 s.

Bjerke, V., Solem, M., Karlsen, L.I. og Rukke, N.A. 2006. Oppblomstring av koliforme bakterier i drikkevannskildene Tyrifjorden/Holsfjorden og Væleren sensommeren 2006. VA-bulletin 4-2006. s 13-15.

Buus Kjær, K. 2013. Miljø- og sundhedsskadelige stoffer i drønvand fra kunstgræsbaner. Vurdering af eksisterende analyseresultater på danske kunstgræsbaner samt supplerende måleprogram på to udvalgte baner. DHI 2013.

Chow, A.T., Tanji, K.K. and Gao, S., 2003. Production of dissolved organic carbon (DOC) and trihalomethane (THM) precursor from peat soils. *Water Research* 37(18) 4475-4485.

Clark, J.M., Bottrell, S.H., Evans, C.D., Monteith, D.T., Bartlett, R., Rose, R., Newton, R.J. and Chapman, P.J., 2010. The importance of the relationship between scale and process in understanding long-term DOC dynamics. *Science of the Total Environment* 408(13) 2768-2775. Doi 10.1016/J.Scitotenv.2010.02.046

Cole, J.J., Prairie, Y.T., Caraco, N.F., McDowell, W.H., Tranvik, L.J., Striegl, R.G., Duarte, C.M., Kortelainen, P., Downing, J.A. and Middelburg, J.J., 2007. Plumbing the global carbon cycle: integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems* 10(1) 172-185.

De Wit, H.A., Mulder, J., Hindar, A. and Hole, L., 2007. Long-term increase in dissolved organic carbon in streamwaters in Norway is response to reduced acid deposition. *Environmental Science & Technology* 41(22) 7706-7713.

Direktoratsgruppa (2010) Veileder 02:2009 Overvåking av miljøtilstand i vann. Veileder for vannovervåking iht. kravene i Vannforskriften. <http://www.vannportalen.no>.

Direktoratsgruppen (2013) Veileder 02:2013 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. <http://www.vannportalen.no>.

Eikebrokk, B., Gjerstad, K.O., Hindal, S., Johanson, G., Røstum, J. og Rytter, E. (2006). Giardia-utbruddet i Bergen. Rapport fra det eksterne evalueringsutvalget. [http://www.sintef.no/upload/teknologi\\_og\\_samfunn/sikkerhet%20og%20p%C3%A5litelighet/rapporter/sluttrapporten%20giardia.pdf](http://www.sintef.no/upload/teknologi_og_samfunn/sikkerhet%20og%20p%C3%A5litelighet/rapporter/sluttrapporten%20giardia.pdf)

Evans, C.D., Jones, T.G., Burden, A., Ostle, N., Zieliński, P., Cooper, M.D., Peacock, M., Clark, J.M., Oulehle, F. and Cooper, D., 2012. Acidity controls on dissolved organic carbon mobility in organic soils. *Global Change Biology* 18(11) 3317-3331.

FHI (2004). Vannforsyningens ABC. Kapittel B. Vannkvalitet. <http://www.fhi.no/tema/drikkevann/vannforsyningens-abc>

Freeman, C., Evans, C.D., Monteith, D.T., Reynolds, B. and Fenner, N., 2001. Export of organic carbon from peat soils. *Nature* 412(6849) 785-785.

Hanssen-Bauer, I., Drange, H., Førland, E.J., Roald, L.A., Børsheim, K.Y., Hisdal, H., Lawrence, D., Nesje, A., Sandven, S., Sorteberg, A., Sundby, S., Vasskog, V. og Ådlandsvik, B. (2009), "Klima i Norge 2100. Bakgrunnsmateriale til NOU Klimatilpassing. Norsk klimasenter", September 2009, Oslo. <http://www.nou-klimatilpassing.no/enkel.aspx?m=57528>.

Hirsch, R.M. and Slack, J.R., 1984. A nonparametric trend test for seasonal data with serial dependence. *Water Resources Research* 20(6) 727-732.

HOD (2001). Forskrift om vannforsyning og drikkevann (drikkevannsforskriften). <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2001-12-04-1372>.

HOD (2015). Forskrift om visse forurensende stoffer i næringsmidler.

<https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2015-07-03-870>

HOD (2016). Utkast til forskrift om vannforsyning og drikkevann (drikkevannsforskriften)

<https://www.regjeringen.no/contentassets/136b80ae83f84be6bef5240db3ac6ef1/horingsutkast-ny-drikkevannsforskrift-1969906.pdf>.

Holtan, G. et al. 1984. Rutineovervåking i Farris – Siljanvassdraget 1983 – Fagrapport om sedimenter, høyere vegetasjon og begroing. NIVA-rapport 125/84

Holtan, G. 1985. Overvåking i Farris – Siljanvassdraget 1982-1984. Del B. Fysisk-kjemiske, bakteriologiske og hydrologiske data. NIVA-rapport 1725. 74 s

Klaminder, J., Bindler, R., Laudon, H., Bishop, K., Emteryd, O. and Renberg, I., 2006. Flux rates of atmospheric lead pollution within soils of a small catchment in northern Sweden and their implications for future stream water quality. *Environmental Science & Technology* 40(15) 4639-4645.

Källqvist 2005. Miljøriskovurdering av kunstgresssystemer. NIVA-rapport 5111-2005. 19 s.

Langangen, A. 2007. Kransalger og deres forekomst i Norge. Saeculum Forlag ANS.

Larsen, S., Andersen, T. and Hessen, D.O., 2011. Climate change predicted to cause severe increase of organic carbon in lakes. *Global Change Biology* 17(2) 1186-1192.

Lavonen, E.E., Gonsior, M., Tranvik, L.J., Schmitt-Kopplin, P. and Kohler, S.J., 2013. Selective chlorination of natural organic matter: Identification of previously unknown disinfection byproducts. *Environmental Science & Technology* 47(5) 2264-2271.

Lavonen (2015) Tracking changes in dissolved natural organic matter composition. Doctoral thesis No. 2015:42. Swedish University of Agricultural Science, Uppsala.

Lepistö, A., Futter, M.N. and Kortelainen, P., 2013. Almost 50 years of monitoring shows that climate, not forestry, controls long-term organic carbon fluxes in a large boreal watershed. *Global Change Biology*

Lid, J. og D.T. Lid. 2005. Norsk flora. 6. utg. ved R. Elven. Det norske samlaget.

Logue, J.B., Stedmon, C.A., Kellerman, A.M., Nielsen, N.J., Andersson, A.F., Laudon, H., Lindström, E.S., Kritzberg, E.S., 2015. Experimental insights into the importance of aquatic bacterial community composition to the degradation of dissolved organic matter. *The ISME journal*.

Lyche-Solheim, A., Schartau, A.K., Berg, M., Bongard, T., Edvardsen H., Jensen, T.C., Mjelde, M., Petrin, Z., Saksgård, R., Sandlund, O.T., Skjelbred, B., 2013. Utprøving av system for basisovervåking i henhold til vannforskriften. Resultater for utvalgte innsjøer 2014. Miljøovervåking i vann 201-4, 105 s.

Lund, V. (2015). Konsekvenser av svikt i vannforsyningen. *Vann*. 4. 363-365.

Mattilsynet (2011). Veiledning til drikkevannsforskriften.

[http://www.mattilsynet.no/om\\_mattilsynet/gjeldende\\_regelverk/veiledere/veileder\\_til\\_drikkevannsforskriften.1334/binary/Veileder%20til%20drikkevannsforskriften](http://www.mattilsynet.no/om_mattilsynet/gjeldende_regelverk/veiledere/veileder_til_drikkevannsforskriften.1334/binary/Veileder%20til%20drikkevannsforskriften).

Meyer-Jacob, C., Tolu, J., Bigler, C., Yang, H. and Bindler, R., 2015. Early land use and centennial scale changes in lake-water organic carbon prior to contemporary monitoring. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 10.1073/pnas.1501505112

---

- Monteith, D.T., Stoddard, J.L., Evans, C.D., de Wit, H.A., Forsius, M., Høgåsen, T., Wilander, A., Skjelkvåle, B.L., Jeffries, D.S. and Vuorenmaa, J., 2007. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature* 450(7169) 537-540.
- Mjelde, M., Hellsten, S., Ecke, F. 2013. Water level drawdown index for aquatic macrophytes in Nordic lakes *Hydrobiologia* vol 704 (1): 141-151.
- Multiconsult 2011. Pukksteinsressurser i Sandefjordregionen. Multiconsult og Feste Grenland AS. 49 s.
- Myrmel M, Lange H, Rimstad E. A 1-Year Quantitative Survey of Noro-, Adeno-, Human Boca-, and Hepatitis E Viruses in Raw and Secondarily Treated Sewage from Two Plants in Norway. *Food and Environmental Virology* 2015; 7: 213-223.
- NS-EN ISO 15708:2009. Vannundersøkelse - Veiledning i overvåking, innsamling og laboratorieanalyse av bentiske alger i grunne. Standard Norge.
- Rognerud, S., Berge, D. og Johannessen, M. 1979. Telemarksvassdraget. Hovedrapport fra undersøkelsene i perioden 1975-1979. NIVA-rapport 1147. 82 s.
- Roseth, R., Leikanger, E., Rise, Ø., Nytrø, T.E., Tveiti, G. og Johansen, Ø. 2014. E18 Bommestad-Sky. Miljøoppfølging av vannkvalitet. Halvårsrapport per oktober 2014. Rapport Vol. 9, nr. 146.
- Simonsen, L. 2011. Forurensningsregnskap for Siljan-Farrisvassdraget oppstrøms Farris i Vestfold. Ask rådgivning. Rapport 11-311/1 m/vedlegg. 26 s.
- Smith, J. 2012. Forurensningsregnskap for Vestfold. Ask rådgivning. Rapport 10-227/1 m/vedlegg. 105 s.
- Schneider, S.C. (2011). Impact of calcium and TOC on biological acidification assessment in Norwegian rivers. *Science of the Total Environment*, 409(6), 1164-1171.
- Schneider SC & Lindstrøm EA (2009) Bioindication in Norwegian rivers using non-diatomaceous benthic algae: The acidification index of periphyton (AIP). *Ecological Indicators*, 9, 1206-1211.
- Schneider, S.C. og Lindstrøm, E.A. (2011) The periphyton index of trophic status PIT: a new eutrophication metric based on non-diatomaceous benthic algae in Nordic rivers. *Hydrobiologia*, 665, 143-155.
- Sjöstedt, C.S., Gustafsson, J.P. and Köhler, S.J., 2010. Chemical Equilibrium Modeling of Organic Acids, pH, Aluminum, and Iron in Swedish Surface Waters. *Environmental Science & Technology* 44(22) 8587-8593. 10.1021/es102415r.
- Skulberg (1991). Farris. En hydrobiologisk undersøkelse i 1990. Niva-rapport.2621. 1991
- Tiltaksanalysen (2013). Tiltaksanalyse vannområde Siljan – Farrisvassdraget. Versjon nr. 1/6.5.2013.
- Tranvik, L.J., Downing, J.A., Cotner, J.B., Loiselle, S.A., Striegl, R.G., Ballatore, T.J., Dillon, P., Finlay, K., Fortino, K. and Knoll, L.B., 2009. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and Oceanography* 54(6part2) 2298-2314.
- Tjomsland, T., Tryland, I. og Kolluru, V. (2010). Birkelandsvann som ny drikkevannskilde. Plassering av vanninntak og vurdering av forurensningspåvirkninger ved bruk av matematisk strøm- og spredningsmodell. NIVA-rapport: OR-6028, ISBN: 978-82-577-5763-2.

Tryland, I., Robertson, L., Blankenberg, A.G.B., Lindholm, M., Rohrlack, T. and Liltved, H. (2011). Impact of rainfall on microbial contamination of surface water. *International Journal of Climate Change Strategies and Management*. Vol 3, No.4. 361-373.

Valinia, S., Futter, M.N., Cosby, B.J., Rosén, P. and Fölster, J., 2015. Simple Models to Estimate Historical and Recent Changes of Total Organic Carbon Concentrations in Lakes. *Environmental Science & Technology* 49(1) 386-394. 10.1021/es503170r

Vannregion Vest-Viken 2016. Regional plan for vannforvaltning i vannregion Vest-Viken 2016-2021.

WHO (2011). Guidelines for drinking water treatment. Fourth edition. Chapter 7: Microbial aspects. World Health Organisation.. ISBN: 978 92 4 154815 1.

[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/publications/2011/dwq\\_guidelines/en/](http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2011/dwq_guidelines/en/)

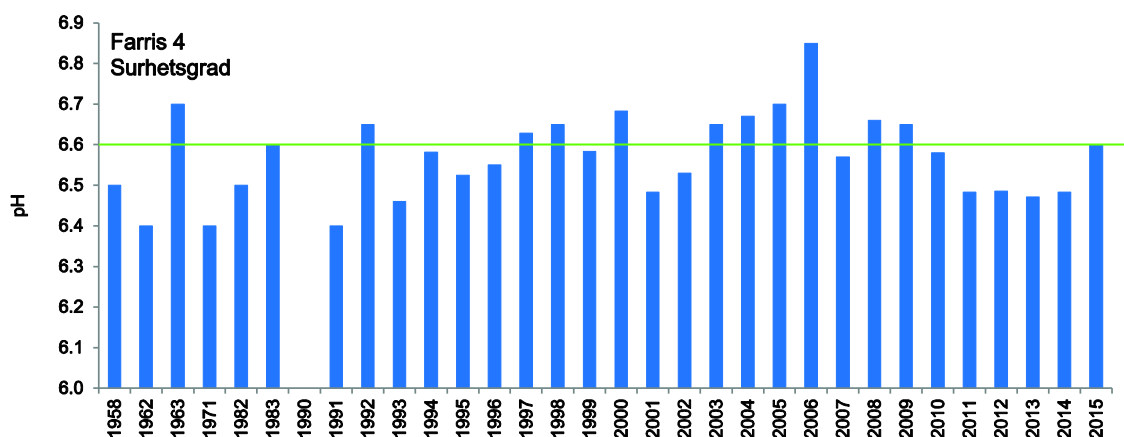
Ødegaard, H., Østerhus, S. og Melin E. (2009). Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis. Norsk vann rapport nr. 170,

## Vedlegg A: Tidsvariasjon i data fra Farrisovervåkingen

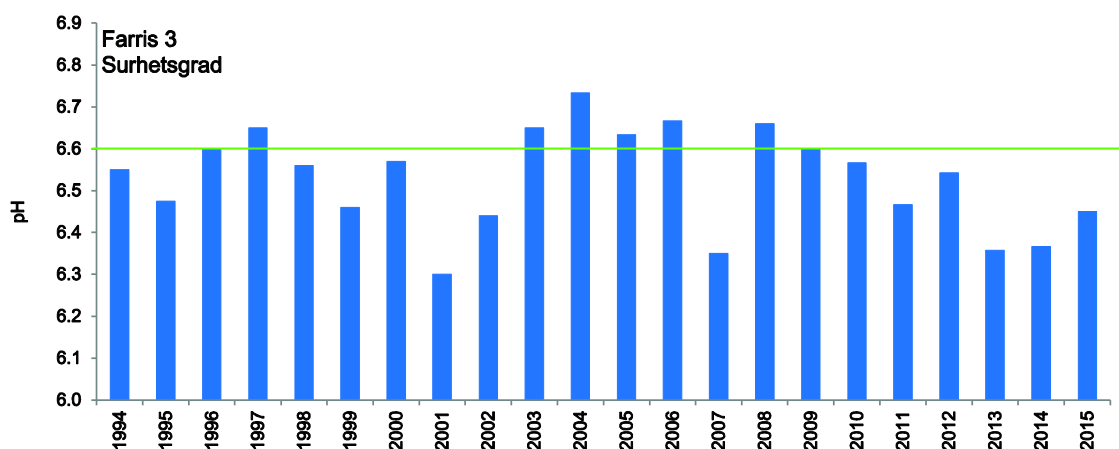
Dag Berge har tidligere foretatt en sammenstilling av vannkvalitetsdata fra Farrisovervåkingen fra 1958 til 2010 (Berge, 2011), som oppsummerer utviklingen i målt vannkvalitet over tid. I dette vedlegget er figurene fra denne rapporten oppdatert med nye data til og med 2015, inkludert en kort beskrivelse av resultatene.

### A.1 pH

pH i Farrisvannet har i hele perioden vært over 6,3-6,4 (Figur A.1 og A.2). Verdiene var lavest i første del av perioden, da forsuringen i mange områder var et stort problem, men verdiene i siste del av perioden er også nær dette nivået. pH-nivået i Farrisvannet har vært stabil i hele perioden, og man kan ikke si at innsjøen er særlig preget av forsuring da gjennomsnittsverdien ligger på vannforskriftens grense mellom god og svært god (Veileder 02:2013).



Figur A.1. pH for blandprøver 0-10 m fra Farris 4 (søndre del av Farris). Middelverdi for pH i sommerhalvåret for de år det finnes målinger for. pH verdi 6,6 (grønn linje) er vannforskriftens grenseverdi mellom god og svært god tilstandsklasse.

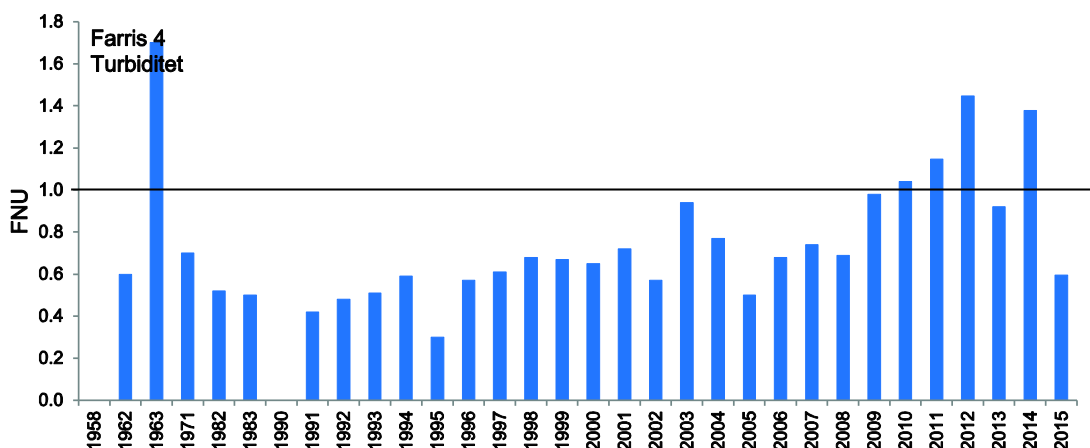


Figur A.2. pH for blandprøver 0-10 m fra Farris 3 (nordre del av Farris). Middelverdi for pH i sommerhalvåret for de år det finnes målinger for. pH verdi 6,6 (grønn linje) er vannforskriftens grenseverdi mellom god og svært god tilstandsklasse.

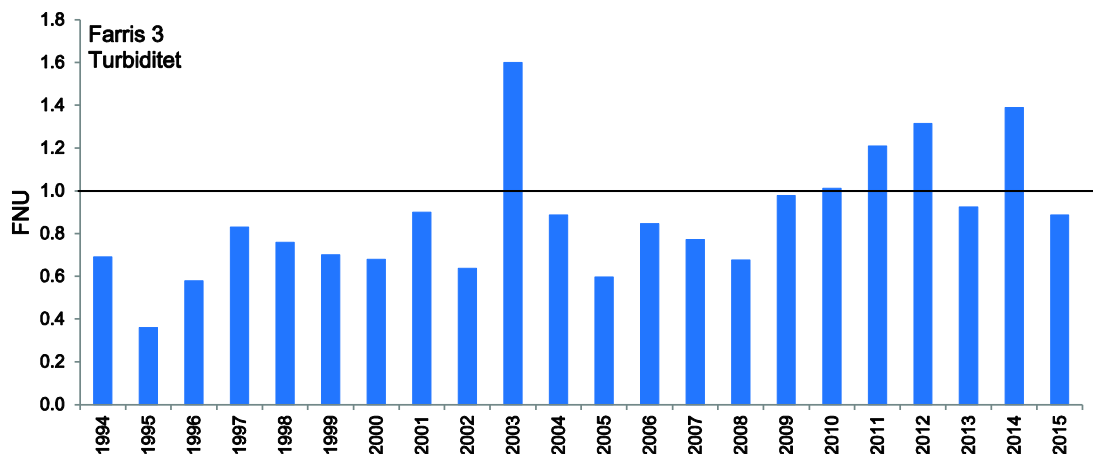
## A.2 Turbiditet

Turbiditet er et mål på vannets innhold av partikler, hovedsakelig påvirket av planteplankton, erosjonsmateriale og kolloidalt/partikulært humusmateriale. Måleenheten er nå FNU, noe som imidlertid har samme tallverdi som den gamle FTU, slik at tallene fra tidligere er direkte sammenlignbare med dagens målinger.

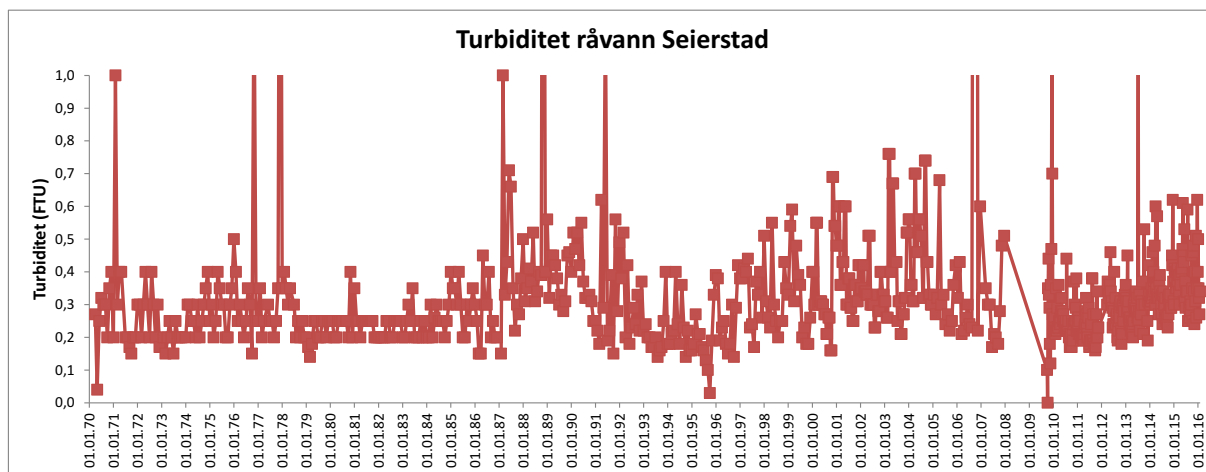
Turbiditeten lå i 1963 og i enkelte av de siste årene noe over tiltaksgrensen på 1 FNU med hensyn til turbiditet i drikkevann (Figur A.3 og A.4), men i 2015 lå verdien godt under tiltaksgrensen. Råvannet til Seierstad vannverk har noe lavere turbiditet enn overflatevannet (Figur A.5).



Figur A.3. Turbiditet for blandprøver 0-10 m fra Farris 4. Middelerdi for turbiditet (FNU) i sommerhalvåret for de år det finnes målinger for. 1 FNU er drikkevannsforskriftens tiltaksgrense.



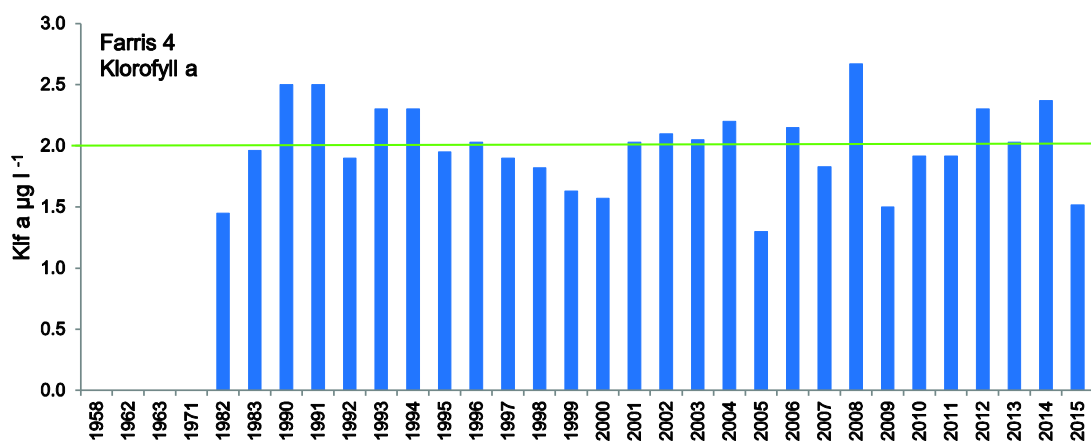
Figur A.4. Turbiditet for blandprøver 0-10 m på Farris 3. Middelerdi for turbiditet i sommerhalvåret for de år det finnes målinger for. 1 FNU er drikkevannsforskriftens tiltaksgrense.



Figur A.5. Turbiditet målt i råvannet til Seierstad vannbehandlingsanlegg (ukentlige prøver).

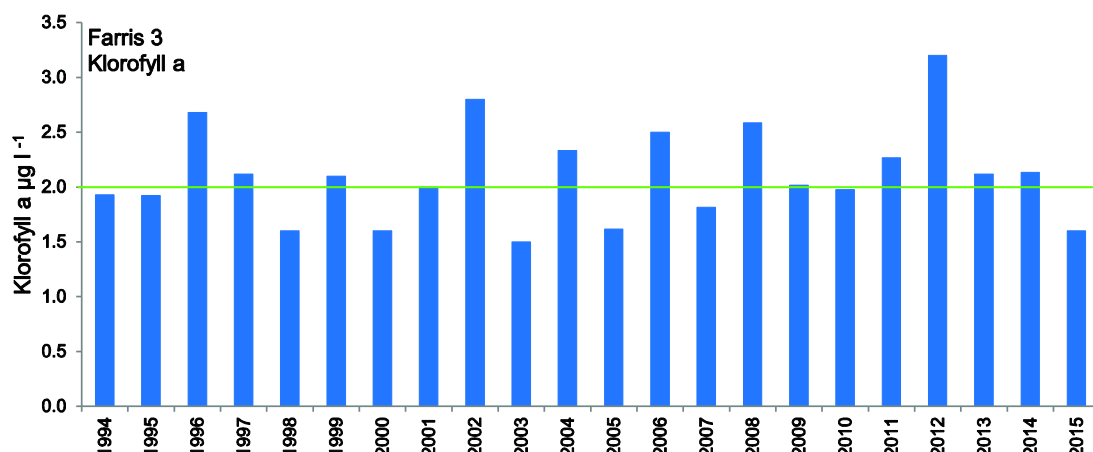
### A.3 Planteplankton

Middelverdien for planteplankton, målt som klorofyll a i overflatelagene (0-10 m) over sommerhalvåret (mai-oktober) fra den søndre og nordre delen av Farris er gitt i figur A.6 og A.7. I de fleste år har innsjøen ligget i tilstandsklasse svært god i henhold til vannforskriften, mens i en del år har den ligget i tilstandsklasse god (Veileder 02:2013). Forskjellen mellom de enkelte år er ikke større enn at de kan forklares med naturlige variasjoner. Konsentrasjonen av klorofyll a ligger rundt verdien  $2 \mu\text{g l}^{-1}$ , som er klassegrensen mellom svært god og god tilstandsklasse for stor dype innsjøer i Norge (L-N2b).



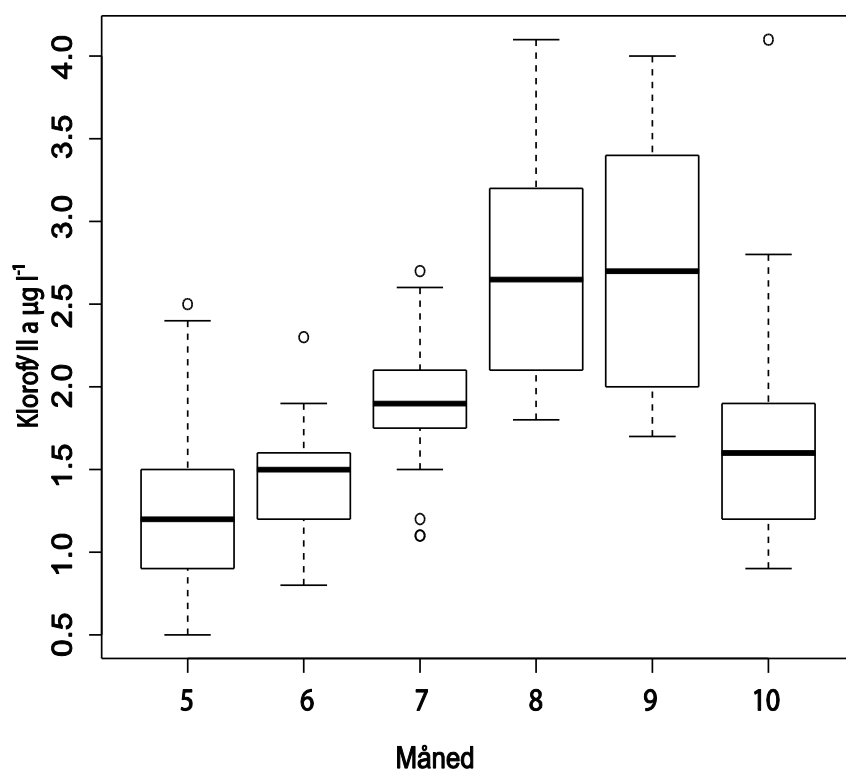
Figur A.6. Algemengde gitt som klorofyll a konsentrasjon. Middelverdi fra perioden mai-oktober for blandprøver i 0-10 m fra Hovedstasjonen (Farris 4) i Farrisvannet.  $2,0 \mu\text{g l}^{-1}$  (grønn linje) er vannforskriftens grenseverdi mellom god og svært god tilstandsklasse for store, dype innsjøer (L-N2b).





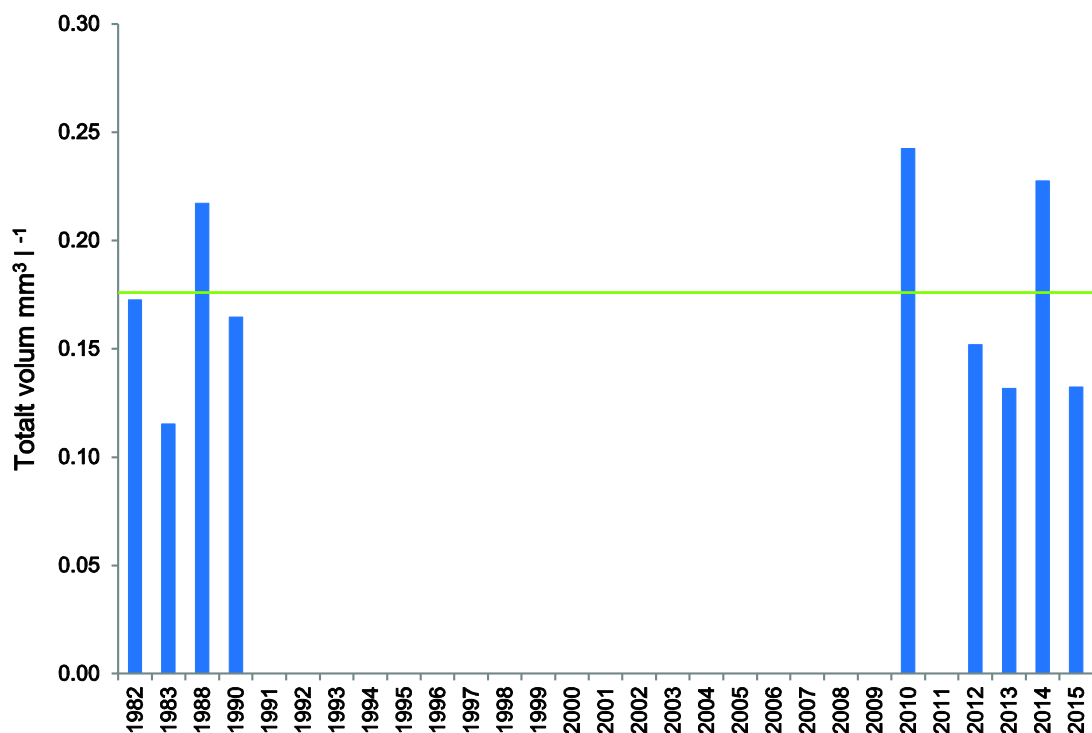
Figur A.7. Algemengde gitt som klorofyll a konsentrasjon. Middelerverdier fra perioden mai-oktober for blandprøver i 0-10 m fra Farris 3 i nordre del av Farrisvannet.  $2,0 \mu\text{g l}^{-1}$  (grønn linje) er vannforskriftens grenseverdi mellom god og svært god tilstandsklasse for store, dype innsjøer (L-N 2b).

Mengden planteplankton gjennom vekstsesongen, gruppert på måned, er svært stabilt fra år til år (figur A.8). Verdiene øker fra mai og framover mot sommeren, og når de høyeste verdiene i august og september. I oktober er vekstsesongen over og verdiene er igjen lavere.



Figur A.8. Algemengde gitt som klorofyll a konsentrasjon basert på de årene vi har data for Farris 4. Midtlinjen i boksen er medianverdien, boksen viser verdiene mellom 25. og 75. persentilen, stiplede linjer på hver side viser henholdsvis verdiene under 25. persentilen og over 75. persentilen; punktene viser data som ligger utenfor. Utviklingen av klorofyll a gjennom vekstsesongen viser at mengden planteplankton gjennom vekstsesongen er svært stabil fra år til år.

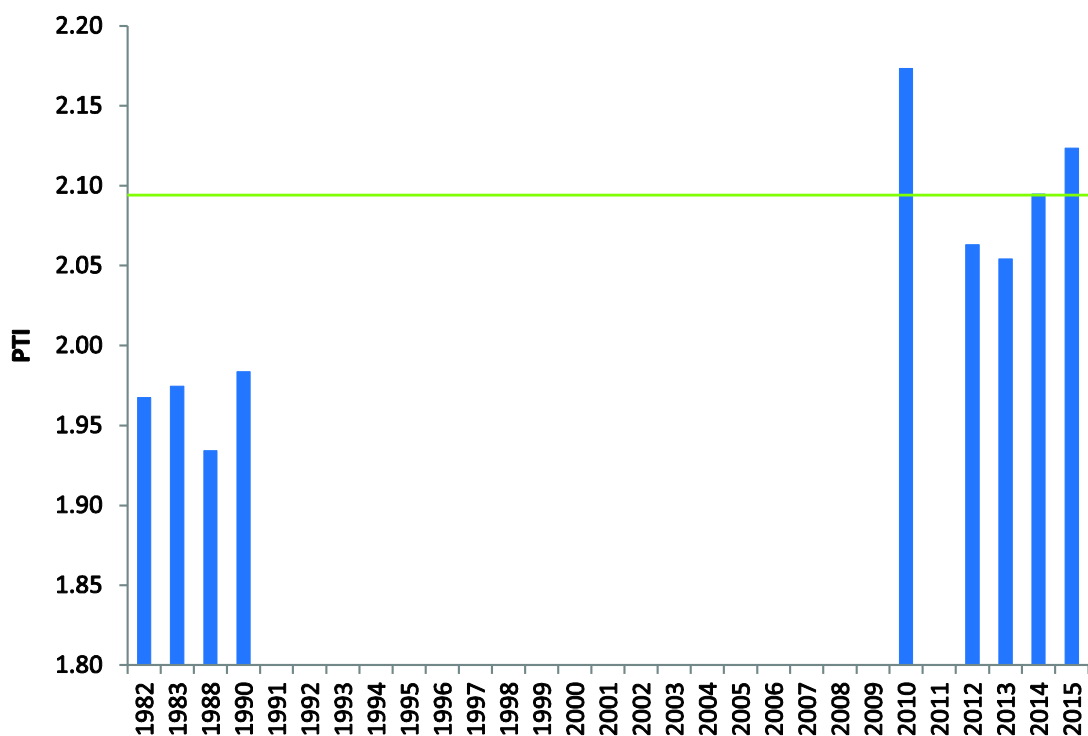
I henhold til den norske klassifiseringsveilederen skal mengden klorofyll a holdes i god tilstand eller bedre. Grenseverdien mellom god og moderat tilstand er  $4 \mu\text{g l}^{-1}$  klorofyll a for store, dype innsjøer slik som Farrisvannet (vanntype L-N2b). Med tanke på at man skal være sikker på å beholde god drikkevannskvalitet i Farrisvannet, vil det være tilrådelig å holde innsjøens midlere algemengde nær klassegrensen for svært god/god tilstandsklasse ( $2 \mu\text{g l}^{-1}$ ).



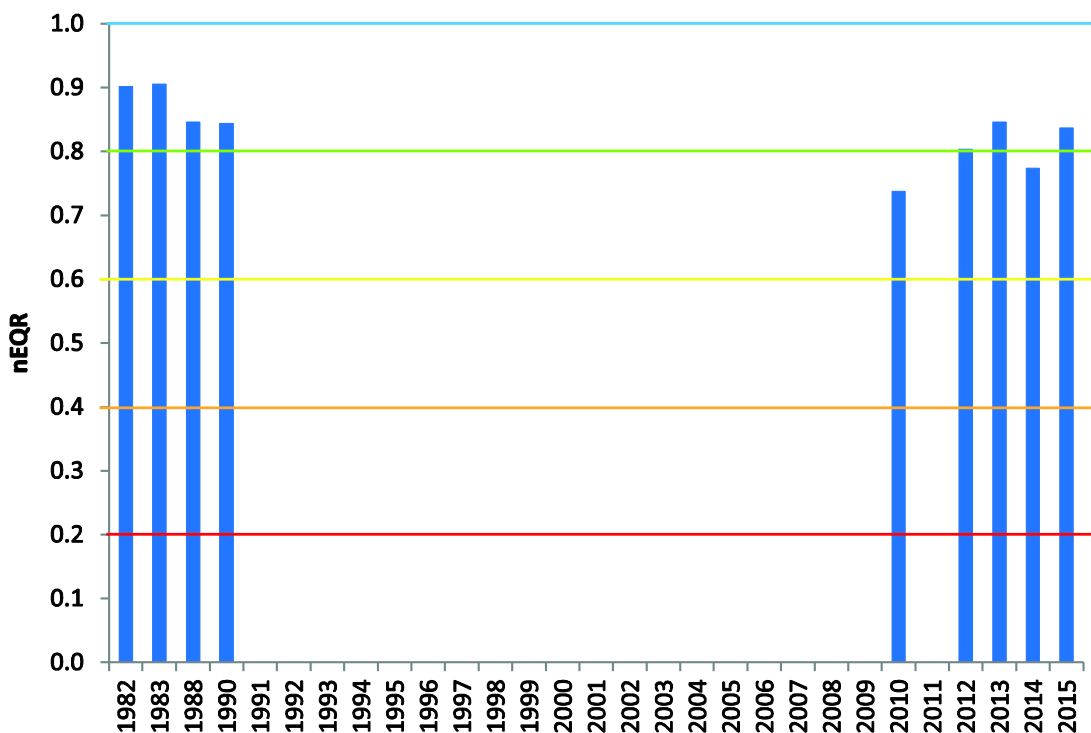
Figur A.9. Algevolum gitt som totalt volum. Middelerdi fra perioden mai-oktober for blandprøver fra 0-10 m de årene det er planteplanktondata fra.  $0,17 \mu\text{g l}^{-1}$  (grønn linje) er vannforskriftens grenseverdi mellom god og svært god tilstandsklasse for store, dype innsjøer (L-N 2b).

Algemengden gitt som totalt volum gir samme inntrykk som klorofyll a, middelerdiene ligger nær klassegrensen for svært god og god tilstandsklasse (figur A.9). PII-verdien er en indeks for hele planteplanktonsamfunnets endring i forhold til eutrofiering, og her ser vi en tendens til at det er en endring mot et mer fosfortolerant planteplanktonsamfunn (figur A.10). Den samme tendensen ser vi også på nEQR-verdien for planteplankton (figur A.11). nEQR beregnes fra indeksene for klorofyll a, totalt volum, PII og eventuelt  $\text{Cyano}_{\text{max}}$  (Veileder 02:2013). Dette indikerer at konsentrasjonen av fosfor i Farris er noe økende, men PII-verdiene er basert på kun to prøver per år, tatt på samme dag, for de siste observasjonene. Som nevnt andre steder i denne rapporten har vi ikke funnet en signifikant økning i konsentrasjonen av total fosfor og klorofyllnivået er uendret.

Det har forekommet oppblomstring av cyanobakterier i Farris tidligere (Skulberg, 1991), men analyser av blandprøver har vist at dette er lokale opphopinger. Det har ikke vært rapportert om oppblomstringer de senere årene.



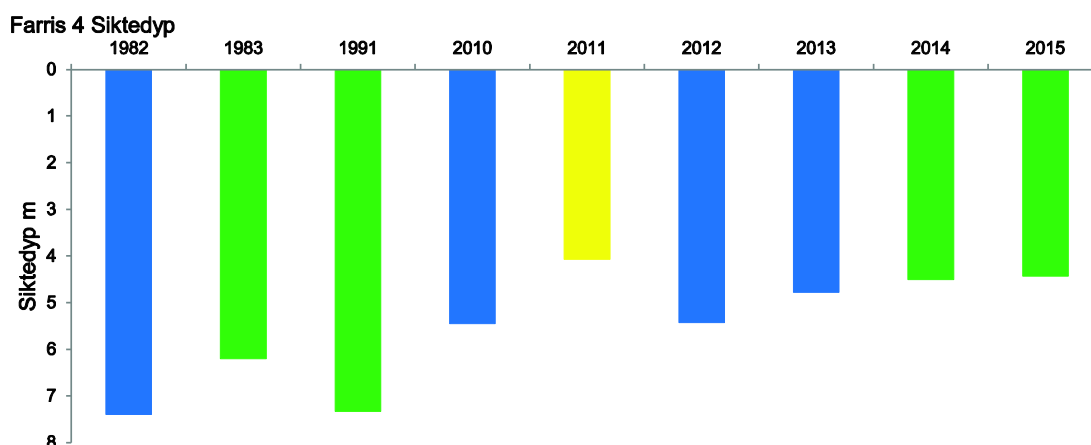
Figur A.10. PTI indeks for de årene det er planteplanktondata fra. PTI er en indeks basert på planteplanktonsamfunnets respons på eutrofiering, jo høyere verdi jo mer fosfortolerant planteplankton. 2,09 (grønn linje) er vannforskriftens grenseverdi mellom god og svært god tilstandsklasse for store, dype innsjøer (L-N 2b).



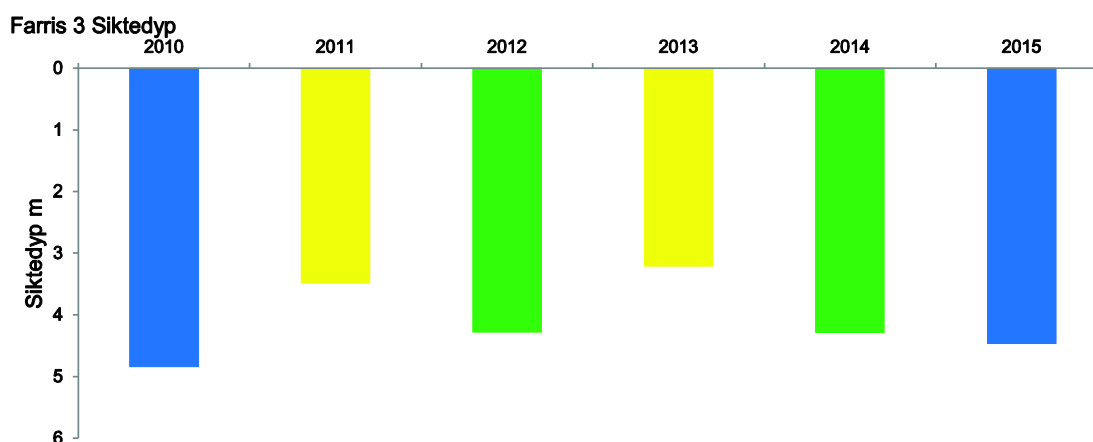
Figur A.11. Normalisert EQR (nEQR) basert på planteplanktonet i Farris de årene det er planteplanktondata fra.

## A.4 Siktedyp

Siktedypet påvirkes av alger, vannets humusinnhold (målt som fargetall og TOC) og erosjonsmateriale. Konsentrasjonen av løst organisk stoff (humusinnholdet) varierer fra innsjø til innsjø, og klassifisering med hensyn til siktedyp tar derfor hensyn til dette (Veileder 02:2013). Siktedypsverdiene for Farrisvann varierer fra moderat til svært god (figur A.12 og A.13), men det er bare i 2011 (begge stasjoner) og 2013 (kun Farris 3) at tilstanden var moderat.



Figur A.12. Middelverdi for siktedyp (m) fra Farris 4. Fargene på søylene indikerer tilstandsklassen. Gul er moderat, grønn er god og blå er svært god. Beregning av tilstandsklassen tar hensyn til middelverdien for farge (Veileder 02:2013) og grenseverdiene vil derfor variere med den årlige middelverdien for farge.



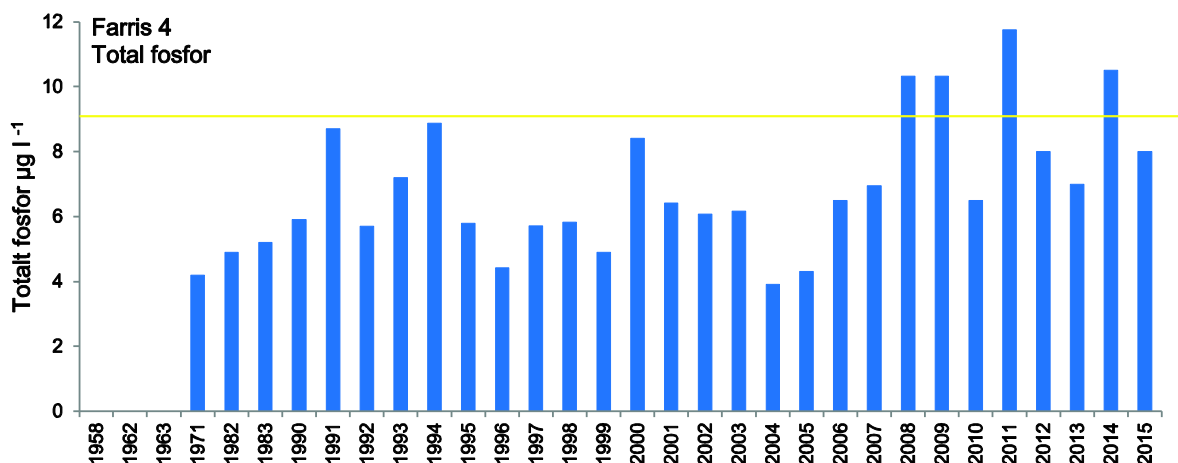
Figur A.13. Middelverdi for siktedyp (m) fra Farris 3. Fargene på søylene indikerer tilstandsklassen. Beregning av tilstandsklassen tar hensyn til middelverdien for farge (Veileder 02:2013) og grenseverdiene vil derfor variere med den årlige middelverdien for farge.

## A.5 Total fosfor i overflatelagene

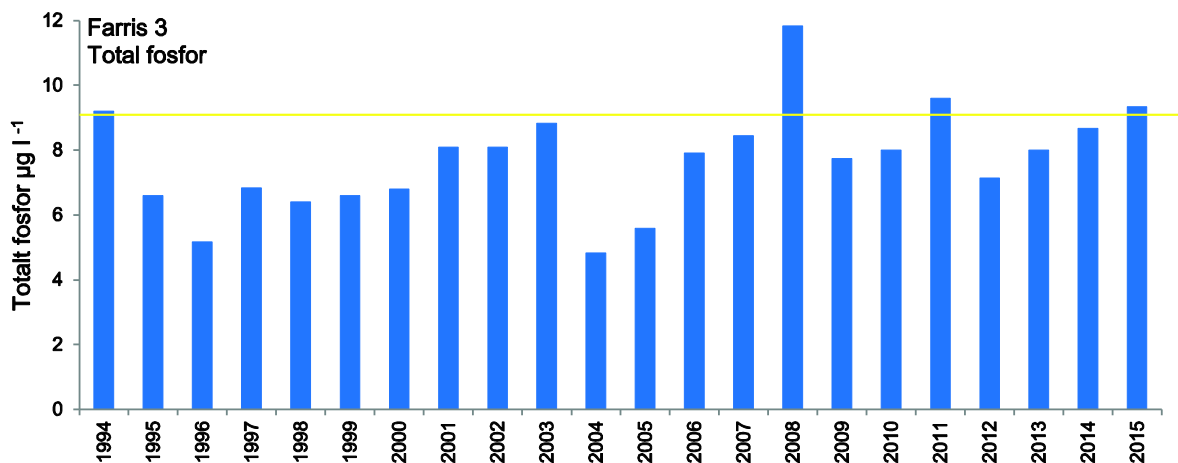
Middelverdien for total fosfor i overflatelagene (0-10 m) over sommerhalvåret (mai-oktober) fra den søndre del (Farris 4) av Farrisvannet er gitt i figur A.14, mens figur A.15 viser fosforkonsentrasjonen i den nordre delen (Farris 3) av innsjøen der man har en noe kortere dataserie.

De siste årene har fosforkonsentrasjonen i Farrisvannet ved flere anledninger ligget i tilstandsklasse moderat, med fosforkonsentrasjon på mer enn  $9 \mu\text{g l}^{-1}$ , mens den tidligere år stort sett lå i tilstandsklasse

god, med en fosforkonsentrasjon på mellom 4 og 9  $\mu\text{g l}^{-1}$ . Basert på data fra siste 20 år er det ingen statistisk signifikant økning i konsentrasjonen av fosfor i Farrisvannet, men Figur A.14 viser at målte nivåer for enkeltår de siste årene ligger noe høyere enn tidligere. Usikkerhet i prøvetaking og analyse kan slå tilfeldig ut for middelverdien som beregnes for ulike enkeltår, i snitt er det målt 8,0  $\mu\text{g l}^{-1}$  tot-P siste 6 år. Økt humusinnhold i Farris kan bidra til økt fosforinnhold fordi en viss andel av fosforet er organisk bundet, mens rensiltak kan redusere fosforkonsentrasjonen. Organisk bundet fosfor er ikke like tilgjengelig for planteplankton (Jansson et al. 2000), så selv en eventuell økning behøver ikke endre klorofyllverdiene. Imidlertid kan en økt planteplanktonproduksjon beites ned av dyreplankton, slik at en økning ikke registreres.



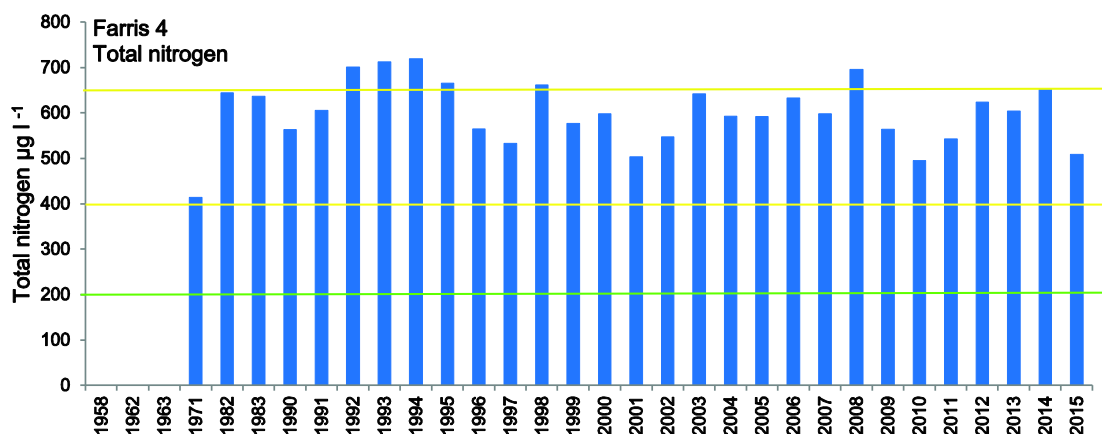
Figur A.14. Middelverdien for total fosfor i overflatelagene (0-10 m) fra Farris 4 over sommerhalvåret (mai-oktober) for de årene det finnes overvåkingsdata fra. Gul linje ( $9 \mu\text{g l}^{-1}$ ) indikerer grenseverdien mellom god og moderat tilstandsklasse for total fosfor i store, dype innsjøer (L-N2b).



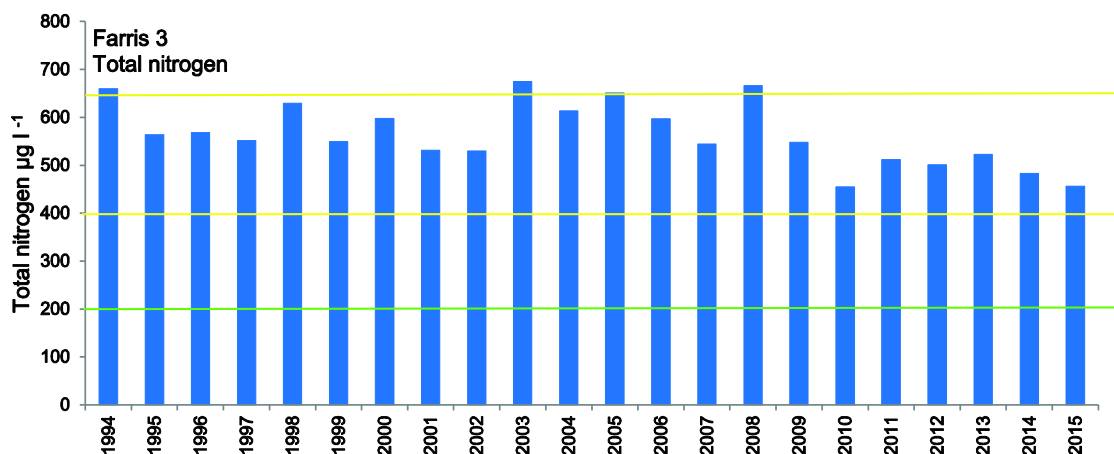
Figur A.15. Middelverdien for total fosfor i overflatelagene (0-10 m) fra Farris 3 over sommerhalvåret (mai-oktober) for de årene det finnes overvåkingsdata fra. Gul linje ( $9 \mu\text{g l}^{-1}$ ) indikerer grenseverdien mellom god og moderat tilstandsklasse for total fosfor i store, dype innsjøer (L-N2b).

## A.6 Total nitrogen in overflatelagene

I og med at fosfor er begrensende næringsstoff for planteplankton i innsjøer som Farrisvann, er det egentlig ikke så viktig om konsentrasjonen av nitrogen er så pass høyt som ved Farris 4 (figur A.16) og Farris 3 (figur 7.17). Tilstandsklassen veksler mellom moderat og dårlig, men nitrogenet stammer sannsynligvis hovedsakelig fra sur nedbør, iallfall den løste delen (nitrat). En del vil også være organisk bundet, og mer nå enn tidligere pga økningen i TOC. Nitrogen i disse konsentrasjonene har derfor ingen negativ betydning for drikkevannskvaliteten og heller ikke for eutrofieringsutviklingen.



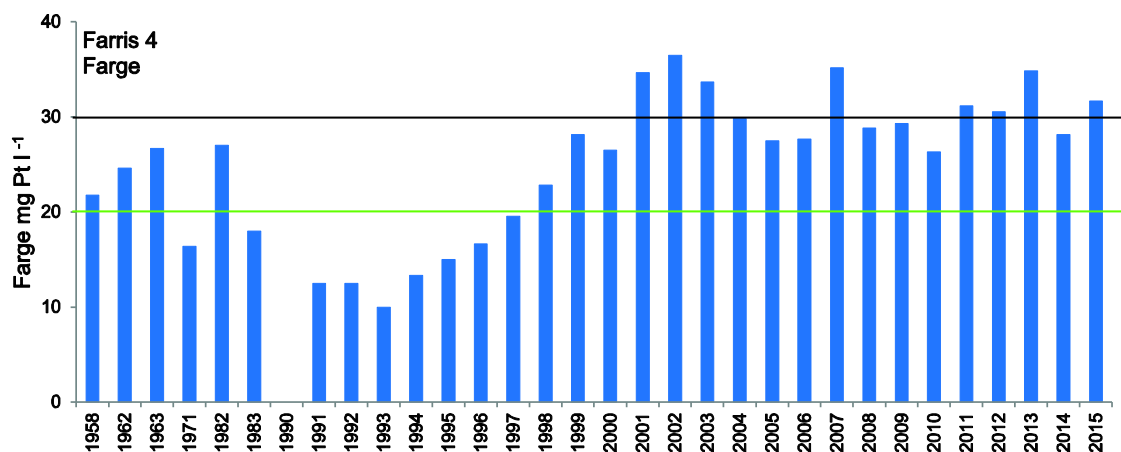
Figur A.16 Middelverdien for total nitrogen i overflatelagene (0-10 m) fra Farris 4 (søndre stasjon) over sommerhalvåret (mai-oktober) for de årene det finnes overvåkingsdata fra. Grønn linje ( $200 \mu\text{g l}^{-1}$ ) indikerer grenseverdien mellom svært god og god tilstandsklasse for total nitrogen, gul linje ( $400 \mu\text{g l}^{-1}$ ) indikerer grenseverdien mellom god og moderat tilstandsklasse og oransje linje ( $650 \mu\text{g l}^{-1}$ ) indikerer grenseverdien mellom moderat og dårlig tilstandsklasse for total nitrogen i store, dype innsjøer (L-N2b).



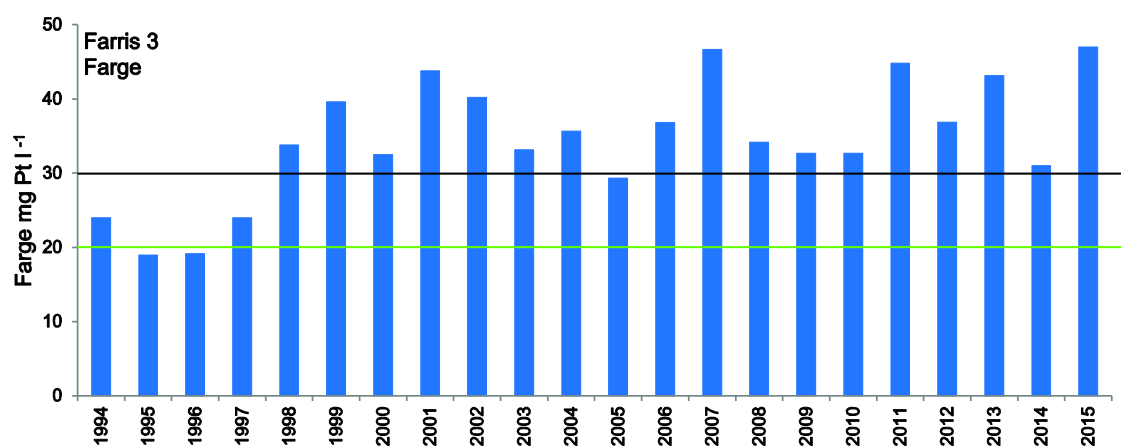
Figur A.17 Middelverdien for total nitrogen i overflatelagene (0-10 m) fra Farris 3 (nordre stasjon) over sommerhalvåret (mai-oktober) for de årene det finnes overvåkingsdata fra. Grønn linje ( $200 \mu\text{g l}^{-1}$ ) indikerer grenseverdien mellom svært god og god tilstandsklasse for total nitrogen, gul linje ( $400 \mu\text{g l}^{-1}$ ) indikerer grenseverdien mellom god og moderat tilstandsklasse og oransje linje ( $650 \mu\text{g l}^{-1}$ ) indikerer grenseverdien mellom moderat og dårlig tilstandsklasse for total nitrogen i store, dype innsjøer (L-N2b).

## A.7 Farge

Utvikling i farge og TOC er grundig behandlet i kapittel 6. Figur A.18 og A.19 er en direkte fortsettelse av figurene i rapporten til Berge (2010).



Figur A.18. Farge for blandprøver 0-10 m fra Farris 4. Middelverdi for farge (mg Pt l<sup>-1</sup>) i sommerhalvåret for de år det finnes målinger for.

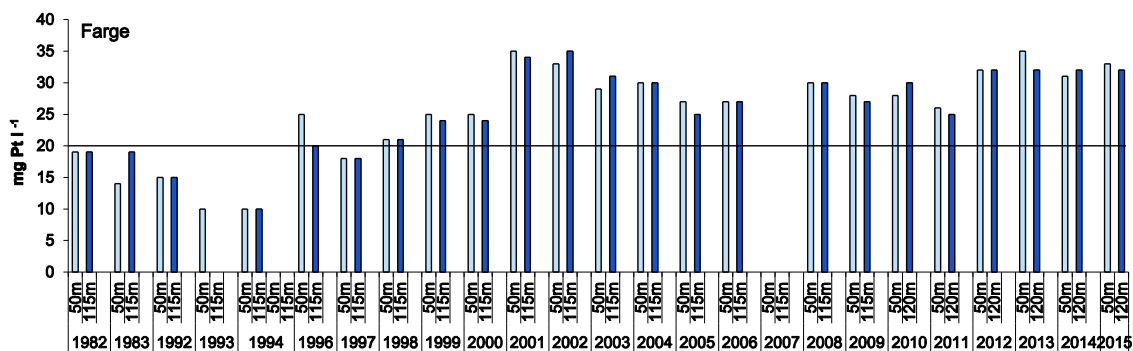


Figur A.19. Farge for blandprøver 0-10 m fra Farris 3. Middelverdi for farge i sommerhalvåret for de år det finnes målinger for.

## A.8 Resultater fra dypvannet under sommerstagnasjonen

### Farge i dypvannet:

I tillegg til prøver fra overflatelagene er det i Farrisovervåkingen tatt prøve fra dypvannet ved to anledninger, nemlig fra vårsirkulasjonen og fra slutten av sommerstagnasjonen. I figur A.20 er resultatene fra slutten av sommerstagnasjonen fremstilt for ulike år (august/september).



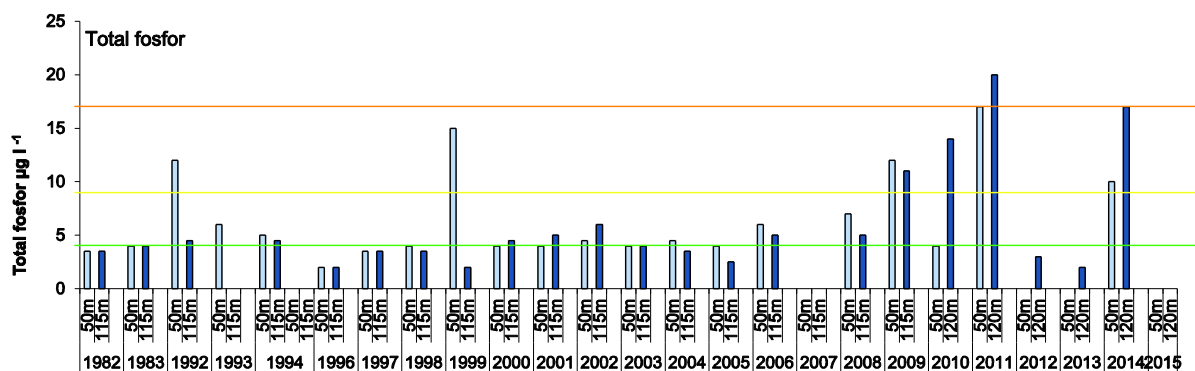
Figur A.20 Farge i dypvannet ved Farris 4 ut for Vestfold Vanns inntak i september for de ulike år. 20 mg Pt l<sup>-1</sup> er tiltaksgrense hvor det kreves fjerning av farge ved vannbehandlingsanlegget.

Fargen i dypvannet er svært lik fargen i overflatelagene som er omtalt tidligere. Det er liten forskjell mellom 50 og 115/120 m. Dette indikerer at det i Farris ikke er noe poeng i å legge inntaket dypere for å oppnå lavere farge.

### Fosfor i dypvannet:

Hvis en innsjø er påvirket av eutrofiering er det vanlig at det skjer en økning av fosforkonsentrasjonen mot bunnen. Denne økningen kommer til å begynne med som følge av dekomponering av sedimenterende materiale, og om innsjøen er betydelig eutrofiert skjer det også en frigivelse av fosfor fra sedimentet (intern gjødsling). For at dette siste skal inntre, må det meste av oksygenet være brukt opp, noe som ikke er tilfellet i Farris. Oksygeninnholdet i stagnasjonsperioden er på 80-90 % metning ved 115-120 m dyp.

Figur A.21 viser konsentrasjon av total fosfor i dypvannet ved slutten av sommerstagnasjonsperioden for de ulike år. De fleste år ligger verdiene innen tilstandsklassene svært god og god. I enkelte av de siste årene kan det imidlertid se ut som om det har vært høyere konsentrasjon av fosfor i dypvannet.

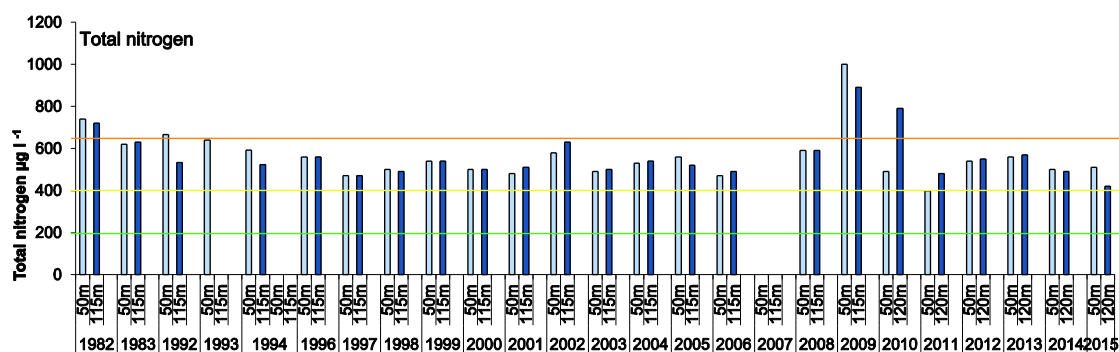


Figur A.21 Konsentrasjon av total fosfor i dypvannet ved Farris 4 ut for Vestfold Vanns inntak i september (slutten av sommerstagnasjonen) for de ulike år. Grønn linje (4 µg l<sup>-1</sup>) indikerer grenseverdien mellom svært god og god tilstandsklasse, gul linje (9 µg l<sup>-1</sup>) indikerer grenseverdien mellom god og moderat tilstandsklasse og oransje linje (17 µg l<sup>-1</sup>) indikerer grenseverdien mellom moderat og dårlig tilstand for total fosfor i store, dype innsjøer (L-N2b).

### Nitrogen i dyplagene:

Figur A.22 viser konsentrasjon av total nitrogen i dypvannet ved slutten av sommerstagnasjonsperioden for de ulike år. Det er videre ingen forskjell mellom 50 m dyp og 115 m dyp.





Figur A.22. Konsentrasjon av total nitrogen i dypvannet i Farris 4 ut for Vestfold Vanns inntak i september for de ulike år. Grønn linje ( $200 \mu\text{g l}^{-1}$ ) indikerer grenseverdien mellom svært god og god tilstandsklasse for total nitrogen, gul linje ( $400 \mu\text{g l}^{-1}$ ) indikerer grenseverdien mellom god og moderat tilstandsklasse og oransje linje ( $650 \mu\text{g l}^{-1}$ ) indikerer grenseverdien mellom moderat og dårlig tilstandsklasse for total nitrogen i store, dype innsjøer (L-N2b).

## A.9 Tilløpselver og bekker

### Tilløpselver og bekker som overvåkes hvert år

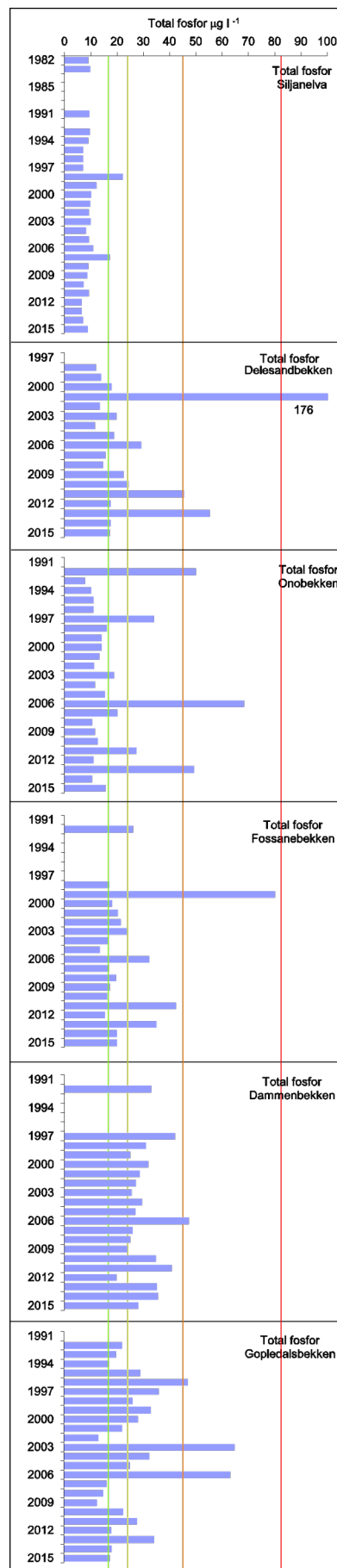
I de senere årene har det vært en betydelig opprydding i avløpsforholdene i spredt bebyggelse, og husdyrholdet er redusert i nedbørfeltene til de fleste tilløpsbekkene. Vi har derfor kun benyttet *E. coli*-verdiene målt i tilløpsbekkene siste 6 år som et estimat på «dagens» tilførsler av fekal forurensning i kapittel 7.

Det er likevel interessant å se på hvordan vannkvaliteten i bekkene har utviklet seg over tid, og figurene fra Berge (2010) er oppdatert med data fra siste 5 år (Figur A.23-A.25). Det må bemerkes at variasjonene fra år til år kan være tilfeldige. Middelverdiene fra hvert år er basert på 7 prøver som kan være «tilfeldig» påvirket av nedbør før prøvetaking og lokale tilførsler.

For å beregne tilstanden er klassegrensene for humøse elver med lavt innhold av kalsium benyttet, R-N3.

*Total fosfor i tilløpsbekkene:*

Middelverdien for konsentrasjon av total fosfor for de ulike tilløpsbekkene i de ulike årene er vist i figur A.23. Siljanelva har de laveste konsentrasjonene, stort sett rundt  $10 \mu\text{g l}^{-1}$ . Konsentrasjonen har ligget på dette nivået i hele perioden. Siljanelva ligger i tilstandsklasse svært god de fleste årene. De andre bekkene har alle klart forhøyede konsentrasjoner og vitner om forurensning. Fossanebekken, Onobekken og Delesandbekken ligger hovedsakelig i tilstandsklasse god, men har enkelte år så høye konsentrasjoner av total fosfor at de klassifiseres til tilstandsklassene moderat eller dårlig. Gopledalsbekken og Dammenbekken ligger hovedsakelig i tilstandsklasse moderat, men har enkelte år så høye konsentrasjoner av total fosfor at de klassifiseres til tilstandsklassene dårlig. Disse bekkene har også høye konsentrasjoner av ortofosfat som er direkte tilgjengelig for opptak av bakterier og alger. Det har ikke vært noen påfallende utvikling mot økte eller reduserte konsentrasjoner av total fosfor i noen av disse elvene/bekkene.



Figur A.23 Konsentrasjon av total fosfor i tilløpsbækker til Farris som overvåkes hvert år. Middelverdier i sommerhalvåret for de ulike overvåkingsårene. Linjene viser klassegrensene for humøse bekker med lavt kalsiuminnhold (R-N3).

*Total nitrogen i tilløpsbekkene*

Middelverdien for konsentrasjon av total nitrogen for tilløpsbekkene som overvåkes hvert år er vist i figur A.24. Konsentrasjonen av total nitrogen i Siljanelva ligger omtrent på 4-500  $\mu\text{g l}^{-1}$ . Dette plasserer den i tilstandsklasse svært god til god. Det har ikke vært noen tendens til hverken økning eller minking av nitrogenkonsentrasjonen i Siljanelva i løpet av de siste 30 år.

Delesandbekken og Fossanebekken har noe høyere verdier av total nitrogen med konsentrasjoner på 400 - 500  $\mu\text{g l}^{-1}$ . De ligger stort sett i tilstandsklasse god. Onobekken og Dammenbekken ligger i tilstandsklasse moderat med konsentrasjoner på mellom 500-1000  $\mu\text{g l}^{-1}$ . Konsentrasjonen av total nitrogen i Onobekken har avtatt de senere årene med unntak av 2011 da den ble klassifisert til dårlig med middelværdi for totalt nitrogen på 1158  $\mu\text{g l}^{-1}$ .

Gopledalsbekken er massivt forurenset av nitrogen og ligger i tilstandsklasse dårlig til svært dårlig. Med hensyn til utvikling viste Gopledalsbekken en økning i nitrogenkonsentrasjonen fra 1992 til 1997 (2900  $\mu\text{g l}^{-1}$ ), for deretter å ha gått noe tilbake.

*Tarmbakterier – E. coli:*

Middelverdier for konsentrasjonen av termotolerante koliforme bakterier (TKB)  $\approx$  *E. coli* (som er målt de senere årene) for de ulike tilløpsbekkene som overvåkes hvert år, er vist i figur A.25.

Generelt for alle bekkene/elveene er det målt lavere TKB/*E. coli* konsentrasjoner siste 5-6 år enn det ble gjort for 10-20 år siden. Det viser at tiltak innen avløp og landbruk har hatt en effekt.

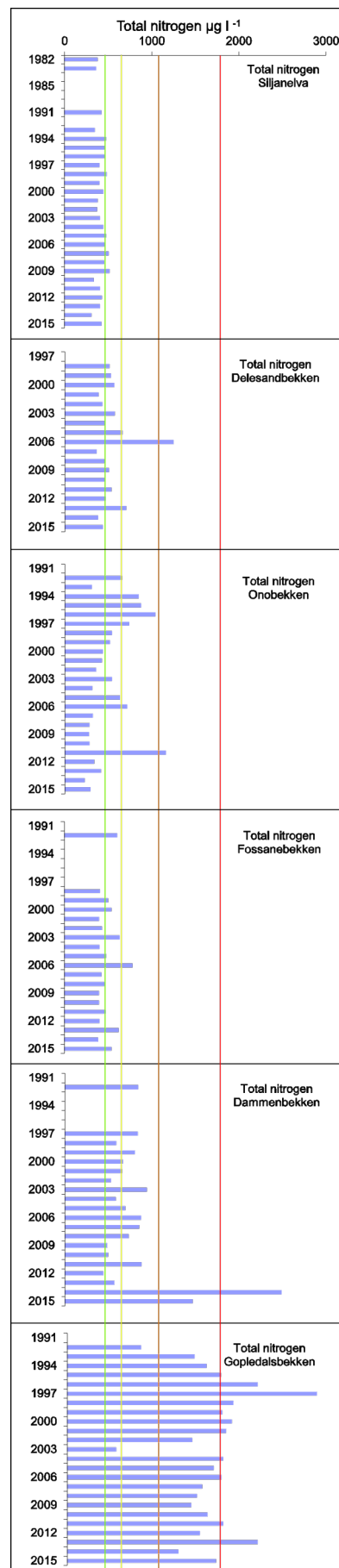
**Bekker som overvåkes hvert 5. år**

Med unntak av Lysebubekken så ligger alle disse på vestsiden av Farris vannet. Overvåkingen startet i 2010, slik at man ikke har samme mulighet for å se på tidsutvikling som i de andre bekkene som overvåkes hvert år.

*Total fosfor:*

Resultatene er vist i figur A.26. Vassvikbekken er desidert den mest forurensete bekken med hensyn til fosfor. Med en middelværdi for konsentrasjon av total fosfor på 241  $\mu\text{g l}^{-1}$  i 2010 og 167  $\mu\text{g l}^{-1}$  i 2015 plasserer den seg i tilstandsklasse svært dårlig i (Veileder 02:2013). Konsentrasjonen av ortofosfat er også høy her både i 2010 og 2015. Mesteparten av fosforet kommer sannsynligvis fra barkfyllinga.

Eikenesbekken er den som er nest mest forurenset med hensyn på fosfor og den plasseres i tilstandsklasse god.



Figur 4.24 Konsentrasjon av total nitrogen i tilløpsbekker til Farris som overvåkes hvert år. Middelværdier i sommerhalvåret for de ulike overvåkingsårene. Linjene viser klassegrensene for humøse bekker med lavt kalsiuminnhold (R-N3).

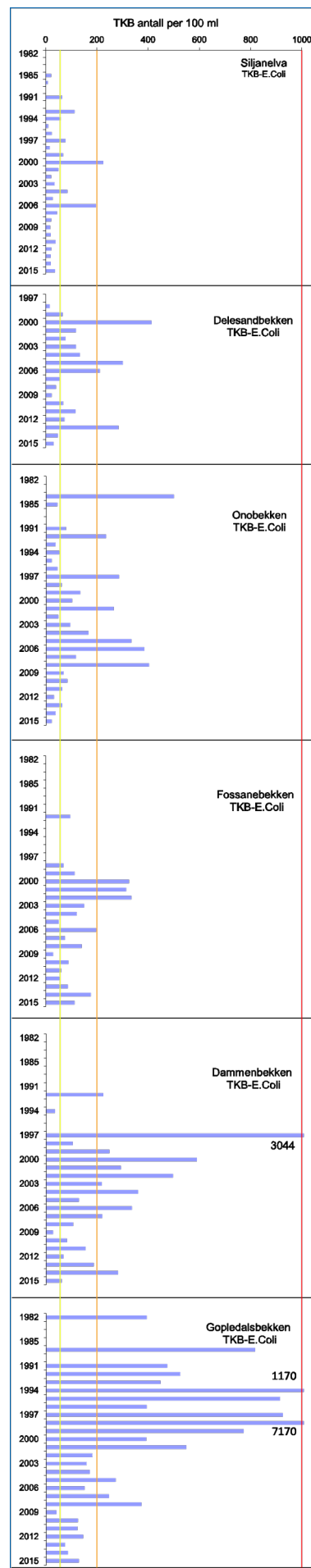
Kvislabekken, Oklungselva, Elvestadbekken, Kleppanebekken, Kjosebekken og Lysebubekken er lite forurenset med fosfor og ligger i tilstandsklasse svært god.

#### Total nitrogen:

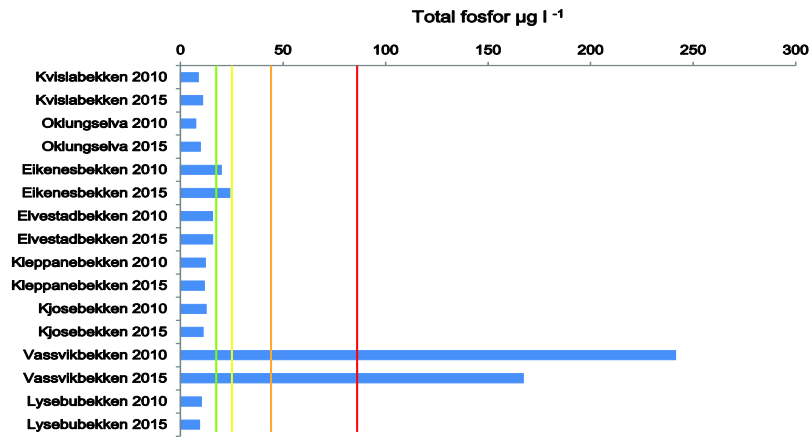
Resultatene er gitt i figur A.27. Vassvikbekken er betydelig forurenset med nitrogen og ligger i tilstandsklasse svært dårlig i 2010 og dårlig i 2015. Dernest følger Kjosebekken som ligger i tilstandsklasse dårlig i både 2010 og 2015. Eikenesbekken ligger i tilstandsklasse dårlig i 2010, men har noe lavere konsentrasjoner av total nitrogen og ligger i tilstandsklasse moderat i 2015. Elvestadbekken og Kleppanebekken ligger alle i tilstandsklasse klasse god. Kvislabekken, Oklungselva og Lysebubekken er mindre forurenset med nitrogen og ligger i tilstandsklasse svært god både i 2010 og 2015, unntatt Kvislabekken som lå i tilstandsklasse god i 2015.

#### Tarmbakterier – *E. coli*:

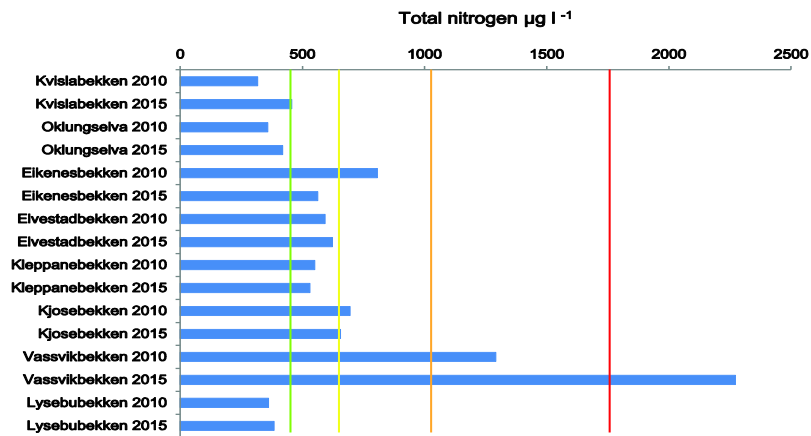
Resultatene er gitt i figur A.28. Lysebubekken er kraftig bakteriologiske forurenset og ligger i tilstandsklasse dårlig både i 2010 og 2015 (Veiledning 97:04). Eikenesbekken, Elvestadbekken, Kleppanebekken og Vassvikbekken ligger i tilstandsklasse mindre god begge år unntatt Elvestadbekken som ligger i tilstandsklasse god i 2010. Kvislabekken, Oklungselva og Kjosebekken ligger i tilstandsklasse god både i 2010 og 2015.



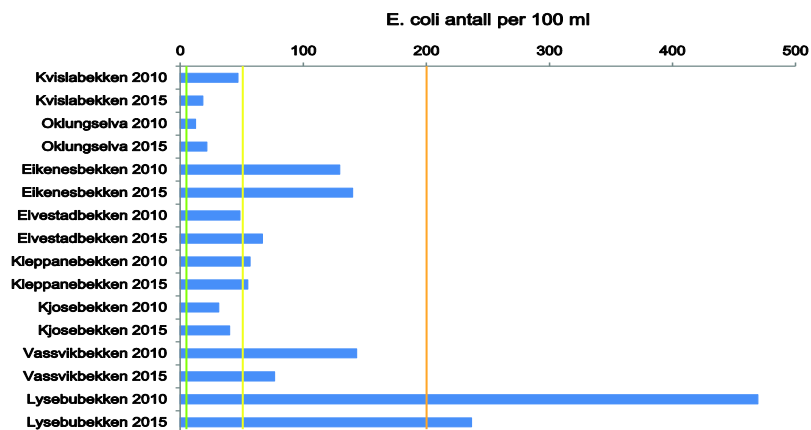
Figur A.25 Konsentrasjon av tarmbakterier i tilløpsbekker til Farris som overvåkes hvert år. Middelverdier i sommerhalvåret for de ulike overvåkingsårene. Linjene viser klassegrensene (Veileder 97:4).



Figur A.26 Midlere konsentrasjon av total fosfor i sommerhalvåret 2010 og 2015 i bekker som overvåkes hvert 5. år.



Figur A.27 Midlere konsentrasjon av total nitrogen i sommerhalvåret 2010 og 2015 i bekker som overvåkes hvert 5. år

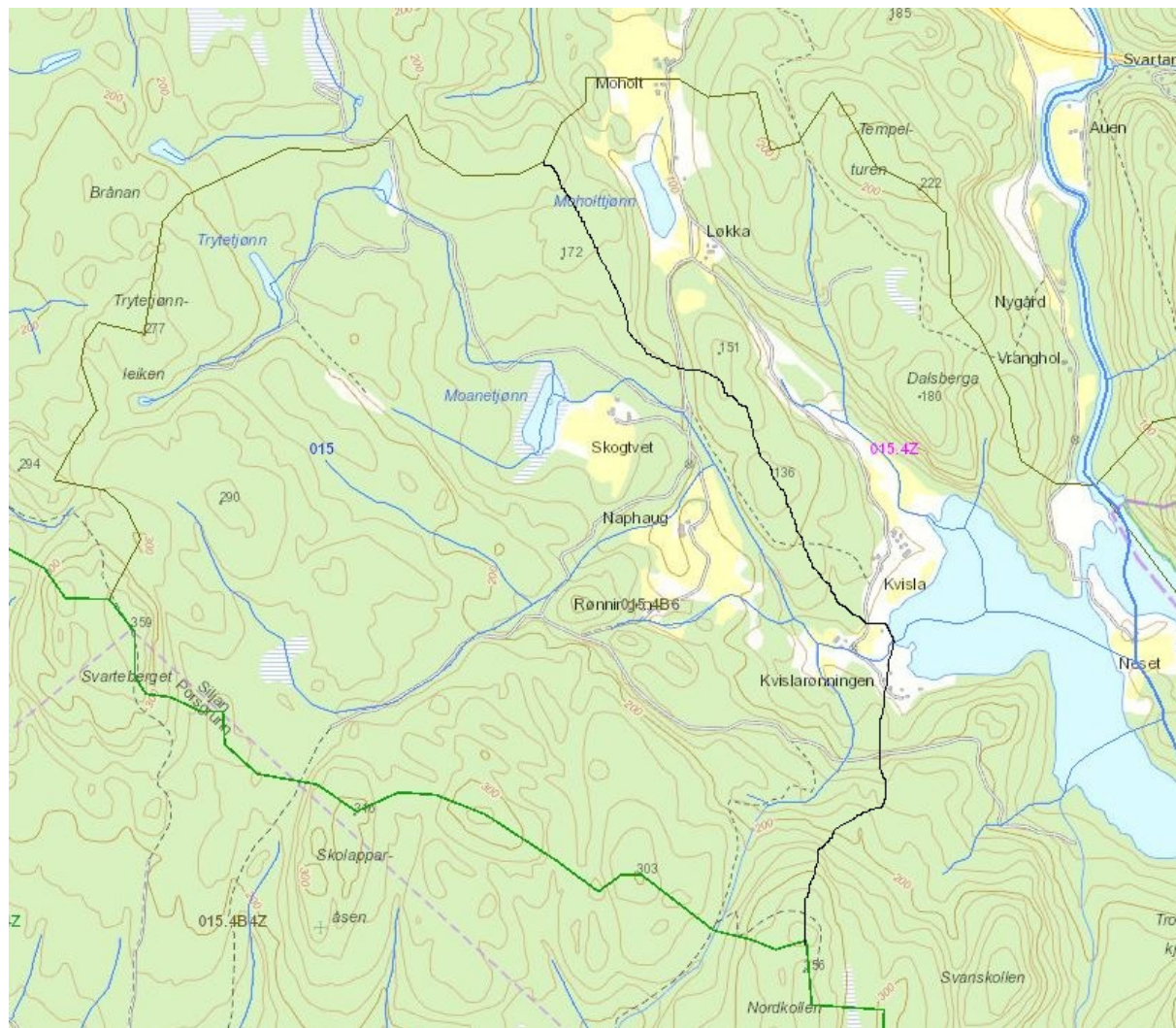


Figur A.28 Midlere konsentrasjon av *E. coli* i sommerhalvåret 2010 og 2015 i bekker som overvåkes hvert 5. år

## Vedlegg B: Kart over bekkefelt

Kartkilde alle kart: NVE Atlas.

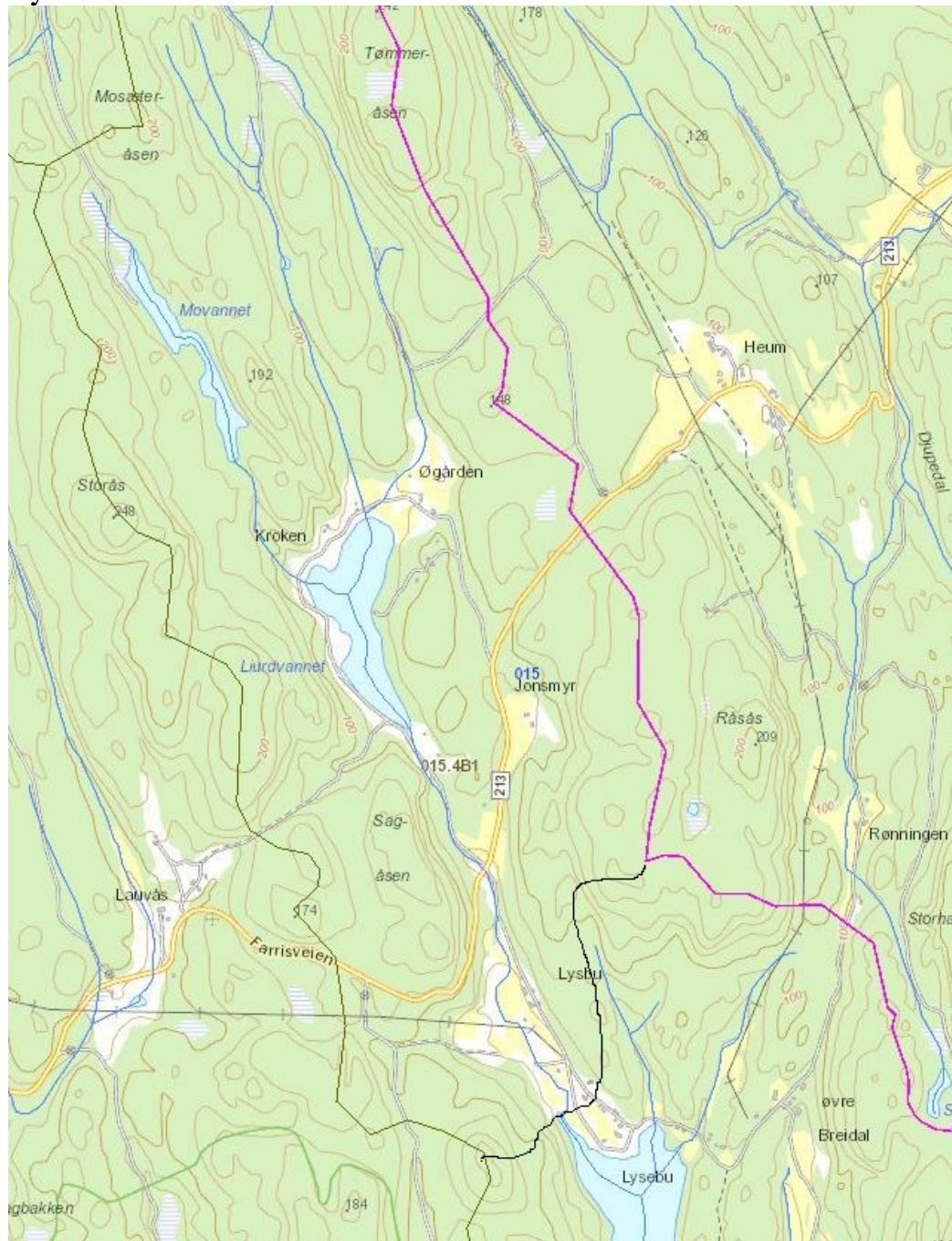
### Kvislabekken



## Kveldebekken

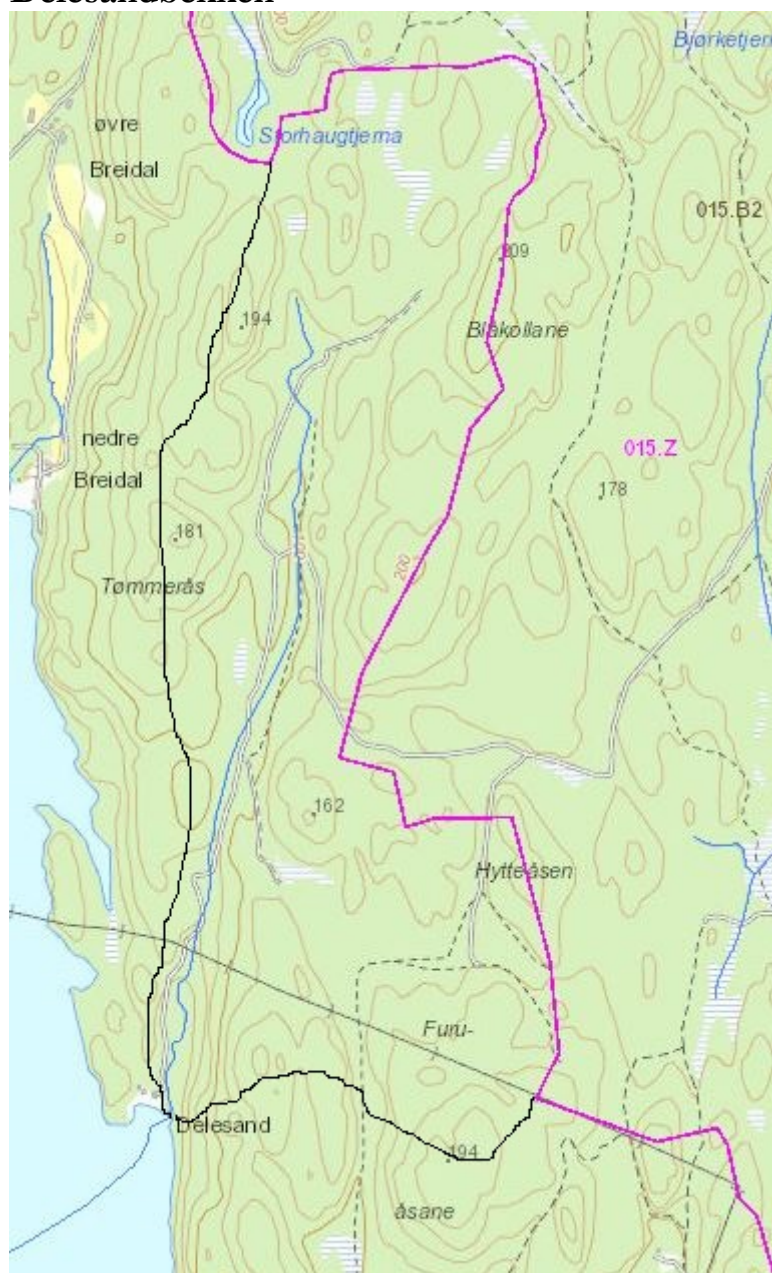


## Lysebubekken





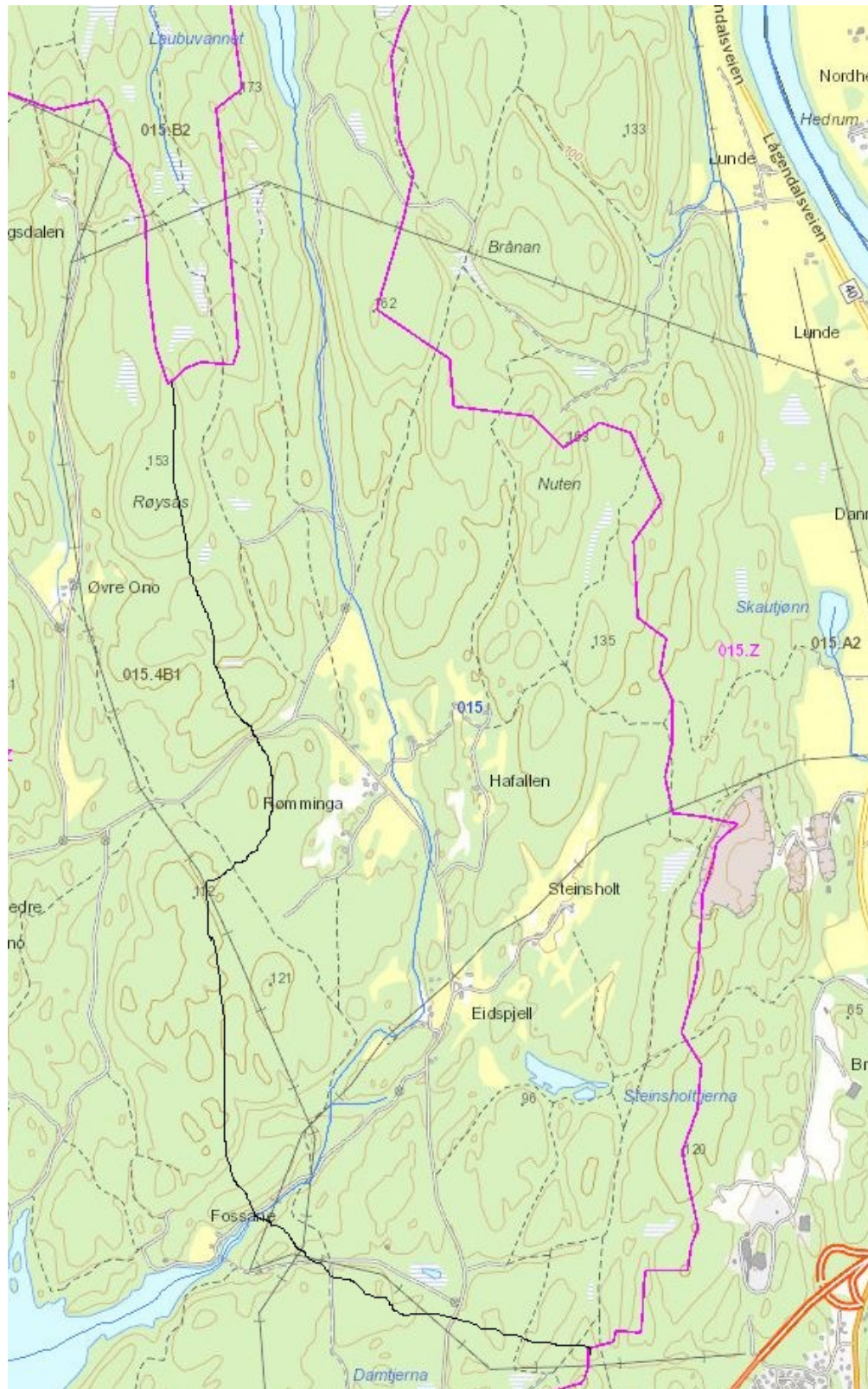
## Delesandbekken



## Onobekken



## Fossanebekken



## Dammenbekken



Dammenbakkens nedbørfelt, avgrenset av REGINE-felt og inntegnet grenselinje. Det er usikkert om vestre del av boligfeltet Hagalia er del av dette feltet.

## Gopledalsbekken

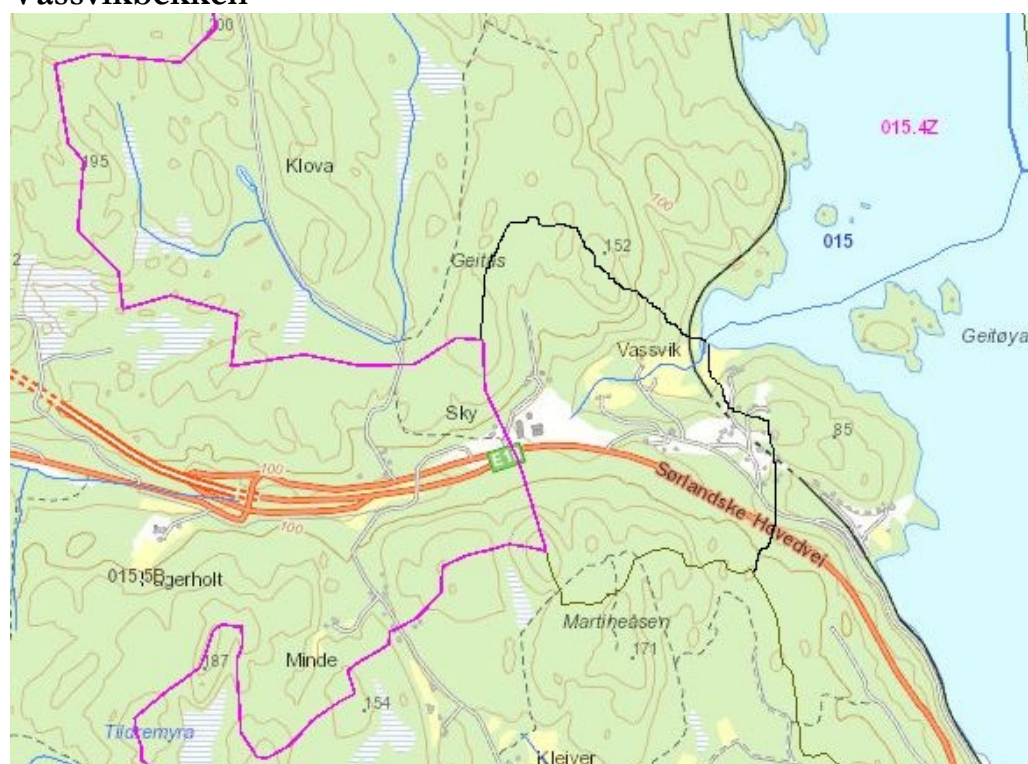


Gopledalsbakkens nedbørfelt, avgrenset av REGINE-felt og inntegnet grenselinje. Her er det usikkert hvilket nedbørfelt vestre del av boligfeltet Hagalia og området ved idrettsbanene skal høre hjemme i. En av de to idrettsbanene i feltet er kunstgressbane.

**Øvrige deler av utløpsområdet SØ.**

Nedbørfeltet til resten av utløpsområdet i sørøst, avgrenset av REGINE-felt og inntegnet grenselinje. Den øvre banen på Lovisenlund idrettsplass er kunstgressbane.

## Vassvikbekken



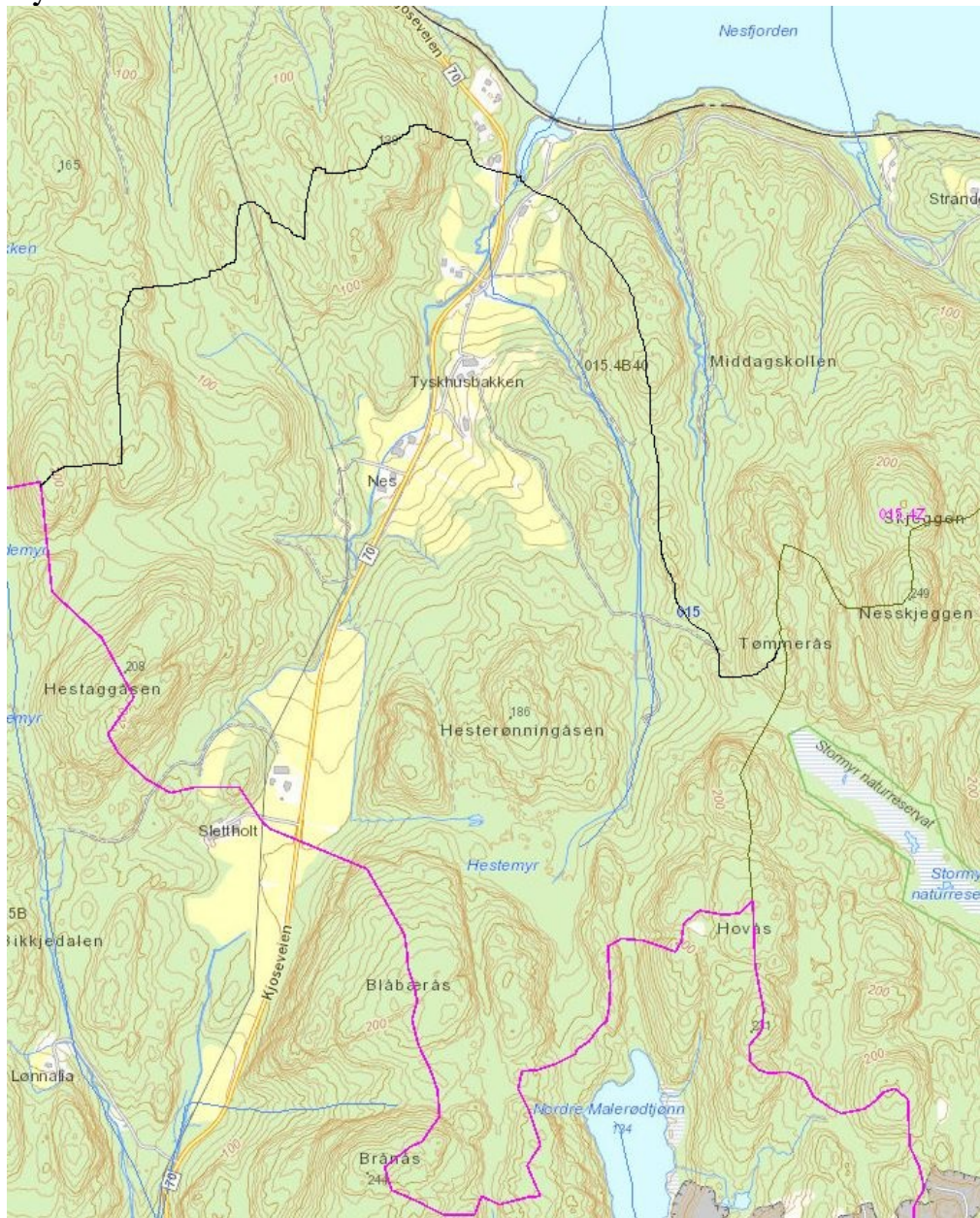
## Skautvedtbekken



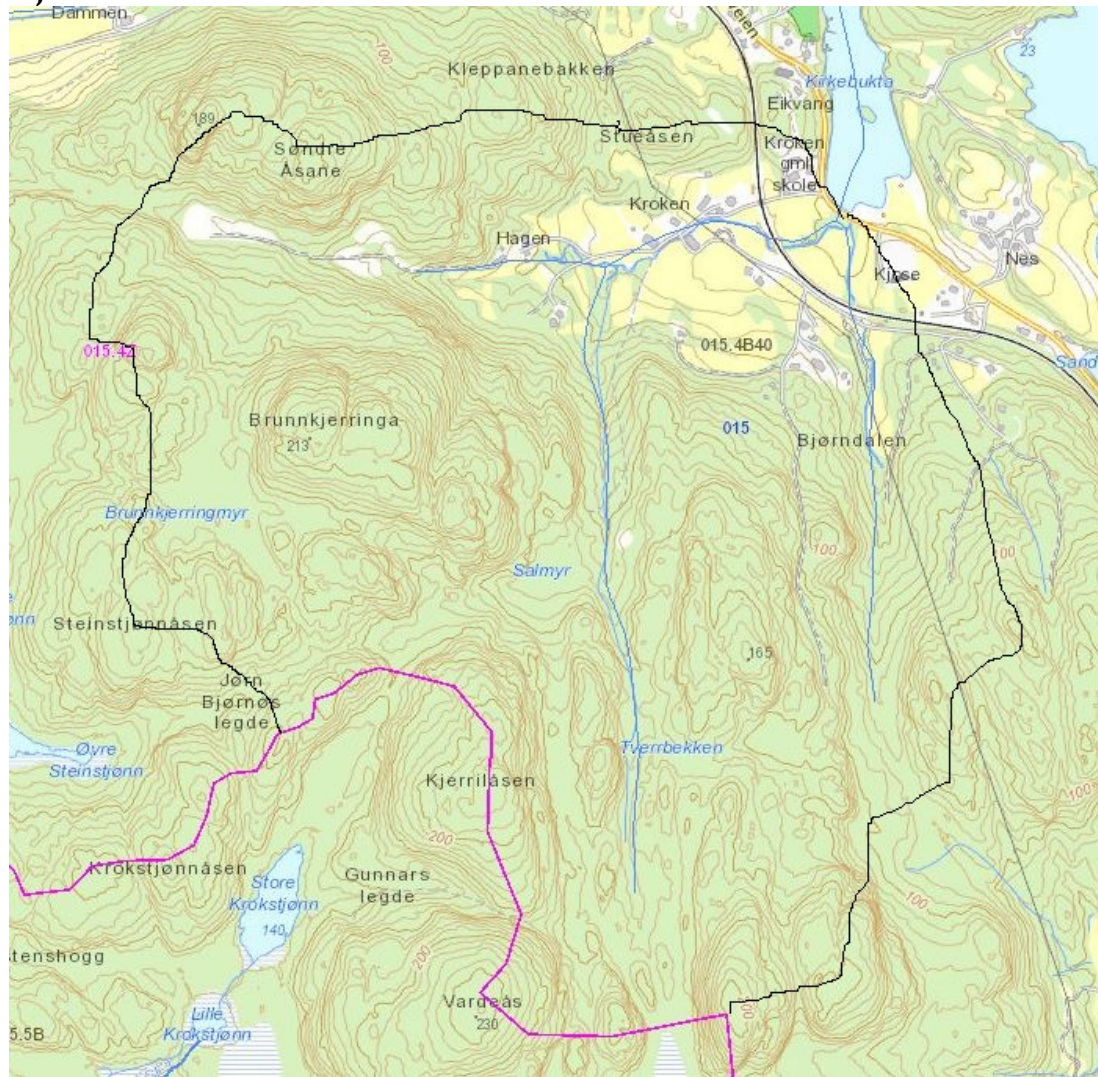
Et mulig industriområde i Klova-området vil kunne ha avrenning nordover og ut i Farrisvann.



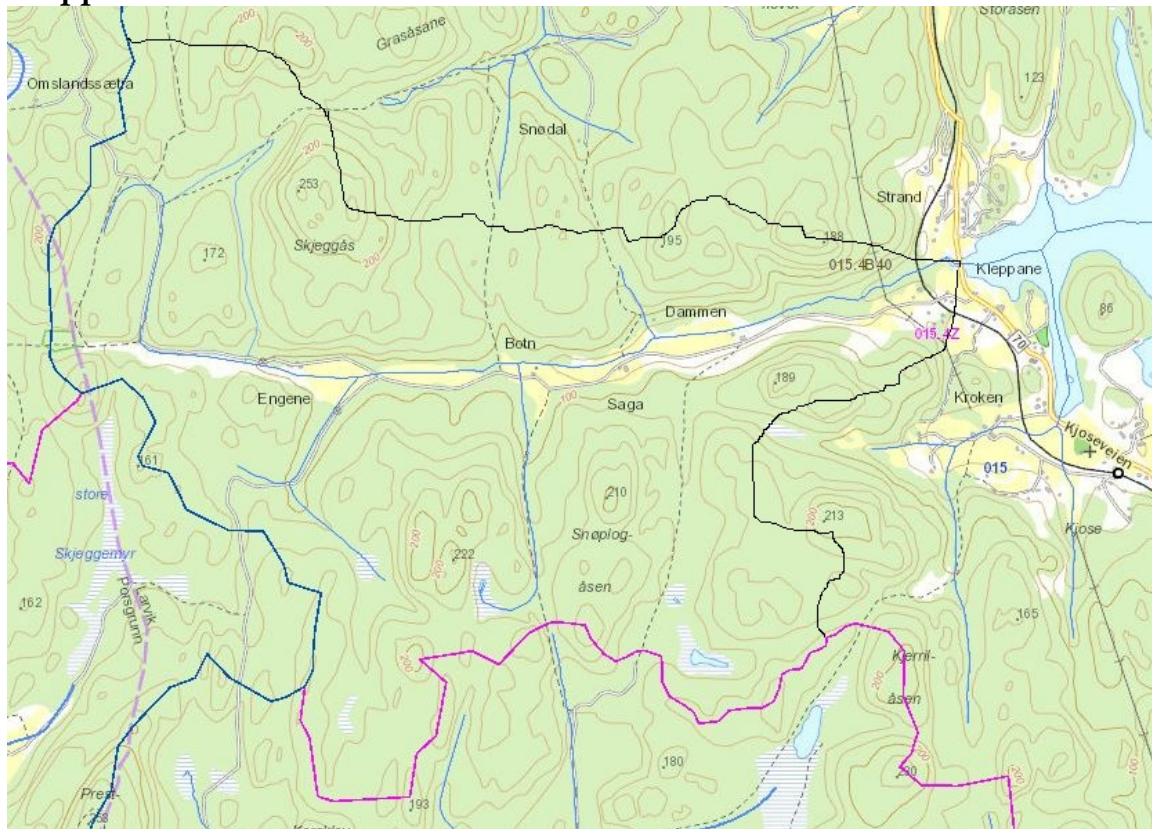
# Tyskhusbekken



## Kjosebekken



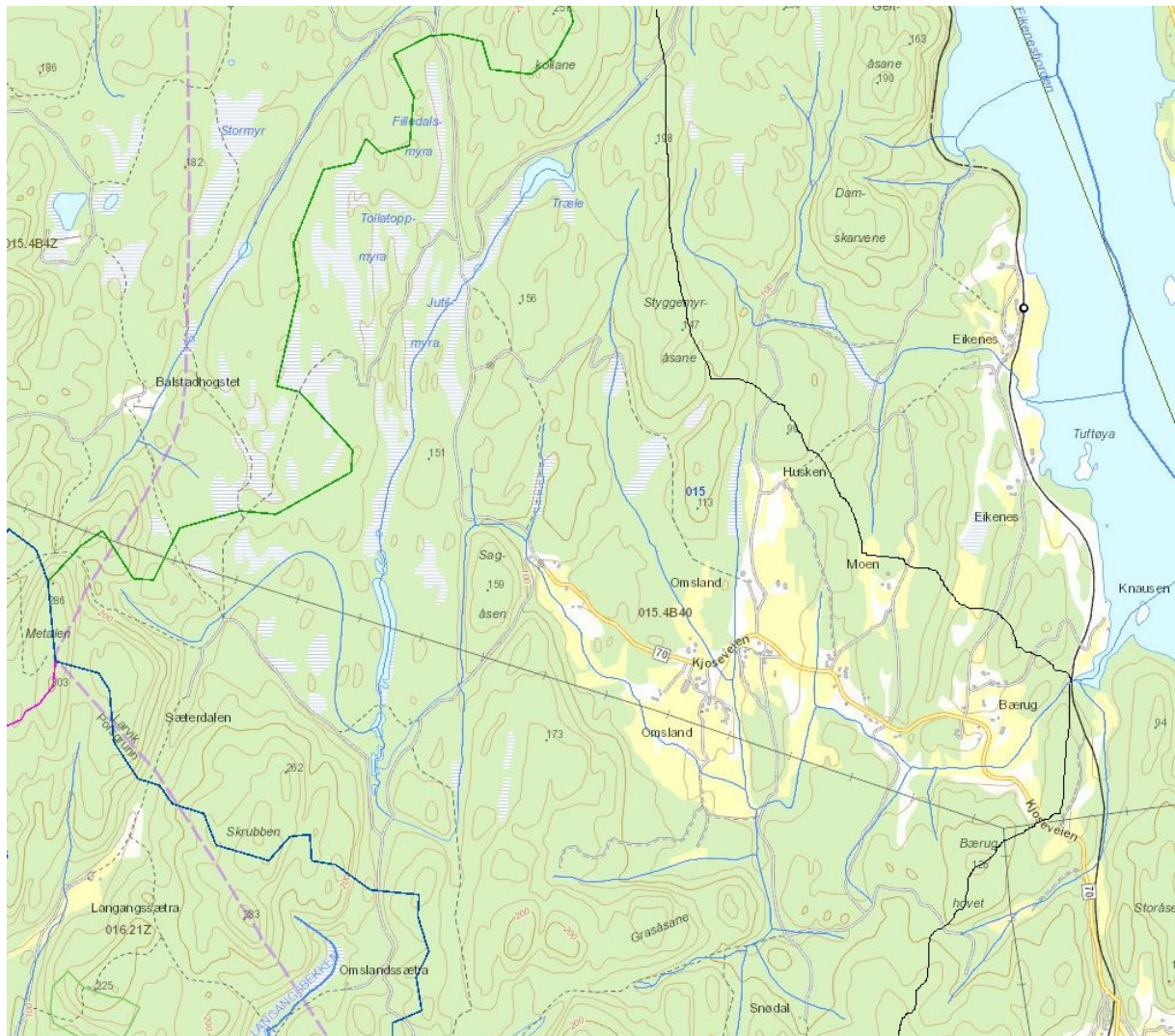
## Kleppanebekken



## Strandområdet



## Elvestadbekken



Elvestadbekkens nedbørfelt, avgrenset av REGINE-felt og inntegnet grenselinje. Området i sør (ikke på kartet) er ubebygde skogsområde.

## Eikenesbekken



## Vedlegg C: Målt vannkvalitet i tilløpsbekkene/elvene

Dager med  $\geq 20$  mm nedbør siste døgn er markert med gult (gjelder bekkene der det tas prøver hvert år).

Dag	Siljanelva							Gopledalsbekken							Nedbør Larvik	
	E-coli bakterier	Total fosfor	Orto fosfat	Total nitrogen	Turbiditet	Farge	TOC	E-coli bakterier	Total fosfor	Orto fosfat	Total nitrogen	Turbiditet	Farge	TOC	mm siste døgn	mm siste uke
	ant/100 ml	mg P/l	mg P/l	mg N/l	FNU	mg Pt/l	mg C/l	ant/100 ml	mg P/l	mg P/l	mg N/l	FNU	mg C/l			
28.04.10		0,002	0,000	0,32	0,60	42	5,6		0,012	0,010	1,50	5,80	21	5,5	0,0	0,0
26.05.10	0	0,006	0,000	0,26	0,62	38	7,3	50	0,012	0,005	1,50	2,60	22	5,5	0,0	17,6
16.06.10	110	0,002	0,000	0,21	0,79	27	5,0	80	0,014	0,004	1,70	1,90	20	5,9	0,0	25,1
28.07.10	10	0,008	0,002	0,37	0,89	28	6,1	120	0,019	0,007	2,00	2,00	20	5,7	0,0	0,0
01.09.10	0	0,017	0,002	0,37	0,87	42	7,6	430	0,021	0,010	1,70	3,20	36	8,0	0,0	23,2
29.09.10	0	0,007	0,002	0,36	0,90	53	7,3	50	0,023	0,005	1,40	2,60	44	7,2	0,0	13,0
28.10.10	0	0,008	0,003	0,43	1,30	62	9,3	0	0,056	0,045	1,60	39,50	91	11,2	7,5	9,5
28.04.11	0	0,008	0,000	0,46	0,79	56	7,0	0	0,010	0,012	2,10	3,20	32	5,3	0,0	0,0
31.05.11	0	0,008	0,002	0,39	1,70	42	5,8	0	0,082	0,064	2,30	55,90	92	14,7	24,0	46,0
21.06.11	0	0,000	0,000	0,41	0,71	40	6,7	350	0,009	0,009	1,90	3,10	70	9,4	0,0	36,9
26.07.11	150	0,007	0,005	0,43	1,80	62	9,5	120	0,017	0,023	1,60	4,00	68	9,8	3,0	58,7
23.08.11	30	0,017	0,000	0,39	1,50	65	10,0	30	0,018	0,007	1,80	3,10	37	7,0	0,0	7,6
20.09.11	60	0,007	0,000	0,35	1,00	75	10,3	170	0,011	0,008	1,20	6,30	86	11,5	2,5	76,5
18.10.11	20	0,008	0,000	0,42	0,94	74	9,8	170	0,047	0,029	1,80	8,90	39	7,2	8,5	8,5
02.05.12	0	0,004	0,000	0,49	0,81	50	6,9	110	0,007	0,005	1,50	3,10	28	5,1	0,0	33,1
22.05.12	40	0,003	0,000	0,36	0,92	38	5,7	100	0,009	0,007	1,40	5,00	29	5,6	0,0	18,8
19.06.12	40	0,008	0,000	0,37	0,72	40	6,4	30	0,033	0,010	2,30	22,00	24	5,3	0,2	14,2
24.07.12	30	0,006	0,000	0,41	0,88	49	6,4	500	0,018	0,006	1,50	3,20	29	7,0	1,1	9,6
21.08.12	3	0,012	0,010	0,50	0,90	45	7,8	30	0,017	0,003	1,20	2,60	28	6,1	0,0	16,0
19.09.12	30	0,007	0,000	0,44	0,62	47	6,9	200	0,025	0,000	1,50	7,20	48	7,5	4,0	36,5
23.10.12	0	0,005	0,004	0,42	1,30	59	8,5	30	0,016	0,012	1,40	8,90	49	8,1	0,0	48,0
29.05.13	70	0,006	0,000	0,45	1,80	57	9,6	30	0,018	0,009	2,40	7,00	44	7,6	17,5	50,0
18.06.13	0	0,007	0,000	0,41	1,10	61	8,0	0	0,008	0,007	2,30	3,90	46	8,7	0,0	38,2
24.07.13	0	0,007	0,000	0,34	1,10	63	7,0	0	0,028	0,013	2,60	4,70	29	6,2	0,0	0,0
20.08.13	10	0,004	0,000	0,39	1,00	54	7,1	100	0,018	0,009	2,30	4,50	41	6,6	0,0	42,0
17.09.13	30	0,007	0,003	0,40	1,10	51	8,7	290	0,051	0,031	2,80	24,90	74	12,4	26,5	85,1
22.10.13	0	0,008	0,000	0,42	0,93	67	8,5	80	0,052	0,034	1,80	27,20	38	7,7	10,0	16,9
29.04.14	0	0,007	0,000	0,36	1,40	42	7,8	0	0,019	0,004	0,99	3,20	19	6,3	0,0	0,0
27.05.14	20	0,004	0,004	0,40	1,70	36	6,3	39	0,011	0,008	1,50	2,20	23	5,7	0,0	3,5
24.06.14	10	0,002	0,000	0,27	0,87	41	6,3	30	0,016	0,006	1,50	2,30	21	5,7	0,5	4,1
29.07.14	20	0,003	0,000	0,19	0,69	30	5,0	230	0,013	0,008	0,94	3,40	24	6,2	0,0	4,0
19.08.14	30	0,007	0,000	0,17	0,73	32	8,9	70	0,018	0,008	1,40	4,30	35	9,2	1,3	74,3
16.09.14	20	0,013	0,000	0,32	1,10	31	7,0	190	0,034	0,004	1,50	3,80	32	7,4	0,0	8,0
21.10.14	30	0,013	0,004	0,44	1,40	50	7,9	20	0,015	0,011	1,20	5,00	57	9,1	0,0	78,1
28.04.15	0	0,012	0,000	0,47	0,73	51	7,1	10	0,020	0,009	1,90	2,50	20	4,9	0,0	3,0
26.05.15	0	0,005	0,003	0,56	0,55	44	6,3	10	0,014	0,003	1,80	3,10	76	8,2	0,0	15,1
23.06.15	0	0,007	0,000	0,39	0,75	45	11,3	50	0,018	0,004	1,70	2,70	46	11,2	0,0	14,8
28.07.15	160	0,015	0,000	0,38	0,66	36	6,3	100	0,022	0,008	1,70	3,40	32	6,4	0,1	33,1
19.08.15	20	0,005	0,004	0,39	0,52	38	6,3	50	0,005	0,004	1,90	3,00	30	6,3	0,0	5,5
23.09.15	70	0,011	0,005	0,38	2,10	77	11,7	80	0,030	0,024	1,10	6,90	95	14,5	20,0	97,1
20.10.15	0	0,007	0,003	0,38	1,20	75	9,8	580	0,013	0,004	2,00	2,70	23	5,5	0,0	0,0
Sum																
Snitt	25	0,007	0,001	0,38	1,02	49	7,6	110	0,023	0,012	1,70	7,61	42	7,6		
Maks	160	0,017	0,010	0,56	2,10	77	11,7	580	0,082	0,064	2,80	55,90	95	14,7		
Min	0	0,000	0,000	0,17	0,52	27	5,0	0	0,005	0,000	0,94	1,90	19	4,9		
Antall	40	41	41	41	41	41	41	41	42	42	42	42	42	42		

Dag	Dammenbekken										Onobekken										PH	Nedbør	Larvik
	E-coli		Total		Orto		Total		Totale		Koliforme		E-coli		Total		Orto		Total				
	bakterier	fosfor	fosfat	nitrogen	Turbiditet	Farge	TOC	bakterier	bakterier	bakterier	fosfor	fosfat	nitrogen	Turbiditet	Farge	TOC	PH	siste dogn	siste uke				
ant/100 ml	mg P/l	mg P/l	mg N/l	FNU	mg C/l	ant/ml	ant/100ml	ant/100ml	mg P/l	mg P/l	mg N/l	FNU	Fargenhet	mg C/l	ph								
28.04.10		0,047	0,054	0,53	8,30	75	10,1			260	0,007	0,004	0,34	1,70	18	3,7			0,0	0,0			
10.05.10								870	4	2			1,10	17		7,0			0,0	2,0			
26.05.10	27	0,019	0,007	0,41	2,60	95	12,9			25	0,010	0,004	0,32	1,20	24	5,4			0,0	17,6			
16.06.10	40	0,031	0,015	0,29	2,10	107	13,0			11	0,020	0,005	0,16	1,10	25	5,1			0,0	25,1			
28.07.10	90	0,079	0,083	0,54	3,80	107	13,9												0,0	0,0			
01.09.10	320	0,022	0,010	0,63	2,30	155	19,6			30	0,015	0,007	0,27	1,80	25	5,3			0,0	23,2			
22.09.10								1700	200	200			1,80	30		7,1			0,0	22,9			
29.09.10	0	0,030	0,007	0,51	2,30	141	16,8			50	0,012	0,005	0,22	0,88	23	4,8			0,0	13,0			
28.10.10	0	0,016	0,009	0,54	4,00	130	17,0			80	0,012	0,006	0,37	2,50	33	6,7			7,5	9,5			
28.04.11	0	0,014	0,004	0,62	2,30	83	11,3			50	0,007	0,003	0,51	1,60	19	3,8			0,0	0,0			
12.05.11								1500	36	17			1,20	25		6,8			0,0	0,0			
31.05.11	0	0,160	0,140	0,78	61,40	140	21,2			0	0,092	0,007	0,83	62,50	60	13,1			24,0	46,0			
21.06.11	0	0,021	0,016	0,51	2,10	132	17,5			100	0,013	0,008	0,30	1,10	25	4,7			0,0	36,9			
26.07.11	40	0,022	0,012	0,62	2,80	183	23,4			140	0,007	0,011	0,34	1,40	39	6,7			3,0	58,7			
23.08.11	30	0,026	0,007	0,48	2,70	168	19,6			0	0,012	0,000	0,32	1,40	27	5,5			0,0	7,6			
20.09.11	200	0,018	0,004	0,48	4,40	161	21,1			190	0,025	0,003	0,21	2,40	39	6,8			2,5	76,5			
18.10.11	800	0,024	0,012	0,62	5,40	131	16,2	3000	17	0	0,009	0,006	0,51	3,20	42	7,1	6,8		8,5	8,5			
02.05.12	10	0,011	0,005	0,71	1,80	76	10,0	480	0	0	0,004	0,000	0,50	1,10	16	2,9	6,9		0,0	33,1			
22.05.12	0	0,012	0,005	0,41	2,10	75	10,7	500	25	6	0,003	0,002	0,26	0,98	17	3,5	6,7		0,0	18,8			
19.06.12	60	0,031	0,005	0,32	5,10	96	11,3	710	35	20	0,015	0,000	0,28	3,90	23	3,8	7,7		0,2	14,2			
24.07.12	70	0,027	0,008	0,42	3,00	146	17,7	1200	200	50	0,016	0,004	0,23	0,98	29	5,0	7,2	1,1	9,6				
21.08.12	25	0,024	0,011	0,49	2,80	141	18,5	900	100	10	0,016	0,007	0,32	1,10	31	5,2	6,9	0,0	16,0				
19.09.12	300	0,021	0,009	0,51	6,40	158	16,4	3000	250	120	0,014	0,003	0,47	1,50	34	5,9	6,7	4,0	36,5				
23.10.12	0	0,012	0,006	0,20	2,80	125	16,1	580	15	2	0,009	0,004	0,30	0,88	29	5,0	7,0	0,0	48,0				
07.05.13	0	0,018	0,004	0,63	1,90	72	8,3	420	5	0	0,270	0,003	0,46	1,10	21	4,4	6,8	0,0	4,0				
29.05.13	100	0,011	0,003	0,52	2,40	110	16,4	1100	14	14	0,004	0,004	0,40	1,70	31	6,7	6,6	17,5	50,0				
18.06.13	0	0,017	0,006	0,46	2,10	142	19,5	1800	27	14	0,011	0,002	0,23	0,90	64	6,1	7,0	0,0	38,2				
24.07.13	0	0,046	0,023	0,56	6,30	146	16,1	3000	0	0	0,015	0,007	0,29	0,83	20	4,1	6,7	0,0	0,0				
20.08.13	270	0,026	0,007	0,41	4,00	177	16,9	60	40	180	0,016	0,006	0,48	1,10	27	4,6	6,9	0,0	42,0				
17.09.13	420	0,047	0,026	0,73	10,80	160	20,3	750	330	160	0,010	0,005	0,60	1,70	34	7,1	6,7	26,5	85,1				
22.10.13	500	0,081	0,060	0,63	25,30	103	15,5	3000	0	56	0,019	0,003	0,44	3,10	35	7,0	6,9	10,0	16,9				
29.04.14	10	0,018	0,000	0,49	2,20	78	10,0	960	4	0	0,011	0,000	0,12	1,10	13	3,3	7,0	0,0	0,0				
27.05.14	8	0,021	0,012	1,10	2,30	134	18,3	1400	43	52	0,009	0,007	0,22	0,87	24	4,2	7,5	0,0	3,5				
24.06.14	210	0,037	0,021	1,10	3,20	151	15,3											0,5	4,1				
25.06.14								2600	200	150	0,006	0,002	0,30	0,43	9	2,6	6,7	0,0	4,1				
29.07.14	1600	0,100	0,058	0,67	4,10	131	19,3	1500	17	10	0,012	0,006	0,41	4,80	29	6,2	6,5	0,0	4,0				
19.08.14	40	0,026	0,009	6,70	4,20	150	23,1	600	52	20	0,011	0,000	0,15	0,74	18	6,7	6,4	1,3	74,3				
16.09.14	0	0,034	0,008	5,40	3,80	148	21,1	1600	27	0	0,019	0,000	0,16	1,00	21	5,7	6,7	0,0	8,0				
21.10.14	90	0,013	0,011	1,90	7,90	149	17,6	520	28	18	0,015	0,000	0,22	1,00	27	6,4	6,6	0,0	78,1				
28.04.15	0	0,016	0,006	1,50	2,60	53	8,0	230	1	1	0,016	0,000	0,28	0,56	10	3,4	7,0	0,0	3,0				
26.05.15	10	0,018	0,007	0,63	5,60	79	12,0	650	1	0	0,007	0,000	0,35	0,62	13	3,6	6,9	0,0	15,1				
23.06.15	30	0,021	0,012	0,54	3,60	109	22,3	900	17	0	0,017	0,000	0,18	0,91	27	8,8	7,1	0,0	14,8				
28.07.15	190	0,048	0,020	0,65	3,10	137	22,3	2000	80	60	0,026	0,006	0,33	1,30	33	6,3	7,2	0,1	33,1				
19.08.15	20	0,029	0,015	2,80	3,40	56	22,6	600	2	0	0,012	0,007	0,38	2,20	35	5,9	7,1	0,0	5,5				
23.09.15	150	0,048	0,037	2,30	18,30	165	22,0	1000	200	86	0,022	0,010	0,28	4,60	64	12,6	6,3	20,0	97,1				
20.10.15	10	0,017	0,009	1,80	3,60	132	17,2	3000	41	0	0,008	0,003	0,22	1,70	38	5,6	7,0	0,0	0,0				
Snitt	138	0,032	0,019	1,05	6,19	122	16,6	1261	63	50	0,022	0,004	0,49	3,59	28	5,6	6,9						
Maks	1600	0,160	0,140	6,70	61,40	183	23,4	3000	330	260	0,270	0,011	5,50	62,50	64	13,1	7,7						
Min	0	0,011	0,000	0,20	1,80	33	8,0	60	0	0	0,003	0,000	0,12	0,43	9	2,6	6,3						
Antall	41	42	42	43	43	43	42	34	34	46	42	41	43	48	48	41	36						

	Fossanebekken							Delesandbekken							Nedbør	Larvik
	E-coli bakterier	Total fosfor	Orto fosfat	Total nitrogen	Turbiditet	Farge	TOC	E-coli bakterier	Total fosfor	Orto fosfat	Total nitrogen	Turbiditet	Farge	TOC		
	ant/100 ml	mg P/l	mg P/l	mg N/l	FNU	mg C/l	ant/100 ml	mg P/l	mg P/l	mg N/l	FNU	mg C/l	siste døgn	siste uke		
28.04.10		0,010	0,005	0,36	3,20	36	5,7		0,011	0,004	0,42	0,98	56	7,5	0,0	0,0
10.05.10															0,0	2,0
26.05.10	36	0,015	0,005	0,33	2,40	46	7,0	8	0,013	0,006	0,29	1,10	56	8,9	0,0	17,6
16.06.10	150	0,017	0,005	0,21	1,60	52	7,6	70	0,030	0,009	0,24	1,20	65	9,0	0,0	25,1
28.07.10	50	0,025	0,009	0,63	1,10	38	5,9	240	0,027	0,012	0,65	2,10	41	6,5	0,0	0,0
01.09.10	100	0,015	0,007	0,41	2,60	53	7,3	40	0,018	0,011	0,46	1,30	69	9,6	0,0	23,2
22.09.10															0,0	22,9
29.09.10	100	0,019	0,004	0,36	4,30	56	7,6	0	0,049	0,016	0,53	1,10	123	15,3	0,0	13,0
28.10.10	80	0,013	0,008	0,49	2,80	53	8,9	50	0,024	0,013	0,59	2,20	99	13,9	7,5	9,5
28.04.11	0	0,009	0,000	0,47	1,80	39	6,0	0	0,014	0,007	0,62	1,10	58	8,2	0,0	0,0
12.05.11															0,0	0,0
31.05.11	0	0,180	0,013	0,99	59,60	50	10,9	0	0,190	0,016	0,78	141,00	89	6,3	24,0	46,0
21.06.11	90	0,013	0,009	0,11	4,20	47	6,9	0	0,020	0,008	0,47	1,50	76	10,2	0,0	36,9
26.07.11	110	0,011	0,012	0,44	2,60	65	9,6	350	0,016	0,016	0,54	2,10	79	11,3	3,0	58,7
23.08.11	50	0,024	0,006	0,32	4,30	69	10,4	50	0,027	0,019	0,41	1,60	92	11,2	0,0	7,6
20.09.11	160	0,029	0,004	0,37	2,80	78	10,8	110	0,029	0,005	0,37	2,60	66	9,9	2,5	76,5
18.10.11	0	0,030	0,017	0,61	11,30	56	8,8	300	0,023	0,010	0,53	3,30	88	11,6	8,5	8,5
02.05.12	0	0,008	0,003	0,54	4,50	33	5,1	0	0,009	0,004	0,58	1,00	28	4,5	0,0	33,1
22.05.12	60	0,008	0,006	0,30	3,50	35	5,4	40	0,008	0,006	0,30	1,30	37	5,8	0,0	18,8
19.06.12	90	0,018	0,000	0,31	2,40	45	5,6	140	0,023	0,003	0,46	1,60	63	7,7	0,2	14,2
24.07.12	50	0,021	0,007	0,41	2,10	51	7,1	160	0,018	0,006	0,42	1,30	65	8,9	1,1	9,6
21.08.12	20	0,020	0,007	0,47	2,10	58	8,4	41	0,025	0,010	0,53	1,30	85	10,3	0,0	16,0
19.09.12	150	0,021	0,008	0,64	3,80	58	8,2	100	0,020	0,008	0,44	1,40	119	11,8	4,0	36,5
23.10.12	20	0,011	0,006	0,14	4,20	49	7,7	30	0,020	0,006	0,55	1,78	51	7,6	0,0	48,0
07.05.13	0	0,130	0,004	0,55	1,70	43	5,4	0	0,280	0,006	0,60	1,70	46	6,3	0,0	4,0
29.05.13	0	0,011	0,008	0,38	7,00	57	9,6	40	0,010	0,006	0,37	2,00	65	10,1	17,5	50,0
18.06.13	40	0,013	0,005	0,33	1,50	53	7,7	0	0,020	0,005	0,31	1,10	33	8,0	0,0	38,2
24.07.13	0	0,020	0,011	0,53	2,00	63	7,4	1500	0,022	0,011	0,88	1,50	27	4,9	0,0	0,0
20.08.13	130	0,014	0,007	0,64	2,00	59	7,7	10	0,017	0,009	0,62	1,30	110	11,6	0,0	42,0
17.09.13	410	0,019	0,007	1,10	3,80	56	9,0	410	0,016	0,006	1,60	1,60	79	13,3	26,5	85,1
22.10.13	20	0,037	0,002	0,79	2,30	49	7,9	20	0,022	0,004	0,54	2,80	81	11,6	10,0	16,9
29.04.14	30	0,016	0,000	0,25	1,40	25	4,9	0	0,014	0,004	0,23	1,60	28	4,7	0,0	0,0
27.05.14	37	0,014	0,008	0,32	1,40	39	6,9	8	0,013	0,008	0,40	0,80	49	6,9	0,0	3,5
24.06.14	20	0,017	0,005	0,38	1,20	25	4,7								0,5	4,1
25.06.14								50	0,010	0,009	0,51	0,68	37	6,0	0,0	4,1
29.07.14								110	0,020	0,008	0,35	3,20	67	9,1	0,0	4,0
19.08.14	180	0,013	0,000	0,46	1,40	41	9,4	100	0,015	0,003	0,46	0,76	47	8,0	1,3	74,3
16.09.14	170	0,026	0,000	0,34	1,20	47	9,7	20	0,024	0,003	0,31	0,93	56	9,3	0,0	8,0
21.10.14	610	0,033	0,004	0,56	2,90	59	9,1	40	0,028	0,002	0,38	0,82	52	8,4	0,0	78,1
28.04.15	30	0,017	0,003	0,47	1,90	25	4,7	0	0,012	0,000	0,32	0,49	26	5,0	0,0	3,0
26.05.15	10	0,009	0,000	0,65	1,50	29	5,9	0	0,008	0,000	0,39	0,49	39	5,7	0,0	15,1
23.06.15	40	0,017	0,004	0,39	2,00	21	10,6	30	0,021	0,005	0,32	1,50	51	11,1	0,0	14,8
28.07.15	380	0,034	0,008	0,57	4,20	51	8,5	70	0,037	0,007	0,51	1,60	97	13,5	0,1	33,1
19.08.15	260	0,034	0,020	0,88	2,20	50	7,0	10	0,017	0,011	0,77	1,40	87	10,0	0,0	5,5
23.09.15	30	0,016	0,008	0,47	3,40	78	12,1	90	0,015	0,007	0,42	1,70	83	13,4	20,0	97,1
20.10.15	20	0,012	0,002	0,33	1,70	57	7,5	10	0,011	0,004	0,32	1,20	80	9,5	0,0	0,0
	93	0,025	0,006	0,47	4,24	49	7,7	104	0,030	0,007	0,50	4,81	65	9,1		
	610	0,180	0,020	1,10	59,60	78	12,1	1500	0,280	0,019	1,60	141,00	123	15,3		
	0	0,008	0,000	0,11	1,10	21	4,7	0	0,008	0,000	0,23	0,49	26	4,5		
	40	41	41	41	41	41	41	41	42	42	42	42	42	42		



Kvislabekken									
	E-coli bakterier	Total fosfor	Orto fosfat	Total nitrogen	Turbiditet	Farge	TOC	Nedbør Larvik	
Dag	ant/100 ml	mg P/l	mg P/l	mg N/l	FNU	mg Pt/l	mg C/l	mm siste døgn	mm siste uke
28.04.10		0,004	0,000	0,36	0,51	37	5,8		
26.05.10	12	0,005	0,002	0,26	0,41	40	7,0	0,0	17,6
16.06.10	50	0,005	0,000	0,27	0,55	30	5,3	0,0	25,1
28.07.10	160	0,011	0,002	0,36	0,51	17	3,7	0,0	0,0
01.09.10	20	0,016	0,003	0,30	0,76	43	8,7	0,0	23,2
29.09.10	40	0,010	0,000	0,29	0,43	49	7,0	0,0	13,0
28.10.10	0	0,010	0,003	0,38	1,10	49	9,7	7,5	9,5
28.04.15	0	0,008	0,000	0,48	0,31	25	5,0	0,0	3,0
26.05.15	0	0,007	0,000	0,44	0,34	37	5,8	0,0	15,1
23.06.15	10	0,008	0,002	0,47	0,42	28	9,5	0,0	14,8
28.07.15	50	0,014	0,004	0,53	0,48	36	5,6	0,1	33,1
19.08.15	10	0,018	0,004	0,51	0,43	35	5,5	0,0	5,5
23.09.15	40	0,011	0,006	0,39	0,85	78	12,6	20,0	97,1
20.10.15	0	0,009	0,002	0,37	0,74	46	7,1	0,0	0,0
Sum									
Snitt	30	0,010	0,002	0,39	0,56	39	7,0		
Maks	160	0,018	0,006	0,53	1,10	78	12,6		
Min	0	0,004	0,000	0,26	0,31	17	3,7		
Antall	13	14	14	14	14	14	14		

Oklungselva									
	E-coli bakterier	Total fosfor	Orto fosfat	Total nitrogen	Turbiditet	Farge	TOC	Nedbør Larvik	
Dag	ant/100 ml	mg P/l	mg P/l	mg N/l	FNU		mg C/l	mm siste døgn	mm siste uke
28.04.10		0,004	0,000	0,45	0,92	44	6,8		
26.05.10	9	0,010	0,004	0,30	2,30	47	9,3	0,0	17,6
16.06.10	15	0,006	0,000	0,20	0,74	39	7,2	0,0	25,1
28.07.10	30	0,006	0,000	0,25	0,65	27	6,5	0,0	0,0
01.09.10	20	0,010	0,002	0,44	0,85	48	8,6	0,0	23,2
29.09.10	0	0,008	0,000	0,39	0,78	51	7,8	0,0	13,0
28.10.10	0	0,008	0,005	0,48	1,30	73	12,7	7,5	9,5
28.04.15	0	0,012	0,000	0,47	0,72	34	6,3	0,0	3,0
26.05.15	0	0,008	0,000	0,50	0,55	43	6,9	0,0	15,1
23.06.15	10	0,003	0,000	0,41	0,90	39	9,4	0,0	14,8
28.07.15	20	0,009	0,000	0,29	0,68	49	8,7	0,1	33,1
19.08.15	10	0,020	0,000	0,36	1,80	47	7,2	0,0	5,5
23.09.15	90	0,008	0,004	0,45	1,30	86	13,8	20,0	97,1
20.10.15	0	0,008	0,000	0,45	1,60	73	11,1	0,0	0,0
Sum									
Snitt	16	0,009	0,001	0,39	1,08	50	8,7		
Maks	90	0,020	0,005	0,50	2,30	86	13,8		
Min	0	0,003	0,000	0,20	0,55	27	6,3		
Antall	13	14	14	14	14	14	14		

Eikenesbekken									
	E-coli bakterier	Total fosfor	Orto fosfat	Total nitrogen	Turbiditet	Farge	TOC	Nedbør Larvik	
Dag	ant/100 ml	mg P/l	mg P/l	mg N/l	FNU		mg C/l	mm siste døgn	mm siste uke
28.04.10		0,019	0,015	0,94	2,30	52	6,5		
26.05.10	17	0,011	0,005	0,30	1,50	49	7,9	0,0	17,6
16.06.10	20	0,010	0,004	0,19	0,49	29	5,4	0,0	25,1
28.07.10	280	0,039	0,031	0,90	8,30	59	6,6	0,0	0,0
01.09.10	120	0,022	0,013	1,40	2,60	42	7,7	0,0	23,2
29.09.10	40	0,023	0,011	1,20	2,70	37	6,2	0,0	13,0
28.10.10	300	0,015	0,007	0,72	1,30	77	12,2	7,5	9,5
28.04.15	0	0,013	0,004	0,49	0,66	41	6,7	0,0	3,0
26.05.15	0	0,008	0,000	0,35	0,47	41	5,2	0,0	15,1
23.06.15	280	0,032	0,017	0,83	4,40	40	8,5	0,0	14,8
28.07.15	560	0,087	0,057	1,10	7,90	108	13,8	0,1	33,1
19.08.15	0	0,010	0,008	0,53	0,79	47	6,1	0,0	5,5
23.09.15	0	0,010	0,005	0,36	1,10	76	11,6	20,0	97,1
20.10.15	0	0,009	0,004	0,28	0,87	37	6,1	0,0	0,0
Sum									
Snitt	124	0,022	0,013	0,69	2,53	53	7,9		
Maks	560	0,087	0,057	1,40	8,30	108	13,8		
Min	0	0,008	0,000	0,19	0,47	29	5,2		
Antall	13	14	14	14	14	14	14		



## Vedlegg D: Begroingselementer og planteplankton

Liste over registrerte begroingselementer fra Dammenbekken (DAM), Delesandbekken (DEL), Fossenebekken (FOS), Gopledalsbekken (GOP), Onobekken (ONO) og Siljanelva (SIL) 14. september 2015. Hyppighet er angitt som prosent dekning for makroskopiske elementer og som x = observert, xx = vanlig, xxx = hyppig for mikroskopiske elementer.

Takson	DAM	DEL	FOS	GOP	ONO	SIL
<b>Cyanophyceae (Cyanobakterier)</b>						
<i>Calothrix</i> spp.						x
<i>Chamaesiphon confervicola</i>						x
<i>Oscillatoria</i> spp.	x					
<i>Phormidium</i> spp.	x	x				x
<i>Phormidium tinctorium</i>				2		
<i>Scytonema</i> spp.						x
<i>Stigonema</i> spp.						x
Uidentifiserte coccale blågrønnalger		x				<1
Uidentifiserte trichale blågrønnalger	x			x		x
<b>Chlorophyceae (Grønnalger)</b>						
<i>Bulbochaete</i> spp.						x
<i>Closterium</i> spp.			x			
<i>Cosmarium</i> spp.			x			x
<i>Klebsormidium flaccidum</i>						<1
<i>Microspora abbreviata</i>					x	
<i>Oedogonium</i> c (23-28u)						x
<b>Bacillariophyceae (Kiselalger)</b>						
<i>Tabellaria flocculosa</i>		x	x			x
<b>Rhodophyceae (Rødalger)</b>						
<i>Audouinella pygmaea</i>				<1		
Uidentifiserte Rhodophyceer	<1	x	x		x	
<b>Saprophyta (Nedbrytere)</b>						
<i>Sphaerotilus natans</i>	x	xx		x	xx	

Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra stasjonene i Farris. Verdier er gitt i mm<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> (tilsvarende mg m<sup>-3</sup> våtvekt)

Takson	Farris 3	Farris 4
<b>Cyanophyceae (Blågrønnalger)</b>		
<i>Anatheece bachmannii</i>	0.53	.
<i>Dolichospermum</i> sp.	1.96	.
<i>Limnotrix vacuolifera</i>	.	0.25
<i>Merismopedia tenuissima</i>	0.60	2.52
<i>Rhabdoderma lineare</i>	0.06	.
Sum - Cyanobakterier	3.16	2.77
<b>Chlorophyceae (Grønnalger)</b>		
<i>Botryococcus braunii</i>	0.43	1.29
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=8)	1.07	1.07
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=10)	0.91	.

<i>Cblamydomonas</i> sp. (l=12)	.	1.60
<i>Cblamydomonas</i> sp. (l=14)	2.16	.
<i>Desmodesmus aculeolatus</i>	0.64	0.64
<i>Elakatothrix genevensis</i>	0.67	1.12
<i>Gyromitus cordiformis</i>	0.26	0.26
<i>Lanceola spatulifera</i>	0.03	0.03
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	3.18	3.40
<i>Monoraphidium griffithii</i>	0.08	.
<i>Nephrocytium agardhianum</i>	0.08	0.15
<i>Oocystis lacustris</i>	.	0.80
<i>Oocystis marssonii</i>	0.68	1.36
<i>Oocystis rhomboidea</i>	.	0.11
<i>Oocystis submarina</i>	2.24	2.06
<i>Paramastix conifera</i>	0.20	.
<i>Planctosphaeria gelatinosa</i>	0.18	.
<i>Scenedesmus ecornis</i>	1.60	.
<i>Staurodesmus cuspidatus</i>	0.30	.
<i>Stauridium primum</i>	3.34	0.20
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)	4.86	1.74
Ubest. kuleformet gr.alge (d=6)	.	0.59
Ubest. kuleformet gr.alge (d=8)	1.39	4.58
Ubest. kuleformet gr.alge (d=10)	.	1.67
Sum - Grønnalger	24.30	21.00
<b>Chrysophyceae (Gullalger)</b>		
<i>Bicosoeca planctonica</i>	0.17	.
<i>Bitrichia chodatii</i>	0.32	0.16
<i>Chromulina</i> sp.	1.74	3.30
<i>Chromulina</i> sp. (8 * 3)	0.21	.
<i>Chrysidiastrum catenatum</i>	.	0.88
<i>Chrysococcus</i> spp.	1.43	1.43
<i>Chrysolykos planctonicus</i>	.	0.15
<i>Dinobryon bavarium</i>	0.02	0.16
<i>Dinobryon crenulatum</i>	0.24	.
<i>Dinobryon divergens</i>	0.02	.
<i>Dinobryon suecicum</i> var. <i>longispinum</i>	0.04	.
<i>Mallomonas akrokomos</i>	0.40	.
<i>Mallomonas allorgei</i>	4.61	1.84
<i>Mallomonas caudata</i>	.	0.33
<i>Mallomonas crassisquama</i>	.	1.18
<i>Mallomonas</i> sp. (l=8-10 b=8)	.	0.80
<i>Mallomonas</i> spp.	3.00	8.41
<i>Ochromonas</i> spp.	1.21	0.60
<i>Pseudokephyron alaskanum</i>	.	0.24
Små chrysomonader (<7)	14.58	12.15
<i>Stichogloea doederleini</i>	1.84	1.84
Store chrysomonader (>7)	5.21	5.21
Sum - Gullalger	35.04	38.67
<b>Bacillariophyceae (Kiselalger)</b>		

<i>Aulacoseira alpigena</i>	2.70	3.90
<i>Aulacoseira</i> sp.	0.36	.
<i>Cyclotella planctonica</i>	1.49	2.48
<i>Cyclotella</i> sp.5 (d=10-12 h=5-7)	3.60	3.60
<i>Tabellaria flocculosa</i>	0.48	.
<i>Ulnaria</i> sp. (l=30-40)	0.50	0.17
<i>Urosolenia eriensis</i>	.	0.12
<i>Urosolenia longiseta</i>	0.72	0.24
Sum - Kiselalger	9.86	10.52
Dictyochophyceae (Pedinellider)		
<i>Pseudopedinella</i> sp.	5.00	2.86
Sum - Pedinellider	5.00	2.86
Cryptophyceae (Svelgflagellater)		
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=15-18)	4.01	6.41
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=20-22)	9.61	8.65
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=24-30)	6.41	16.02
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=30-35)	.	0.54
<i>Katablepharis ovalis</i>	0.72	0.24
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	1.20	0.40
Sum - Svelgflagellater	21.95	32.26
Dinophyceae (Fureflagellater)		
<i>Gymnodinium</i> sp. (l=9)	.	1.23
<i>Gymnodinium</i> sp (l=12)	8.81	.
<i>Gymnodinium</i> sp. (l=15)	.	8.33
<i>Gymnodinium</i> sp. (l=20-22)	1.05	1.05
<i>Gymnodinium</i> sp. (l=30)	1.06	1.59
<i>Peridinium willei</i>	.	7.00
Ubest.dinoflagellat	.	0.25
Sum - Fureflagellater	10.92	19.45
Choanozoa (Krageflagellater)		
Craspedomonader	4.86	7.64
Sum - Krageflagellater	4.86	7.64
Ubestemte taxa		
My-alger	1.52	9.08
Ubest.fargel flagellat	1.47	0.80
Sum - Ubestemte taxa	2.99	9.88
Sum total :	118.08	145.89

# Vedlegg E: Mikrobiologisk forurensning - kunnskapsgrunnlag

## E1. Hvilke smittestoffer er mest relevante for Farrisvannet?

En rekke sykdomsfremkallende bakterier, virus og parasitter (patogener) kan potensielt forårsake vannbårne sykdomsutbrudd dersom de forurenser drikkevannskilder og ikke fjernes eller inaktiveres før drikkevannet når konsumentene. Avføring fra mennesker, dyr og fugler kan være kilder til slike patogener i Farrisvannets nedbørfelt. Patogenene skilles ut med avføringen til smittede individer, som kan være både syke individer og friske/symptomfrie smittebærere. Hvorvidt patogenene kan transporteres fra fekalkilden og helt til inntaket for drikkevann, avhenger blant annet av lokaliseringen til fekalkilden, værforhold som fremmer transport og av patogenenes overlevelsessevne.

Påvisning av patogener i vann er ofte komplisert og dyrt. Fravær av en patogen sier dessuten lite om risikoen for forekomst av andre patogener, og mange patogener kan utgjøre en risiko selv ved lavere konsentrasjoner enn man kan måle. Den hygieniske vannkvaliteten overvåkes derfor rutinemessig ved å bestemme antall fekale indikatorbakterier, dvs. bakterier som normalt finnes i tarmen til mennesker og varmblodige dyr, uavhengig av om de er smittet av patogener. Bakterien *E. coli* er en slik fekal indikatorbakterie. Den tilhører den normale tarmfloraen og skilles mer eller mindre ut av alle mennesker og varmblodige dyr, selv om konsentrasjonene i avføring kan variere med flere tierpotenser (dvs  $10^0$ - $10^9$ /g avføring). *E. coli* er normalt ikke selv sykdomsfremkallende. Noen få varianter av *E. coli*, som *E. coli* EHEC (deriblant *E. coli* O157:H7), kan produsere giftstoffer som kan gjøre mennesker alvorlig syke. Indikatorbakterien *E. coli* må ikke forveksles med denne spesielle (og langt mer sjeldne) sykdomsfremkallende varianten av *E. coli*. Dersom *E. coli* påvises i vann indikerer det at vannet er forurenset med avføring og at det derfor er en risiko for at vannet også kan inneholde patogener.

Analyse av *E. coli* gir nyttig informasjon om i hvilken grad en vannkilde og tilførselsbekker er påvirket av fersk fekal forurensning. Mengden *E. coli* i råvannet og dokumentert fravær av *E. coli* i ferdigbehandlet vann forteller likevel langt fra alt om smittefaren fra dette vannet. Er det utelukkende friske mennesker og dyr (som ikke utskiller patogener som kan smitte mennesker) i nedbørfeltet, kan det være betydelige mengder *E. coli* og avføring i vannet uten at det er humanpatogener tilstede. En erfaring som tilsier at ”ingen er noen gang blitt syke av å drikke vannet” betyr likevel ikke at vannet forblir risikofritt. Ved en endring i smittesituasjonen hos individene som forårsaker at det kommer *E. coli* / avføring i drikkevannskilden, er risikoen ved å drikke vann som ikke er behandlet med aktive barrierer i vannbehandlingen brått endret. Det var mest sannsynlig det som skjedde i Bergen høsten 2004: Hver høst ble det påvist *E. coli* i råvannet, men akkurat denne høsten rant det avløpsvann med avføring fra kanskje bare en person som var infisert med parasitten *Giardia intestinalis* ut i drikkevannskilden Svartediket. Dette førte til at flere tusen mennesker ble syke fordi vannbehandlingen ikke hadde noen aktiv barriere mot parasitter (Eikebrokk m.fl. 2006).

Normalt vil det være langt mer *E. coli* enn humanpatogener (100-100 000 ganger flere) i fekal påvirket overflatevann, spesielt dersom det er dyr og fugler som er hovedkilde til *E. coli*. I noen situasjoner, for eksempel der avføringen stammer fra individer der en stor prosentvis andel er infiserte av en patogen, er det påvist like mye eller mer av en spesifikk patogen som av *E. coli* (Carducci m.fl. 2009; Wu m.fl. 2011). I Glomma, som er påvirket av kloakkutslipp, kan det innimellom påvises minst like mye virus (gen-kopier) som *E. coli* (Rosado m.fl., 2014). Det er derimot usikkert i hvilken grad det dreier seg om infektive virus. Noen patogener (som enkelte virus og parasitter) kan overleve lenger i vann enn *E. coli*. Ved «gammel forurensning» kan det derfor være parasitter eller viruspartikler i vannet selv om man ikke kan påvise *E. coli*. Dette kan også gjelde etter vannbehandling, for eksempel etter klorering som er effektivt mot *E. coli*, men der parasittene overlever. Indikatorbakteriene intestinale enterokokker og *Clostridium perfringens*

overlever normalt lenger i vann enn *E. coli*, tolererer vannbehandlingen bedre, og kan derfor være bedre indikatorer på forekomst av virus og parasitter i ferdigbehandlet drikkevann.

Farrisvannets volum (totalt  $7 \times 10^{11}$  liter) utgjør en betydelig fortyningseffekt. For at patogener fra avføring i nedbørfeltet skal kunne transporteres til dypvannsinntakene og utgjøre en fare for drikkevannskvaliteten må patogenene ha minst en (helst flere) av følgende egenskaper: Skilles ut i betydelige mengder fra infiserte individer, kunne overleve lenge i vann, samt ha lav infektiv dose (dvs. det er nok å få i seg 1 eller få patogener for å bli syk). Parasittene *Cryptosporidium* og *Giardia*, samt norovirus, rotavirus og adenovirus er eksempler på patogener som har alle disse egenskapene. *Cryptosporidium* og *Giardia* utgjør også en spesiell utfordring fordi de er tolerante overfor klor. Likeledes kan enteriske adenovirus og delvis rotavirus, til en viss grad overleve UV-bestråling med dagens doser (Shin m.fl. 2009; Li 2009). Noen humanpatogene bakterier (deriblant *Campylobacter* spp., *Salmonella* spp, *E. coli* O157:H7) kan også skilles ut i store mengder fra infiserte individer og kan ha lav infektiv dose.

I vårt arbeid har vi brukt data for *E. coli* for å kvantifisere og sammenligne tilførsler av fekal forurensning fra ulike kilder, fordi det finnes mye data om *E. coli* i tilførselsbekkene/elvene fra Farrisovervåkingen. For å vurdere smitterisiko er det også nødvendig å vurdere hvorvidt den fekale forurensningen fra mennesker og dyr i nedbørfeltet kan inneholde patogener og hvorvidt disse kan transporteres til vannbehandlingsanlegget. I tråd med WHO's »Guidelines for drinking water» (WHO 2011) har vi valgt ut noen referanse-patogener: *Cryptosporidium* (og *Giardia*) som representanter for parasitter og *Campylobacter* som representant for patogene bakterier. For virus er usikkerheten spesielt stor både knyttet til utskillelse fra smittede individer, videre skjebne og opprettholdelse av infektivitet i vannmiljøet og doser som er påkrevd for å gjøre mennesker syke. Vi vil likevel forsøke oss på noen forsiktige vurderinger og bruker norovirus som referansevirus. Alle disse patogenene, det vil si humanpatogene varianter av dem, kan forårsake mage-tarm infeksjoner hos mennesker. Alvorligheten av slike infeksjoner vil variere avhengig av mottakeren, og personer med nedsatt immunforsvar, små barn og eldre er generelt mest utsatt.

## **E2. Kilder til *E. coli* og patogener**

Kilder til fekal forurensning i Farrisvannet nedbørfelt er nærmere beskrevet i kapittel 3. Kort oppsummert er dette menneskelig avføring som kan tilføres fra utslipp fra de 3 små kommunale renseanleggene (Oklungen renseanlegg og 2 i Siljan kommune), fra lekkasjer fra avløpsledninger i nedbørfeltet, fra avløpsanlegg i spredt bebyggelse, fra hytter, fra fritidsbåter som tømmer septikktanken/»dobøtta» (hvis slike finnes) og ellers fra mennesker i forbindelse med rekreasjon, samt avføring fra husdyr og ville dyr og fugler.

Mennesker og varmblodige dyr og fugler skiller ut store mengder *E. coli* med avføringen. Typiske verdier er vist i tabell E.1. Slike verdier er usikre/variable, men de kan være nyttige når man skal anslå hvor mye fekal materiale som potensielt kan tilføres en vannkilde. Hvis man for eksempel har målte verdier av *E. coli* i bekker oppstrøms og nedstrøms beite eller boligområde kan man så anslå hvor stor fraksjon av avføringen/kloakken som teoretisk produseres som når frem til bekken.

**Tabell E.1.** Mengde *E. coli* pr individ pr døgn som utskilles med avføringen fra mennesker og utvalgte dyr og fugler (relevante for Farrisvannets nedbørfelt):

Individ (mengde avføring produsert/døgn)	Mengde <i>E. coli</i> pr individ pr døgn Typisk verdi*	Variasjon*	Referanser: gjennomsnitt brukt i referanse
Menneske (0,1-0,2 kg feces/døgn)	$1 \times 10^{10}$	$10^8$ - $10^{12}$	Havelaar m.fl. (1986)§: $3 \times 10^{10}$ Gerba m.fl. (2000) §: $4 \times 10^9$ Farnleitner m.fl. (2010): $1 \times 10^{10}$ Egne målinger: $1 \times 10^{10}$
Hest (ca 23 kg feces/døgn)	$1 \times 10^{10}$	$10^7$ - $10^{11}$	Egne målinger: $2 \times 10^{10}$ Fergusson m.fl. (2009): $1 \times 10^{10}$ Teague m.fl. (2009): $2 \times 10^8$ EPA (2001) §: $4 \times 10^8$ Havelaar m.fl. (1986)§: $4 \times 10^9$
Hund (ca 0,5 kg feces/døgn)	$1 \times 10^{10}$	$10^7$ - $10^{11}$	Fergusson m.fl. (2009): $2 \times 10^{10}$ Teague m.fl. (2009): $3 \times 10^9$ Havelaar m.fl. (1986)§: $4 \times 10^{10}$
Sau (ca 1 kg feces/døgn)	$1 \times 10^{10}$	$10^8$ - $10^{11}$	Fergusson m.fl. (2009): $3 \times 10^{10}$ Teague m.fl. (2009): $9 \times 10^9$ Havelaar m.fl. (1986)§: $6 \times 10^9$
Måke (ca 0,006 kg feces/døgn)	$8 \times 10^8$	$10^4$ - $10^{10}$	Lien (1983): $3 \times 10^8$ Levesque m.fl (2000)§: $1 \times 10^9$ Fergusson m.fl. (2009): $8 \times 10^8$
And	$2 \times 10^9$		Ferguson m.fl. (2009): $1 \times 10^9$ EPA (2001)§: $3 \times 10^9$
Gås	$5 \times 10^9$		Ferguson m.fl. (2009): $1 \times 10^6$ /gram EPA (2001)§: $5 \times 10^{10}$
Mus, gnagere	$3 \times 10^5$ pr gram		Ferguson m.fl. (2009)§
Rådyr/hjort (ca 1 kg feces/døgn)	$5 \times 10^9$		Teague m.fl. (2009): $2 \times 10^8$ Farnleitner m.fl. (2010): $1 \times 10^{10}$
Storfe (ca 30 kg feces/døgn)	$5 \times 10^{10}$	$10^9$ - $10^{12}$	Fergusson m.fl. (2009): $10^9$ - $10^{11}$ Teague m.fl. (2009): $3 \times 10^9$ Havelaar m.fl. (1986)§: $2 \times 10^{10}$ EPA (2001)§: $1 \times 10^{11}$
Kalv av storfe(ca 1-5 kg feces/døgn)	$2 \times 10^{11}$	$10^{10}$ - $10^{13}$	Fergusson m.fl. (2009): $10^{12}$ Havelaar m.fl. (1986)§: $2 \times 10^{11}$
Gris (ca 5 kg feces/døgn)	$2 \times 10^{10}$	$10^9$ - $10^{11}$	Fergusson m.fl.(2009): $10^{10}$ - $10^{11}$ Havelaar m.fl. (1986)§: $2 \times 10^{10}$ EPA (2001)§: $1 \times 10^{10}$
Kylling	$2 \times 10^8$ pr gram		Havelaar m.fl. (1986)§: $2 \times 10^8$ /gram EPA (2001)§: $2 \times 10^8$

\* Dette er verdier som varierer fra dag til dag og fra individ til individ. Basert på verdier fra litteraturen har vi satt en ”typisk verdi”. Denne er usikker. Basert på egne målinger av *E. coli* i fersk hestemøkk (10 hester) fant vi på det meste 7 000 000 *E. coli* pr gram og på det minste 1 000 *E. coli* pr gram.

§ Oppgitt i referanse som antall TKB (termotolerante koliforme bakterier).

Selv om en hest produserer langt mer avføring pr døgn enn en hund, ca. 23 kg versus ca. 0,5 kg, så indikerer litteraturverdier og egne målinger at hundens avføring er mer konsentrert slik at en hund i gjennomsnitt skiller ut minst like mye *E. coli* pr døgn som en hest. Variasjonen er derimot svært stor. Kloakk fra husholdninger (private og kommunale avløpsanlegg) inneholder naturlig nok mye *E. coli*. En typisk konsentrasjon kan være  $5 \times 10^6$  pr 100 ml (variasjon  $10^5$ - $10^7$  pr 100 ml). Flere av de små separate avløpsanleggene i nedbørfeltet samler svartvannet i tette tanker som kjøres bort, mens gråvannet slippes ut lokalt (med og uten rensing). Gråvannets innhold av TKB vil variere (typisk  $10^2$ - $10^7$  pr 100 ml), og kan i noen tilfeller være nesten like høyt som i kloakk, selv om det også kan skyldes at *E. coli* kan formere seg i



gråvannet. Selv om totalutslippet av *E. coli* og patogener fra husholdninger naturligvis vil reduseres ved å samle svartvannet i tette tanker, kan man tenke seg at i sykdomssituasjoner (spesielt hvis husholdningen har spe-barn med diare som «spyles i dusjen») så kan gråvannet inneholde betydelige mengder patogener.

I forbindelse med drikkevann, så regnes avføring fra mennesker normalt som mer smittefarlig enn avføring fra dyr. Dette er fordi patogener som har infisert ett menneske som oftest vil kunne smitte andre mennesker, mens mange av patogenene som skilles ut fra infiserte dyr bare kan smitte andre dyr av samme slag. Virus som kan forårsake vannbårne utbrudd antas hovedsakelig å kun smitte fra mennesker til mennesker, selv om noen studier indikerer at enkelte vannbårne virus (hepatitt E fra gris) også kan være zoonotiske, dvs. smitte mellom dyr og mennesker (Souza m.fl. 2007; 2008). Ved vurdering av helserisiko er det av betydning hvorvidt *E. coli* som påvises i vann stammer fra mennesker eller dyr. Dette gjelder altså spesielt ved vurdering av fare for forekomst av humanpatogene virus, men også til en viss grad med hensyn på parasitter.

De største drikkevannsbårne utbruddene forårsaket av *Cryptosporidium* skyldes oftest den humanspesifikke arten *Cryptosporidium hominis*, som utbruddet i Milwaukee, USA i 1993 der 400 000 personer ble rammet, og utbruddene i Sverige (Østersund i 2010 og Skellefteå i 2011) der over 20 000 mennesker ble antatt syke i hvert av utbruddene. Mennesker i akutt sykdomsfase kan i verste fall skille ut  $10^{10}$  *Giardia* cyster eller *Cryptosporidium* oocyster pr døgn (VKM, 2009). Utskillelsen av viruspartikler fra smittede mennesker kan være enda høyere (Tabell E.2). Personer infisert med norovirus kan skille ut opp til  $10^{11}$  viruspartikler pr gram (dvs. opptil  $10^{14}$  pr døgn). Blant mennesker som er smittet, så vil mengden patogener som skilles ut med avføringen variere med flere log (tierpotenser). Noen skiller ut lave mengder, mens andre, såkalte «super shedders», skiller ut langt mer patogener enn gjennomsnittet. Avløpsvann fra kun en bolig med en «super shedder» kan ha et stort smittepotensial.

**Tabell E.2:** Mengde *E. coli* og utvalgte patogener i avføringen til infiserte mennesker (antall pr gram):

Mikrobe	Konsentrasjon i avføring til infiserte personer (antall pr gram)	Referanse
<i>E. coli</i> (TKB)	$10^6$ - $10^9$ (typisk $1 \times 10^8$ )	Basert på referanser i Gerba m.fl. (2000) og Havelaar m.fl. (1986)
<i>E. coli</i> 0157:H7 <i>Campylobacter</i> spp. <i>Salmonella</i> spp.	Antar i akutt sykdomsfase omtrent samme som <i>E. coli</i> , dvs $1 \times 10^8$ <i>Campylobacter</i> spp.: $10^6$	(WHO, 2011)
Rotavirus	$10^9$	WHO (2011)
Norovirus	$10^6$ - $10^{11}$ (typisk $1 \times 10^8$ ) Symptomfrie: typisk $10^6$	Referanser i Ashbolt m.fl. (2010), Tu m.fl. (2008)
Adenovirus	$10^5$ - $10^8$ pr ml målt i kloakk i indikerer høy utskillelse (minst like høy som norovirus)	Carducci m.fl. (2009) La Rosa m.fl. (2010) Myrmel m.fl. (2015)
<i>Giardia</i> cyster	$10^7$	WHO (2011)
<i>Cryptosporidium</i> oocyster	$10^7$	WHO (2011)

I tillegg til avløpssystemer, kan mennesker som oppholder seg i nedbørfeltet i forbindelse med bading og annen rekreasjon være mulige kilder til sykdomsfremkallende virus, parasitter og bakterier. Gerba m.fl. (2000) rapporterte at en person som bader, gjennomsnittlig avgir 0,14 gram avføring, enten ved direkte utskillelse eller fra uren hud i kontakt med vann. Små barn avgir i gjennomsnitt mer avføring enn voksne (barn: 0,01-10 gram, voksne: 0,0001-0,1 gram). Uhellsutslipp kan også forekomme, spesielt hos mennesker med diaré og spesielt blant små barn. Ved bading bør man være klar over at selv etter symptomfrihet (man føler seg helt frisk) kan virusutskillelsen være betydelig (ca.  $10^6$  norovirus pr gram, Tu m.fl. 2008). Noen virus, deriblant Adenovirus kan også skilles ut med urin (referanser i Ashbolt m.fl., 2010). Likevel, det som virkelig kan føre til betydelige tilførsler av patogener, er direkteutslipp i vannet fra personer i akutt

sykdomsfase (med stor utskillelse av patogener). Sannsynligheten for en slik hendelse (både «uhell i vannet» og «smittet person» og i verste fall «super shedder») er nok ikke så stor, men sannsynligheten øker dersom det er flere som bader eller camper i nedbørfeltet.

Noen arter og genotyper av parasittene *Cryptosporidium* og *Giardia* kan smitte fra dyr til mennesker (VKM, 2009). Disse parasittene er relativt vanlige hos ulike dyrearter i Norge, både husdyr og ville pattedyr, og foreløpige genotypingsresultater indikerer at en del av isolatene er humanpatogene varianter (VKM, 2009). Basert på en litteraturgjennomgang av rapporterte forekomster av *Cryptosporidium* og *Giardia* i dyreavføring fra husdyr og ville dyr (antall smittede individer og mengde patogener pr gram) konkluderte Ferguson m.fl. (2009) at avføring fra unge dyr generelt representerer en større smittefare enn avføring fra voksne dyr og avføring fra husdyr generelt en større smittefare enn avføring fra ville dyr. Variasjonen i mengde patogener som skilles ut med avføringen er derimot stor og avhengig av smittesituasjonen i dyrepopulasjonen. Gjennomsnittsverdier av mange dyr varierer gjerne fra ikke påvist til  $10^5$  pr gram dyreavføring (ref. i Ferguson m.fl. 2009). Blant dyreslag som finnes i Farrisvannets nedbørfelt var det studier som viste at rådyr, elg, bever, rev, sauer og hester gjennomsnittlig skilte ut ca.  $10^3$  *Cryptosporidium* og/eller *Giardia* pr gram avføring, og mus  $10^4$  *Cryptosporidium* pr gram avføring (ref. i Ferguson m.fl. 2009). Studier har vist at både *Giardia* og *Cryptosporidium* er ganske vanlig i avføring fra hunder i Norge (Hamnes et al, 2007). Likevel, det begrensede datamaterialet indikerer at hovedparten av de infiserte hundene i Norge er infisert med arter av *Cryptosporidium* eller genotyper av *Giardia* som vanligvis ikke er assosiert med infeksjoner hos mennesker. Kalver av storfe er kanskje den største trusselen når det gjelder parasitt-smitte til drikkevannet fra dyr. De kan potensielt skille ut store mengder *Cryptosporidium parvum* som også kan smitte mennesker, opptil  $10^{10}$  pr døgn i de første leveukene (Nydham et al., 2001). Utskillelsen er langt lavere hos eldre dyr. Internasjonalt finnes det bever som er smittet med humanpatogene *Giardia* og bever har blitt knyttet til utbrudd av vannbåren giardiasis i USA (beaver fever). Beverne i Norge er av en annen art enn beverne i Nord-Amerika (*Castor fiber* i Europa og *Castor Canadensis* i Nord-Amerika). Det er foreløpig ikke påvist *Giardia* i bever i Norge, men både *Giardia* og *Cryptosporidium* er funnet i europeiske bevere i Polen (Lucy Robertson, personlig meddelelse).

Flere patogene bakterier, deriblant *Campylobacter* spp., *Yersinia enterocolitica*, *Salmonella* spp. og *E. coli* O157:H7 kan smitte fra dyr til mennesker (Goss og Richards, 2008). Dyrene som internasjonalt ofte regnes som de verste når det gjelder risiko for å smitte mennesker er storfe, gris og kylling. Det finnes noe storfe og gris i Farrisvannets nedbørfelt (størrelsesorden et par tusen, men de fleste i Siljan kommune). Det finnes også noe sau i nedbørfeltet (størrelsesorden 500, også noen i nærområdet til Farrisvannet). Studier fra utlandet indikerer at infiserte sauer i verste fall kan skille ut store mengder *E. coli* O157:H7 ( $> 10^6$  pr gram, Ferguson m.fl. 2009) og *Campylobacter* spp. (opptil  $10^8$  pr gram, Ogden m.fl. 2009). Smitte fra dyr forutsetter at det er smitte i besetningen, og her er Norge (i dag) i en heldig situasjon sammenlignet med mange andre land som har langt høyere forekomst av infeksjonssykdommer hos dyr enn det er i Norge.

Også fugler kan være en betydelig kilde til humanpatogene bakterier. Kapperud og Rosef (1983) rapporterte stor utbredelse av humanpatogene bakterier hos ville fugler i Norge, spesielt *Campylobacter jejuni* som ble påvist hos 28 % av de testede fuglene. Blant fuglene i Oslo-området ble *C. jejuni* oftest påvist hos kråker og måker. I dette studiet ble ikke mengden bakterier i avføringen kvantifisert, men en skotsk undersøkelse viste at mengder *Campylobacter* spp. i måke-avføring som oftest var lav, dvs.  $10^0$ - $10^2$  pr gram, men hos noen måker høyere, opptil  $10^7$  pr gram, og at gjennomsnittet for 165 måker var  $6 \times 10^4$  pr gram (Ogden m.fl. 2009). I samme studie ble det funnet *Campylobacter* spp. hos ca. 25 % av de testede sauene, endene og gjessene (gjennomsnittskonsentrasjoner  $10^4$ - $10^5$  pr gram, maksimum opp til  $10^8$  pr gram). Levesque m.fl. (2000) fant  $10^2$ - $10^9$  *Salmonella* spp. pr gram i måkeavføring fra Canada.

Overvåkning av forekomst av patogener blant dyrepopulasjoner i Farrisvannets nedbørfelt vil være nødvendig for å vurdere smittesituasjonen. Prøvetakning kan si noe om smittesituasjonen i dag, men denne kan endres i fremtiden. Dersom det er smitte blant en dyrepopulasjon, vil det mest sannsynlig være enkeltindivider som skiller ut betydelig høyere verdier (flere log høyere) enn gjennomsnittet, som diskutert over («super shedder»). Et "worst case" estimat kan være at det aktuelle dyret skiller ut like mye humanpatogene bakterier eller parasitter pr døgn som *E. coli*. Ved å se på en flokk av smittede dyr kan et estimat være at de totalt skiller ut ca. 1000 ganger mindre patogener enn *E. coli*.

### E.3. Hvor mye av den fekale forurensningsproduksjonen kommer frem til Farrisvannet?

Bare en liten del av avføringen som produseres i Farrisvannets nedbørfelt vil komme frem til Farrisvannet. For at fekalkilden skal påvirke drikkevannskilden må det være en mulig transportvei (direkte utslipp, mulighet for overflateavrenning, transport under overflaten osv.) mellom fekalkilden og Farrisvannet eller tilløpsbekker. Transporttiden er også viktig fordi lang transporttid vil føre til utdøing (inkludert sedimentasjon) av *E. coli* og patogener. Utslippene fra de 2 kommunale renseanleggene i Siljan kommune går gjennom flere større innsjøer på vei til Farrisvannet, mens utslippet fra Oklungen renseanlegg går via to mindre innsjøer og har kortere transportvei.

Ved å legge inn vann i hytter kan man generere en transportvei ved at avløpsvann må transporteres ut av hytta, med generelt økt risiko for å transportere med seg fekal forurensning. Innlagt vann krever derfor gode renseløsninger for avløpsvannet. Det er liten oversikt over avløpsløsninger for hyttene i nedbørfeltet til Farrisvannet. Boligene i Farrisvannets nedbørfelt har ulike løsninger, deriblant ulike lokale renseløsninger eller tilknytning til kommunalt avløpsnett. Lekkasje fra kloakkledningene eller dårlig tilbakeholdelse av mikroorganismer i de lokale renseløsningene, kan føre til at det tilføres patogener til Farrisvannet. Utslipp av avløpsvann direkte i tilløpsbekker kan gi store tilførsler av fekal forurensning.

Avføring fra dyr, fugler (og mennesker) som slippes direkte i vannkilden kan gi en betydelig støttilførsel av *E. coli* og eventuelt patogener (dersom individene er smittebærere) til vannkilden. Mesteparten av dyrenes avføring slippes derimot ikke direkte i drikkevannskilden eller i tilførselsbekker, men i landskapet. Parametere som lysforhold (UV), fuktighet og temperatur påvirker overlevelsesnivåen av mikroorganismer under slike forhold. I hvilken grad *E. coli* og patogener fra avføring i landskapet vil transporteres til vannkilden er blant annet avhengig av avstand til grøfter og bekker, terrenghelning, vegetasjon og løsmassedekning og ikke minst værforhold som gir stor avrenning, som store nedbørmengder og snøsmelting. Det kan antas at en del av avføringen fra ville dyr (og beitedyr hvis det ikke er inngjerding) blir lagt i umiddelbar nærhet av bekker i forbindelse med at dyrene skal drikke. Kraftig regn kan gi stor overflateavrenning, samt øke vannstanden slik at avføringen vaskes ut i bekken. Hunder på tur kan typisk gjøre fra seg i veigrøfter. Når regnet kommer fylles grøftene med vann og avføringen kan ha fått en transportvei via tilførselsbekker og ut i Farrisvannet.

Mengden *E. coli* som tilføres via de ulike tilførselsbekkene (*E. coli* tilført pr døgn) er på ingen måte konstant, og avhenger blant annet av værforhold som fremmer utvasking og forekomst av dyr/forurensningsskapende aktiviteter/mulige lekkasjer fra kloakkanleggene i lokalnedbørfeltet på de ulike tidspunkt. Basert på målte verdier i bekkene multiplisert med estimert vannføring da prøven ble tatt kan vi få et visst inntrykk av tilførslene fra de ulike bekkene (Tabell E.3):

Tabell E.3: Grovt estimat over tilførsel av *E. coli* fra Farrisvannets ulike tilførselsbekker/elver

	E. coli/100 ml				Vannføring (m <sup>3</sup> /s)	E. coli tilført/døgn		Tilsvarende PE***:	
	Min	Gj. snitt	Maks	Maks-vått vær*		Gj. snitt	Maks**	Gj. snitt	Maks
Siljanelva	<10	25	160	70	6,67	1,4E+11	9,2E+11	14	92
Gopledalsbekken	<10	110	580	290	0,01	9,5E+08	1,3E+10	0,1	1
Dammenbekken	<10	138	1600	800	0,01	1,2E+09	3,5E+10	0,1	3
Onobekken	<10	50	260	160	0,04	1,7E+09	2,8E+10	0,2	3
Fossanebekken	<10	93	610	410	0,12	9,7E+09	2,1E+11	1,0	21
Delesandbekken	<10	104	1500	410	0,03	2,7E+09	5,3E+10	0,3	5
Kvislabekken	<10	30	160	40	0,11	2,9E+09	1,9E+10	0,3	2
Oklungselva	<10	16	90	90	1,06	1,4E+10	1,6E+11	1,4	16
Eikenesbekken	<10	124	560	10	0,03	3,2E+09	1,5E+10	0,3	1
Elvestadbekken	10	55	180	50	0,19	9,0E+09	4,1E+10	0,9	4
Kleppanebekken	<10	52	160	160	0,08	3,6E+09	5,5E+10	0,4	6
Kjøsebekken	<10	33	160	60	0,03	8,5E+08	7,8E+09	0,1	1
Vassvikbekken	<10	103	530	10	0,01	8,9E+08	4,6E+09	0,1	0,5
Lysebubekken	<10	326	2000	100	0,07	2,0E+10	1,2E+11	2,0	12

\*Vått vær betyr minst 20 mm nedbør siste døgn, antar at vannføringen da var 5x høyere enn snittet i bekkene og 2x høyere enn snittet i Siljanelva og Oklungselva  
\*\*Maks E. coli tilført er høyeste verdi av Maks E. coli multiplisert med gjennomsnittsvannføring eller Maks-vått vær multiplisert med forhøyet vannføring  
\*\*\*Tilsvarende kloakk fra dette antall personer (men også dyr og fugler vil bidra til målte E. coli)

De beregnede verdiene i tabellen over er svært usikre og må ikke tillegges for stor vekt. Det er heller ikke foretatt prøvetaking målrettet for å fange opp de høyeste tilførselsene. Andre steder har vi sett at konsentrasjonen av fekale indikatorbakterier gjerne øker i bekker umiddelbart etter kraftig nedbør, men avhengig av hva som er kilder til bakteriene så går verdiene ned etter en stund med høy vannføring. Hva slags konsentrasjoner som måles i stikkprøver avhenger av når prøven tas. I Rorevannets nedbørfelt målte vi høye verdier av *E. coli* (500 per 100 ml) under kraftig nedbør i bekker uten bebyggelse og landbruk i nedbørfeltet. Disse har normalt svært lave verdier av *E. coli*. Slik forurensning fra ville dyr og fugler som vaskes ut i bekken når det regner vanskeliggjør påvisning av mulige lekkasjer fra avløpsanlegg under nedbør (som er en farligere forurensning med hensyn på smittestoffer).

Generelt viser prøvetakingen fra Farrisovervåkingen siste 6 år forholdsvis lave verdier av *E. coli* i bekkene/tilførselselvene, som indikerer at det er ingen store kontinuerlige tilførsler av urensset kloakk via bekkene. Sporadisk målte høye konsentrasjoner vil nok ofte hovedsakelig stamme fra dyr på beite/dyr som oppholder seg nær bekkene. Dersom det måles høye verdier i bekkene, bør dette følges opp med nye målinger for å avdekke eventuelle kloakklekkasjer. Ved høy vannføring vil det være vanskeligere å avdekke kloakklekkasjer på grunn av fortykning og maskering fra andre fekalkilder. Grovt regnet vil kontinuerlige utslipp av urensset kloakk fra en husstand i gjennomsnitt gi størrelsesorden 10<sup>3</sup> *E. coli*/100 ml ved vannføring 0,01 m<sup>3</sup>/s, størrelsesorden 10<sup>2</sup> *E. coli*/100 ml ved vannføring 0,1 m<sup>3</sup>/s og størrelsesorden 10<sup>1</sup> *E. coli*/100 ml ved vannføring på 1 m<sup>3</sup>/s.

#### E.4. Fare for at sykdomsfremkallende mikroorganismer fra de ulike kildene når råvannet til vannbehandlingsanleggene

Vannbehandlingsanleggene tar råvannet på dypt vann. For at fekal forurensning som tilføres Farrisvannet skal utgjøre en trussel for drikkevannskvaliteten, må patogenene som tilføres transporteres ned til råvannsinntakene i tilstrekkelige mengder, samtidig som evnen til å forårsake infeksjoner beholdes.

Overlevelsesnivået til indikatorbakterier og patogener vil variere for de ulike mikrobene, og påvirkes av en rekke faktorer blant annet vanningstemperatur og lysforhold. Ved sterk påvirkning av sollys, samt i varmere vann, kan halveringstiden til *E. coli* være få timer, mens i kaldt vann uten lyspåvirkning kan halveringstiden være flere dager (ref. i Hipsey m.fl. 2008). I modellberegningene vil overlevelsen av *E. coli* være beskrivende for de bakterielle patogenene *Campylobacter* spp, *Salmonella* spp. og *E. coli* EHEC. Enkelte virus og parasitter kan overleve betydelig lenger enn *E. coli* (Ngazoa m.fl. 2007; Espinosa m.fl. 2008; Robertson og Gjerde 2006, Peng m.fl. 2008). Halveringstider på en dag, en uke og en måned er valgt i modellberegningene for å illustrere hvordan patogener med ulik overlevelse vil kunne spres i

drikkevannskilden. For enkelthets skyld er disse halveringstidene satt konstante i våre modellberegninger, dvs. at de ikke endrer seg med temperaturen. En halveringstid på en uke tilsvarer 90 % reduksjon på drøye 3 uker, 99 % reduksjon på ca. 7 uker og 99.9 % reduksjon på ca. 10 uker. Det kan være en realistisk verdi for enkelte humanpatogene virus og parasitter. Robertson og Gjerde (2006) rapporterte 99 % reduksjon i antall *Giardia* cyster etter ca. 4 uker og tilsvarende reduksjon i antall *Cryptosporidium* oocyster etter ca. 20 uker ved norsk vintertemperatur. En halveringstid på 1 måned må karakteriseres som svært konservativ og tilsvarer 90 % reduksjon etter drøye 3 måneder, 99 % reduksjon etter ca. 7 måneder og 99.9 % reduksjon etter ca. 10 måneder. Det er stor variasjon i litteraturen med hensyn på rapporterte verdier for overlevelse av parasitter og virus. Dette skyldes ikke minst at ulike metoder er brukt ved påvisningen. Noen påvisningsmetoder skiller ikke mellom infektive (de som kan skape infeksjoner hos mennesker) og ikke-infektive patogener. Generelt vil man kunne påvise patogener i vann med noen metoder (f.eks PCR/molekylære metoder) også en stund etter at patogenene har mistet evnen til å forårsake infeksjoner. På grunn av stor variasjon i litteraturverdier og usikkerhet rundt det å angi eksakte verdier for overlevelse av de spesifikke virusene og parasittene, har vi valgt å bruke halveringstid på 1 uke som en ”realistisk verdi” og halveringstid på 1 måned som en ”konservativ verste fall verdi”.

I tillegg til lyspåvirkning og temperatur kan beiting (patogenene blir spist av større organismer) være en viktig faktor som påvirker overlevelsen/halveringstiden. Sedimentasjon er en annen viktig faktor som kan påvirke forekomst og transport av *E. coli* og patogener i vann. Sedimentasjonen kan skyldes egen sedimentasjonshastighet, som er lav, eller sedimentasjonshastigheten til partikler som patogenene fester seg til. Flere studier har vist at en stor andel av tarmbakterier og virus er festet til partikler. Også oocyster av parasitten *Cryptosporidium* er vist å kunne festes til partikler, men muligens i mindre grad enn virus (referanser i Dorner m.fl. 2006; Hipsey m.fl. 2008). Sedimentasjonshastigheten er blant annet avhengig av partiklenes størrelse og tetthet. Hvilke sedimenterbare partikler som er dominerende i en vannkilde vil variere fra vannkilde til vannkilde, med sesong og med værforhold. De finnes lite informasjon om hvorvidt patogener festes til partikler i norske vannkilder. For innsjøer kan det tenkes at sedimentering med partikler hovedsakelig fører til at patogenene fjernes fra vannet, men sedimenter kan også være en kilde til patogener i vann dersom patogenene resuspenderes (Wu m.fl. 2009). I tidligere modellberegninger har vi vist at ved en ukes utslipp i sirkulasjonsperioden av  $10^{10}$  patogener pr døgn (med halveringstid 1 måned) fra Dausjøelva, så ble vanninntaket i Maridalsvannet (Oslo) maksimalt påvirket med 4 patogener pr L dersom patogenene var frittsevendende (ubetydelig sedimentasjon). Dersom de tenkte patogenene var festet til partikler som sedimenterte med 1 meter pr døgn var maksimal påvirkning 1 patogen pr liter, og ved sedimentasjon 5 meter pr døgn var maksimal påvirkning 0.01 patogen pr liter (Tryland m.fl. 2010). Dette illustrerer hvordan sedimentasjon med partikler (som kan skje både i Farrisvannet og i innsjøer oppstrøms) kan fjerne patogener fra vannmassene og føre til at færre patogener når råvannsinntaket. Man må likevel regne med at en stor andel (størrelsesorden 50 %) av patogener er frittsevendende, og oppholdstid mellom utslippspunkt og vanninntak (strøm og spredningsforhold), samt utdøingshastighet vil være viktige faktorer for hvorvidt patogener vil transporteres til vanninntaket. I perioder med sprangsjikt vil sedimentasjon med partikler kunne føre til at patogenene sedimenterer gjennom sprangsjiktet slik at vanninntaket påvirkes av fekal forurensning, spesielt dersom utslippet skjer i umiddelbar nærhet over vanninntaket. Dette kan være sannsynlig dersom fugler flyr eller svømmer over vanninntaket og slipper avføring.

## E.5. Hvilken risiko er knyttet til ulike patogenkonsentrasjoner i råvannet?

På grunn av det store fortynningsvolumet i Farrisvannet, og råvannsinntak på dypt vann, vil det aldri bli veldig høye konsentrasjoner av patogener i råvannet. I tillegg vil vannbehandlingen med koagulering, filtrering og UV-desinfeksjon og/eller klordesinfeksjon normalt føre til minst 5 log reduksjoner av de fleste patogener. Ved 1 patogen/L i råvannet og 5 log reduksjoner i vannbehandlingen blir konsentrasjonen i ferdigbehandlet drikkevann 0.00001 patogener/l som regnes som akseptabelt i henhold til WHO (2011).

Risikoen knyttet til ulike patogenkonsentrasjoner i råvannet er helt avhengig av hvor godt vannbehandlingen fungerer. Ved de store utbruddene forårsaket av *Giardia* i Bergen i 2004 (ca. 6000 estimert syke) og *Cryptosporidium* i Østersund i 2010 (over halvparten av de ca. 50 000 abonnentene ble estimert syke) var konsentrasjonen av parasitter i råvannet sannsynligvis ikke særlig høy (kanskje i størrelsesorden <1-10 pr l) pga betydelig fortykning i vannkildene (innsjøene Svartediket i Bergen og Storsjön i Østersund). Såpass store sykdomsutbrudd kunne likevel skje fordi vannbehandlingen ikke hadde virksomme barrierer for parasitter, og at det her var snakk om parasitter med svært lav infektiv dose. Analyse av norske vannbehandlingsanlegg viser at selv om disse er bygget med to barrierer for f.eks parasitter, så kan det innimellom forekomme svikt i vannbehandlingen og desinfeksjonen (Berge mfl. 2011b, Berge mfl. 2014). For å vurdere resultatene fra spredningsmodellering av tenkte utslipp av patogener, kan det være nyttig å ha et inntrykk av hva ulike simulerte konsentrasjoner av patogener i råvannet kan bety for mulig sykdom blant konsumentene, gitt at det samtidig er svikt i vannbehandlingen. Patogenene som vurderes i denne forurensningsanalysen har alle den egenskapen at de har lav infektiv dose, dvs. at det teoretisk er nok å få i seg en (eller få) for å utvikle sykdom. Det er derimot ikke gitt at man får infeksjon selv om man får i seg en, og det er ikke alle som får infeksjon som utvikler sykdom. Kvantitativ mikrobiell risikovurdering (QMRA) blir i økende grad brukt for å bestemme risikoen for infeksjoner eller sykdom forårsaket av ulike patogener knyttet til konsum av drikkevann (WHO, 2011). Dose-responsvurderinger er en viktig del av QMRA og ser på forholdet mellom dosen (inntaket av infektive patogener) og forventet helseeffekt, dvs. hvor stor del av vannkonsumentene som blir infisert eller utvikler sykdomssymptomer etter inntak av ulike doser.

I en svært forenklet modell, som er i samsvar med WHO (2011) kan vi anta at patogenene er homogent fordelt i vannmassene. Ved de lave patogenkonsentrasjonene som finnes i drikkevann kan man grovt forenklet bruke en lineær dose-respons modell der sannsynligheten for infeksjon beregnes ved:

$$P_{\text{infeksjon}} = C_{\text{drikkevann}} \times V_{\text{drikkevann}} \times r$$

Der:

$C_{\text{drikkevann}}$  er patogenkonsentrasjon i drikkevann (antall patogener pr liter),

$V_{\text{drikkevann}}$  er volum ukokt drikkevann som hver konsument drikker pr døgn, settes til 1 liter i denne forenklete modellen.

$r$  er dose-respons parameter som angir sannsynligheten for infeksjon ved å få i seg en patogen.

Denne settes til 0.2 for *Cryptosporidium* og 0.019 for *Campylobacter* (basert på WHO, 2011).

Videre antar vi at sannsynligheten for å utvikle sykdom hvis man blir infisert er 70 % for *Cryptosporidium* og 30 % for *Campylobacter* (WHO, 2011).

Basert på disse antagelsene kan vi sette opp en tabell over forventet sannsynlighet for infeksjon og sykdom ved ulike patogenkonsentrasjoner i drikkevannet (Tabell E.4). Det må bemerkes at det er mye usikkerhet knyttet til disse estimatene, men de kan gi et inntrykk av «omtrentlig risiko» ved at vannverkene distribuerer ubehandlet/delvis behandlet drikkevann etter ulike utslippshendelser. Vi har ikke inkludert norovirus i tabellen, men basert på Thebault mfl. (2013) vil sannsynligheten for sykdom forårsaket av infektive norovirus være i samme størrelsesorden som vi har oppgitt for *Cryptosporidium* ved tilsvarende lave patogenkonsentrasjoner.

Tabell E.4 Sannsynlighet for infeksjon ( $P_{\text{infeksjon}}$ ) med ulike referansepatogener ved inntak av drikkevann med ulike konsentrasjoner av infektive patogener (sannsynlighet pr dag)\*\*. Tabellen viser også estimert antall syke mennesker blant de som drakk vann denne dagen

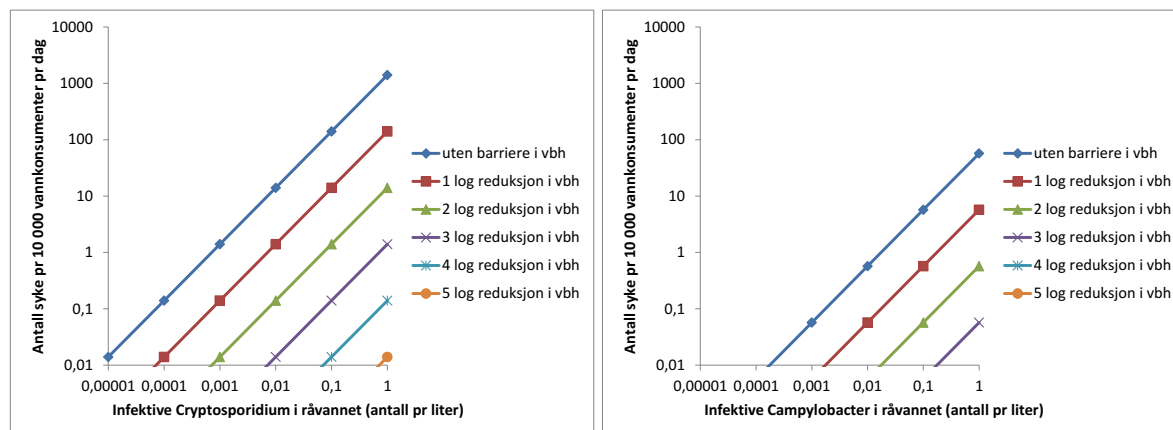
Konsentrasjon (patogener/L) i ferdigbehandlet drikkevann*	<i>Cryptosporidium</i> (samme størrelsesorden for norovirus)		<i>Campylobacter</i>	
	$P_{\text{infeksjon}}$ pr dag	Antall syke pr dag	$P_{\text{infeksjon}}$ pr dag	Antall syke pr dag
1	0,2	1 av 7	0.019	1 av 180
0,1	0,02	1 av 70	0.0019	1 av 1800
0,01	0,002	1 av 700	0.00019	1 av 18000
0,001	0,0002	1 av 7000	0.000019	1 av 180000
0,0001	0,00002	1 av 70000	0.0000019	1 av 1.8mill
0,00001	0,000002	1 av 700000	0.00000019	1 av 18 mill

\* Det er viktig å påpeke at dette er konsentrasjoner i ferdigbehandlet drikkevann (ikke råvann) av infektive patogener (dvs patogener som kan forårsake infeksjoner hos mennesker). Metodene som normalt brukes for å påvise virus og parasitter i vann vil også påvise en betydelig andel som ikke er infektive, enten at de har mistet sin evne til å skape infeksjoner (påvisbare, men ikke infektive) eller at de er av en type som ikke infiserer mennesker (gjelder parasitter der noen arter og genotyper fra dyr ikke kan skape infeksjoner hos mennesker, men de påvises ved standard analysemetode). Selv om det påvises 0,1/L (dvs 1/10 L) parasitter i drikkevann er det derfor mindre sannsynlig at 1 av 70 som drikker ubehandlet vann denne dagen blir syke, men det kan skje hvis parasittene som påvises er av den mest smittefarlige typen (eksempel: *Giardia*-utbruddet i Bergen, *Cryptosporidium*-utbruddet i Østersund).

\*\* Sannsynlighet for infeksjon pr dag kan eventuelt multipliseres med 365 for å beregne sannsynlighet for infeksjon pr år ved en gitt konsentrasjon. Man antar da at de ulike eksponeringene er uavhengige og at det ikke bygges opp immunitet. Dette er grovt forenklet, men en akseptabel forenkling ved lave nivåer av patogener (WHO, 2011). Mest aktuelt for vannbehandlingsanleggene som tar råvann fra Farrisvannet er nok heller å anta at man normalt har 5 log reduksjoner i vannbehandlingen (unntak for parasitter på Seierstad der man kun kan anta 2 log reduksjoner), og dersom patogenkonsentrasjonen i råvannet normalt er  $< 1/L$  blir det  $< 0,00001$  patogener/L i ferdigbehandlet drikkevann ved 5 Log-reduksjon (som er akseptabelt i henhold til WHO, 2011). På enkeltdager kan man derimot ha svikt i vannbehandlingen og da kanskje bare et par log reduksjoner av patogener.

Dersom et forurensningsutslipp, kombinert med svikt i vannbehandlingen, fører til at mer enn 1 av 100 blir syke (f.eks 400 av 40 000 i Larvik eller 1600 av 160 000 i Vestfold) vil det mest sannsynlig registreres som et vannbårent utbrudd. Dette må karakteriseres som en svært alvorlig konsekvens for vannverket. Sannsynligheten for en slik hendelse bør derfor være liten og kan minimeres ved å ha god kontroll på barrierene i vannbehandlingen. Sannsynligheten kan ytterligere reduseres ved å innføre restriksjoner på aktiviteter som kan føre til utslipp av betydelig mengder patogener. At 1 av 10 000 blir syke (4 av 40 000 i Larvik eller 16 av 160 000 i Vestfold) vil neppe registreres som et utbrudd som vannverket får skylden for, det kan jo «bare være noe de har spist». Det er likevel en hendelse som bør unngås (da det også kan være starten på et større utbrudd der førstemann ble smittet fra vannet og resten fra person-til-person). Aktiviteter som i verste fall medfører utslipp som gir  $< 0,00001$  patogener/L er det mindre grunn til å legge restriksjoner på.

Figur E.1 viser sammenhengen mellom antall infektive patogener i råvannet og forventet antall syke (svært grovt estimert) etter en dag med denne patogenkonsentrasjonen i råvannet, ved ulike log-reduksjoner i vannbehandlingen. Figurene illustrerer at et større utbrudd (størrelsesorden 100 av 10 000 syke) kan forventes ved total svikt i vannbehandlingen og  $\geq 0,1/L$  infektive norovirus eller *Cryptosporidium* og  $> 1/L$  *Campylobacter* i råvannet. Ved en dag med delvis svikt i vannbehandlingen, dvs. 2 log-reduksjoner, vil i størrelsesorden 1-10 personer i Larvik og Porsgrunn og størrelsesorden 10 som fikk vann fra Vestfold Vann IKS kunne bli syke hvis det samtidig var 0,1/L infektive norovirus eller *Cryptosporidium* i råvannet, mens dette scenariet neppe hadde ført til noen syke med hensyn på *Campylobacter* (kun størrelsesorden 1 som fikk vann fra Vestfold Vann IKS).



**Figur E.1** Figurer som illustrerer sammenheng mellom antall infektive patogener i råvannet og antall syke pr 10 000 vannkonsumenter som drakk vann denne dagen, ved ulike log-reduksjoner i vannbehandlingen. Tallene må vurderes som omtrentlige verdier med stor usikkerhet. Forventet antall syke forårsaket av infektive norovirus vil være i samme størrelsesorden som for *Cryptosporidium* ved slike lave patogenkonsentrasjoner.

## E.6. Referanser

Ashbolt, N.J., Schoen, M.E., Soller, J.A. and Roser, D.J. (2010). Predicting pathogen risks to aid beach management: The real value of quantitative microbial risk assessment (QMRA). *Water Research*. 44, 4692-4703.

Berge, D., Tryland, I., Tjomsland, T., Hem, L., Røstum, J. 2011b. ROS Maridalsvannet – Oset. NIVA-rapport: OR-6221. ISBN: 978-82-577-5956-8.

Berge, D., Tryland, I., Tjomsland, Eikebrokk, B., Røstum, J. 2014. Analyse av Rore og nedbørfelt 1. Forurensningsanalyse av Rore med nedbørfelt 2. ROS-analyse for vannbehandlingsanleggene til Arendal og Grimstad kommuner 3. Grunnlag for revisjon av dagens beskyttelsesregime i nedbørfeltet. NIVA-rapport 6686-2014. 215 s.

Carducci, A., Battistini, R., Rovini, E. and Verani. (2009). Viral removal by wastewater treatment: monitoring of indicators and pathogens. *Food Environ Virol.* 1, 85-91.

Eikebrokk, B., Gjerstad, K.O., Hindal, S., Johanson, G., Røstum, J. og Rytter, E. (2006). Giardia-utbruddet i Bergen. Rapport fra det eksterne evalueringsutvalget. [http://www.sintef.no/upload/teknologi\\_og\\_samfunn/sikkerhet%20og%20p%C3%A5litelighet/rapporter/sluttrapporten%20giardia.pdf](http://www.sintef.no/upload/teknologi_og_samfunn/sikkerhet%20og%20p%C3%A5litelighet/rapporter/sluttrapporten%20giardia.pdf)

EPA (2001). Protocol for developing pathogen TMDLs. EPA 841-R-00-002. Office of Water (4503F). United States Environmental Protection Agency, Washington DC. 132 pp.

Espinosa, A.C., Mazari-Hiriart, M., Espinosa, R., Maruri-Avidal, L., Mendez, E. and Arias, C.F. (2008). [Infectivity and genome persistence of rotavirus and astrovirus in groundwater and surface water](#). *Water Research*. 42, 2618-2828.

Ferguson, C.M., Charles, K., Deere, D.A. (2009). Quantification of microbial sources in drinking-water catchments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 39, 1-40.

Farnleitner, A.H., Ryzinska-Paier, G., Reischer, G.H., Burtscher, M.M., Knetsch, S., Kirschner, A.K.T., Dirnböck, T., Kuschnig, G., March, R.L. and Sommer, R. (2010). *Escherichia coli* and enterococci are



sensitive and reliable indicators for human, livestock and wildlife faecal pollution in alpine mountainous water resources. *Journal of Applied Microbiology* **109**, 1599-1608.

Gerba, C.P. (2000). Assessment of enteric pathogen shedding by bathers during recreational activity and its impacts on water quality. *Quantitative Microbiology*. 2, 55-68.

Hamnes, I.S., Gjerde, B.K., Robertson, L.J. (2007). A longitudinal study on the occurrence of *Cryptosporidium* and *Giardia* in dogs during their first year of life. *Acta Veterinaria Scandinavica* **49**. 22.

Havelaar, A.H., Furuse, K. and Hogeboom, W.M. (1986). Bacteriophages and indicator bacteria in human and animal faeces. *Journal of Applied Bacteriology*. 60, 255-262.

Hipsey, M.R.; Antenucci, J.P.; Brookes, J.D. (2008). A generic, process-based model of microbial pollution in aquatic systems. *Water Resour. Res.*, **44**, 26.

Kapperud, G. and Rosef, O. (1983). Avian wildlife reservoir of *Campylobacter fetus* subsp. *Jejuni*, *Yersinia* spp. and *Salmonella* spp. in Norway. *Applied and Environmental Microbiology*. 45, 375-380.

Langangen, A. 2007. Kransalger og deres forekomst i Norge. Saeculum Forlag ANS.

La Rosa, G., Pourshaban, M., Iaconelli, M. and Muslillo, M. (2010). Quantitative real-time PCR of enteric viruses in influent and effluent samples from wastewater treatment plants in Italy. *Ann Ist Super Sanita*. 46, 266-273.

Levesque, B., Brousseau, P., Bernier, F., Dewailly, E. and Joly, J. (2000). Study of the bacterial content of ring-billed gull droppings in relation to recreational water quality. *Water Research*. 24, 1089-1096.

Li, D., Gu, A.Z., He, M., Shi, H.C. and Yang, N. (2009). UV inactivation and resistance of rotavirus evaluated by integrated cell culture and real-time RT-PCR assay. *Water Research*. 43. 3261-3269.

Lid, J. og Lid, D.T. 2005. Norsk flora. 6. utg. ved R. Elven. Det norske samlaget.

Lien, L. (1983). Limnologisk forskning i Maridalsvatnet. Delrapport 1/84 Transport av næringssalter og tarmbakterier med måker til Maridalsvatnet. NIVA-rapport. F.81424.

Myrmel M, Lange H, Rimstad E. A 1-Year Quantitative Survey of Noro-, Adeno-, Human Boca-, and Hepatitis E Viruses in Raw and Secondarily Treated Sewage from Two Plants in Norway. *Food and Environmental Virology* 2015; 7: 213-223.

Ngazoa, E.S., Fliss, I. and Jean, J. (2007). Quantitative study of persistence of human norovirus genome in water using Taqman real-time RT-PCR. *Journal of Applied Microbiology*. 104, 707-715.

Nydam, D.V., Wade, S.E., Schaaf, S.L. and Mohammed, H.O. (2001). *Cryptosporidium parvum* oocysts or *Giardia* spp cysts shed by dairy calves after natural infection. *American Journal of Veterinary Research* **62**. 1612-1615.

Ogden, I.D., Dallas, J.F., MacRae, M., Rotariu, O., Reay, K.W., Leitch, M., Thomson, A.P., Sheppard, S.K., Maiden, M., Forbes, K.J. and Strachan, J.C. (2009). Foodborne pathogens and disease. 6, 1161-1170.

Peng X, Murphy T, Holden NM. (2008). Evaluation of the effect of temperature on the die-off rates for *Cryptosporidium parvum* oocysts in water, soils and feces. *Applied and Environmental Microbiology*. 74, 7101-7107.

Robertson, L.J. and Gjerde B. (2006). Fate of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in the Norwegian aquatic environment over winter. *Microbial Ecology*. 52, 597-602.

Rosado, R.C., Tryland, I., Myrnel, M., Aanes, K.J. and Robertson, L. (2014). Detection of microbial pathogens and indicators in sewage effluent and raw water during temporary interruption of a wastewater treatment plant. *Water Quality, Exposure and Health*. 6:155-157.

Shin, G.A., Lee, J.K., Linden, K.G. (2009). Enhanced effectiveness of medium-pressure ultraviolet lamps on human adenovirus 2 and its possible mechanism. *Water Science and Technology*. 60, 851-857.

Souza, M., Azevedo, M.S., Jung, K., Cheetham, S., Saif, L.J. (2008). [Pathogenesis and immune responses in gnotobiotic calves after infection with the genogroup II.4-HS66 strain of human norovirus.](#) *J Virol*. 82, 1777-86.

Souza, M., Cheetham, S.M., Azevedo, M.S., Costantini, V., Saif, L.J. (2007). [Cytokine and antibody responses in gnotobiotic pigs after infection with human norovirus genogroup II.4 \(HS66 strain\).](#) *J Virol*. 81. 9183-92.

Teague, A., Karthikeyan, R., Babbar-Sebens, M., Srinivasan, R. and Persyn, R.A. (2009). Spatially explicit load enrichment calculation tool to identify potential *E. coli* sources in watersheds. *Transactions of the ASABE*. 52, 1109-1120.

Teunis, P.F.M., Moe, C.L., Liu, P., Lindesmith, L., Baric, R.S. and Le Pendu, J. (2008). Norwalk virus. How infectious is it? *Journal of Medical virology*. 80. 1468-1476.

Thebault, A., Teunis, P.F.M., Pendu, J.L., Le Guyader, F.S. and Denis, J-B. (2013). Infectivity of GI and GII noroviruses established from oyster related outbreaks. *Epidemics* 5 (2). 98-110.

Tryland, I., Tjomsland, T. and Østensvik, Ø. (2010). Matematiske strømnings- og spredningsmodeller – nyttig simuleringsverktøy ved vurdering av drikkevannskilders sårbarhet for mikrobiell forurensning. *VANN*. Nr. 1. s 5-16.

Tu, E.T-V., Bull, R.A., Kim, M-J., McIver, C.J., Heron, L., Rawlinson, W.D. and White, P.A. (2008). Norovirus excretion in an aged-care setting. *Journal of Clinical Microbiology*. 46, 2119-2121.

VKM (2009). Risikovurdering av parasitter i norsk drikkevann. Uttalelse fra Faggruppe for hygiene og smittestoffer i Vitenskapskomiteen for mattrygghet. ISBN: 978-82-8082-342-7, 59 s.

WHO (2011). Guidelines for drinking water treatment. Fourth edition. Chapter 7: Microbial aspects. World Health Organisation.. ISBN: 978 92 4 154815 1.  
[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/publications/2011/dwq\\_guidelines/en/](http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2011/dwq_guidelines/en/)

Wu, J., Long, S.C., Das, D. and Dorner, S.M. (2011). Are microbial indicators and pathogens correlated? A statistical analysis of 40 years of research. *Journal of Water and Health*. 9, 265-278.

## Vedlegg F: Aktuelle scenarier

### Scenarier med utslipp av mikrobielle patogener til Farrisvannet:

I kapittel 8 har vi beskrevet hvordan vi kan bruke numerisk strøm- og spredningsmodellering for å estimere patogenkonsentrasjoner ved råvanninntakene etter tenkte utslipp av patogener til Farrisvannet, der utslipp av størrelse  $10^{10}$  patogener/døgn i en uke ble simulert. Dette vedlegget inneholder supplerende informasjon om konsekvenser av slike utslipp og av andre mulige patogen-utslipp.

Tabellene F1-4 viser maksimum simulerte konsentrasjoner av patogener ved råvannsinntakene til Larvik vannverk, Vestfold Vann IKS og Porsgrunn vannverk (antall patogener/L) etter tilførsler av  $10^{10}$  patogener per døgn hver dag i løpet av en uke under vårsirkulasjonen i mars. Patogenene ble tilført via 5 ulike tilførselspunkter (angitt som innsjødel/elv), og gitt ulik overlevelse (halveringstid: 1 dag i tabell F1, 1 uke i tabell F2, 1 måned i Tabell F3 og bestandig/konservativt i tabell F4).

Tabell F1: Konsentrasjoner av patogener/L i råvannet til de tre vannverkene etter utslipp i mars via 5 ulike tilførselspunkter (innsjødel/elv) og dersom patogenenes ble gitt halveringstid: **1 dag**

Innsjødel	Elv	Larvik	Vestfold	Porsgrunn
N	11_Siljan	2.6E-07	5.6E-06	4.4E-02
NV	10_Oklungen	1.1E-08	4.5E-07	2.2E-01
Ø	16_Ono	2.6E-03	4.6E-02	5.7E-07
SØ	20_LocalSE	1.3E-01	5.0E-03	9.5E-10
SV	2_Vassvik	5.4E-02	1.4E-03	2.4E-09

Tabell F2: Halveringstid: **1 uke**

Innsjødel	Elv	Larvik	Vestfold	Porsgrunn
N	11_Siljan	7.8E-05	1.4E-04	8.1E-02
NV	10_Oklungen	2.9E-04	5.9E-04	7.8E-01
Ø	16_Ono	3.9E-02	1.9E-01	1.3E-03
SØ	20_LocalSE	3.9E-01	4.6E-02	2.1E-04
SV	2_Vassvik	2.7E-01	6.1E-02	2.7E-04

Tabell F3: Halveringstid: **1 måned**

Innsjødel	Elv	Larvik	Vestfold	Porsgrunn
N	11_Siljan	1.1E-03	2.3E-03	2.2E-01
NV	10_Oklungen	3.5E-03	5.8E-03	1.0E+00
Ø	16_Ono	1.2E-01	3.0E-01	9.5E-03
SØ	20_LocalSE	4.7E-01	1.3E-01	3.1E-03
SV	2_Vassvik	3.8E-01	1.3E-01	3.5E-03

Tabell F4: Konservativt stoff

Innsjødel	Elv	Larvik	Vestfold	Porsgrunn
N	11_Siljan	1.1E-01	1.2E-01	3.6E-01
NV	10_Oklungen	1.1E-01	1.2E-01	1.1E+00
Ø	16_Ono	1.8E-01	3.4E-01	7.3E-02
SØ	20_LocalSE	5.2E-01	2.0E-01	6.0E-02
SV	2_Vassvik	4.3E-01	2.0E-01	6.4E-02

Tabell F5-F8 viser maksimum simulerte konsentrasjoner av patogener ved vannverksinntakene til Larvik, Vestfold Vann IKS og Porsgrunn vannverk (patogener/L) etter tilførsler av  $10^{10}$  patogener per døgn hver dag i løpet av første uken av august, med velutviklet sprangsjikt. Patogenene ble tilført via 5 ulike tilførselspunkter (angitt som innsjødel/elv), og gitt ulik overlevelse (halveringstid: 1 dag i tabell F5, 1 uke i tabell E6, 1 måned i Tabell F7 og bestandig/konservativt i tabell F8).

Tabell F5: Konsentrasjoner av patogener/L i råvannet til de tre vannverkene etter utslipp i august via 5 ulike tilførselspunkter (innsjødel/elv) og dersom patogenenes ble gitt halveringstid: **1 dag**

Innsjødel	Elv	Larvik	Vestfold	Porsgrunn
N	11_Siljan	1.6E-10	3.1E-09	3.9E-07
NV	10_Oklungen	8.7E-15	1.6E-12	1.2E-04
Ø	16_Ono	1.6E-10	3.1E-09	1.0E-09
SØ	20_LocalSE	1.9E-09	1.0E-09	1.9E-12
SV	2_Vassvik	5.3E-09	2.6E-09	4.5E-12

Tabell F6: Patogenenes halveringstid: **1 uke**

Innsjødel	Elv	Larvik	Vestfold	Porsgrunn
N	11_Siljan	9.3E-06	2.6E-05	3.9E-03
NV	10_Oklungen	1.1E-05	3.1E-05	1.5E-02
Ø	16_Ono	1.1E-04	3.4E-04	4.7E-04
SØ	20_LocalSE	4.6E-04	5.1E-04	8.6E-05
SV	2_Vassvik	3.3E-04	4.1E-04	8.4E-05

Tabell F7: Patogenenes halveringstid: **1 måned**

Innsjødel	Elv	Larvik	Vestfold	Porsgrunn
N	11_Siljan	8.3E-03	1.2E-02	1.2E-01
NV	10_Oklungen	9.2E-03	1.3E-02	1.0E-01
Ø	16_Ono	1.9E-02	2.0E-02	1.5E-02
SØ	20_LocalSE	2.3E-02	2.3E-02	6.3E-03
SV	2_Vassvik	2.3E-02	2.2E-02	6.2E-03

Tabell F8: **Konservativt stoff**

Innsjødel	Elv	Larvik	Vestfold	Porsgrunn
N	11_Siljan	1.0E-01	1.0E-01	3.9E-01
NV	10_Oklungen	9.0E-02	9.4E-02	2.8E-01
Ø	16_Ono	1.3E-01	1.3E-01	6.7E-02
SØ	20_LocalSE	1.5E-01	1.4E-01	5.4E-02
SV	2_Vassvik	1.5E-01	1.4E-01	5.4E-02

Et utslipp på  $10^{10}$  patogener per døgn hver dag i en uke kan være representativt for typisk høy utskillelse av *Cryptosporidium* eller *Campylobacter* fra en smittet person (eller *E. coli* fra en person), der all kloakken fra denne personen tilføres Farrisvannet i en uke. Maksimum simulerte konsentrasjoner vist i tabellene F.1-F.8 kan derfor brukes direkte dersom man ønsker å estimere maksimum-konsentrasjoner av disse patogenene ved vanninntakene etter slike utslipp. For *Campylobacter* og *E. coli* bør man bruke tabellene med halveringstid 1 dag eller 1 uke. For *Cryptosporidium* bør man bruke figurene med halveringstid 1 uke eller en måned (verste fall). For å vurdere konsekvensen av andre utslipp (f. eks utslipp fra flere smittede personer eller av patogener som skilles ut i andre mengder fra smittede individer) må man skalere de simulerte verdiene tilsvarende. For å vurdere spredning av norovirus-partikler fra en smittet person bør de simulerte verdiene multipliseres med ca. 1000 siden utskillelsen av virus-partikler kan være svært høy. Et utslipp på  $10^{10}$  per dag vil også representere typisk tilførsel av indikatorbakterien *E. coli* fra kloakk fra en person.

Hvis man ønsker å se på utslipp av *E. coli* fra kloakk fra flere personer kan de simulerte verdiene oppskaleres tilsvarende. Eksempel er brudd på kloakkledningen fra Anvik-Farriseidet. Hvis utslippet pågikk en uke, må *E. coli*-verdiene multipliseres med ca. 50 (antall personer tilknyttet). Hvis utslippet ble stoppet etter 1 døgn (mer realistisk) får man et noenlunde estimat ved å multiplisere *E. coli*-verdiene med 50 (personer) og dividere med 7 (en dags utslipp i stedet for 1 ukes).

For utslippet fra kloakkledningen fra Anvik-Farriseidet bør man dessuten ta hensyn til at ledningen ligger langs bunnen. Det vil nok derfor være mer riktig å bruke scenariet fra utslipp i sirkulasjonsperioden for å estimere påvirkningen av dypvannsinntakene, for utslipp i alle sesonger.

Et annet eksempel på utslippshendelse kan være total svikt i Oklungen renseanlegg, slik at urensset kloakk ble tilført i en uke. Da kan de simulerte *E. coli* verdiene multipliseres med ca 20 (70 personer tilknyttet, men antar noe selvrensing (ca 70%) siden utslippet går til Oklungsvannet og via Ragnhildrødvann).

Et tredje eksempel er kloakk fra enkelthus som fører kloakken urensset ut i tilløpsbekk i løpet av en uke. Da kan simulerte *E. coli*-konsentrasjoner multipliseres med f.eks 2-6 (antall personer i husstanden). Nedenfor følger noen konkrete eksempler:

#### 1. Direktenslipp av avløpsvann fra hus i spredt bebyggelse.

Vi antar at alt avløpsvann fra et hus med 5 personer renner rett ut via de 5 valgte tilførselspunktene (via Siljanelva i nord, Oklungelva i nordvest, Omo i øst, ved båthavnen i sørøst (kalt LokalSE) og ved Vassvik i sørvest). I snitt tilføres det da  $5 \times 10^{10}$  *E. coli* per døgn fra hvert av de 5 husene. Modellsimuleringene indikerer at slike utslipp av all kloakk fra ett hus ikke vil gi målbare konsentrasjoner av *E. coli* ved vannverksinntakene utenom sirkulasjonsperiodene, og knapt målbare konsentrasjoner (i størrelsesorden rett under 1 *E. coli* per 100 ml) i sirkulasjonsperioden. Dersom det var en akutt syk person i husene med høy utskillelse av patogener ( $10^{10}$  per døgn i en uke) kan det likevel bli problematiske konsentrasjoner av patogener ved vanninntakene, hvis det ikke samtidig var tilstrekkelige patogen-barrierer på vannbehandlingsanleggene. Dette er fordi enkelte patogener kan gi sykdomsutbrudd selv ved konsentrasjoner under 0,1-0,001/L (tabell E.4 i vedlegg E), spesielt ved større vannverk som forsyner mange personer med drikkevann (mange personer som potensielt kan få i seg minst 1 patogen av å drikke dette vannet). Hvor mange infektive patogener som når drikkevannsinntakene etter kloakkutslippene vil blant annet avhenge av når på året utslippet foregikk (sirkulasjonsperiode versus stagnasjonsperiode), avstanden fra utslippet til råvanninntaket og av patogenenes overlevelsessevne. Konsentrasjonene i tabellene F1-F.8 og i figurene 8.2-8.7 kan gi en pekepinn på grad av påvirkning av de 3 vanninntakene med patogener med ulik overlevelse som slippes ut på de 5 ulike punktene under fullsirkulasjon og under sommerstagnasjonen. Noen eksempler:

Dersom utslippet av  $10^{10}$  patogener/døgn i en uke skjedde under sommerstagnasjonen ville påvirkningen av vanninntakene med hensyn på patogener med kort overlevelse (halveringstid et døgn) være minimal/ubetydelig. Dersom tilsvarende utslipp skjedde under fullsirkulasjonen ville derimot vanninntakene kunne påvirkes i betydelig grad (størrelsesorden 0,1 patogen/liter) av de nærmeste utslippskildene: F. eks utslipp via Oklungselva og Siljanelva hadde påvirket Porsgrunns vanninntak, utslipp

via Onobekken hadde påvirket inntaket til Vestfold Vann IKS og utslippene i sør hadde hovedsakelig påvirket Larviks inntak. Som vist i tabell E.4 (Vedlegg E) vil i størrelsesorden 1 av 2000 kunne bli syke med hensyn på *Campylobacter* av å drikke ubehandlet vann med 0,1 *Campylobacter* per L. Vannbehandlingen på de 3 anleggene vil derimot normalt fjerne og inaktivere *Campylobacter* med 4-5 log-reduksjoner, til ubetydelige konsentrasjoner.

Vanninntakene er mer sårbare for utslipp av patogener med lang overlevelse. Ved en «verste-fall» halveringstid for *Cryptosporidium* på 1 måned, og utslipp i sirkulasjonsperioden, ville påvirkningen av vanninntakene kunne være opptil 1/L i Porsgrunn (mest påvirket av Oklungselva), opptil 0,5/L i Larvik (mest påvirket av lokale kilder) og opptil 0,3/L i Vestfold vann IKS (mest påvirket av det nærmeste utslippet via Onobekken). Også utslipp fra kilder lenger unna (og utenom sirkulasjonsperioden) kunne påvirket vanninntakene med i størrelsesorden opptil 0,1-0,001/l. Figur E.1 (vedlegg E) kan gi en pekepinn på størrelse på sykdomsutbrudd dersom et slikt utslipp skjedde samtidig med en dag med svikt i de hygieniske barrierene på vannbehandlingsanleggene. Uten aktive barrierer i vannbehandlingen og dersom 160 000 personer drakk vann en dag med 0,3 *Cryptosporidium*/L (av denne varianten med svært høyt smittepotensial) kunne i størrelsesorden 7000 personer blitt syke. Med 2 log-reduksjon i drikkevannsbehandlingen hadde størrelsen på utbruddet blitt redusert til størrelsesorden 70. Dersom kloakken fra huset med «smittet person» i tillegg ble rensed med 99% tilbakeholdelse av patogener (2 log-reduksjon), ville sannsynligvis et utbrudd vært unngått selv med kun 2 log-reduksjon i drikkevannsbehandlingen.

Scenariet illustrerer viktigheten av å unngå direkte utslipp av urensed avløpsvann fra spredt bebyggelse til Farrisvannet og tilløpsbekker. Det er ikke så ofte det er personer med kraftig utskillelse av patogener med høyt smittepotensial i nedbørfeltet, men de gangene det skjer er det en fordel om avløpsvannet renses med minst 99% tilbakeholdelse av patogener (90% tilbakeholdelse er også bedre enn ingenting). Scenariet illustrerer også at for å være på den sikre siden vil det være behov for en andre hygienisk barriere for parasitter på Seierstad (Vestfold Vann IKS). Porsgrunn og Larvik vannbehandlingsanlegg har allerede 2 barrierer for parasitter (koagulering/filtrering og UV) som normalt vil gi 5 log reduksjoner av parasitter. Ved 1 patogen/L i råvannet og 5 log reduksjoner i vannbehandlingen blir konsentrasjonen i ferdigbehandlet drikkevann 0,00001 patogener/L som regnes som akseptabelt i henhold til WHO (2011). Ved så høye patogenkonsentrasjoner i råvannet, er vannverkene derimot svært sårbare for svikt i de hygieniske barrierene på vannbehandlingsanlegget.

Utskillelsen av viruspartikler, f.eks. norovirus, kan fra smittede mennesker være enda høyere enn utskillelsen av *Cryptosporidium*, omtrent 3 log (=1000 ganger) høyere. Selv om viruspartiklene kan påvises lenge etter at de slippes ut i vann, er det stor usikkerhet knyttet til hvor lenge de beholder infektiviteten (evnen til å forårsake infeksjoner). Sannsynligvis er bare en liten andel av viruspartiklene i kloakk infektive (størrelsesorden 1-10%), og denne andelen synker sannsynligvis ytterligere etter lengre oppholdstid i vann (kanskje til 1-<0,1%). Det er behov for mer kunnskap om dette for å kunne estimere antall infektive virus ved drikkevannsintakene etter ulike utslippsscenarioer. Modellering av utslipp av 10<sup>13</sup> norovirus-partikler per døgn i en uke, med halveringstid 1 måned, indikerer opptil størrelsesorden 100-1000 viruspartikler/L ved drikkevannsintakene, men antageligvis vil kun størrelsesorden 0,1% av viruspartiklene være infektive (stor usikkerhet rundt dette). Antall syke av norovirus etter et slikt utslippsscenario ville derfor sannsynligvis være i samme størrelsesorden som estimert for *Cryptosporidium* dersom det ikke var aktive barrierer mot virus i vannbehandlingen. Alle tre vannbehandlingsanleggene har derimot minst to barrierer for virus: koagulering/filtrering og klorering. UV-bestråling vil dessuten være virksom mot de fleste virus, men ikke alle (*Adenovirus*).

2. Total svikt i vannbehandlingen ved Oklungen renseanlegg slik at all kloakk går urensed ut i en uke i mars (sirkulasjonsperioden), samtidig med at det var smittede personer tilknyttet renseanlegget.

Vi antar at renseanlegget mottok kloakk fra 70 personer der 3 av dem var kraftig smittet med *Cryptosporidium* og 3 av dem med *Campylobacter*. Antar 70% selvrensing i Oklungsvannet/Ragnhildrødvann for patogener rant ut i Farrisvannet. En uke med urensed kloakk fra Oklungen renseanlegg kunne medført: → Størrelsesorden 1-2 *E. coli* per 100 ml i råvannet til Porsgrunn vannverk (vil knapt merkes)

- ➔ Størrelsesorden 1 *Cryptosporidium*/L første ukene ved Porsgrunn vannverk, synkende til størrelsesorden 0,1/L neste par ukene (kan gi større utbrudd hvis ikke barrierene på vannbehandlingsanlegget fungerer (verste fall i størrelsesorden 5000 syke ved en dag med total svikt i vannbehandlingen ved Porsgrunn vannverk og i størrelsesorden 50 syke ved delvis svikt (en dag med kun 2 log-reduksjoner).
- ➔ Størrelsesorden 0,2 *Campylobacter*/L under/like etter utslippet. (Med total svikt ved Porsgrunn vannverk kunne dette gitt et utbrudd med i størrelsesorden 50 syke).
- ➔ Ingen signifikant påvirkning av Larvik vannverk og Seierstad vannverk (Vestfold) med hensyn på *E. coli*, *Campylobacter* og andre patogener med kort overlevelse i vann. Det er vanskelig å estimere om disse vannverkene ville påvirkes av parasitter fordi vi er usikre på hvor lenge parasittene beholder evnen til å forårsake infeksjoner etter utslipp i vann. Ved halveringstid 1 uke ville sannsynligvis svært få bli syke av parasitter som følge av dette utslippet, selv ved en dag med total svikt i barrierene på vannverkene (størrelsesorden 1 syk fra Larvik og 10 syke fra Vestfold Vann IKS). Ved «verste-fall» halveringstid på 1 måned for *Cryptosporidium* kunne det blitt konsentrasjoner av *Cryptosporidium* på henholdsvis i størrelsesorden 0,004 og 0,006 per L ved Larvik vannverk og Seierstad vannverk et par måneder etter utslippet. Siden såpass mange forsynes med vann fra Seierstad vannverk, kunne det i verste fall blitt ca 100 syke ved total svikt i vannbehandlingsbarrierene.

Dersom samme hendelsen hadde skjedd i første uken i august indikerer simuleringene at råvannet til Porsgrunn vannverk ikke hadde blitt påvirket av *E. coli* (<1/100 ml) og at maksimum påvirkning med *Cryptosporidium* ville blitt lavere, i størrelsesorden 0,1 per L. Vanninntakene til Seierstad og Larvik kunne derimot få noe høyere maksimum konsentrasjoner (under høstsirkulasjonen) av patogener med svær lang overlevelse hvis utslippet skjedde i august sammenlignet med i mars (0,01 *Cryptosporidium* per L ved «verste-fall» overlevelse/halveringstid 1 måned).

Scenariet illustrer viktigheten av god drift ved Oklungen renseanlegg slik at tilbakeholdelsen av patogener er minst 90-99%. Det viser også at vanninntaket til Porsgrunn vannverk ligger utsatt til for påvirkning fra Oklungselva. Normalt vil påvirkningen være lav med hensyn på *E. coli* og patogener, men ved kloakktilførsel fra person(er) med høy utskillelse av patogener må barrierene ved Porsgrunn vannbehandlingsanlegg fungere for å unngå utbrudd.

### 3. Brudd på kloakkledningen i Farriseidet, samtidig med at det var smittede personer tilknyttet avløpsledningen.

Vi antar at all kloakken fra kloakkledningen fra Anvik-Farriseidet (ca 50 personer) rant ut i Farrisvannet i løpet av en uke. Utslippet skjedde under vårsirkulasjonen i mars.

På grunn av stor fortykning ville dette kun gi i størrelsesorden 1 *E. coli*/100 ml ved råvannsinntaket til Larvik vannverk. Dersom lekkasjen ble stoppet etter 1 dag (mer sannsynlig) ville det sannsynligvis ikke bli målbare konsentrasjoner av *E. coli* i råvannet til Larvik (<1 *E. coli*/100 ml). På grunn av stor fortykning og utdøing ville vanninntaket til Vestfold Vann IKS sannsynligvis ikke få målbare konsentrasjoner av *E. coli* selv etter 1 uke med kloakklekkasje. Dersom det derimot hadde blitt analysert 1 liter vannprøve for *E. coli*, hadde sannsynligvis utslippet blitt registrert med målbare konsentrasjoner av *E. coli* i råvannet til Vestfold Vann IKS. Mengden patogener i råvannet etter et døgn med kloakklekkasje, vil også her avhenge av smittesituasjonen hos kloakkprodusentene: Med et totalutslipp av  $3 \times 10^{10}$  *Cryptosporidium* med «verste-fall» halveringstid på 1 måned ble den simulerte maksimumspåvirkningen av Larvik vannverk 0,2/L og ved Vestfold Vann IKS 0,06/L. Porsgrunn vannverk ble naturlig nok minst påvirket (størrelsesorden 0,001/L). Ved en dag med total svikt i barrierene på vannbehandlingsanleggene kunne dette gitt i størrelsesorden 1000 syke i Larvik og 1000 syke i Vestfold. Siden avløpsledningen i Farriseidet (og drikkevannsinntakene) ligger på dypt vann, vil scenariet med utslipp i sirkulasjonsperioden være mest representativt for utslipp fra kloakkledningen for hele året. For å estimere konsekvens av andre kloakklekkasjer som slipper ut i overflaten bør man ta hensyn til tid på året for utslippet.

Scenariet illustrerer at etter større kloakklekkasjer i store innsjøer som Farrisvannet, er det ikke tilstrekkelig å ta vannprøver ved råvannsinntakene for å dokumentere at «råvannsinntakene er upåvirket». Fravær av indikatorbakterier i 100 ml vann trenger ikke bety at det er «trygt» å drikke vannet uten vannbehandling. Konsentrasjonen av patogener i råvannet etter slike utslipp vil avhenge av smittesituasjonen hos kloakkprodusentene. Hvis større kloakklekkasjer skulle oppstå i fremtiden, og hvis mulig, kan det derfor

være lurt å ta prøver av kloakken fra husstandene det var lekkasjer fra, som analyseres for parasitter og aktuelle virus, for å få et bilde av smittesituasjonen og behovet for aktive barrierer i vannbehandlingen (eventuelt kokevarsel hvis vannbehandlingen samtidig svikter).

#### 4. Gårdsbruk med kalver smittet med *Cryptosporidium*

Som diskutert i vedlegg E kan det være ulike husdyr og ville dyr i Farrisvannets nedbørfelt som er smittet med patogene bakterier eller parasitter som også kan gjøre mennesker syke. Generelt er det likevel et større smittepotensial fra human avføring enn fra dyreavføring, men enkelte dyreslag kan være mer risikable enn andre. Er det smitte i en dyre-populasjon, kan det også potensielt være en «super-shedder» blant de smittede, som skiller ut flere log mer en «gjennomsnittet».  $10^{10}$  parasitter kan derfor potensielt stamme fra 0,1-1 kg avføring fra en «super-shedder» eller 100-1000 kg avføring fra «gjennomsnitts-utskillere». Siden kalv av storfe potensielt kan skille ut store mengder *Cryptosporidium parvum* som også kan smitte mennesker, opptil  $10^{10}$  pr døgn i de første leveukene, kan et scenario med avrenning av infisert kalveavføring representere et «worst case»: Vi tenker oss at det fra et gårdsbruk er 5 kalver som hver skiller ut  $10^{10}$  *Cryptosporidium* per døgn i en uke. Det er svært lite sannsynlig at all denne avføringen havner i tilløpsbekk til Farrisvannet, mest sannsynlig  $<1\%$ . Antar vi at  $1\%$  tilføres, kan verdiene fra scenariet over multipliseres med 0,05 for å estimere mulig påvirkning av vanninntakene. F. eks kan et utslipp via bekk nær vanninntaket til Seierstad (Vestfold Vann IKS) potensielt gi opptil 0,015 parasitter/L. Dersom dette var parasitter med svært høy infektivitet kunne det potensielt ført til et vannbårent utbrudd med ca 2 av 1000 (ca 300 av 160 000) syke gitt at det ikke var barrierer for parasitter i vannbehandlingen.

Scenariet illustrerer at man bør tilstrebe å unngå at avføring fra dyr med stort smittepotensial har «effektiv transportvei» til Farrisvannet. F. eks unngå denne type dyr i nærområdet til vanninntakene, benytte inngjerding, vegetasjonssoner med mere.

#### 5. Hestesenter

Vi antar at kraftig nedbør i en uke førte til at  $10\%$  av all avføringen som 20 hester produserte denne uken ble vasket ut i Dammensbekken og videre til Farrisvann, dvs i gjennomsnitt 46 kg hestemøkk/døgn ( $10\%$  prosent av 23 kg møkk per hest x 20 hester) og  $2 \times 10^{10}$  *E. coli*/døgn ( $10\%$  av  $1 \times 10^{10}$  *E. coli*/hest x 20 hester) ble tilført i en uke. I virkeligheten vil tilførslene være svært ujevnt fordelt i tid og rom). Slike tilførsler ville gitt betydelige konsentrasjoner av *E. coli* i Dammensbekken, i størrelsesorden  $10^3$  *E. coli*/100 ml. Likevel, på grunn av den store fortynningen i Farrisvannet ville vanninntakene til Larvik og Seierstad (Vestfold), selv i sirkulasjonsperioden, ikke bli påvirket av målbare konsentrasjoner av *E. coli* ( $<1$  per 100 ml). Ved å analyse 10 L vann, som normalt gjøres for parasitter, ville det sannsynligvis bli påvist i størrelsesorden 1-10 *E. coli*/10 l som følge av denne hendelsen. Scenariet illustrerer at det skal mye hestemøkk (og annen avføring) til for å få målbare konsentrasjoner av *E. coli* ved vanninntakene, på grunn av fortynningen man får når vanninntakene er plassert på dypt vann langt fra land.. Dyreavføring er nok likevel viktige bidragsytere til sporadiske funn av *E. coli* i råvannsinntakene. Hester kan potensielt skille ut humanpatogene parasitter (*Cryptosporidium* og *Giardia*), men sannsynligheten er mindre hos hester enn hos storfe. Muligens vil avføring fra rådyr og elg representere en like stor fare for humanpatogene parasitter som disse hestene. Det er større sjanse for at kalver skiller ut betydelig mengder patogener enn voksne dyr, og hestene man rir på eller bruker som travere, er voksne. Hvis det i det tenkte scenariet var utslipp av 46 kg hestemøkk/døgn i en uke med  $10^4$  parasitter per gram (voksne hester), blir dette et utslipp på  $5 \times 10^8$  parasitter/døgn i 1 uke. Fortynnet i Farrisvannet ville det kunne bli i størrelsesorden 0,01 parasitter/L ved vanninntaket til Larvik og Seierstad (Vestfold) som følge av dette utslippet.

#### 6. Utslipp via Siljanelva

Som vist i vedlegg E, er det Siljanelva som normalt er største bidragsyter til totalmengden fekal forurensning/*E. coli* som tilføres Farrisvannet. *E. coli* som tilfører via Siljanelva stammer sannsynligvis fra en blanding av husdyr og ville dyr, samt fra mennesker (kommunal og privat kloakk). På grunn av lokaliseringen, er det Porsgrunn vannverks inntak som er mest utsatt for forurensning tilført via Siljanelva. Stor fortykning og utdøing vil sannsynligvis føre til at påvirkningen av vanninntaket til Larvik vannverk er minimal med hensyn på patogener med halveringstid  $\leq 1$  uke. Slike utslipp vil også i mindre grad påvirke



vanninntaket til Vestfold vann IKS. For utslipp av svært bestandige patogener (halveringstid 1 måned) kan påvirkningen av inntakene til Larvik vannverk og Vestfold Vann IKS bli i størrelsesorden 0,01 patogener/L etter et utslipp av  $10^{10}$  patogener/døgn i en uke.

#### 7. Fritidsbåter

Utslipp fra «toalett» på fritidsbåter er vanskelig å modellere og diskuteres spesielt i vedlegg G. Grad av påvirkning vil også her avhenge av utslippets størrelse og om det var smittede mennesker som hadde brukt «toalettet», hvor utslippet var i forhold til vanninntaket (nærhet), når utslippet var i forhold til sirkulasjon/bevegelse i vannmassene, samt av patogenenes overlevelsessevne. Dersom utslippet skjedde i stagnasjonsperioden (om sommeren) vil grad av påvirkning være avhengig av hvorvidt patogenene umiddelbar sank nedover i vannmassene eller først spredte seg i overflatelaget, for så gradvis å blandes ned mot dypvannsinntakene. For «verste-fall» parasitter med svært god overlevelse (halveringstid en måned) kan påvirkningen fra utslipp fra septiktank/dobøtte på båt (gitt at det var sykt barn om bord) uansett bli betydelig, muligens opp mot samme størrelsesorden som i scenariet 1. *Direkteutslipp av avløpsvann fra hus i spredt bebyggelse.*

#### 8. Badning/rekreasjon

Når det gjelder badning i drikkevannskilden, så vil «normal» badning med utskillelse av i snitt 0,14 g avføring per person gi minimal tilførsel av *E. coli* og patogener, sett i forhold til den store fortykningseffekten i Farrisvannet. Som beskrevet i scenariene over skal det store kloakktutslipp til før det gir målbare konsentrasjoner av *E. coli* ved drikkevannsinntakene. Et «uhellsutslipp» under badning fra et akutt diare-sykt barn («super-shedder») kan derimot gi betydelig tilførsel av patogener (f. eks størrelsesorden  $10^{9-10}$  *Cryptosporidium*). Siden det som oftest bades sommerstid og sannsynligvis et godt stykke unna drikkevannsinntakene, vil fortykning og inaktivering/sedimentasjon av patogenene sørge for mindre mengder patogener ved drikkevannsinntakene, spesielt av patogener med rask utdøing. For patogener med svært god overlevelse kan derimot et slikt utslipp gi i størrelsesorden 0,01/L ved vanninntakene (avhengig av lokalisering).

Menneskelig avføring har et stort smittepotensial. Scenariene over illustrerer viktigheten av å minimere potensiell forurensning knyttet til rekreasjonsaktiviteter. F. eks forby store båter med septiktank i Farrisvannet, begrense rekreasjonsaktiviteter, opplyse folk om at drikkevannskilden ikke må benyttes som «mottak» for toalettavfall mm.

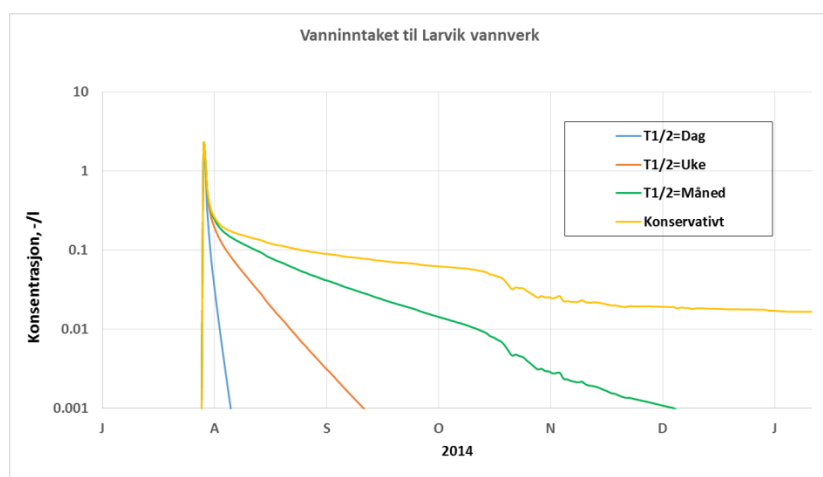
## Vedlegg G: Scenario med momentant utslipp

### Scenariet med nær momentant utslipp av patogener rett over vanninntaket:

Vi antok utslipp like over hvert av de tre vanninntakene til Larvik, Porsgrunn og Seierstad (Vestfold). Utslipet skjedde nær momentant 1. august og sank slik at det fordelte seg jevnt fra overflate til bunn. Mengden var  $10^{10}$  patogener, dvs. representativt for mengden *Cryptosporidium* eller *E. coli* som skilles ut med avføringen fra ett smittet menneske i løpet av et døgn. Hendelsen kan tenkes å illustrere utslipp fra båt, f. eks. tømning av toalettet.

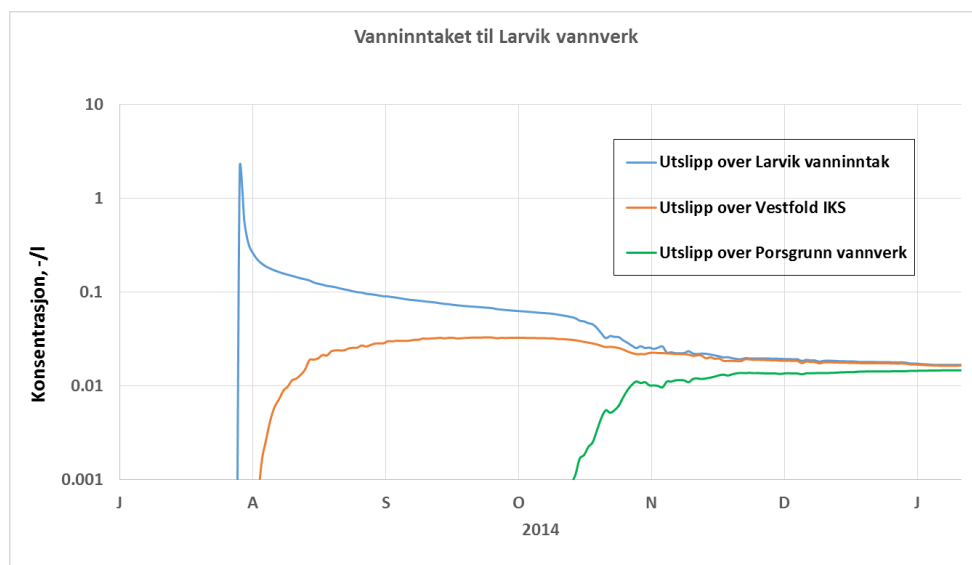
Det er vanskelig å beregne maksimum påvirkning av vanninntaket da den første spredningen ikke kan beskrives tilstrekkelig med det gridet som ble benyttet i spredningsmodellen. Det er også stor usikkerhet knyttet til hvorvidt utslippet umiddelbart vil legge seg i laget over sprangsjiktet, eller om det umiddelbart vil syke mot bunnen og fordele seg jevnt fra overflate til bunnen slik som vi forutsatte. I virkeligheten er spredningen avhengig av hvor mye stoffet spres mens det synker ned mot bunnen, hvilket kan variere avhengig av om patogenene er bundet til partikler, av vindforhold mm. Dersom denne spredningen er mindre enn gridets utstrekning vil de simulerte maksimumsverdiene bli lavere enn de virkelige. Maksimum simulert konsentrasjon gir likevel et grovt inntrykk av hvor høye konsentrasjoner som i middel kan forventes å inntreffe i de første timene/døgnet etter utslippet, gitt at utslippet spredte seg vertikalt (sirkulasjonsperiode eller at det umiddelbar sank mot bunnen) og således gi et inntrykk av gjennomsnittskonsentrasjonen i råvannet på vannverkene første døgnet etter utslippet. Etter som tiden går blir resultatene mer nøyaktige da stoffet naturlig blir spredt over et større område slik at det kan beskrives med det gridet som ble benyttet.

For alle vanninntakene ble denne «gjennomsnittskonsentrasjonen første døgnet» fra dosering over eget inntak av størrelsesorden 1 patogen/L (Tabell G.1). Vi har kun tatt med figur som illustrerer påvirkningen av inntaket til Larvik (Figur G.1). Logisk nok var påvirkning første døgnet nær uavhengig av patogenenes halveringstid, men påvirkningen de neste dagene og ukene var svært avhengig av patogenenes svintrate. Da var det både videre fortykning, men også svintraten/utdøingshastigheten som var bestemmende for de simulerte patogenkonsentrasjonene ved vanninntaket. Etter en måned var konsentrasjonene typisk av størrelsesorden  $10^{-11}$ ,  $10^{-3}$ ,  $10^{-2}$  og  $10^{-1}$  for patogener med halveringstid på henholdsvis 1 døgn, 1 uke, 1 måned og konservativt og etter 6 måneder ble tilsvarende konsentrasjoner  $10^{-58}$ ,  $10^{-10}$ ,  $10^{-4}$  og  $10^{-2}$ .



Figur G.1. Simulerte konsentrasjoner av (patogener/L) ved vanninntaket til Larvik av patogener med svintrate tilsvarende halvering på 1 døgn, 1 uke, 1 måned, samt konservativt, etter nær momentan tilførsel rett over vanninntaket den 1. august av  $10^{10}$  patogener jevnt fordelt mellom overflaten og selve vanninntaket. (Obs! y-aksen har log-skala.)

Tilførsler over eget vanninntak påvirket, logisk nok, vanninntaket betydelig mer enn de tenkte tilførslene over de andre vannverksinntakene som lå mye lenger unna, se Tabell G.1 og Figur G.2. For konservativt stoff (med 0 svinrate) indikerte modellen at vanninntaket til Larvik ble påvirket i størrelsesorden 0,01/L av utslippet over Vestfold vann IKS' inntak ca. 1 måned etter utslippet og av utslippet over Porsgrunns inntak ca. 3 måneder etter utslippshendelsen. En konsentrasjon på 0,01 patogener/L er omtrent det samme som vi får ved å fordele  $10^{10}$  patogener i Farrisvannets totale volum.



Figur G.2 Simulerte konsentrasjoner ved vanninntaket til Larvik etter utslipp av  $10^{10}$  enheter konservativt stoff som 1. august ble jevnt fordelt mellom overflaten og selve vanninntaket over hvert av de tre vanninntakene. (Obs! y-aksen har log-skala.)

Tabell G.1. Maksimum simulert konsentrasjon ved vanninntakene etter utslipp den 1. august av patogener med svinrate tilsvarende halvering på 1 døgn, 1 uke, 1 måned samt konservativt, der utslippet umiddelbart ble jevnt fordelt mellom overflaten og selve vanninntaket. (Tall med fet skrift gjelder påvirkning av utslipp lokalisert rett over eget vanninntak.)

Utslipp ved	Svinrate/ halveringstid	Konsentrasjon (patogen/l) i vanninntakene til:		
		Larvik vannverk	Vestfold IKV	Porsgrunn vannverk
Larvik vannverk	1 døgn	<b>1.9E+00</b>	8.4E-04	3.5E-13
Larvik vannverk	1 uke	<b>2.0E+00</b>	1.3E-02	6.3E-06
Larvik vannverk	1 måned	<b>2.0E+00</b>	3.8E-02	5.9E-04
Larvik vannverk	Konservativt	<b>2.0E+00</b>	5.9E-02	7.7E-03
Vestfold IKV	1 døgn	4.6E-05	<b>3.2E+00</b>	4.4E-12
Vestfold IKV	1 uke	3.8E-03	<b>3.4E+00</b>	1.6E-05
Vestfold IKV	1 måned	1.4E-02	<b>3.4E+00</b>	1.1E-03
Vestfold IKV	Konservativt	3.3E-02	<b>3.4E+00</b>	8.6E-03
Porsgrunn vannverk	1 døgn	4.4E-16	1.1E-13	<b>8.9E-01</b>
Porsgrunn vannverk	1 uke	1.3E-06	3.7E-06	<b>9.9E-01</b>
Porsgrunn vannverk	1 måned	1.4E-03	1.9E-03	<b>1.0E+00</b>
Porsgrunn vannverk	Konservativt	1.5E-02	1.5E-02	<b>1.0E+00</b>

Overført til «konkrete scenarier» så indikerer modellsimuleringene at utslipp fra septiktank på en fritidsbåt (ca.  $5 \times 10^{10}$  *E. coli*) normalt vil fortynnes så mye at det ikke gir målbare konsentrasjoner ( $>1/100$  ml) av *E. coli* ved vanninntakene. Kanskje med unntak av de første timene etter utslippet, dersom utslippet var rett over vanninntaket og bakteriene var festet til partikler som sank nedover mot inntaket. Normalt vil det ikke være personer med stor utskillelse av patogener om bord på båtene, men det er ikke utenkelig at det er diare-syke barn med stor utskillelse av f.eks *Cryptosporidium*. Ved utslipp av  $10^{10}$  parasitter i et slikt scenario, vil påvirkningen av vanninntakene avhenge blant annet at hvor utslippet var i forhold til vanninntaket (nærhet), når utslippet var i forhold til sirkulasjon/bevegelse i vannmassene og av

patogenenes overlevelsevne. Dersom utslippet skjedde i stagnasjonsperioden (om sommeren) vil grad av påvirkning være avhengig av hvorvidt patogenene umiddelbar sank nedover i vannmassene eller først spredte seg i overflatelaget, for så gradvis å blandes ned mot dypvannsinntakene. For «verste-fall» parasitter med svært god overlevelse (halveringstid en måned) kan påvirkningen fra utslipp fra septiktank/dobøtte på båt (gitt at det var sykt barn om bord) uansett bli betydelig.

## Vedlegg H: Ordforklaringer

<b>Ord</b>	<b>Forklaring</b>
AIP	Acidification Index Periphyton: trofiindeks for begroingsalger i forhold til forsuring
Cyano <sub>max</sub>	Høyeste observerte volum av cyanobakterier i løpet av sesongen
HBI	Heterotrof begroingsindeks: trofiindeks i forhold til organisk belastning
Log-reduksjon	I forbindelse med vannbehandling/desinfeksjon bruker vi ofte begrepet log-reduksjon: 1 log reduksjon = 90% fjerning (f.eks: antall patogener reduseres fra 1/L til 0.1/L) 2 log reduksjon = 99% fjerning (f.eks: antall patogener reduseres fra 1/L til 0.01/L) 3 log reduksjon = 99.9% fjerning (f.eks: antall patogener reduseres fra 1/L til 0.001/L)
nEQR	Normalisert EQR, fast skala med intervaller på 0,2 fra 0-1. 1 er referansetilstanden
Patogener	Sykdomsfremkallende bakterier, virus og parasitter
PTI	Periphyton Index of Trophic Status: trofiindeks for begroingsalger i forhold til eutrofiering
PTI	Phytoplankton Trophic Index: trofiindeks for planteplankton i forhold til eutrofiering
Tlc	Trofiindeks for vannplanter i forhold til eutrofiering
TOC	Total Organisk Karbon

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo  
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00  
[www.niva.no](http://www.niva.no) • [post@niva.no](mailto:post@niva.no)