

Vurdering av VEAS sitt dykkede overløp av avløpsvann i Lysakerfjorden



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 Vurdering av VEAS sitt dykkede overløp av avløpsvann i Lysakerfjorden	Løpenr. (for bestilling) 6729-2014	Dato 23.12.2014
	Prosjektnr. Undernr. 14234	Sider 62
Forfatter(e) André Staalstrøm Torulv Tjomsland Ingun Tryland Magdalena Kempa	Fagområde Oseanografi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Oslofjorden	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) VEAS	Oppdragsreferanse
--------------------------	-------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Målsetningen med denne rapporten er å beskrive hvordan overløpsutslippet til Lysakerfjorden fra VEAS-tunnelen spres i fjorden. Overløpet trer i kraft om vannmengdene til renseanlegget blir for store, for eksempel ved kraftige nedbørepisoder. Det ble lagt vekt på spredning av <i>E. coli</i> og hvordan dette påvirker aktuelle badelokaliteter i området. For å løse oppgaven har vi kombinert bruk av modeller med observasjoner i felt. Modellen Visual Plumes ble benyttet for å studere hvordan utløpsstrålen oppfører seg like etter at den forlater røret. Deretter beregnet den numeriske strøm- og spredningsmodellen GEMSS den videre spredningen i fjorden. Et større utslipp fra VEAS-tunnelen, som typisk kan forekomme et par ganger hver badesesong, ble modellert. Utslipet førte til høye konsentrasjoner av <i>E. coli</i> langs vestsiden av Lysakerfjorden med badeplassene Telenorstranda og Rolfstangen. Også Sollerudstranda ble betydelig påvirket. På alle disse strendene vil det være behov for varsel mot bading et par døgn etter slike store utslipp fra VEAS-tunnelen. Overløpet synes ikke å påvirke vannet i Bestumkilen og ved Bygdø sjøbåd i samme grad, og under og etter kraftig nedbør vil sannsynligvis Hoffselva og Mærradalsbekken (med sine respektive overløp og kloakklekkasjer) påvirke badevannskvalitet på disse lokalitetene mer enn VEAS-overløpet. Også Sollerudstranda og Telenorstranda påvirkes i betydelig grad av andre lokale utslipp, deriblant overløp til Lysakerelva.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Oslofjorden Kommunalt avløpsvann Tarmbakterier Numerisk modellering 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Oslofjorden Municipal wastewater Intestinal bacteria Numerical modelling
---	--



André Staalstrøm
Prosjektleder



Kai Sørensen
Forskningsleder

**Vurdering av VEAS sitt dykkede overløp av
avløpsvann i Lysakerfjorden**

Forord

Dette prosjektet startet med at Torulv Tjomsland og Ingun Tryland fra NIVA presenterte noen innledende modellresultater for VEAS fra forskningsprosjektet WaterQualityTools (finansiert av Regionale Forskningsfond Hovedstaden). Resultatene viste at det i Lysakerfjorden er opptrengning til overflata av vann fra VEAS sitt overløp, som ved større overløpsutslipp kan gi dårlig badevannskvalitet på de nærliggende strendene. Det ble bestemt at dette skulle undersøkes mer grundig i et eget prosjekt, hvor modellen skulle forbedres og også andre verktøy skulle tas i bruk. André Staalstrøm har vært ansvarlig for strømmålinger i Lysakerfjorden og innledende beregninger av innlagringsdyp for avløpsvannet. Torulv Tjomsland har sammen med Magdalena Kempa vært ansvarlig for å sette opp modellen og å visualisere resultatene. Ingun Tryland har vært ansvarlig for å tolke resultatene fra modelleringene opp mot eksisterende kunnskap om kilder og målinger av bakteriekonsentrasjoner i Lysakerfjorden. Kirsti Berg har vært vår kontaktperson ved VEAS.

Oslo, 23. desember 2014

André Staalstrøm

Innhold

Sammendrag	6
Summary	7
1. Innledning	8
1.1 Mål	8
1.2 Områdebeskrivelse	8
1.3 Metode	9
2. Innlagringsberegninger	12
3. Spredningsscenarier	16
3.1 Utslipp i overløp	21
3.2 Vindens betydning	25
3.3 Betydningen av endret innlagringsdyp	29
3.4 Sammenlikning med andre tilførselskilder	32
4. Sammenligning av modelldata med observasjoner	37
4.1 Observerte overløp fra VEAS-tunellen til Lysakerfjorden	37
4.2 Tilførsler fra andre kilder i området	41
4.3 Modellerte og målte bakteriekonsentrasjoner på badeplassene	44
5. Diskusjon	46
6. Referanser	48

Vedlegg A. Scenarium 1.1: Utslipp i overløp	49
Vedlegg B. Scenarium 1.2: Flere kilder	50
Vedlegg C. Scenarium 2.1: Vindstille	51
Vedlegg D. Scenarium 2.2: Nordlig vind	52
Vedlegg E. Scenarium 2.3: Østlig vind	53
Vedlegg F. Scenarium 2.4: Sørlig vind	54
Vedlegg G. Scenarium 2.5: Vestlig vind	55
Vedlegg H. Scenarium 3.1: Innlagringsdyp 10-20 m	56
Vedlegg I. Scenarium 3.2: Innlagringsdyp 5-20 m	57
Vedlegg J. Scenarium 4.1: Lysakerelva	58
Vedlegg K. Scenarium 4.2: Mærdalsbekken	59
Vedlegg L. Scenarium 4.3: Hoffselva	60
Vedlegg M. Overløp Lysaker i perioden april 2009 til august 2014. Data fra VEAS.	61
Vedlegg N.	62

Sammen drag

Målsettingen med denne rapporten er å beskrive hvordan overløpsutslippet til Lysakerfjorden fra VEAS-tunnelen spres i fjorden. Overløpet trer i kraft om vannmengdene til renseanlegget blir for store, for eksempel ved kraftige nedbørepisoder. Det ble lagt vekt på spredning av *E. coli* og hvordan dette påvirker aktuelle badelokaliteter i området.

For å løse oppgaven har vi kombinert bruk av modeller med observasjoner i felt. Modellen Visual Plumes ble benyttet for å studere hvordan utløpsstrålen oppfører seg like etter at den forlater røret. Deretter beregnet den numeriske strøm- og spredningsmodellen GEMSS den videre spredningen i fjorden. Et større utslipp fra VEAS-tunnelen, som typisk kan forekomme et par ganger hver badesesong, ble modellert. Utslipet førte til høye konsentrasjoner av *E. coli* langs vestsiden av Lysakerfjorden med badeplassene Telenorstranda og Rolfstangen. Også Sollerudstranda ble betydelig påvirket. På alle disse strendene vil det være behov for varsel mot bading et par døgn etter slike store utslipp fra VEAS-tunnelen. Overløpet synes ikke å påvirke vannet i Bestumkilen og ved Bygdø sjøbad i samme grad, og under og etter kraftig nedbør vil sannsynligvis Hoffsbekken og Mærradalsbekken (med sine respektive overløp og kloakkekassjer) påvirke badevannskvalitet på disse lokalitetene mer enn VEAS-overløpet. Også Sollerudstranda og Telenorstranda påvirkes i betydelig grad av andre lokale utslipp, deriblant overløp til Lysakerelva.

Det er en rekke forhold som vil påvirke hvorvidt et utslipp fra overløpet til VEAS-tunnelen vil gi uakseptabel badevannskvalitet på de berørte strendene og hvor lang tid etter utslippet før badevannskvaliteten på strendene igjen er god. Det er derfor ikke enkelt å sette en grenseverdi, målt i m³ overløpsvann, for når og hvor lenge det bør advares mot bading, f.eks. på Rolfstangen, Telenorstranda og Sollerudstranda. Følgende forhold kan påvirke dette:

- 1) **Utslippets størrelse, varighet og bakteriekonsentrasjon.** Mindre fortynnet avløpsvann vil normalt inneholde mer tarmbakterier og humanpatogener per m³ enn kraftig fortynnet avløpsvann.
- 2) **Innlagringsdyp.** Dette påvirkes blant annet av vannføringen, saltholdighetsgradient og strømstyrke. Mindre utslipp (tilført med lav vannføring) vil muligens i større grad lagres inn på dypet og i mindre grad påvirke badevannskvaliteten, mens et utslipp av størrelsesorden 3 m³/s vil være svært utfordrende å innlagre under overflata ved utslipp på omtrent 25 m dyp. I de fleste modellscenariene er det antatt at en del av utslippet når overflata.
- 3) **Spredningsforhold i overflatevannet.** Påvirkes blant annet av tidevann, vindretning og vindstyrke (både under selve utslippet og i dagene etter)
- 4) **Bakterienes utdøingshastighet.** Påvirkes i tillegg til temperatur av solforhold, siktedyp, saltholdighet, partikkelbinding mm. Det er benyttet konservative verdier for beregning av utdøingshastighet for *E.coli*.

Vi har kun modellert spredningen av ett «tenkt» utslipp, men vi har tatt med ulike scenarier med hensyn på innlagringsdyp og vindretning. Ideelt sett burde hver utslippshendelse vært modellert under gjeldende værforhold. Men resultatene fra modelleringen kan til en viss grad overføres og «skaleres» til andre utslippshendelser, ut ifra vurderinger av forholdene nevnt over.

Summary

Title: Assessment of discharge of wastewater from the VEAS overflow pipe in Lysakerfjorden.

Year: 2014

Author: André Staalstrøm, Torulv Tjomsland and Ingun Tryland

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: 978-82-577-6464-7

The purpose of this report is to describe how discharge from the VEAS-tunnel to Lysakerfjorden is spread. The overflow starts when the tunnel is overloaded, for example due to heavy rain episodes. Emphasis was placed on the spread of *E. coli* and how this affects the bathing sites in the area. *E. coli* is an indicator of fecal contamination. At high concentrations of *E. coli* in bathing water is the increased probability of occurrence of pathogenic bacteria, viruses and parasites.

To solve the problem, we have combined the use of models with observations in the field. Visual Plumes model was used to study the expiry beam behaves just after it leaves the pipe. Then we calculated the further spread of the fjord by the numerical current and dispersion model GEMSS. A major discharge from the VEAS tunnel, which typically occur a few times each bathing season, were modeled. The spill led to high concentrations of *E. coli* along the west side of Lysakerfjorden with bathing locations Telenorstranda and Rolfstangen. Also Sollerudstranda was significantly affected. On all these beaches it is necessary to issue warning against swimming a few days after such large discharges from the VEAS tunnel. Overflow does not seem to affect the water in Bestumkilen and near Bygdø sjøbåd to the same extent, and during and after heavy rainfall, it is likely that Hoffsbekken and Mærradalsbekken (with their respective overflow and sewage leaks) affect bathing water quality at these sites more than discharge from the VEAS tunnel. Also Sollerudstranda and Telenorstranda are heavily influenced by local emissions, including overflow to Lysakerelva.

There are several factors that will influence whether an overflow discharge from the VEAS tunnel will give unacceptable bathing water quality near the affected beaches and how long after the discharge before bathing water quality return to acceptable conditions. It is therefore not easy to set a threshold, measured in m³ overflow water, for when and how long it should be issued warnings against bathing. The following factors can affect this:

- 1) **The volume, duration and bacterial concentration of the discharge.** Less diluted wastewater contains normally more intestinal bacteria per volume than highly diluted wastewater.
- 2) **The depth where the discharge water find neutral buoyancy.** This is affected by water flow in the discharge, salinity stratification and current speed. Less water flow will probably affect the surface layer to a lesser extent, while a discharge of approximately 3 m³/s will reach the surface in most conditions if it is discharged at about 25 m depth. In most of the model runs it is assumed that some of the wastewater reaches the surface.
- 3) **Dispersion conditions in the surface layer.** This is affected by tides, wind direction and wind speed (both during the discharge and the day after).
- 4) **Bacterial decay rate.** This is affected among other effects by the temperature, light conditions, water transparency and how organic particles behave. Conservative values are used for calculation of the decay rate for *E.coli*.

We have only modeled the spread of one type of release, under different wind conditions. Ideally, each discharge event should be modeled individually with realistic conditions. But the results of the modeling can to some extent be transferred and "scaled" to other discharge events, when the conditions above are considered.

1. Innledning

1.1 Mål

Målsettingen med denne rapporten er å beskrive hvordan tarmbakterier som slippes ut via overløpet til Lysakerfjorden fra VEAS-tunnelen spres i Lysakerfjorden. Overløpet trer i kraft når vannmengdene til renseanlegget blir for store, for eksempel ved kraftige nedbørsepisoder.

Det ble lagt vekt på spredning av *E. coli* og hvordan dette påvirker de nærliggende badelokalitetene. *E. coli* er en indikator på fekal forurensning. Ved høye konsentrasjoner av *E. coli* i badevannet er det økt sannsynlighet for forekomst av sykdomsfremkallende bakterier, virus og parasitter.

Det finnes ingen absolutt grenseverdi for når det bør advares mot bading basert på enkeltmålinger. Både EUs badevannsdirektiv og norske badevannsnormer forutsetter at det tas flere prøver. Strender der mer enn 10 % av prøvene overstiger 1000 termotolerante koliforme bakterier (TKB $\approx E. coli$)/100 ml (norske normer) eller der beregnet 95-percentil er over 500 *E. coli*/100 ml (EUs badevannsdirektiv) vurderes som å ha dårlig badevannskvalitet. I henhold til EUs badevannsdirektiv kan prøver tatt under korttidsforurensning utelates fra vurderingen av badevannskvaliteten på aktuelle strender dersom man kjenner til hva som forårsaker korttidsforurensningen (f.eks regnværsoverløp ved kraftig nedbør eller nødoverløp ved kloakkstopp), hendelsen ikke skjer så ofte, effekten på badevannskvaliteten er kortvarig og kjent, **og det advares mot bading når vannkvaliteten er dårlig**. Hovedmålet er å unngå at folk bader i helseskadelig vann, men samtidig kan benytte badeplassene på alle dagene når vannkvaliteten er god. Kunnskap om effekten av utslipp fra kloakkinstallasjoner i nærheten av badeplasser (deriblant overløpet fra VEAS-tunnelen) er viktig både for å prioritere tiltak (for ansvarlige for avløpsanlegg) og for å varsle publikum ved dårlig badevannskvalitet (helsemyndighetene).

1.2 Områdebeskrivelse

Lysakerfjorden er en del av Oslofjorden. Den avgrenses innerst av Bestumkilen og strekker seg utover mot Vestfjorden og Bunnefjorden, **Figur 1**. De største ferskvannstilførselene kommer via Lysakerelva, Merradalsbekken og Hoffsbekken. Alle disse elvene renner gjennom områder med tett bosetning og har høye bakteriekonsentrasjoner. Ved kraftig regn øker tilførselene av forurensninger som følge av overløp og lekkasjer fra avløpsledninger samt overvann fra gater o.l. I perioder med overløp bidrar dette vannet til forurensning av fjorden.

De mest benyttede badelokalitetene i området er: Sollerudstranda, Telenorstranda, Rolfstangen, Bygdø sjøbad og Huk. Stort sett er det god badevannskvalitet på disse strendene, men på Sollerudstranda, Telenorstranda og Rolfstangen er det innimellom målt betydelig høyere konsentrasjoner av *E. coli* enn anbefalt for bading.

I Bestumkilen er dybdene mindre enn 5 meter. Fra Lysakerelva og utover er det en renne hvor dybdene øker jevnlige til 60-70 meter, **Figur 2**. VEAS' overløpstunnel munner ut i denne rennen ca. 300 meter sør for utløpet av Lysakerelva. Rørledningen har en diameter på 3 meter. Overløpet antas å tilføres fjorden på 24 - 27 meters dyp. **Figur 3** viser overløpets utløpsrør for det ble montert.

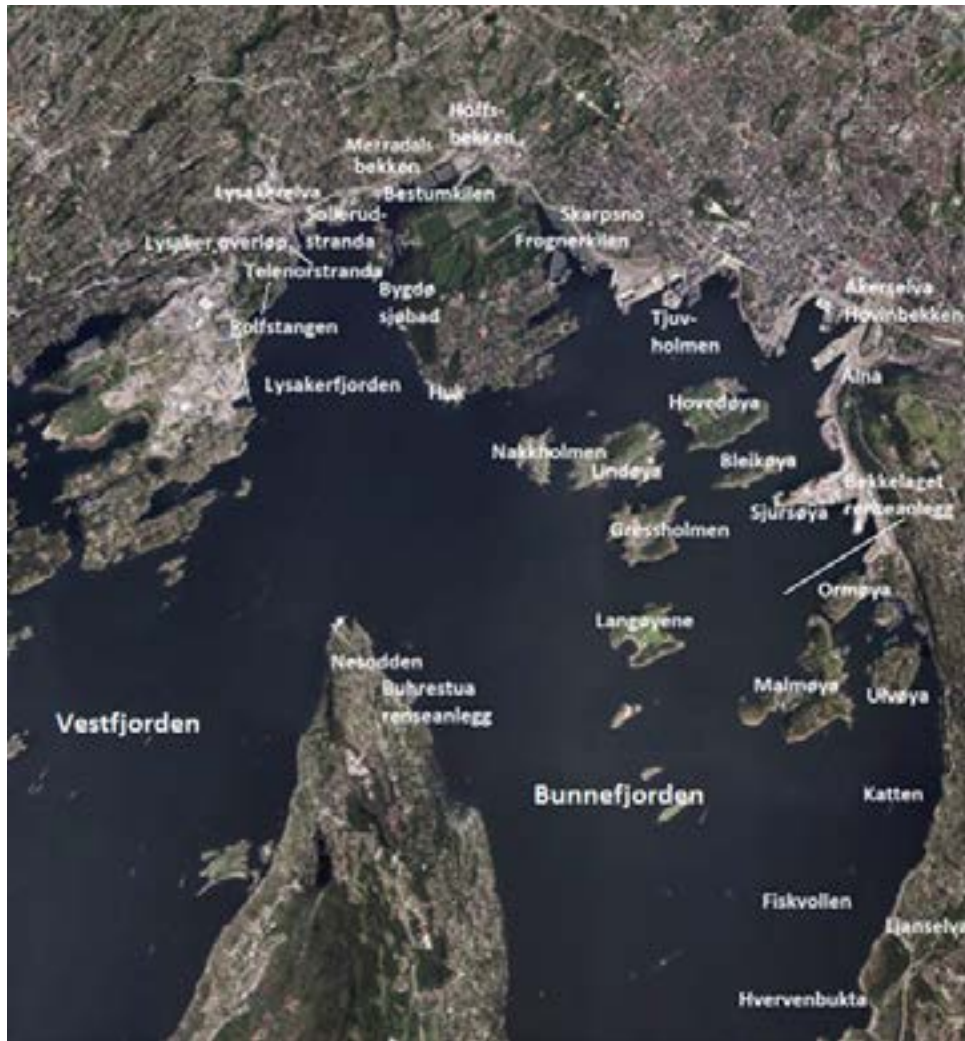
1.3 Metode

For å løse oppgaven har vi kombinert bruk av modeller med observasjoner i felt. De ulike metodene gir både separat og utfyllende informasjon om spredningsforløpet slik at de endelige konklusjonene blir sikrest mulige.

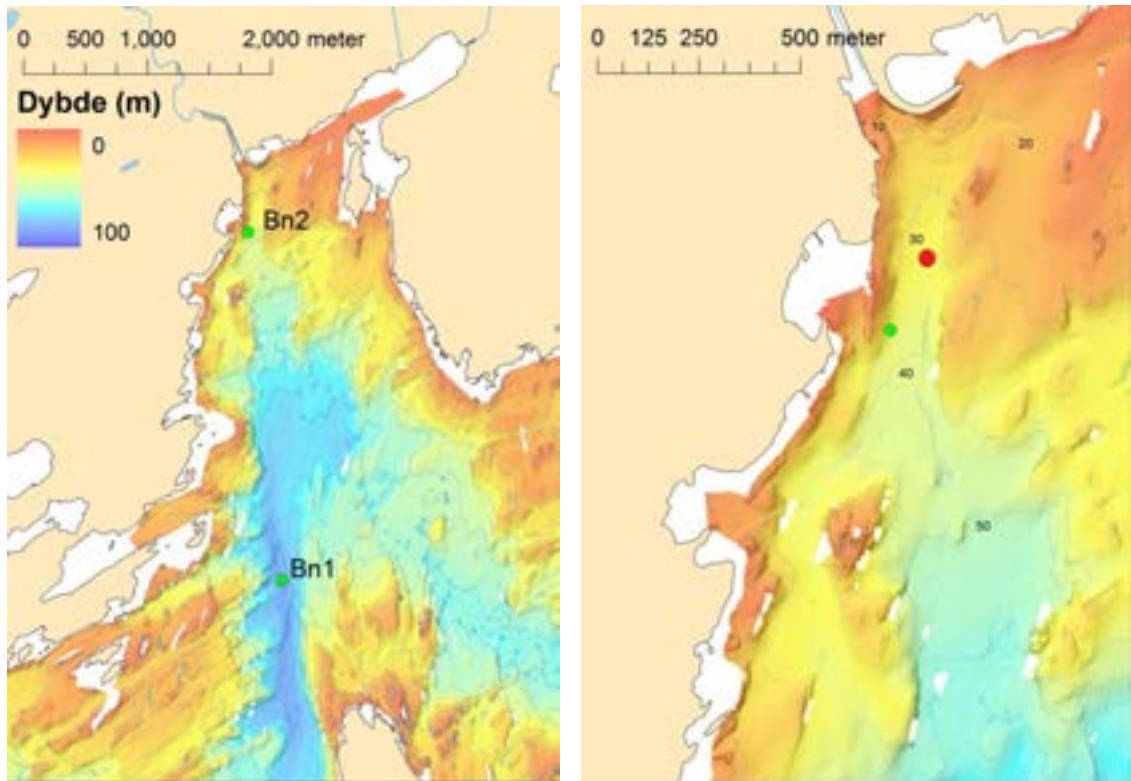
Den storstilte spredningen av overløpsvannet i fjorden ble beregnet ved den 3-dimensjonale modellen GEMSS. GEMSS beregner strøm, temperatur, konsentrasjon av stoffer med ulike egenskaper, inkludert tarmbakterier, vannkvalitet, sedimenttransport, spredning av olje mm. Modellen beregner hva som skjer i fjorden ut fra kjent klima, vannføring, vanntemperatur og stoffkonsentrasjon i tilløp samt vannstand og stoffkonsentrasjoner ved den åpne enden av fjorden. Fjorden deles inn i beregningsceller. For hver celle ble resultatene beregnet skrittvis fremover i tid. 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 <http://gemss.com/index.html>. Modellen er blant de mest avanserte som finnes. Den er jevnlig brukt verden rundt.

Den første fasen av hvordan utløpsstrålen oppfører seg etter at den forlater røret er meget viktig. Lagres den inn på dypt vann eller fortsetter den oppover til overflaten. Det ble gjort en spesialstudie av dette ved modellen Visual Plumes. Modellen er utviklet av United States Environmental Protection Agency (EPA).

For å se i hvilken grad virkeligheten stemmer med modellenes beskrivelse ble det utført strømmålinger. Hovedhensikten med disse var å verifisere modellene med hensyn til i hvilken grad overvannet når overflaten. I tillegg blir simulerte verdier sammenholdt med observerte bakteriekonsentrasjoner mm. fra egne målinger (fra forskningsprosjektet WaterQualityTools, finansiert av Regionale Forskningsfond Hovedstaden) og fra det løpende overvåkingsprogrammet til Oslo og Bærum kommune.



Figur 1. Oversiktskart over Lysakerfjorden og Oslo havn.



Figur 2. Dybdekart over hele Lysakerfjorden (til venstre) og ved Lysakerelvas utløp (til høyre). Den grønne prikken markert med Bn1 indikerer en stasjon som er del av overvåkningsprogrammet for Indre Oslofjord. Den grønne prikken merket Bn2 angir posisjonen hvor strømmåleren var plassert. Overløpet fra VEAS-tunnelen merket med en rød prikk i kartet til høyre. Dybdekoter er tegnet opp for hver 10. meter.



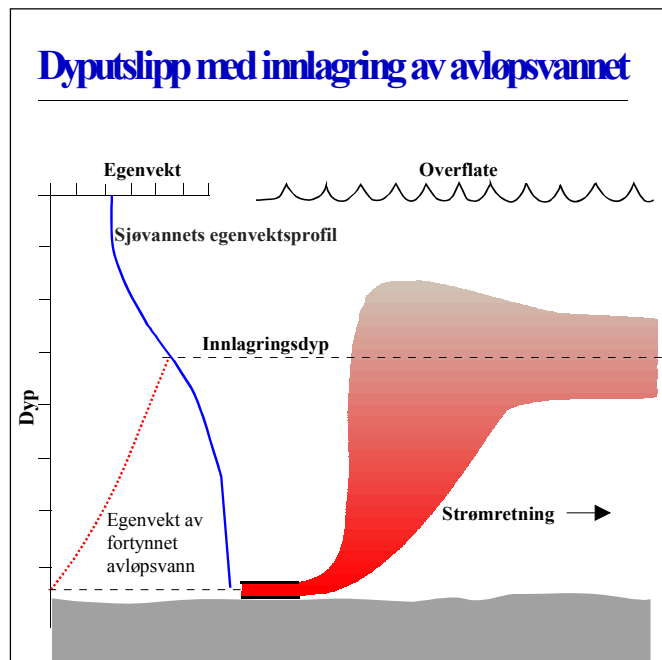
Figur 3. Bilde tatt i forbindelse med montering av overløpet i Lysakerfjorden.

2. Innlagringsberegninger

I dette tilfellet er resipienten sjøvannet i Lysakerfjorden, og avløpsvannet er ferskvann. Avløpsvannet, som dermed er lettere enn vannet i resipienten, vil stige oppover. Avløpsstrålen vil ha positiv oppdrift, men samtidig vil sjøvann blandes inn, og avløpsstrålens egenvekt øker. Ofte er resipienten lagdelt. Det betyr at egenvekten minker oppover i vannsøylen og at egenvekten til sjøvannet rundt avløpsstrålen blir mindre og mindre, mens avløpsstrålen stiger oppover. Når egenvekten til avløpsstrålen er lik tettheten til vannet rundt på grunn av innblanding, har ikke lenger avløpsstrålen positiv oppdrift. Avløpsvannet vil likevel stige et stykke oppover, helt til all bevegelsesenergien i strålen er brukt opp, og den vil synke noe ned igjen til den når laget med samme egenvekt igjen. Vi sier at avløpsvannet har nådd sitt innlagringsdyp.

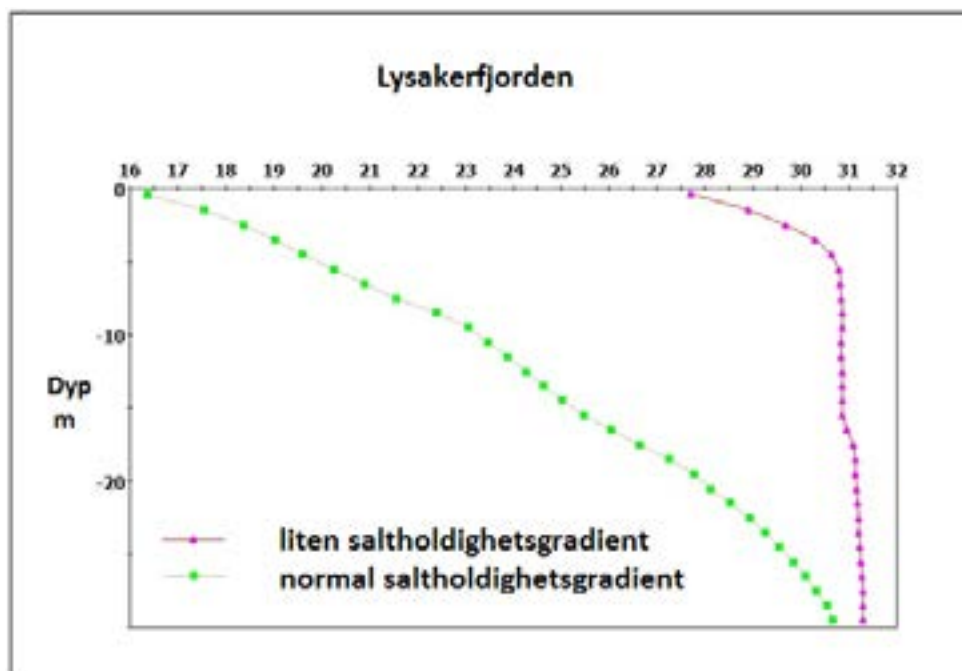
Figur 4 illustrerer dette, hvor stigende avløpsvann når sitt innlagringsdyp, og siden spres horisontalt. Til venstre for skissen av avløpskyen, vises to grafer som henholdsvis viser egenvekten til resipienten (blå linje) og avløpsvannet (rød stiplet linje). Innlagringsdypet vil være omtrent hvor de to kurvene krysser hverandre. Vi kan merke oss at hvis vannmassen er veldig homogen, det vil si at den blå kurven er nesten vertikal, så vil det bli vanskelig å oppnå et innlagringsdyp under overflaten. Dette kan i så fall kun oppnås hvis avløpsvannet fortynnes mye og raskt, og avløpsstrålens egenvekt øker raskt.

Mengden av avløpsvann påvirker også innlagringsdypet. Er vannmengden stor så kreves det mer innblanding av sjøvann for at egenvekten til avløpsstrålen skal reduseres tilstrekkelig. Dette vil arte seg som at den røde stiplede linjen i **Figur 4** blir mer vertikal. Blir vannmengden for stor så vil ikke avløpsvannets egenvekt økes raskt nok til at det oppnås innlagring i dypet, og avløpsvannet vil nå overflata. Strømbevegelser vil også påvirke dette bildet, i og med at økt strømstyrke gir økt innblanding, og dermed dypere innlagringsdyp.



Figur 4. Prinsippskisse som viser hvordan et dyputslipp av avløpsvann fungerer i forhold til innlagring. En forutsetning for innlagring er at egenvekten for fjordvannet øker med dypet (vertikal sjiktning).

I dette prosjektet benytter vi programmet Visual Plumes beskrevet av (Frick et al., 2001), som beregner innlagringsdypet. Det er benyttet to forskjellige vertikale sjiktninger av vannmassene, sterk og svak sjiktning (se **Figur 5**).

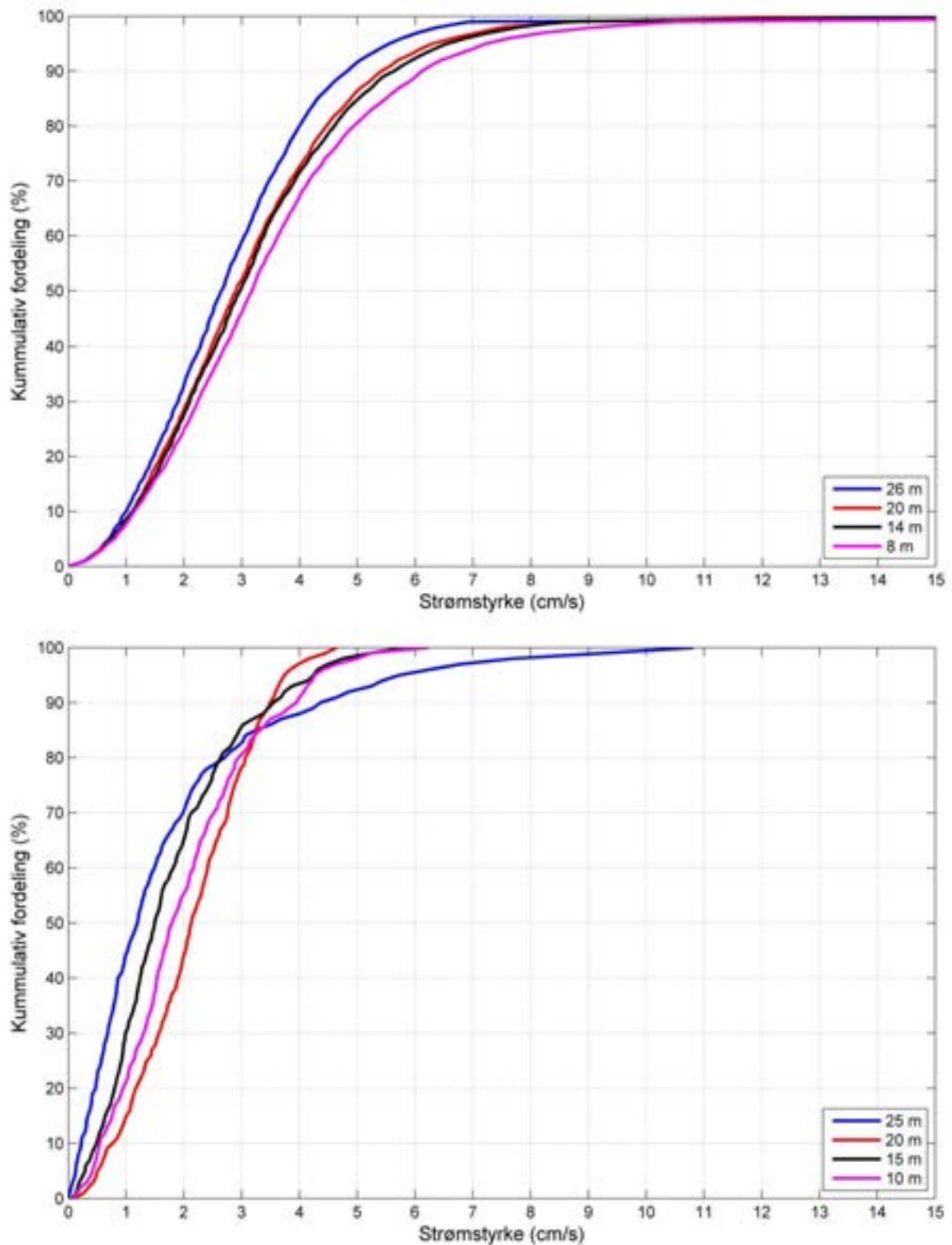


Figur 5. Ved små ferskvannstilførsler blir overflatevannet saltet og tetthetsforskjellen redusert. Dette fører til redusert vertikal stabilitet og større risiko for at utslipp nær bunnen kan nå overflatevannet. Saltholdighet omkring 20 PSU (promille) i overflaten, representerer en normal situasjon. I tørre perioder kan saltholdigheten bli opp i mot 30 PSU. Typisk konsentrasjon i bunnvannet er ca. 32 PSU.

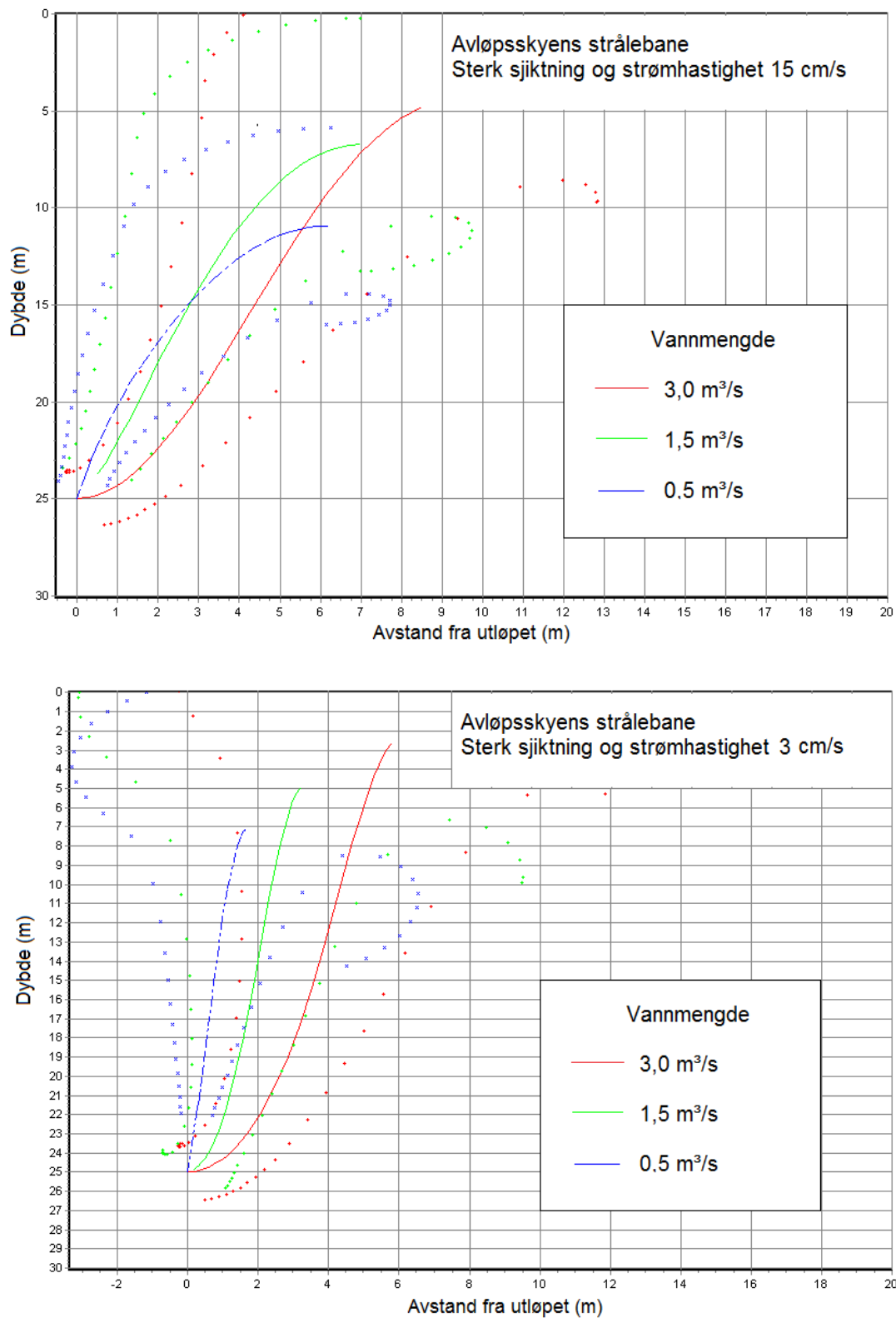
I perioden 24. juli til 28. august 2014 var det utplassert en profilerende strømmåler av typen Nortek Aquadopp 600 kHz. Dette er en akustisk strømmåler som benytter Doppler prinsippet til å beregne strømhastigheten til partikler i vannmassene langs tre akser, som dekomponeres til horisontale strømkomponenter. Strømmåleren var utplassert i posisjon N 59°54,348' Ø 10°38,584. Denne posisjonen er markert som stasjon Bn2 i **Figur 2**.

Øverst i **Figur 6** er den kumulative fordelingen til strømstyrken basert på målinger i fire forskjellige dyp. Verdien på y-aksen angir hvor stor andel av målingene som har en strømstyrke lavere enn verdien på x-aksen. I dybdeintervallet 14-20 m er 50 % av målingene lavere enn 3 cm/s. Dette kalles også strømstyrkens medianverdi.

I **Figur 7** er resultatene fra beregning av innlagringsdyp ved bruk av Visual Plumes vist. Øverst vises en situasjon med sterk strømstyrke (15 cm/s), og avløpsstrålen innlagres da på omtrent 7 m dyp, hvis vannmengden er 1,5 m³/s og sjiktningen er sterk (normal saltholdighetsgradient). Hvis vannmengden øker vil avløpsstrålen nå overflata. Vi ser fra **Figur 6** at strømstyrker på 15 cm/s forekommer sjeldent. Ved en mer vanlig strømstyrke på 3 cm/s vil avløpsstrålen nå overflata selv ved en så lav vannmengde som 0,5 m³/s. Ved en vannmengde av størrelsesorden 3 m³/s vil det være svært utfordrende å oppnå innlagring av avløpsvannet under overflata ved utslipp på omtrent 25 m dyp.



Figur 6. Kumulativ fordeling av strømstyrke i Lysakerfjorden, stasjon Bn2, basert på strømmålinger (øverst) og modellberegninger (nederst). På y-aksen angis andelen i prosent av målingene som har en strømstyrke lavere enn det som er angitt på x-aksen. Medianverdien til målingene finnes for eksempel ved å trekke en horisontal linje fra verdien 50 % på y-aksen, og den er omtrent 3 cm/s i dybdeintervallet 14-20 m, mens det i modellberegningene er noe lavere strømshastigheter (1,5 til 2,1 cm/s).



Figur 7. Resultater fra beregninger med Visual Plumes med en sterk strømstyrke på 15 cm/s (øverst) og en normal strømstyrke på 3 cm/s (nederst). Overløpet forventes å stige til overflaten ved vanlig forekommende horisontale strømmer.

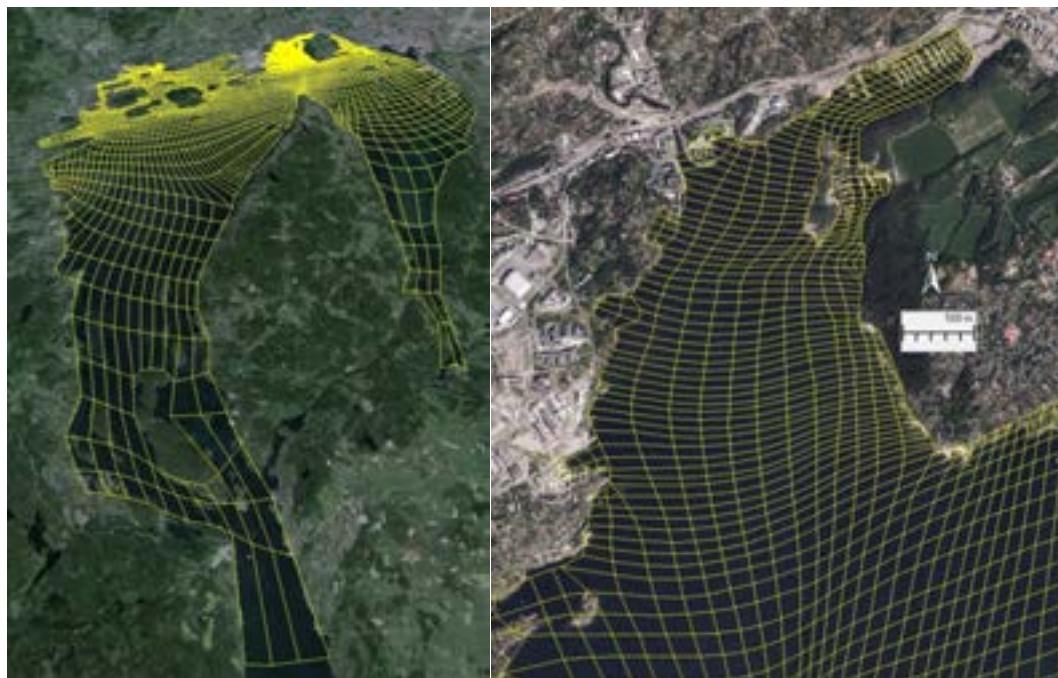
3. Spredningsscenarier

Indre Oslofjord er delt inn i beregningsceller. I horisontalplanet er disse av variabel størrelse, **Figur 8**. I Lysakerfjorden kan sidelengdene være ned mot 30 meter. I dybderetning hadde alle cellene en utstrekning på 1 m.

Strømmene blir drevet som følge av tidevann (i modellen gitt ved den åpne randen ved Drøbak), vind og ferskvannstilførsler. En beskrivelse av disse inputverdiene, samt verifisering av modellen for indre Oslofjord er beskrevet i Tjomsland m.fl. 2014. Simulerte verdier av temperatur og saltholdighet viste godt samsvar med observerte verdier. Dette viser at modellen beregnet vannutskiftning i fjorden på en tilfredsstillende måte og også beregnet bakteriekonsentrasjoner i Lysakerfjorden-Bunnefjorden som var realistiske i forhold til observerte verdier.

Verdier av strømstyrken fra stasjon Bn1 (se **Figur 2**), hvor strømmålingene ble foretatt, har blitt hentet ut fra en 18 dager lang modellkjøring. Den kumulative fordelingen av strømstyrken i modellberegningene er tegnet opp for fire forskjellige dyp, på samme måte som for strømmålingene (se **Figur 6**, nederst). Medianverdien til modellert strømstyrke i 15-20 m dyp er noe lavere (1,5 til 2,1 cm/s) enn det målingene viser (omtrent 3 cm/s). Denne forskjellen er forholdsvis liten, og vi kan anta at modellen beskriver sirkulasjonen i Lysakerfjorden tilfredsstillende.

Det ble laget scenarier for spredning av bakterier fra overløpet hvor forholdene var som i 2012 med hensyn til meteorologi, vannføringer i elvene, vannstand i Drøbaksundet og gjennomsnittlige/sannsynlige bakteriekonsentrasjoner i elver og overløp.



Figur 8. Indre Oslofjord (innenfor Drøbaksundet) ble delt inn i beregningsceller (venstre bilde). I Lysakerfjorden var gridet detaljert (høyre bilde). I dybderetning hadde cellene en utstrekning på 1 m.

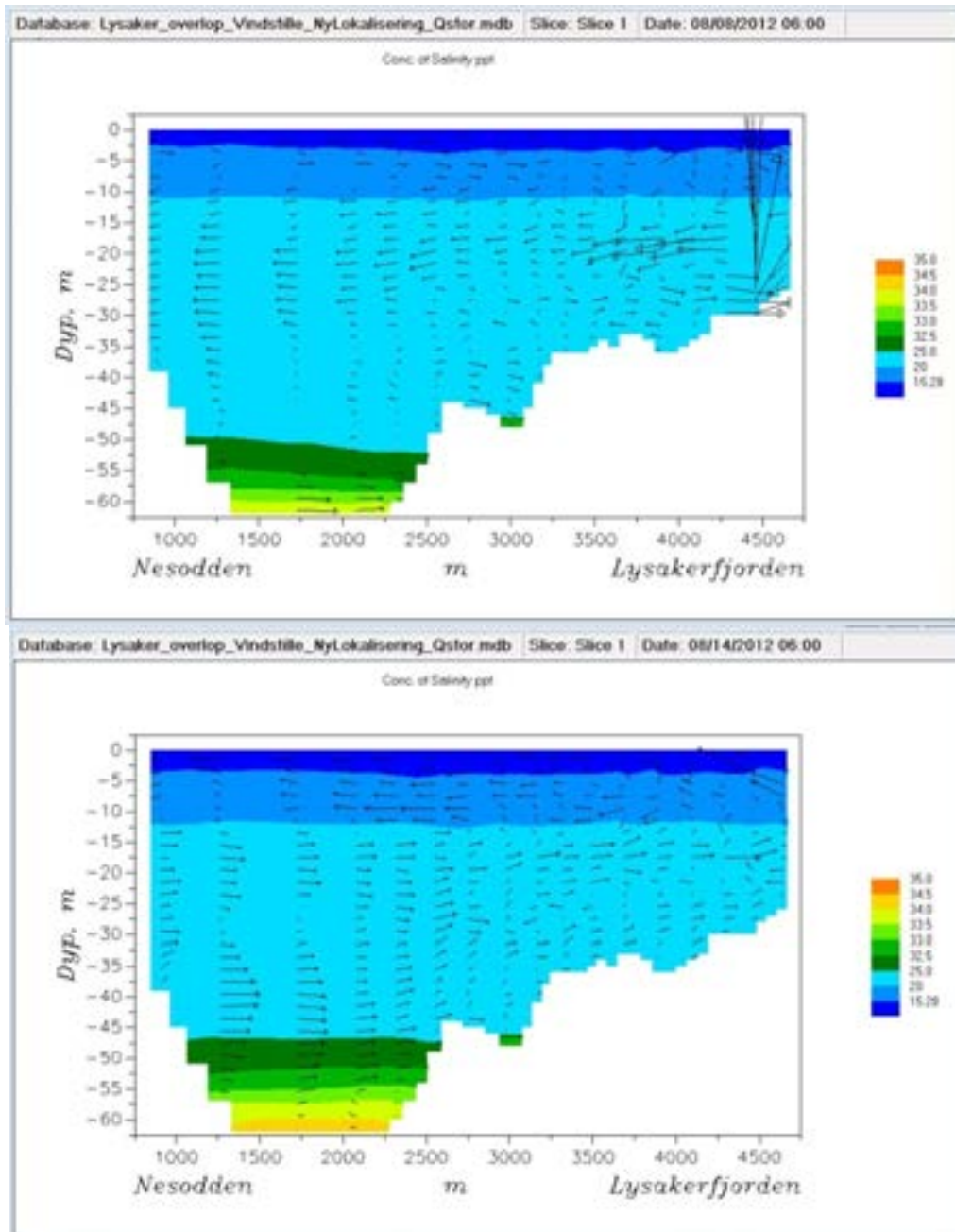
Ved normale forhold (ingen eller lite nedbør) er det ikke noe overløpsutslipp fra VEAS-tunnelen ved Lysaker. Dette skjer først når vannføringen i VEAS-tunnelen blir høyere enn det renseanlegget kan ta imot. I de følgende scenariene har vi antatt ett døgn med kraftig nedbør, hvilket var tilstrekkelig til å lede til et større «tenkt» overløp. Overløpet ved Lysaker ble antatt å vare i 24 timer. Vannføringen ble satt konstant til 3 m³/s med en konstant *E. coli* konsentrasjon på 500 000 /100 ml. I tillegg ble det også tilført bakterier til Lysakerfjorden fra Hoffselva, Mærradalsbekken og Lysakerelva, for å sammenligne effekten av utslippet fra VEAS-tunnelen med effekten av utslipp fra disse kildene. Under den «tenkte» nedbørshendelsen ble vannføringen i elvene økt fra middelverdi til maksimum i løpet av 8 timer for deretter å avta lineært til middelverdien igjen i løpet av døgnet. Bakteriekonsentrasjonene økte til maksimum verdi fra kl. 02 til kl. 14 og avtok jevnt ut døgnet, **Tabell 1**. Vi antok at dette skjedde i begynnelsen av august 2012. Dette er en «tenkt» kraftig nedbørshendelse som er rimelig realistisk, selv om ingen nedbørshendelser, med påfølgende kloakkoverløp, vil være helt like. Hendelsen er ment å representere en nær «verste fall» situasjon. Hvor representativ en slik hendelse er, blir diskutert senere i rapporten.

Tabell 1. Benyttet input i modellen for vannføring og *E. coli* konsentrasjoner i overløp og elver «normalt» (ingen eller lite nedbør) og i løpet av døgnet med kraftig regn.

	Normal vannføring	Høy vannføring	Normal konsentrasjon	Høy konsentrasjon
	m³/s	m³/s	<i>E.coli</i>/100 ml	<i>E.coli</i>/100 ml
Overløp_Lysaker (VEAS)	0	3	0	500 000
Lysakerelva	6,4	10	200	10 000
Mærradalsbekken	0,25	2,5	10 000	50 000
Hoffsbekken	0,22	2,2	1000	50 000

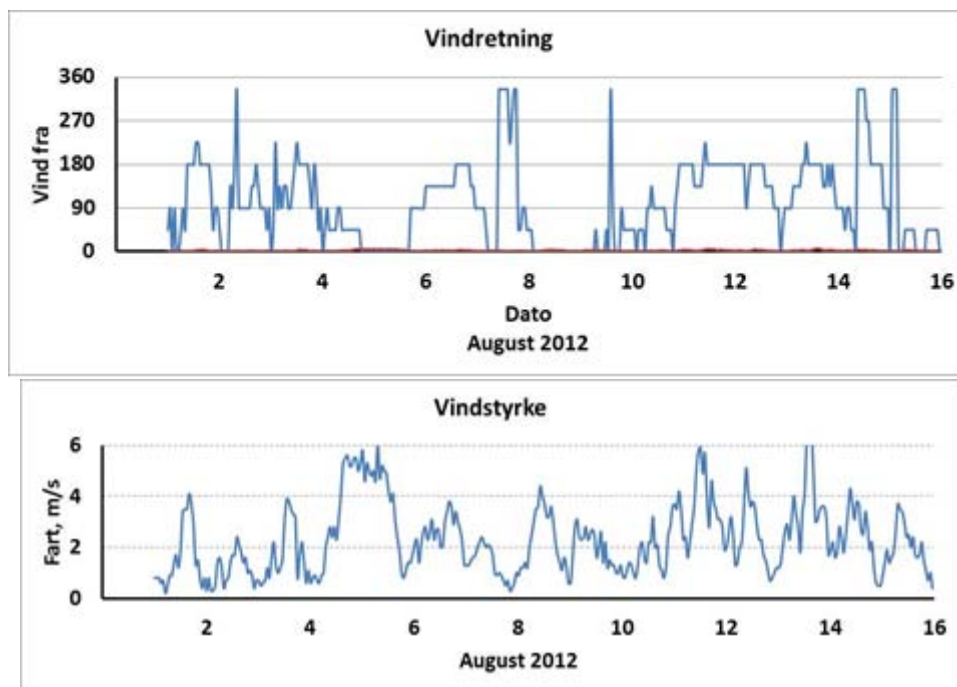
Det må bemerkes at det er mange andre kilder til fekal forurensning i området som kan påvirke badevannskvaliteten lokalt, blant annet en rekke regnværsoverløp og nødoverløp direkte til fjorden. Selv fugler og utslipp fra båter kan påvirke badevannskvaliteten lokalt. Hensikten med denne rapporten har ikke vært å få med alle små og store kilder, men å studere spredningen av tarmbakterier fra overløpsutslipp fra VEAS-tunnelen.

E. coli ble gitt en temperaturavhengig utdøingshastighet, tilsvarende 1 døgn halveringstid ved 20 °C og 4,5 døgn halveringstid ved 4 °C.

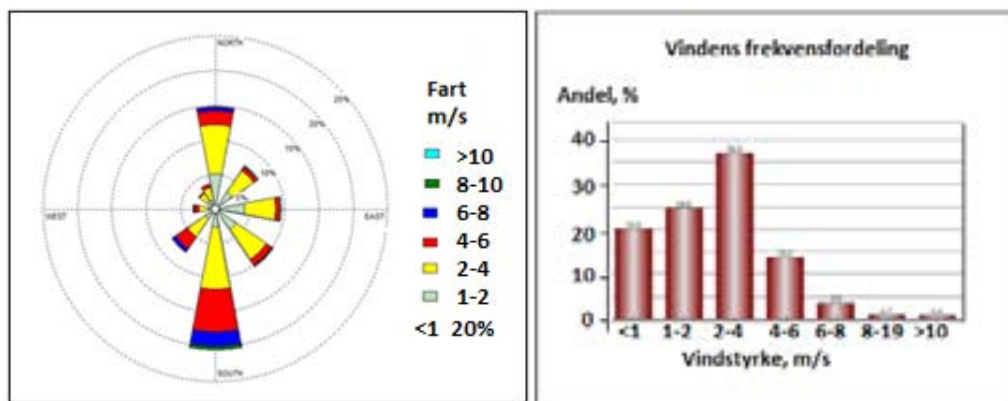


Figur 9. (Øverst) Ved utgående tidevann er strømmene overveiende rettet utover. (Nederst) Inngående tidevann. Det lette vannet fra elvene strømmet utover på overflaten. Innerst i Lysakerfjorden strømmet vannet oppover til overflaten.

En typisk vannstandsending pga. tidevann er 0,3 til 0,6 m. Dette forårsaker utgående strømmer i Lysakerfjorden i 6 timer ved synkende vannstand fulgt av inngående strømmer på stigende vannstand de følgende 6 timene, **Figur 9**. De lettere ferskvannstilførselene legger seg på overflaten og kan forårsake utgående strømmer selv ved stigende tidevann. I tillegg påvirkes strømmene av vinden. I august 2012 blåste vinden fra nord under den tenkte regnvaresepisoden og dagen etter; ellers i varierende retninger. Vindens fart var overveiende under 4 m/s, **Figur 10**. De mest vanlige vindretningene er på langs av fjorden, dvs. fra nord og fra sør. Vanligst forekommende fart under 4 m/s, **Figur 11**. Områdene langs land er særlig utsatt for oppover rettede strømmer. Et dyputslipp er derfor utsatt for å bli transportert til overflaten i disse områdene.



Figur 10. Vindens blåste fra nord under regnværsepisoden og dagen etter; ellers i varierende retninger. Vindens fart var overveiende under 4 m/s.



Figur 11. Ås 2012-2013 10 meter over bakken. Den mest dominerende vindretningen var fra sør mot nord, dernest fra nord og fra østlige retninger. Den mest hyppige forekommende vindstyrke var 2-4 m/s.

I **Tabell 2** gis en oversikt over de modellscenarioene som er brukt i denne rapporten. Alle modellkjøringene har brukt de samme inngangsdataene når det gjelder tidevann. Sjøtning i temperatur og saltholdighet som er blitt brukt er «normal saltholdighetsgradient», hvor saltholdigheten er 20 PSU i overflata og 32 PSU ved bunn (se **Figur 5**). I de fleste scenarioene er det benyttet normale vindforhold. Det vil si vindstyrken og vindretningen vist i **Figur 10**. For å se på effekten av vindretningen har det i fire av scenarioene blitt lagt inn en konstant vindretning fra henholdsvis nord, øst, sør og vest. I disse tilfellene var det en konstant vindstyrke på 3 m/s som varte i 48 timer, før det igjen var normale vindforhold. Vindstatistikk fra Blindern for årene 2002-2010 viser også at det vanligvis blåser fra enten sør eller nord,

og at vind fra øst eller vest er mindre vanlig, selv om også dette forekommer. Ut ifra dette kan man si at modellscenariene med vind fra nord eller sør er mest vanlig, beskriver den situasjonen som forekommer oftest.

En modell som skal beskrive et større havområde i tre dimensjoner, er avhengig av å dele området opp i bokser. På grunn av begrensninger i regnekraft så må boksene ha en viss størrelse. Beregningsbokser med en horisontal utstrekning på 30 m slik som vi har benyttet i deler av Lysakerfjorden i disse modellkjøringene, er å betrakte som meget høy horisontal oppløsning. Allikevel er ikke denne oppløsningen nok til å beskrive det som skjer i utløpsstrålen rett etter at den kommer ut av avløpsrøret.

Figur 7 viser at avløpsstrålen når sitt innlagringsdyp eller når overflata i løpet av noen få meter, og en 3D havmodell vil generelt ikke kunne beskrive den dynamikken som foregår helt nær utslippet. Derfor har vi benyttet Visual Plumes som er spesialdesignet for akkurat denne problemstillingen. På den annen side så tar ikke Visual Plumes hensyn til hvordan utslippsskyen spres videre i resipienten etter at den har nådd sitt innlagringsdyp.

Figur 7 viser at utslippsstrålen når overflata under normale strømforhold om vannmengden er stor nok. Men på veien opp fra utslippsdypet, så blandes avløpsvannet hele tiden med vannet i resipienten. På bakgrunn av dette har vi valgt å fordele avløpsvannet fra overløpet over en del av vannsøylen når det legges inn i 3D modellen. I de fleste scenarioene er avløpsvannet fordelt fra 20 m til 0 m. To scenarioer har blitt kjørt for å studere hvor sensitive resultatene er for hvordan avløpsvannet er lagt inn i de videre modellkjøringene.

Tabell 2. Oversikt over de modellkjøringene som presenteres i denne rapporten. Hvert scenarium har hatt forskjellige kilder med avløpsvann eller elvevann. Teksten i kolonnen «kilder» henviser til beskrivelsen i **Tabell 1**. «VEAS» betyr at det er lagt inn utslipp fra VEAS sitt overløp med vannføring 3 m³/s og med konsentrasjon 500 000 *E.coli*/100 ml i 24 timer slik som beskrevet i teksten. «VEAS + elver» betyr at de tre elvene/bekkene Lysakerelva, Mærdalsbekken og Hoffsbekken med høy vannføring og bakteriekonsentrasjon også er lagt inn i samme scenarium. «Utslippsdyp» angir det dybdeintervallet hvor utslippet blir spredd utover.

Scenarium	Kilde	Utslippsdyp	Vindforhold
1.1	VEAS	0-20 m	Normale
1.2	VEAS + elver	0-20 m og i overflata	Normale
2.1	VEAS	0-20 m	Vindstille
2.2	VEAS	0-20 m	Nordlig
2.3	VEAS	0-20 m	Østlig
2.4	VEAS	0-20 m	Sørlig
2.5	VEAS	0-20 m	Vestlig
3.1	VEAS	10-20 m	Normale
3.2	VEAS	5-20 m	Normale
4.1	Lysakerelva	I overflata	Normale
4.2	Mærdalsbekken	I overflata	Normale
4.3	Hoffsbekken	I overflata	Normale

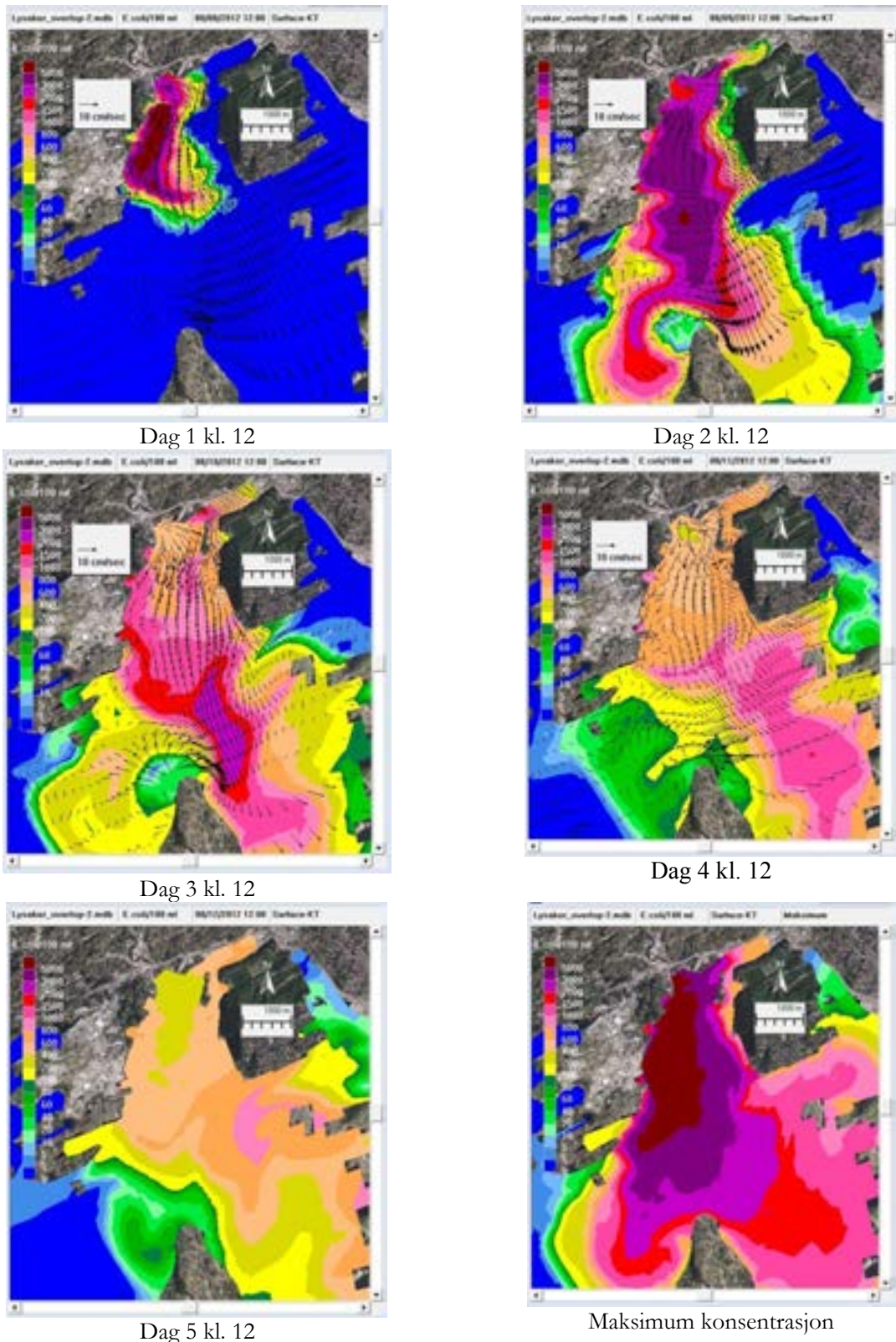
3.1 Utslipp i overløp

For å se på effekten av VEAS sitt overløp ble det kjørt to scenarier (scenarium 1.1 og 1.2 fra **Tabell 2**). I det første ble kun utslippet fra overløpet lagt inn, mens det i det andre i tillegg ble lagt inn høy vannføring og høy bakteriekonsentrasjon i de tre elvene/bekkene Lysakerelva, Mærdalsbekken og Hoffsbekken.

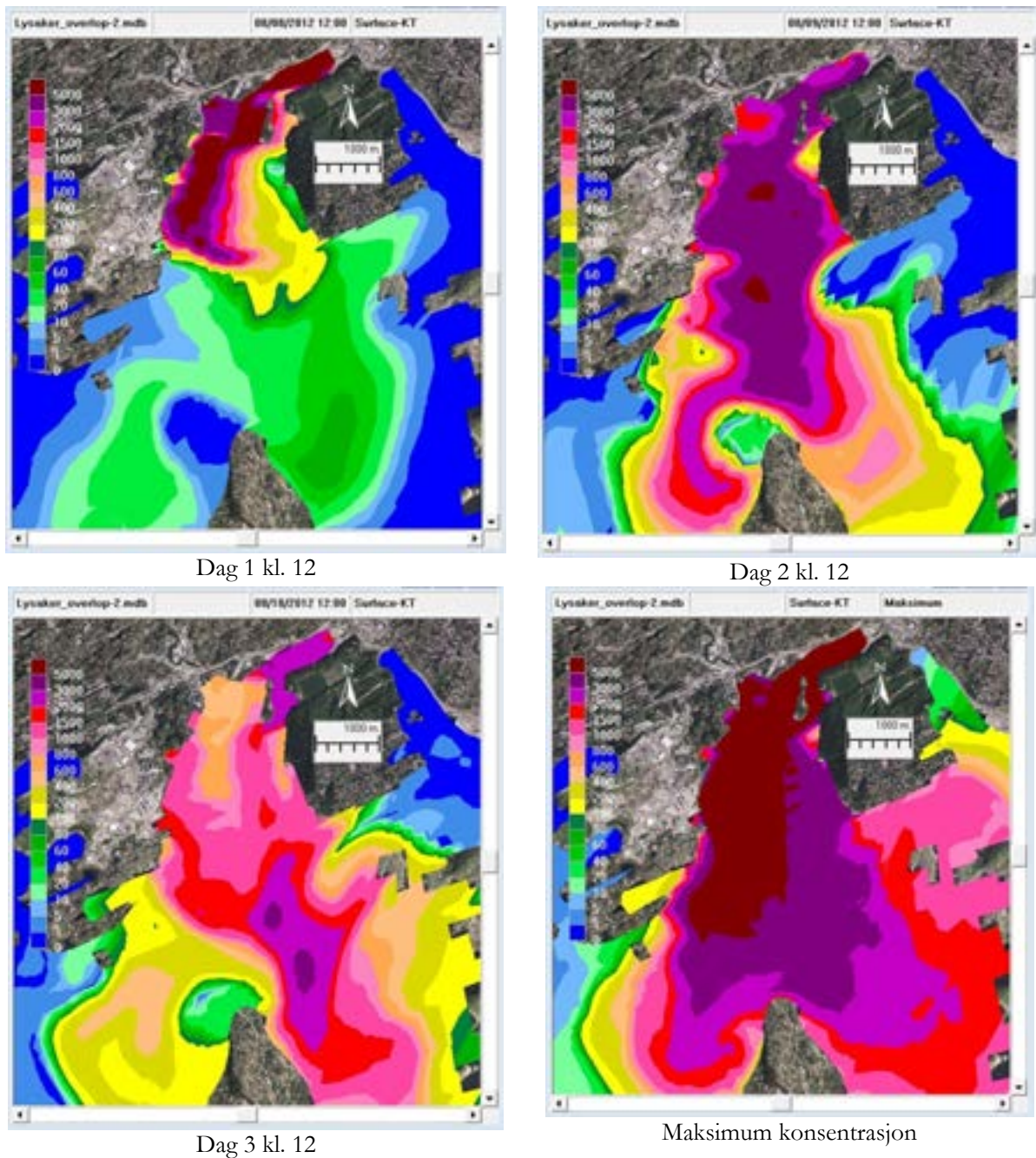
Konsentrasjoner av *E. coli* fra overløpet i overflaten ved normale vindforhold er vist i **Figur 12**. Det var utslipp i 24 timer, dvs hele dag 1. Etter 12 timer fra utslippet startet ble det konsentrasjoner i overflatevannet langs vestsiden av fjorden på over 1000 *E. coli*/100 ml. I løpet av det neste døgnet ble områdene sørover mot Nesodden påvirket av tilsvarende konsentrasjoner. Konsentrasjonene ble gradvis svekket i løpet av de påfølgende dagene. Den østlige delen av fjorden ble i mindre grad påvirket.

Figur 13 viser totale *E. coli* konsentrasjoner når vi også tar med tilførselene fra elvene i Lysakerfjorden (Lysakerelva, Mærradalsbekken og Hoffsbekken). Bakteriekonsentrasjonene ble betydelig høyere om det i tillegg til overløpet også ble tatt hensyn til tilførselene via elvene; særlig indre og østlige deler. Det ble da konsentrasjoner over 1000 *E. coli*/100 ml også i indre og østlige deler av Lysakerfjorden.

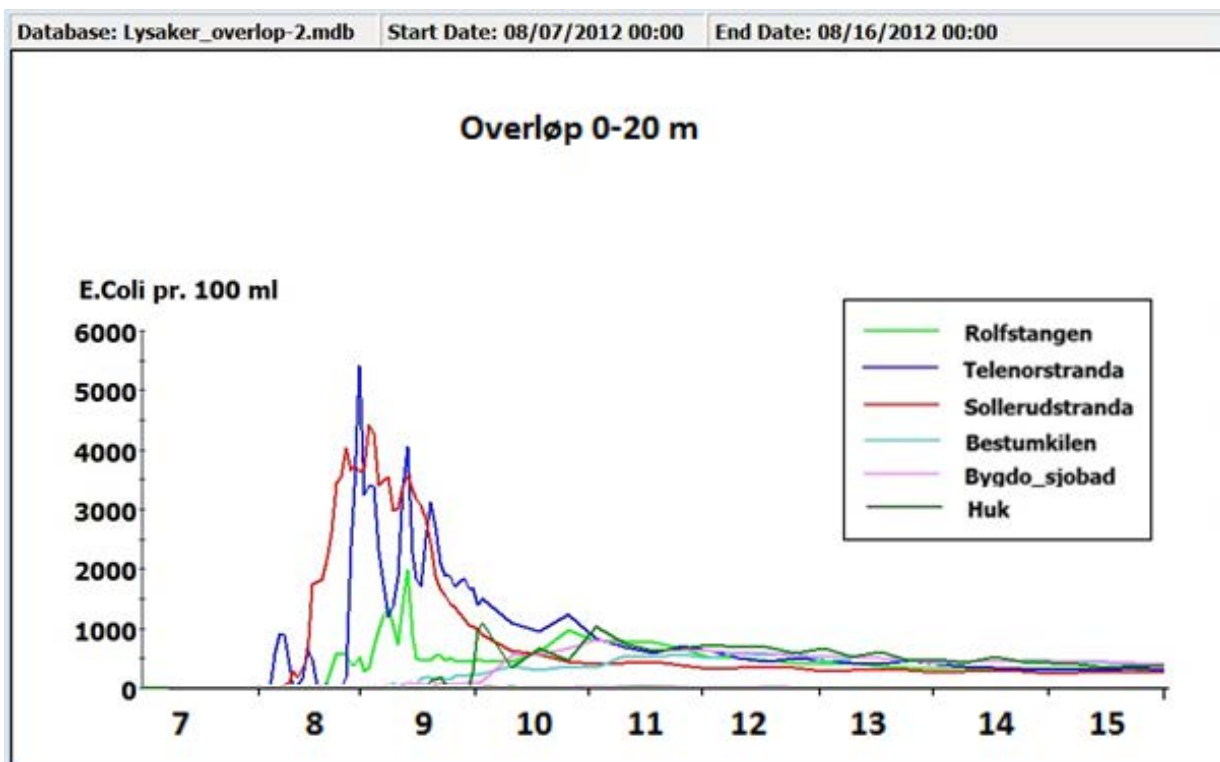
Resultatene fra scenario 1.1 er vist som tidsserier i **Figur 14**, hvor konsentrasjonen ved forskjellige prøvetakningsstasjoner er vist. Resultater fra de seks viktigste badestrendene er tatt ut, og dette gjør det lettere å sammenligne med vannprøver som gjerne tas i disse posisjonene. Figuren viser at Telenorstranda ble mest påvirket, dernest Sollerudstranda og Rolfstangen. Konsentrasjonen på Telenorstranda kommer først under 1000 *E. coli*/100 ml den tredje dagen etter utslippet startet.



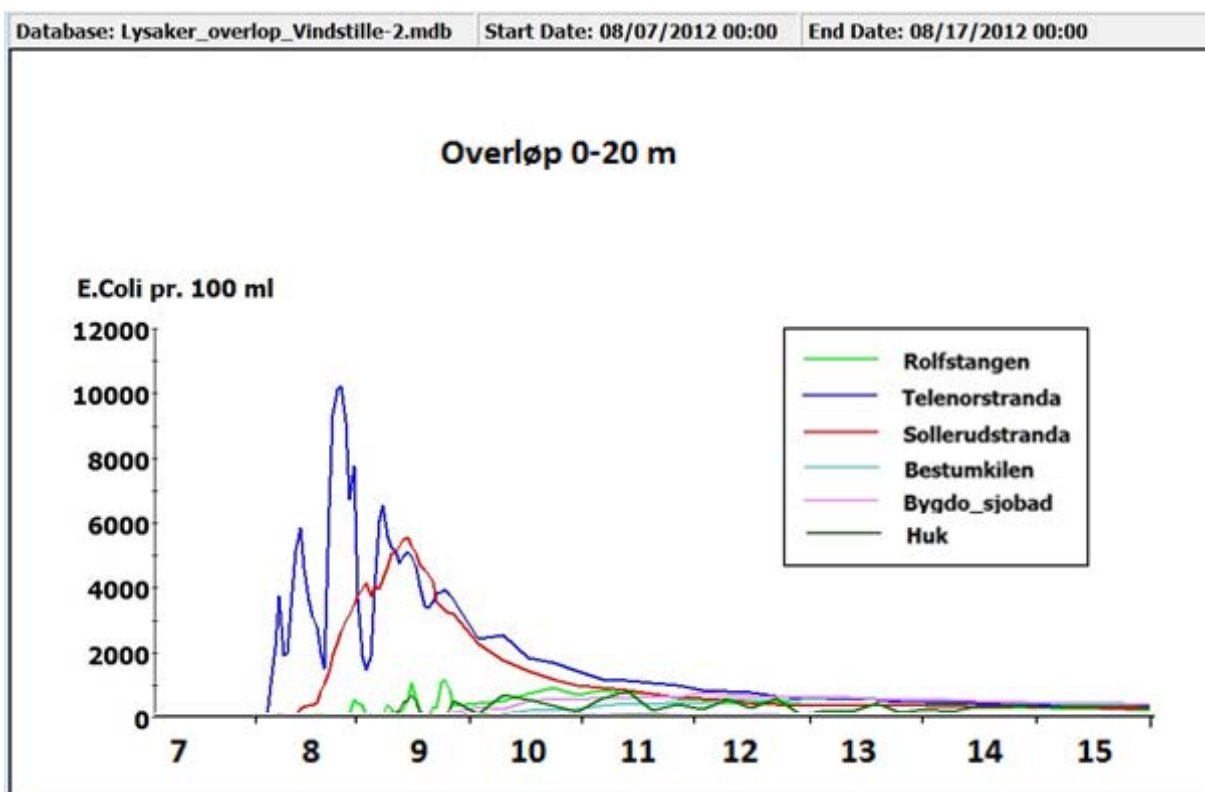
Figur 12. Konsentrasjoner i overflaten ved normale værforhold mm. Etter 12 timer fra utslippet startet ble det konsentrasjoner i overflatevannet langs vestsiden av fjorden på over 1000 *E. coli*/100 ml. I løpet av det neste døgnet ble områdene sørover mot Nesodden påvirket av tilsvarende konsentrasjoner. Konsentrasjonene ble gradvis svekket i løpet av de påfølgende dagene (Scenarium 1.1).



Figur 13. Bakteriekonsentrasjonene (*E. coli*/100 ml) ble betydelig høyere om det i tillegg til overløpet også ble tatt hensyn til økte tilførsler via elvene; særlig indre og østlige deler. Det ble da konsentrasjoner over 1000 *E. coli*/100 ml også i indre og østlige deler av Lysakerfjorden (Scenarium 1.2).



Figur 14. Konsentrasjon av bakterier ved de seks viktigste badestrendene, basert på scenarium 1.1. I dette senarioet er det kun utslipp fra VEAS sitt overløp og det er normale vindforhold. Verdien på x-aksen angir dato i august 2012.



Figur 15. Konsentrasjon av bakterier ved de seks viktigste badestrendene, basert på scenarium 2.1. I dette senarioet er det kun utslipp fra VEAS sitt overløp og det er vindstille forhold. Verdien på x-aksen angir dato i august 2012.

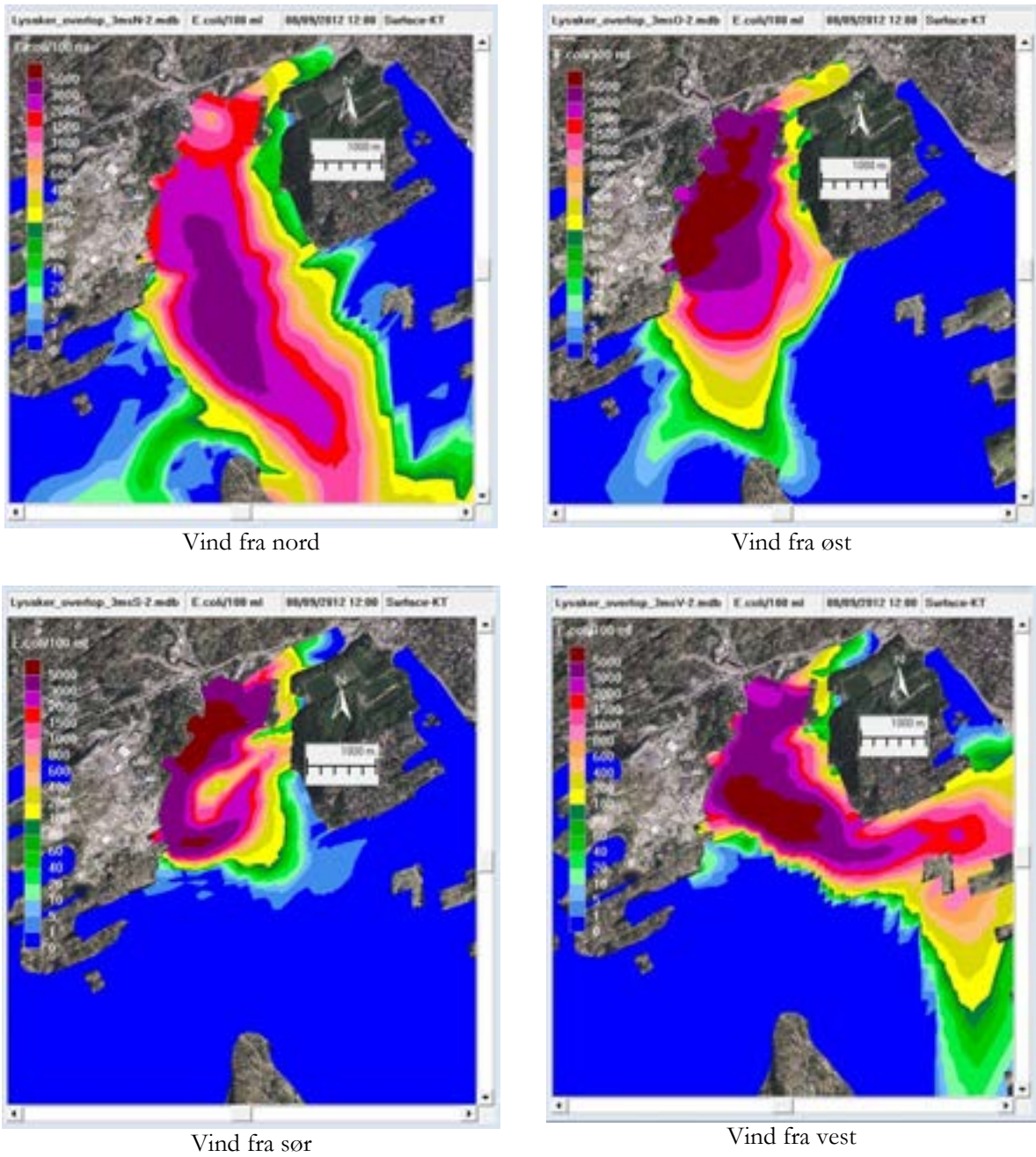
3.2 Vindens betydning

For å studere betydningen av vinden på bakteriekonsentrasjonene i overflata, ble det kjørt fem scenarioer hvor forholdene ble holdt like som i scenarium 1.1, med unntak av vinden. I scenariene med vind, ble vindstyrken satt lik 3 m/s med konstant retning i 2 døgn, dvs. i døgnet med nedbørhendelsen og døgnet etter. Deretter var vindforholdene lik de naturlige i 2012. Det ble laget 5 scenarier: Vindstille (scenarium 2.1), vind fra nord (scenarium 2.2), vind fra øst (scenarium 2.3), vind fra sør (scenarium 2.4) og vind fra vest (scenarium 2.5). **Figur 15** viser at scenarioet hvor det var vindstille forhold ga betydelig høyere bakteriekonsentrasjoner på badestrendene enn når det «normale» vindforløpet benyttes.

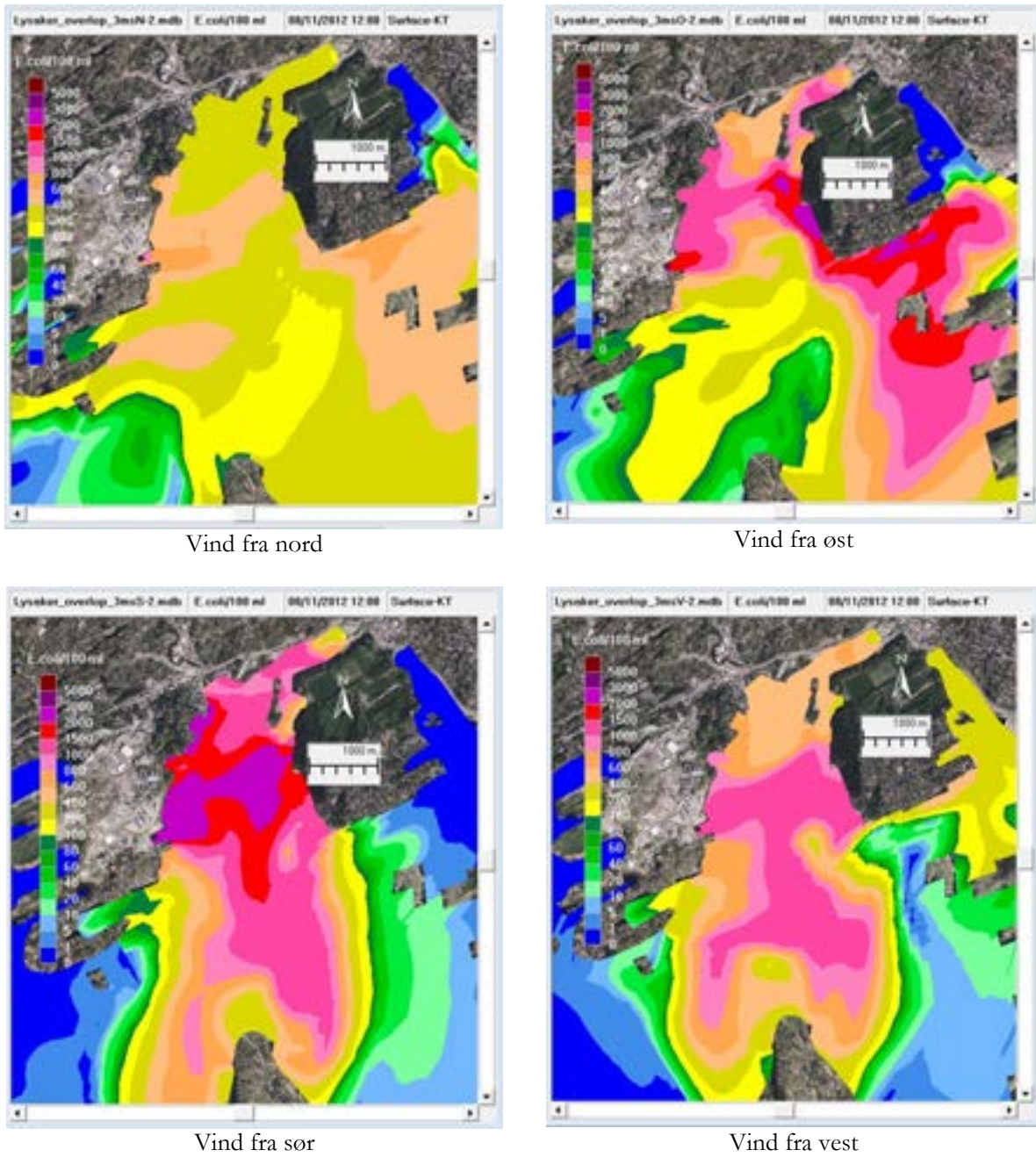
Resultatene med vind fra forskjellige retninger er vist i vedlegg C-G, samt i **Figur 16** og **Figur 17** slik situasjonen var henholdsvis ved dag 2 og dag 4 kl. 12 (dvs 12 og 60 timer etter at overløpsutslippet opphørte). Vindretningen hadde betydning for den modellerte konsentrasjonsfordelingen i Lysakerfjorden. Vind fra nord synes å være mest gunstig for å minimere overløpets påvirkning av badevannskvaliteten på Sollerudstranda og Telenorstranda, mens disse stendene, samt Rolfstangen, så ut til å bli mest påvirket ved vind fra sør og øst. Den vestlige delen av fjorden ble mest påvirket i de første dagene etter utslippet, uansett vindretning.

Legg merke til at det i scenarioet med vind fra øst blir en sirkulasjon i fjorden som frakter avløpsvannet østover i dypere lag, som seinere kommer opp til overflata øst for Bygdø med bakteriekonsentrasjoner over 1000 *E. coli*/100 ml (se **Figur 17**). Dette må betraktes som det verst tenkelige tilfellet, da det er lite sannsynlig at det vil blåse så lenge fra en bestemt retning.

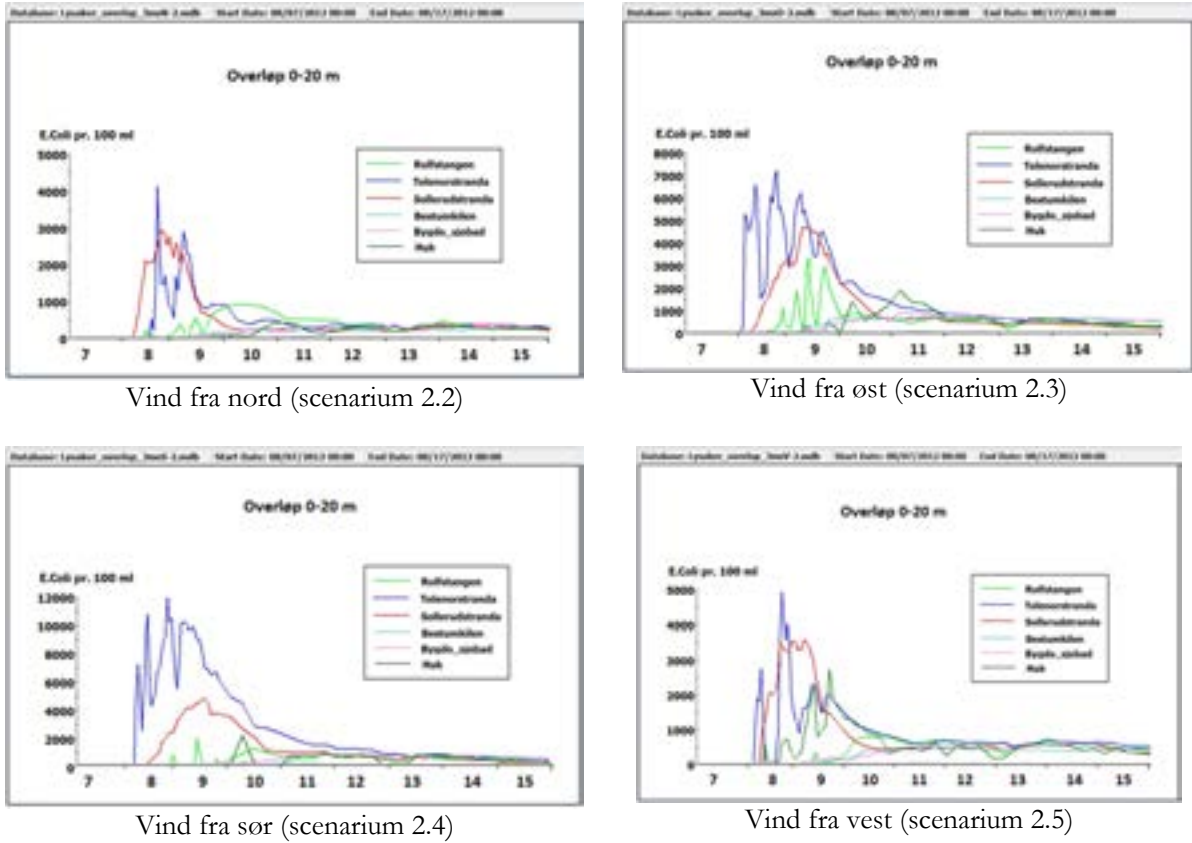
Konsentrasjonen ved de seks badestrendene i fire av vindscenarioene er vist i **Figur 18**. Det er tydelig at vind fra sør gir spesielt høye konsentrasjoner i Lysakerfjorden.



Figur 16. Vindens virkning på bakteriekonsentrasjonene i overflata. De fire figurene viser situasjonen dag 2 kl. 12, dvs 12 timer etter at utslippet har opphørt.



Figur 17. Vindens virkning på bakteriekonsentrasjonene i overflata. De fire figurene viser situasjonen dag 4 kl. 12, dvs 2,5 døgn etter at utslippet har opphørt.



Figur 18. Konsentrasjon ved de seks viktigste badestrendene, med vind fra fire forskjellige retninger. Merk at skalaen på y-aksene er forskjellig i de forskjellige figurene. Verdien på x-aksen angir dato i august 2012.

3.3 Betydningen av endret innlagringsdyp

I følge beregningene med modellen Visual Plumes, som beskriver den første fasen av utløpsstrålen, steg overløpet helt til overflaten dersom strømmene i fjorden var lavere enn ca. 15 cm/s. Dette gjaldt også ved normal vertikal sjiktning i vannmassene. Ved økende strømhastigheter ble en større del av strålen spredt på dypere vann. Spredningsbildet kan sammenliknes med røyk fra en skorsteinspipe på en klar dag.

I de foregående scenariene var innlagringsdypet 0 – 20 m. Det ble laget scenarier med antatt innlagring av overløpet i nivåene 10-20 m, 5-20 m (scenarium 3.1 og 3.2). For øvrig var forholdene de samme som i de foregående scenariene. Dvs. det ble antatt vindstille forhold de to første døgnene og normal vertikal saltholdighetsprofil.

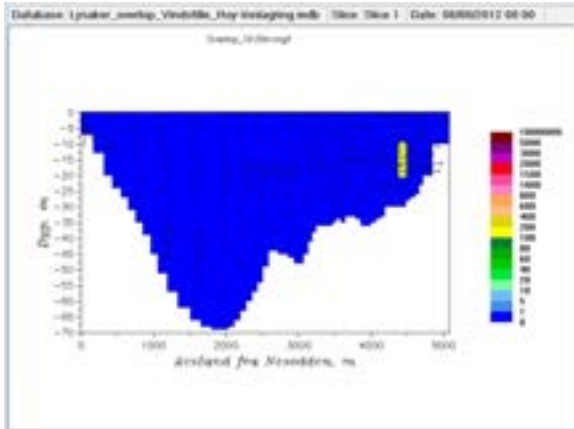
Resultatene er vist i **Figur 19** for innlagringsdyp 10-20 og 5-20, og det er liten forskjell mellom resultatene. Dersom overløpet nådde overflaten ble en større andel ført utover fjorden slik at konsentrasjonene innerst ved Sollerudstranda ble noe lavere. Likevel ble konsentrasjonene i overflatevannet i Lysakerfjorden i store trekk de samme. Konsentrasjoner over 1000 *E. coli*/100 ml ble vanlig i de vestlige delene av fjorden et par døgn.

I følge beregningene med Visual Plumes vil overløpet stige til overflaten det meste av tiden. Scenariet (scenarium 1.1) med antatt utslipp mellom 0 og 20 meter under overflaten var mest i samsvar med disse innlagringsberegningene. Resultatene er vist som vertikal snitt i **Figur 20**.

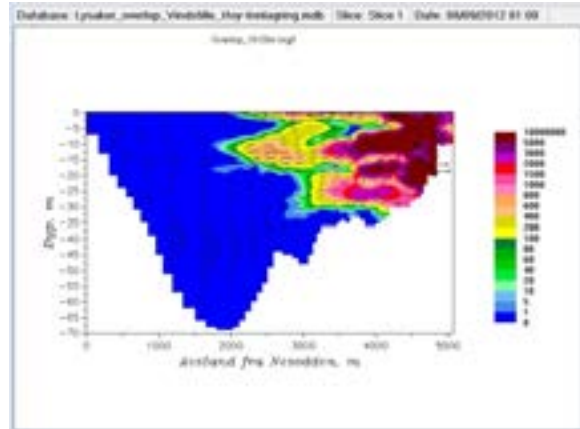
Scenariene med innlagring også under overflaten resulterte i sammenliknbare bakteriekonsentrasjoner. Det betyr at spredningen av bakteriene i fjorden ikke er spesielt følsom ovenfor usikkerhet i beregningene av utløpsstrålens første fase. Selv såpass betydelige forskjeller som innlagring 10 meter under overflaten endret ikke resultatene av spredningsberegningene i betydelig grad, dette pga. vertikale bevegelser/turbulens i enden av fjorden.

Dersom man derimot ikke i hele tatt tok hensyn til at overløpet steg oppover under selve utslippsfasen, men tilførte alt på 25 meters dyp i GEMSS-modellen, så ble den modellerte påvirkningen av overflatevannet betydelig mindre. Resultatene fra disse modellkjøringene er ikke vist i rapporten, da beregninger med modellen Visual Plumes viste at overløpet stiger oppover i betydelig grad, avhengig av saltholdighetsgradient, strømstyrke og vannføring.

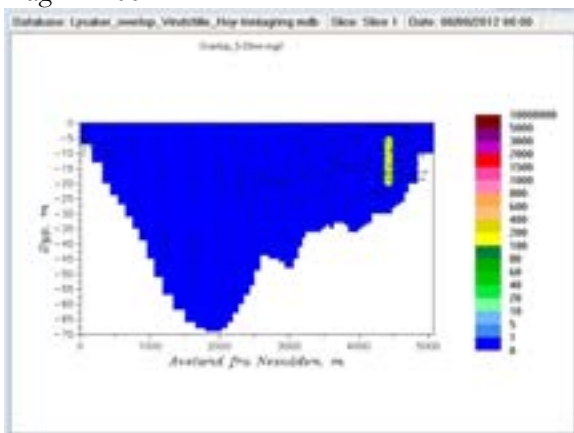
Små forskjeller kan også sees i påvirkningen av de ulike strendene i dagene etter det modellerte «større» utslippet, avhengig av om man brukte innlagringsdyp 0-20m eller 10-20m. Innlagring er derfor en av flere parametere som vil bestemme i hvilken grad de ulike strendene påvirkes av overløpssutslippet, spesielt ved mindre vannføring i overløpssutslippet der innlagringen kan være betydelig.



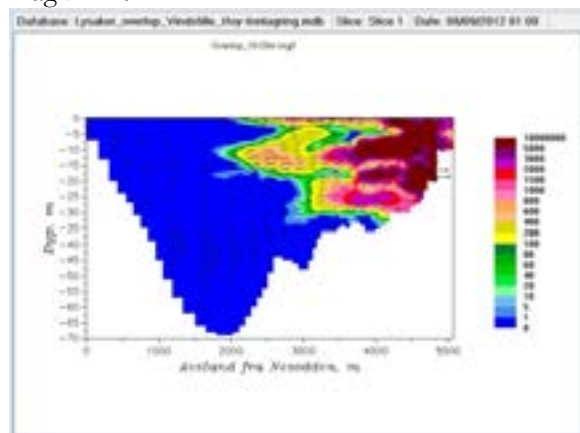
Innlagringsdyp 10-20 m
Dag 1 kl. 00



Innlagringsdyp 10-20 m
Dag 2 kl. 01

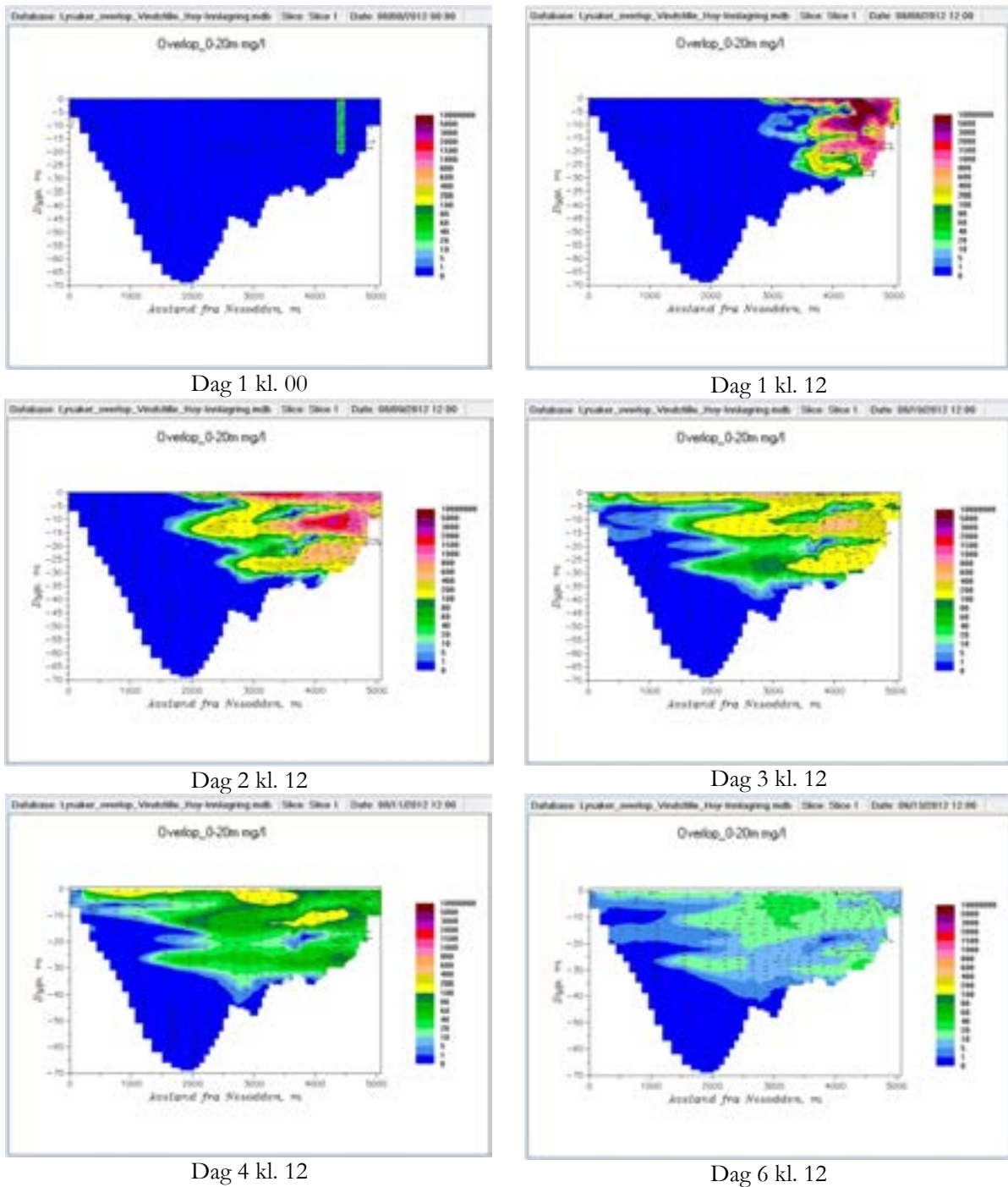


Innlagringsdyp 5-20 m
Dag 1 kl. 00



Innlagringsdyp 5-20 m
Dag 2 kl. 01

Figur 19. Initial innlagring 10-20 m er vist i de to øverste figurene, mens initiell innlagring 5-20 m er vist i de to nederste figurene. Vertikalsnitt (xz) fra Nesodden via utslippet til Lysaker er vist. Det var stor vertikal blanding i indre del av fjorden, dvs. i områdene nær utslippet.



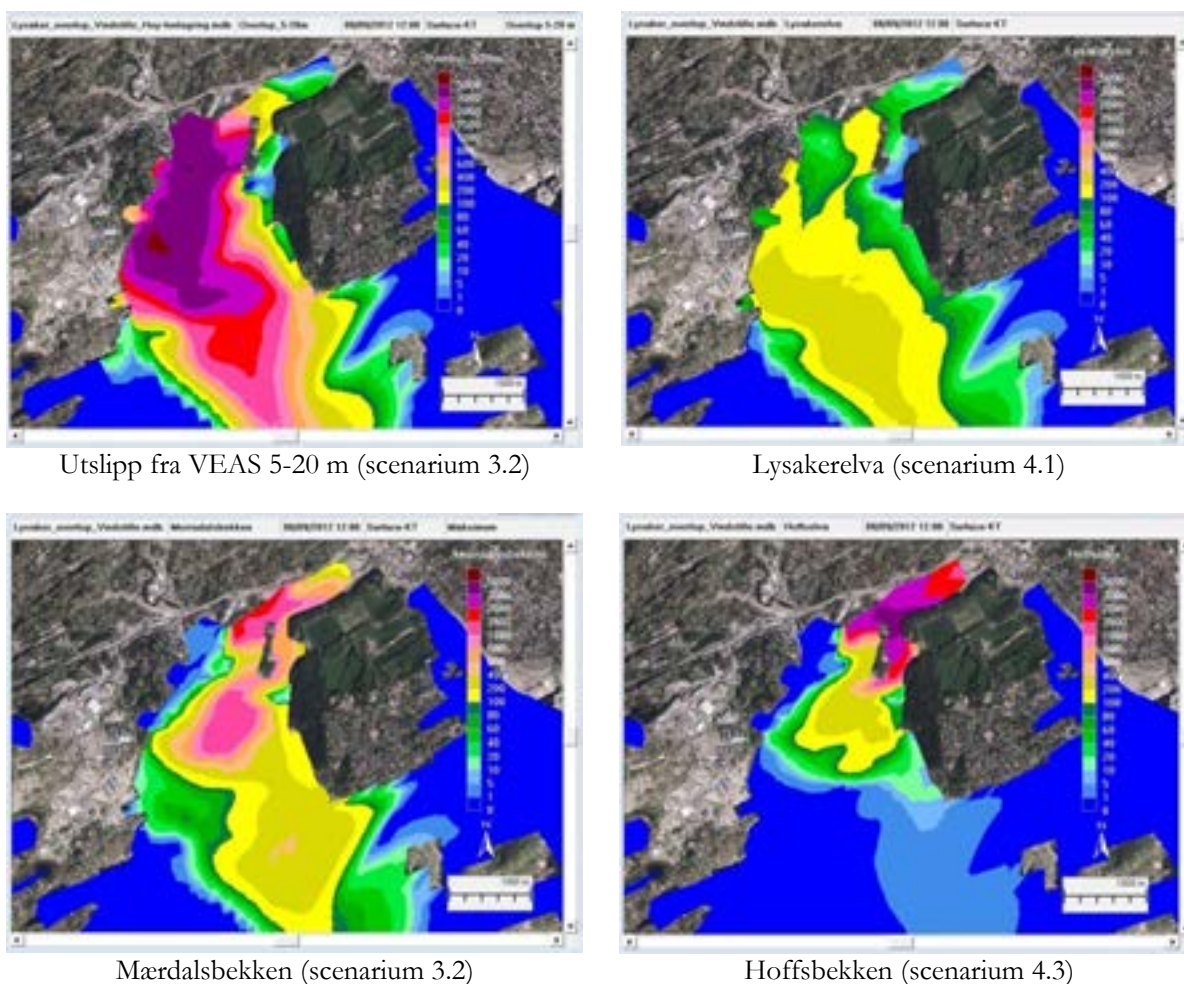
Figur 20. Initial innlagring 0-20m. Vertikalsnitt (xz) fra Nesodden via utslippet til Lysaker. Det var stor vertikal blanding i indre del av fjorden, dvs. i områdene nær utslippet. Den vertikale blandingen avvek lite fra scenariet med initial innlagring 10-20 m.

3.4 Sammenlikning med andre tilførselskilder

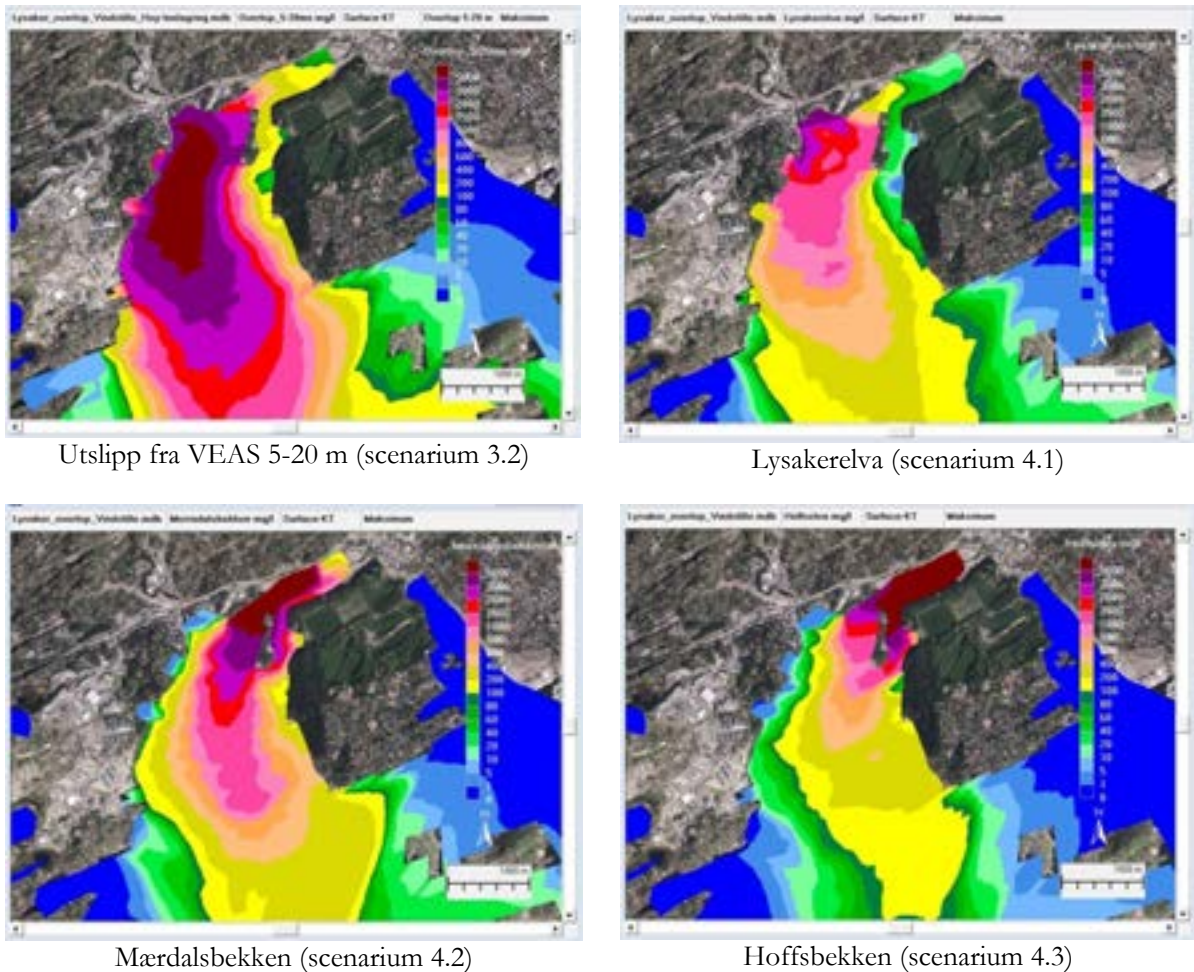
I **Figur 21** og **Figur 22** er simuleringer med de fire forskjellige tilførselskildene sammenlignet henholdsvis ved dag 2 kl. 12 (dvs 12 timer etter at overløpsutslippet opphørte og tilførslene fra elvene var tilbake til normalverdier) og som maksimumkonsentrasjoner. Påvirkningen fra Lysakerelva var betydelig under selve hendelsen med økte tilførsler, med konsentrasjoner i størrelsesorden 3000 *E. coli*/100 ml på Sollerudstranda og 1000 *E. coli*/100 ml ca. en kilometer fra utløpet (figur 19). Ved gjeldene vindretning ble derimot forurensningen spedt vidt utover Lysakerfjorden, og allerede dagen etter de forhøyede tilførslene så var konsentrasjonene betydelig redusert (figur 18)

Mærdalsbekken påvirket først Bestumkilen og midtre delene av Lysakerfjorden. Bakteriekonsentrasjonene ble over 1000 *E. coli*/100 ml i over 2 km fra utslippspunktet.

Hoffsbekken påvirket i størst grad Bestumkilen og østsiden av Lysakerfjorden. Bakteriekonsentrasjoner over 1000 *E. coli*/100 ml fant sted i Bestumkilen og sørover mot Bygdø sjøbad.



Figur 21. Sammenlikning av fire forskjellige kilder ved tidspunktet dag 2 kl. 12.

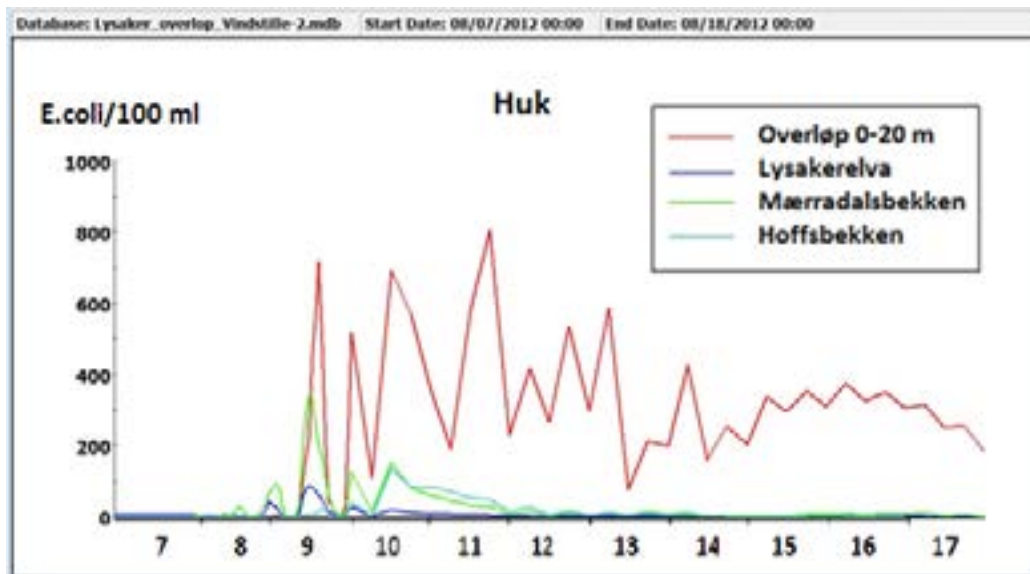


Figur 22. Sammenligning av maksimumkonsentrasjonen (*E. coli*/100 ml) ved tilførsel fra fire forskjellige kilder.

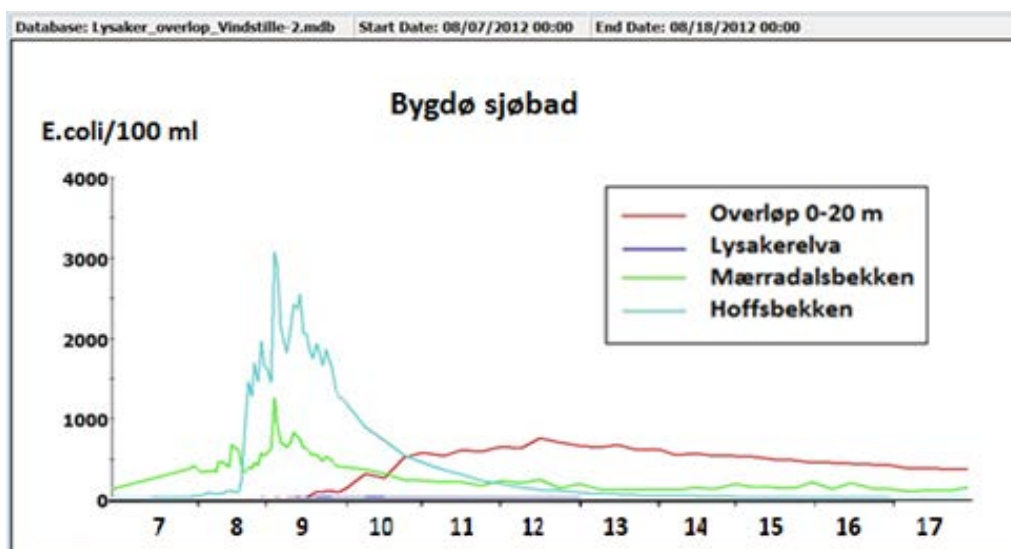
For å se hvilke kilder som påvirker hvilken strand, har konsentrasjonen blitt plottet som tidsserier for seks forskjellige strender i **Figur 23** til **Figur 28**. I disse plottene er bakteriekonsentrasjoner for hver tilførsel kilde plottet hver for seg. Det må bemerkes at figurene er basert på spredning under vindforholdene som ble observert i perioden, dvs. hovedsakelig vind fra nord. Som diskutert tidligere vil andre vindretninger kunne gi andre kurveforløp.

Under gjeldende forhold ble Huk påvirket av overløpet, Lysakerelva, Mærradalsbekken og Hoffsbekken med konsentrasjoner over 100 *E. coli*/100 ml, **Figur 23**. Total konsentrasjon oversteg sjelden 300 *E. coli*/100 ml. Bygdø sjøbad ble påvirket av Hoffsbekken og til dels også Mærradalsbekken med konsentrasjoner over 1000 *E. coli*/100 ml, **Figur 24**. Den innerste delen av Bestumkilen ble påvirket av Hoffselva med over 1000 *E. coli*/100 ml, **Figur 25**. De øvrige kildene fikk liten betydning, **Figur 25**. Sollerudstranda ble påvirket av Lysakerelva og overløpet med konsentrasjoner over eller nær 1000 *E. coli*/100 ml, **Figur 26**. Påvirkningen fra Lysakerelva ble størst i løpet av regnværsepisoden, mens overløpet fikk størst betydning det påfølgende døgnet. Telenorstranda ble mest påvirket av overløpet, dernest Lysakerelva, **Figur 27**. Konsentrasjonene oversteg hver for seg 1000 *E. coli*/100 ml. Rolfstangen ble mest påvirket av overløpet, dernest Lysakerelva med de høyeste konsentrasjoner på henholdsvis over 1000 *E. coli*/100 ml og over 200 *E. coli*/100 ml, **Figur 28**. Variasjonen i konsentrasjonene med tiden, særlig ved Telenorstranda og Rolfstangen, viser hvordan spredningen ble påvirket av skiftende strømretninger som følge av tidevann og vind.

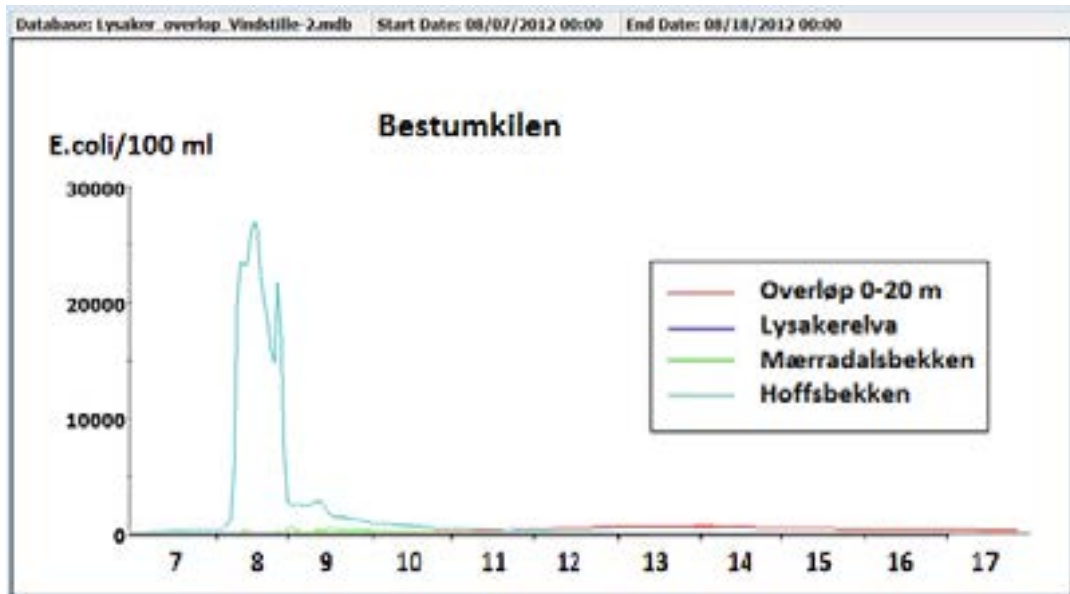
I våre scenarier ga overløpet det største bidraget til høye konsentrasjoner langs vestsiden av fjorden med badeplassene Telenorstranda og Rolfstangen. Også Lysakerelva bidro her med betydelig påvirkning. For Sollerudstranda var påvirkningen størst fra Lysakerelva det første døgnet, men etter hvert var påvirkningen størst fra overløpet. På alle disse strendene vil det vært behov for varsel mot bading de neste par døgnene etter kraftig nedbør og større overløpsutslipp til Lysakerfjorden. Overløpet synes ikke å påvirke vannet i Bestumkilen og ved Bygdø sjøbad i særlig grad. Overløpet påvirket Huk i tilsvarende moderat grad som andre kilder i området uten at den totale konsentrasjonen fra disse kildene oversteg krav til varsling der.



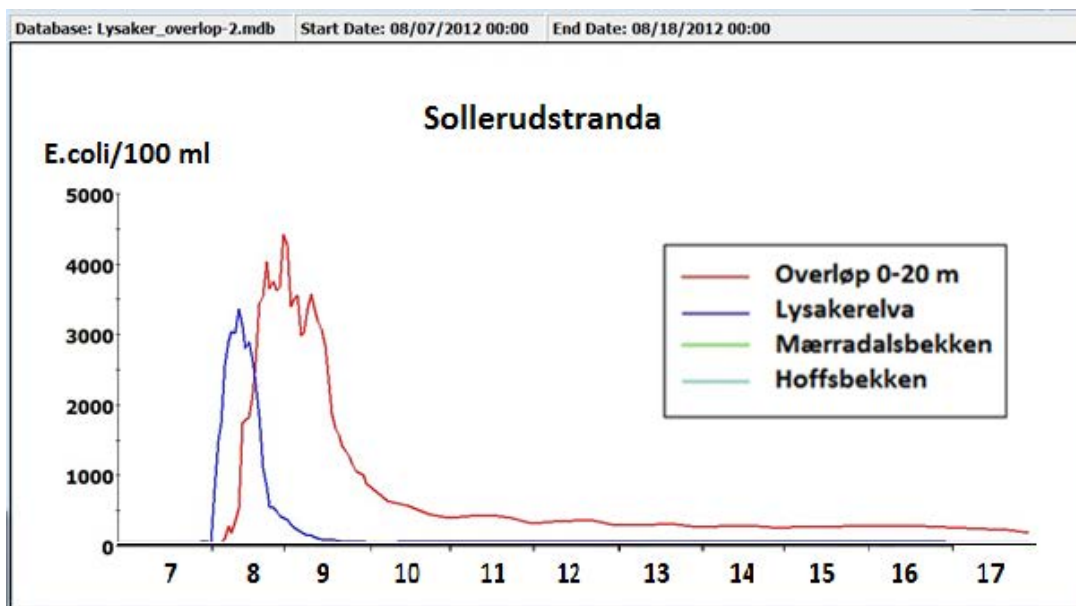
Figur 23. Huk ble påvirket av overløpet med konsentrasjoner nær 800 *E. coli*/100 ml, dernest Lysakerelva, Mærradalsbekken og Hoffsbekken med konsentrasjoner over 100 *E. coli*/100 ml. Total konsentrasjon var nær 1000 *E. coli*/100 ml. Verdien på x-aksen angir dato i august 2012.



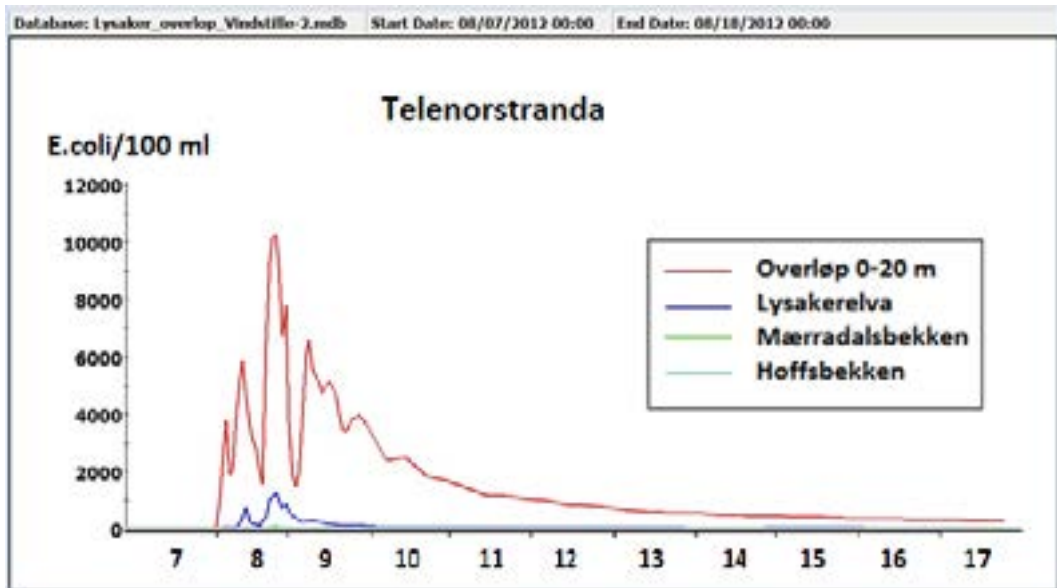
Figur 24. Bygdø sjøbad ble påvirket av Hoffsbekken og til dels også Mærradalsbekken med konsentrasjoner over 1000 *E. coli*/100 ml. Bidraget fra overløpet nådde fram etter noen dager med konsentrasjoner nær 800 *E. coli*/100 ml. Verdien på x-aksen angir dato i august 2012.



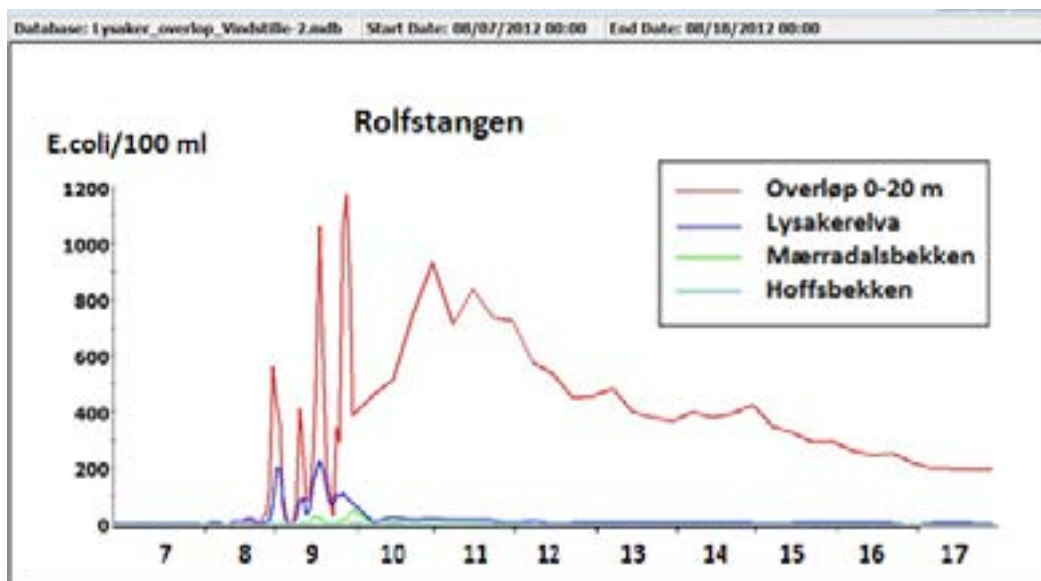
Figur 25. Den innerste delen av Bestumkilen ble påvirket av Hoffselva med langt over 1000 *E. coli*/100 ml. Verdien på x-aksen angir dato i august 2012.



Figur 26. Sollerudstranda ble påvirket av Lysakerelva og overløpet med konsentrasjoner over 1000 *E. coli*/100 ml. Verdien på x-aksen angir dato i august 2012.



Figur 27. Telenorstranda ble mest påvirket av overløpet, dernest Lysakerelva. Konsentrasjonene oversteg hver for seg 1000 *E. coli*/100 ml. Verdien på x-aksen angir dato i august 2012.



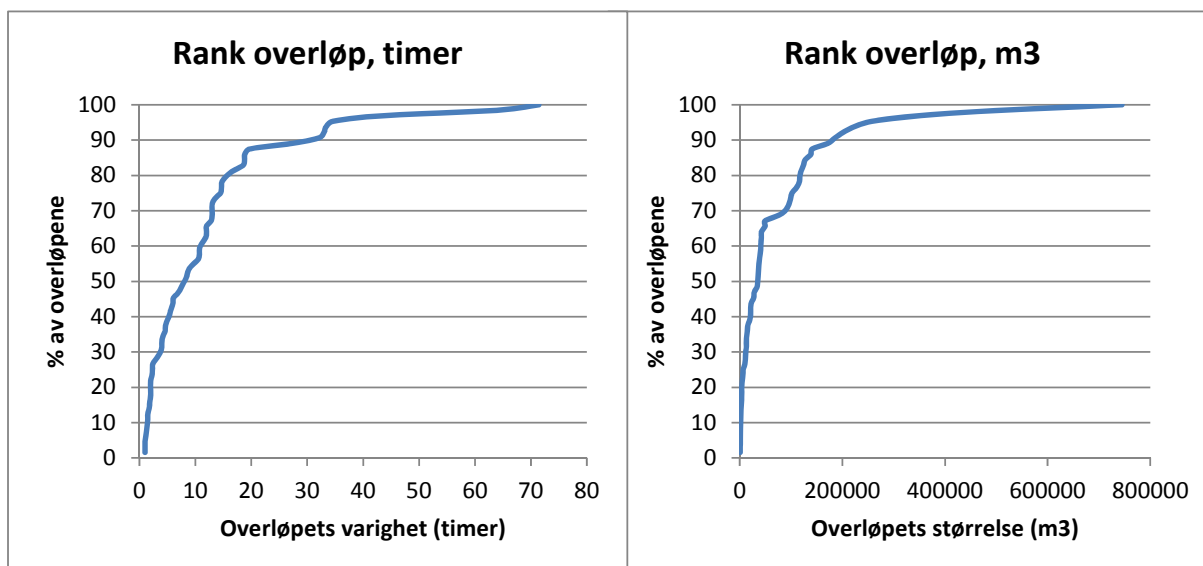
Figur 28. Rolfstangen ble mest påvirket av overløpet, dernest Lysakerelva med de høyeste konsentrasjoner på henholdsvis over 1000 *E. coli*/100 ml og over 200 *E. coli*/100 ml. Verdien på x-aksen angir dato i august 2012.

4. Sammenligning av modelldata med observasjoner

4.1 Observerte overløp fra VEAS-tunellen til Lysakerfjorden

Den «tenkte» overløpshendelsen som ble modellert hadde en varighet på 24 timer, konstant vannføring 3 m³/s og konstant *E. coli* konsentrasjon i overløpsvannet på 500 000 *E. coli*/100 ml, dvs. et utslipp på totalt 259200 m³ fortdynnet avløpsvann og 1.3x10¹⁵ *E. coli*. Dette tilsvarer ca 20% av all *E. coli* som blir produsert på et døgn av de ca 470 000 personene fra Oslo som er tilknyttet VEAS-tunellen (dersom man antar at hver person i gjennomsnitt produserer 1.5x10¹⁰ *E. coli*/døgn).

Data fra VEAS viser at det har vært 66 episoder med overløp fra VEAS-tunellen til Lysakerfjorden i perioden 03.04.2009 til 04.08.2014, altså en periode på litt mer enn 5 år. 29 av overløpsepisodene har vært i månedene juni-juli-august da det er mest badeaktivitet, altså i snitt ca. 5 overløpsepisoder hver badesesong. Det er store variasjoner i overløpenes størrelse og varighet, som vist i figur 29 og i vedlegg M.

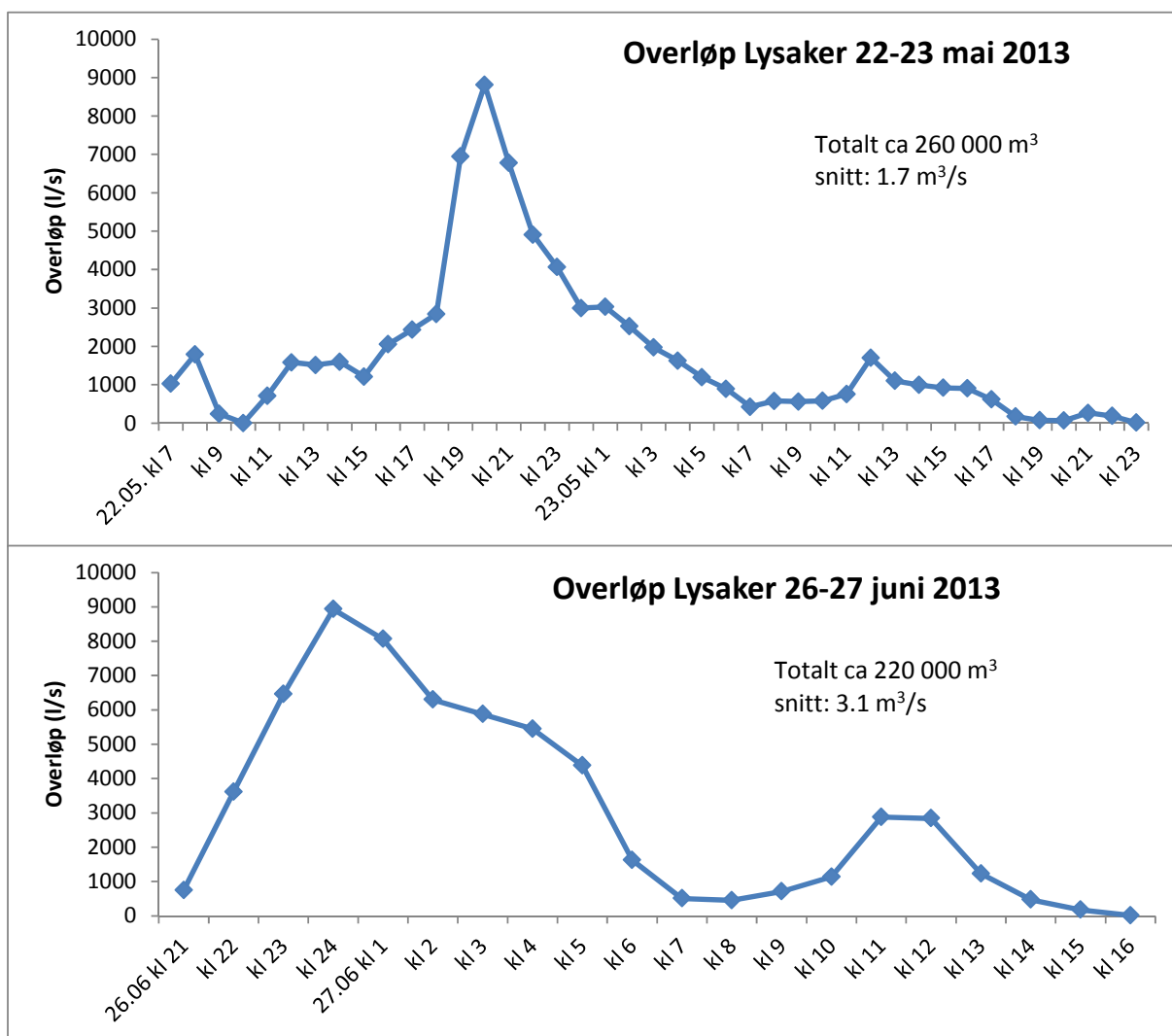


Figur 29. Prosent av overløpene med varighet eller størrelse mindre enn verdi oppgitt på x-aksen. Basert på data fra 66 overløp i perioden 03.04.2009 til 04.08.2014.

For halvparten av overløpsepisodene var utslippet (målt i m³) <34 000 m³ og for 95% var utslippet < 259 200 m³ (som er størrelsen på det modellerte overløpet målt i m³). Kun et av overløpene observert om sommeren 2009-2014 var, målt i m³, større en det modellerte, nemlig overløpet 29.08.2011 med et utslipp på 510319 m³ over en periode på 27 timer. Data over alle observerte overløpshendelser i perioden er vist i vedlegg M.

To utslipp i 2013 hadde omtrent samme størrelse (målt i m³) som det modellerte:
 22.05.2013: totalutslipp 258077 m³, varighet 32/40 timer og
 26.06.2013 totalutslipp 222653 m³, varighet 18.5 timer

Det som hovedsakelig skiller det «tenkte» modellerte utslippet fra disse observerte utslippene, er at det modellerte utslippet ble gitt en konstant vannføring på 3 m³/s, mens under de observerte utslippene varierte vannføringen fra 0-9 m³/s, som vist i **figur 27**. Bakteriekonsentrasjonene i overløpsvannet vil også variere. Vannføringen i Lysakerelva var i modellen i utgangspunktet 6.4 m³/s, som økte til 10 m³/s i løpet av 8 timer. Til sammenligning så økte døgnmidlet vannføring i Lysakerelva (modellert av NVE) henholdsvis fra 6.5 til 19.8 m³/s og fra 4.9 til 13.4 m³/s i løpet av de to overløpshendelsene nevnt over.



Figur 30. Målt vannføring (l/s) i overløpet på Lysaker ved to store overløpshendelser sommeren 2013.

Det modellerte utslippet ble gitt en konstant *E. coli* konsentrasjon i overløpsvannet på 500 000 *E. coli*/100 ml. I virkeligheten vil bakteriekonsentrasjonen i overløpsvannet variere, blant annet avhengig av grad av fortykning med regnvann (tabell 3)

Tabell 3. Gjennomsnittlig produksjon av *E. coli* og fosfor per person per døgn og typiske konsentrasjoner i avløpsvann med ulik grad av fortykning

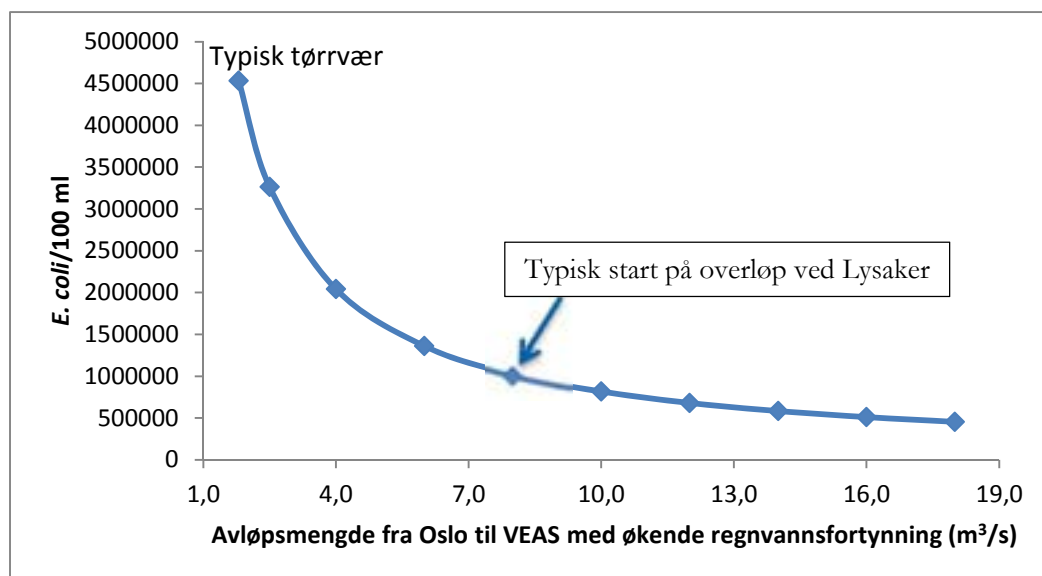
	<i>E. coli</i> *	Fosfor
Produksjon per person per døgn (gjennomsnitt)	1.5x10 ¹⁰ /døgn	1.8 g/døgn
«Ufortynnet kloakk»: 200 L per PE	7 500 000/100 ml	9 mg/L
«Kloakk med betydelig innlekking av fremmedvann»: ca 500 L per PE	3 000 000/100 ml	3.6 mg/L
Fortynnet kloakk: 1 m ³ per PE	1 500 000/100 ml	1.8 mg/L
Fortynnet kloakk: 2 m ³ per PE	750 000/100 ml	0.9 mg/L + bidrag fra overvann**
Svært fortynnet kloakk: 5 m ³ per PE	300 000/100 ml	0.36 mg/L + bidrag fra overvann**

*Det finnes lite data om mengde *E. coli* i typisk norsk kloakk. Verdien her er et best mulig estimat basert på egne målinger og internasjonale studier. Mest sannsynlig er det betydelige døgnvariasjoner og lokale variasjoner.

**Under kraftig regn har vi målt Total-P konsentrasjoner ≥ 0.9 mg/L i flere av Osloelvene. Ved betydelig fortykning av kloakken kan derfor muligens P fra overvannet være styrende for målt P-konsentrasjon i overløpsvannet. For tarmbakterier må fortykningen av kloakk med overvann være urealistisk høy for tarmbakterier fra fugler, hunder mm i overvannet får en merkbar effekt i forhold til tarmbakterier fra selve kloakken.

Målinger av total-P i mengde-proporsjonale blandeprøver av overløpsvannet til VEAS på Lysaker sommeren 2013 var 0,83, 0,88, 0,88 og 1,25 mg P/L (Berg, 2014) som indikerer at fortykningen av kloakk i overløpsvannet i gjennomsnitt var minst 2 m³/PE, med *E. coli* konsentrasjoner da i størrelsesorden 700 000 – 1 000 000 *E. coli*/100 ml.

Ved å anta at *E. coli* tilførselen fra Oslo til VEAS-tunnelen er konstant 470 000 personer x 1,5x10¹⁰ *E. coli*/person*døgn = 7x10¹⁵/døgn, vil *E. coli* konsentrasjonen i avløpsvannet reduseres etter hvert som vannmengdene øker på grunn av økt fortykning med regnvann/overvann som vist i **figur 28**. Det må bemerkes at dette er verdier som vil variere med tid på døgnet og en rekke andre faktorer i tillegg til fortykningsgrad.



Figur 31. Estimert over hvordan *E. coli* konsentrasjonene i avløpsvannet fra Oslo til VEAS kan variere med ulik fortykningsgrad/vannmengde på Vækerø.

Som indikert i **figur 28** kan vi anta at kloakken fra Oslo normalt inneholder i størrelsesorden 5 000 000 *E. coli*/100 ml i tørrvær. Når kraftig nedbør har ført til så store avløpsvannmengder at overløpet setter i gang (i gjennomsnitt ved ca 8 m³/s, målt på Vækerø, vedlegg M), er *E. coli* konsentrasjonene typisk redusert til ca 1 000 000 *E. coli*/100). Ytterligere fortykning med regnvann fører til enda lavere konsentrasjoner. Man kan nok anta at når det observeres svært store overløp, så vil fortykningen normalt være betydelig. Likevel, konsentrasjonene i overløpsvannet kommer også an på hvor store avløpsmengder som blir ført videre til rensanlegget. Ved manglende kapasitet på VEAS strupes luka ved Sandvika (noen ganger til så lavt som 3-7 m³/s). Mindre fortyknet overløpsvann vil da kunne slippes ut på Lysaker. Vi var ikke klar over dette da vi satte opp utslippsscenarioet (antok at rensanlegget på VEAS «alltid» tok imot 11 m³/s), og gjennomsnittskonsentrasjon på 500 000 *E. coli*/100 ml som er brukt i utslippsscenarioet kan være litt for lavt for noen overløpshendelser. Verdiene over gjennomsnittlig mengde fortyknet avløpsvann som ble målt på Vækerø (avløpsvann fra Oslo) under selve overløpshendelsene 2009-2014, kan gi en pekepinn (grovt

estimat) på fortynningsgrad og gjennomsnittlig *E. coli* konsentrasjon i overløpsvannet under de ulike hendelsene (vedlegg M). Ut fra denne beregnede gjennomsnittlige *E. coli* konsentrasjonen i overløpsvannet, samt overløpets størrelse, kan vi få et grovt estimat på antall *E. coli* som ble sluppet ut i hver overløpshendelse (vedlegg M og tabell 4).

Tabell 4. Oversikt over antall observerte overløp fra VEAS-tunellen til Lysakerfjorden i månedene juni-august 2009-2014. Det modellerte utslippet var 1.3×10^{15} *E. coli* fordelt over 1 døgn. Tabellen viser antall av de observerte overløpene som var mindre, lik eller større enn det modellerte (beregnet som antall *E. coli*)

	Antall overløp (sommer)	Antall overløp med <i>E. coli</i> utslipp <50% av det modellerte	Antall overløp ca. like stort (50-150%) som det modellerte	Antall overløp minst faktor 1.5 større enn det modellerte
2009	7	4	3	
2010	5	4		1 (faktor 1.7: 12.06, varighet 16.5h)
2011	5	2	2	1 (faktor 2.8: 29.08, varighet 27h)
2012	5	5		
2013	4	3		1 (faktor 2.6: 26.06, varighet 18.5h)
2014	3	3		
SUM	29	21 (73%) der halvparten, dvs totalt ca 35% så små (<10% av det modellerte) at de neppe påvirker badevannskvaliteten	5 (17%)	3 (10%)

Oppsummering: De fleste overløpene som er registrert fra VEAS-tunellen til Lysakerfjorden (2009-2014) var mindre enn det «tenkte» modellerte overløpet, men i snitt ca. 1. gang hver sommer er det observert et utslipp av omtrent samme størrelse og ca. 1 gang hver andre sommer er det observert utslipp som er ca. 2-3 ganger større. Mens det modellerte utslippet ble gitt en konstant vannføring på $3 \text{ m}^3/\text{s}$ i 24 timer vil de «virkelige» utslippene variere i intensitet og lengde. Påvirkningen av badestrendene kan derfor tenkes å variere betydelig mer enn det modellen viser, men for vurdering av «gjennomsnittlig påvirkning», vil det modellerte utslippet være representativt for et større utslipp fra VEAS-tunellen til Lysakerfjorden, som i verste fall bør oppskaleres med faktor 3.

4.2 Tilførsler fra andre kilder i området

I det døgnet vi modellerte et «tenkt» overløp fra VEAS-tunellen, ble det også modellert økte tilførsler fra de nærliggende elvene Lysakerelva, Mærradalsbekken og Hoffsbekken. I modellen ble vannføringen i elvene økt fra middelverdi til maksimum i løpet av 8 timer for deretter å avta lineært til middelverdien igjen i løpet av døgnet. Bakteriekonsentrasjonene økte til maksimum verdi fra kl. 02 til kl. 14 og avtok jevnt ut døgnet, **Tabell 1** og **tabell 5**.

Tabell 5. Benyttet input i modellen for vannføring og *E. coli* konsentrasjoner i overløp og elver «normalt» (ingen eller lite nedbør) og i løpet av døgnet med kraftig regn. Tabellen inneholder også beregnet antall *E. coli* som ble tilført «normalt» og i dette «tenkte regnværsdøgnet».

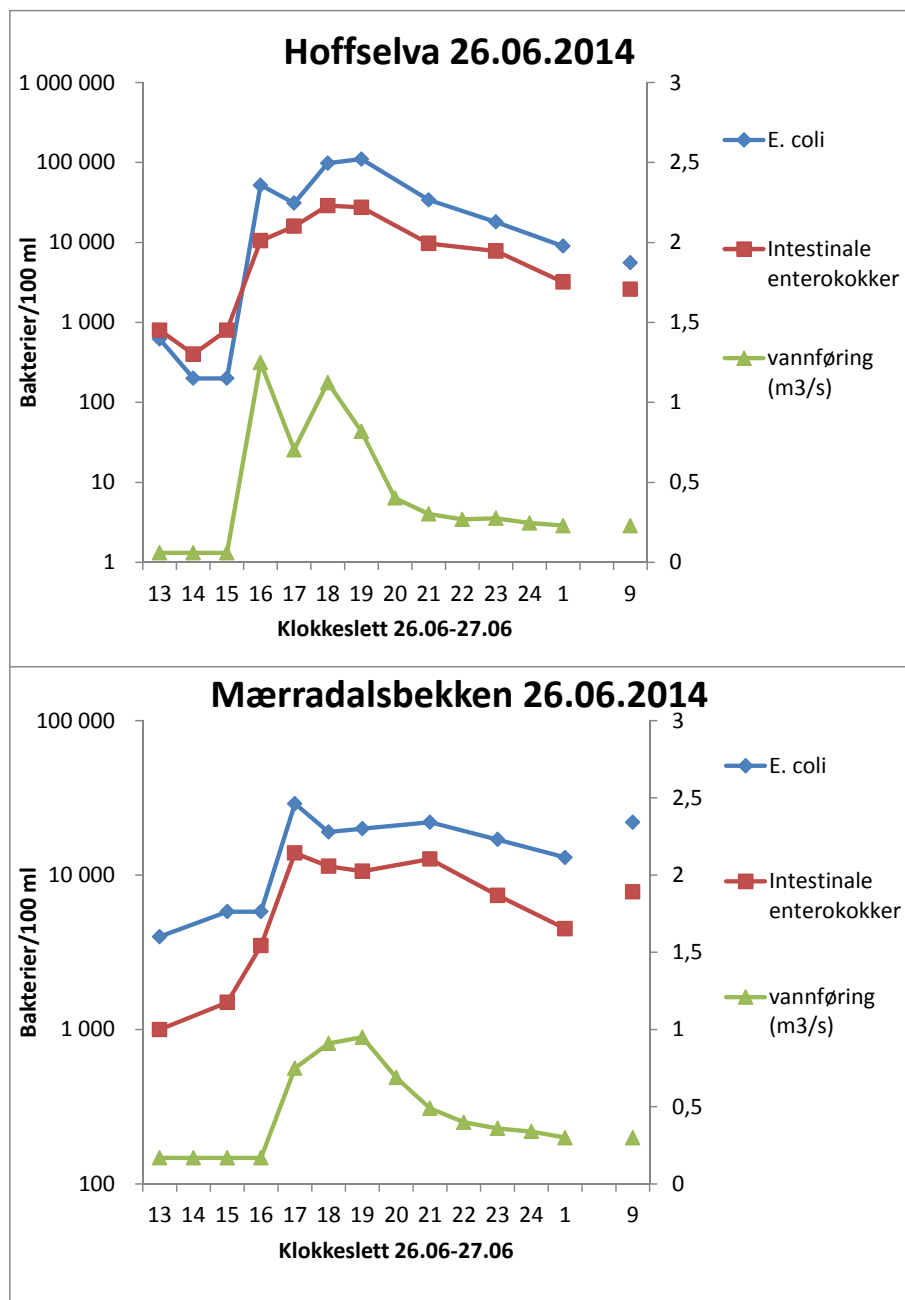
	Normal vannføring	Høy vannføring	Normal konsentrasjon	Høy konsentrasjon	<i>E. coli</i> tilført normal	<i>E. coli</i> tilført kraftig regnvær
	m ³ /s	m ³ /s	<i>E.coli</i> /100 ml	<i>E.coli</i> /100 ml	<i>E.coli</i> /døgn	<i>E.coli</i> /døgn
Overløp Lysaker	0	3	0	500 000	0	1.3 x10 ¹⁵
Lysaker elva	6,4	10	200	10 000	1 x10 ¹²	5.2 x10 ¹³
Mærradals bekken	0,25	2,5	10 000	50 000	2 x10 ¹²	5.2 x10 ¹³
Hoffs bekken	0,22	2,2	1000	50 000	2 x10 ¹¹	4.4 x10 ¹³

I forskningsprosjektet WaterQualityTools har vi tatt prøver fra Hoffsbekken og Mærradalsbekken under 2 nedbørshendelser sommeren 2014. Resultater for *E. coli* og Intestinale enterokokker er vist i figurene 28-29. Under disse nedbørshendelsene nådde ikke vannføringen maksimalverdiene som ble brukt i modellen (kun omtrent halvparten), men maksimalt observerte bakteriekonsentrasjoner var omtrent som brukt i modellen for Mærradalsbekken og 2x høyere enn brukt i modellen for Hoffselva. Under disse nedbørshendelsene (26.06.2014 og 03.08.2014) var det kortvarig, men intens nedbør. Tiden med økt vannføring og sterkt forhøyet bakteriekonsentrasjoner (blant annet på grunn av overløp til bekkene) varte derfor kun noen timer, mens i scenariet tenkte vi oss en lengre periode med kraftig nedbør. Beregnet antall *E. coli* tilført på 24 timer var derfor noe lavere under disse to nedbørshendelsene enn det vi benyttet i det modellerte scenariet, henholdsvis ca 3x lavere fra Hoffselva og 4 og 7x lavere fra Mærradalsbekken (tabell 6). Det ble også registrert overløp fra VEAS-tunellen på Lysaker etter disse nedbørshendelsene, med beregnet utslipp av *E. coli* ca 3x lavere (27.06.2014) og ca 14x lavere (04.08.2014) enn den «tenkte, modellerte hendelsen» (tabell 6).

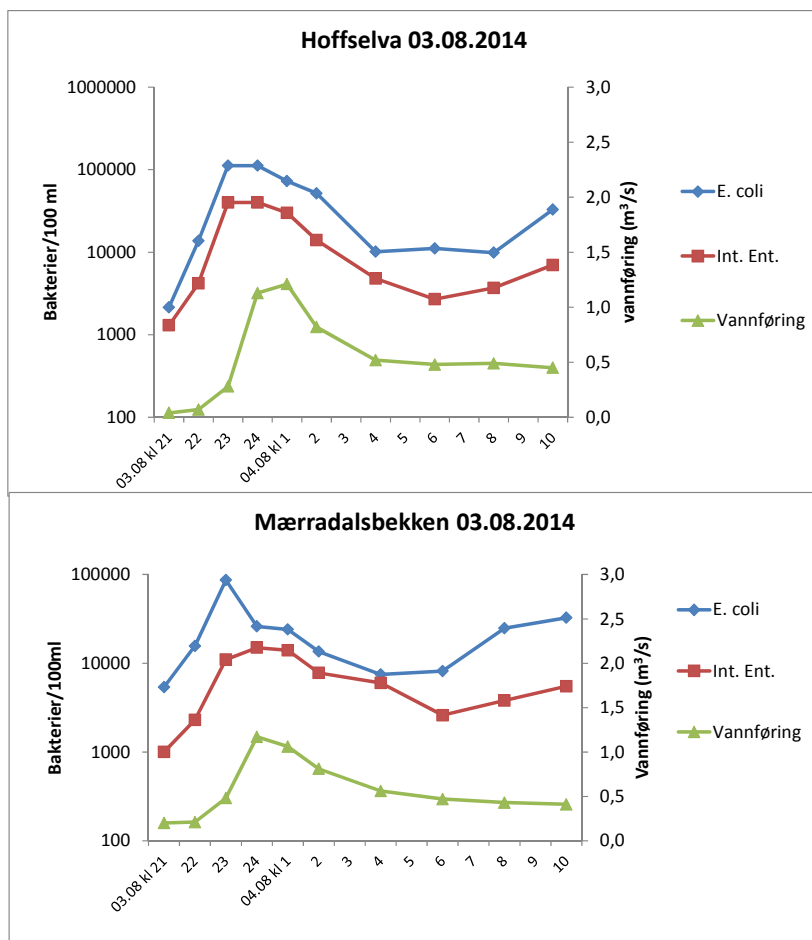
Tabell 6. Beregnet antall *E. coli* tilført fra Hoffselva og Mærradalsbekken (i løpet av 24 timer med forhøyet tilførsel) og fra Lysakeroverløpet ved ulike nedbørshendelser:

	Hoffselva <i>E. coli</i> /24h	Mærradalsbekken <i>E. coli</i> /24 h	Lysaker-overløpet*
26.-27.06.2014 (lokalt mye nedbør på få timer)	1.3x10 ¹³	7x10 ¹²	4.7 x10 ¹⁴ (42336 m ³ over 12 h)
03.-04.08.2014 (ca 23 mm nedbør på få timer)	1.6x10 ¹³	1.2x10 ¹³	9 x10 ¹³ (13306 m ³ over 1.5 h)
«Tenkt, modellert hendelse», med kraftig nedbør over et døgn	4.4 x10 ¹³	5.2 x10 ¹³	1.3 x10 ¹⁵

*Basert på utslippsdata fra VEAS og beregninger i vedlegg M.



Figur 32. Bakteriekonsentrasjoner og vannføring i Hoffselva og Mærradalsbekken under nedbørshendelsen 26.06.2014. Det ble observert svært store lokale variasjoner i nedbørsmengder dette døgnet. I snitt fra stasjonene Blindern, Bygdøy, Besserud og Lilleaker kom det ca. 30 mm nedbør i perioden kl 15-19 og litt nedbør (<1 mm/h) de neste timene. Vannføringsdata fra Oslo VAV.



Figur 33. Bakteriekonsentrasjoner og vannføring i Hoffselva og Mærradalsbekken under nedbørshendelsen 3-4. august 2014. Det ble observert ca 23 mm nedbør på Blindern kl 22-01, og litt nedbør (<1 mm/h på Blindern) de neste timene.

Når det gjelder Lysakerelva, så viste stikkprøver (tatt under E18), under/etter kraftig nedbør konsentrasjoner på 12000 *E. coli*/100 ml (22.05.2013) og 9000 *E. coli*/100 ml (12.08.2013), så modellinput med hensyn på Lysakerelva synes fornuftige, selv om mere data er ønskelige.

Det er også en rekke andre kilder til fekal forurensning i området. Det er f.eks overløp ved utløpet av Lysakerelva (totalt modellert utslipp i 2010: 2286 m³/2x10¹³ *E. coli*)* og på Hydrostranda (totalt modellert utslipp i 2010: 1210 m³/1x10¹³ *E. coli*)* som vil kunne påvirke badevannskvaliteten på Sollerudstranda. Et overløp ved utløpet av Mærradalsbekken (totalt modellert utslipp i 2010: 6313 m³/6x10¹³ *E. coli*)* vil kunne ha betydelig lokal effekt. * Basert på data i König mfl., 2013. Det er dessuten en pumpestasjon ved sjøflyhavna ved Telenorstranden som av og til går i overløp. Fugler og alle båtene i området kan gi lokale tilførsler. Jo nærmere en forurensningskilde er det aktuelle prøvetakningstedet, jo mindre skal til før den påvirker prøveresultatet.

Oppsummering: Tilførslene fra Hoffselva og Lysakerelva som er benyttet i modellen under den «tenkte» nedbørshendelsen, er representative for et døgn med kraftig nedbør over lengre tid. Ved mindre nedbør, eller ved kortvarig intens nedbør, bør nok tilførslene nedskaleres noe. Mulig den modellerte tilførselen fra Mærradalsbekken er noe overdrevet (dog ikke mye for worst-case).

4.3 Modellerte og målte bakteriekonsentrasjoner på badeplassene

Som nevnt i forrige avsnitt er det mange kilder til fekal forurensning av badeplassene i Lysakerfjorden, og ved prøvetaking er det umulig å «isolere» påvirkningen fra VEAS-overløpet fra påvirkningen fra de andre kildene.

Mulig badestranden Rolfsbukta/Rolfstangen i Bærum er den som er forholdsvis «mest påvirket av VEAS-overløpet» i forhold til andre kilder. I badesesongen tas det prøver her av Bærum kommune. I 2009-2010 tok de også prøver på Telenorstranden (tabell 7)

Tabell.7 Antall termotolerante koliforme bakterier (TKB/100 ml \approx *E. coli*) i badevannsprøver fra Rolfsbukta og Telenorstranda. Data fra Folkehelsekontoret i Bærum kommune.

Uke	Rolfsbukta					Telenorstranden	
	2009	2010	2011	2012	2013	2009	2010
19		2				4	1
20		1			30	34	2
21	4	1	20	35		4	1
22	70	1			44	34	1
23	18	25		9		3	15
24	3	3			17	4	7
25	0	1		7		15	3
26	3	1	26		2800	1	12
27	1	1		23		2	1
28	13	1200			33	52	3400
29	6	15		51		54	16
30	80	15	85		15	85	50
31	4	9		10		20	17
32	1700	46				470	5
33	13	10		65		9	9
34	7	33	11		30	1	53
35	750			64		21	

Som vist i tabellen er det stort sett målt god badevannskvalitet i Rolfsbukta, med noen unntak:

Uke 32 (dvs. 6. august) 2009: 1700 TKB/100 ml i Rolfsbukta og 470 TKB/100 ml på Telenorstranda: Ser vi på overløpsoversikten fra VEAS-tunellen (vedlegg M), var det 2 dager før et stort overløp, faktor 1.4 større enn det modellerte.

Uke 35 (dvs. 27. august) 2009: 750 TKB/100 ml i Rolfsbukta, kun 21 TKB/100 ml på Telenorstranda: Dagen før var det et mindre overløp fra VEAS-tunellen, ca 14% av det modellerte.

Uke 28 (dvs. 15. juli) 2010: 1200 TKB/100 ml i Rolfsbukta og 3400 TKB/100 ml på Telenorstranda: 2 dager før var det et mindre overløp fra VEAS-tunellen, kun 10% av det modellerte. Mulig andre kilder til de høye verdiene?

Uke 26 (dvs. 27.06) 2013: 2800 TKB/100 ml i Rolfsbukta, mangler måling på Telenorstranda: Natten før prøvetaking var det et betydelig utslipp fra VEAS-tunellen, faktor 2 større enn det modellerte. I sum kan det se ut til at badevannskvaliteten i Rolfsbukta blir betydelig påvirket ved større utslipp fra VEAS-tunellen, omtrent i samme størrelsesorden som modellen indikerer.

Sommeren 2014 var det ingen store overløp fra VEAS-tunellen, men vi tok en prøve den 27.06.2014, dagen etter et overløp fra VEAS-tunellen med størrelse ca. 36% av det modellerte. Vi fant da kun 10 *E. coli*/100 ml i Rolfsbukta (svært lav verdi kan muligens forklares med at prøven ble tatt kl. 14 ved lavvann), 290 *E. coli*/100 ml på Telenorstranda og 230 *E. coli*/100 ml på Sollerudstranda.

Høsten 2014 var det derimot mye nedbør i Osloområdet. Det ble tatt vannprøver fra vestsiden av Lysakerfjorden mandag 20. oktober, dvs. 1.5 døgn etter et større overløp fra VEAS-tunnelen natten mellom 18. og 19. oktober, med varighet 13 timer og størrelse 101 520 m³ (dvs. i størrelsesorden 50-75% av det modellerte med hensyn på *E. coli*). Resultatene er vist i Vedlegg N. Det ble tatt prøver under høyvann. Ca 1000 *E. coli*/100 ml ble målt ved Rolfstangen. Det ble målt noe lavere verdier nordover langs vestsiden av Lysakerfjorden, henholdsvis 570 *E. coli*/100 ml rett nord for sjøflyhavna og ca 300 *E. coli*/100 ml på Smedtangen/Telenorstranda. I henhold til Bærum kommune (Helle Frodal) var det ingen registrerte kloakkoverløp i området i perioden. Sannsynligvis er derfor utslippet fra VEAS-tunnelen 1.5 døgn før en hovedkilde til de høye *E. coli* konsentrasjonene som ble målt på Rolfstangen, som også er i godt samsvar med modelleringen.

Når det gjelder Sollerudstranda er badevannskvaliteten også her god de fleste sommerdagene. Av de 62 faste ukentlige prøvene som ble tatt under Oslo kommunes badevannsovervåkning (Bymiljøetaten) somrene 2010-2013, så ble det påvist <500 TKB/100 ml (akseptabel badevannskvalitet) i 55 (89%) av prøvene og <100 TKB/100 ml (svært god badevannskvalitet) i 42 (68%) av prøvene. Ved ukentlige prøver er det tilfeldig om prøvedagen faller på en regnværsdag/etter nedbør, men av de 7 prøvene (tatt av Bymiljøetaten) med >500 TKB/100 ml (600-4000 TKB/100 ml), så ble 5 av disse tatt etter nedbørsepisoder og ved 3 av disse ble det registrert overløp fra VEAS-tunellen i Lysakerfjorden. 26 juli 2011 ble det målt 4000 TKB/1000 ml på Sollerudstranda. 1-2 dager før ble det registrert større overløp fra VEAS-tunellen (ca 1.3x større enn det modellerte), men i Oslo VAVs overvåkningsdata er det også notert kloakkstopp som førte til overløp på Sollerudstranda og 2800 TKB/100 dagen etter (27. juli 2011). Oslo VAV målte dessuten 4600 TKB/100 ml på Sollerudstranda 31.08.2011 som var dagen etter det veldig store VEAS-overløpet (2.8x større enn det modellerte). 11.07.2012 målte de dessuten 1500 TKB/100 ml etter 45 mm nedbør siste 2 døgn og to mindre overløp (totalt 20% av det modellerte) fra VEAS). Denne dagen målte Oslo VAV også 3900 TKB/100 ml på Bygdøy sjøbad, som nok kanskje (og med godt samsvar med modellen) i stor grad skyldes utslipp via Hoffselva og Mærradalsbekken.

5. Diskusjon

Ved en vannmengde av størrelsesorden $3 \text{ m}^3/\text{s}$ vil det være svært utfordrende å oppnå innlagring av avløpsvannet under overflata ved utslipp på omtrent 25 m dyp. Dette vil både være tilfelle ved normal (3 cm/s) og høy (15 cm/s) strømstyrke. Spredningsmønsteret i overflatelaget er påvirket av vannføring i elvene og vindens styrke og retning, i tillegg til tidevannet. Påvirkningen fra elvene er størst i nærheten av elveutløpene, mens vinden har virkning over hele fjorden. Noen meter ned i vannmassene har verken vind eller elvetilførsel stor virkning, og strømforholdene styres her av horisontale trykkgradienter som settes opp av blant annet tidevannet. For eksempel så vil elvevannet fra Lysakerelva kun påvirke strømmen i den øverste meteren i Lysakerfjorden. Vindforholdene og ferskvannstilførselen antas derfor å ha liten betydning for beregning av innlagringsdyp. Disse faktorene har derimot stor betydning for avløpsvannets spredning hvis dette når overflaten. I en typisk overløpshendelse så vil vannføringen i Lysakerelva være relativt stor. I modellen er det lagt inn en vannføring på $10 \text{ m}^3/\text{s}$, og dette stemmer godt med vannføringen som er modellert av NVE. Vannet fra elva vil da sette opp en sørgående strøm som sprer *E. coli* ut av Lysakerfjorden i overflaten.

Konsentrasjonen *E. coli* i overløpsvannet kan typisk være $10^6 \text{ E. coli}/100 \text{ ml}$, men kan variere med en størrelsesorden. Fortynningen av overløpsvannet kan være av størrelsesorden 10^3 til 10^4 , slik at konsentrasjon i sjøen blir 10^2 til $10^3 \text{ E. coli}/100 \text{ ml}$ nær utslippet. Det vil være usikkerhet knyttet til både konsentrasjonen i overløpene og til beregnet fortynning i modellen, i tillegg til usikkerhet i utdøingshastighet. De modellerte konsentrasjonene av *E. coli* i sjøen vil derfor i beste fall ikke ha en nøyaktighet bedre enn en størrelsesorden.

Modellering og prøvetaking indikerer at den hygieniske badevannskvaliteten på strendene rundt Lysakerfjorden kan forringes betydelig (til uakseptabel badevannskvalitet) under/etter kraftig nedbør og kloakkoverløp. Når det går overløp fra VEAS-tunellen, vil Lysakerfjorden samtidig tilføres forurensning fra andre kilder, og ved måling er det umulig å skille mellom påvirkning fra VEAS-tunellen og fra de andre kildene. I regnvårsperioder der det er store overløp fra VEAS-tunellen, vil dette utgjøre det største «totalbidraget» av tarmbakterier til Lysakerfjorden, men påvirkning av strendene avhenger også av nærhet til forurensningskilden og strømningsforhold. Modellering og prøvetaking indikerer at VEAS-overløpet (under og i dagene etter overløpet) er den største kilden til *E. coli* på Rolfsbukta og Telenorstranda, mens Sollerudstranda i tillegg blir betydelig påvirket av Lysakerelva og andre lokale overløp. Innover i Bestumkilen vil blant annet Hoffselva og Mærradalsbekken føre til forhøyede verdier under/etter kraftig nedbør. Nødoverløp i forbindelse med feil på avløpssystemene (kloakkstopp) kan gi uakseptabel badevannskvalitet også i finvær.

Bærum kommune har allerede en generell advarsel på internett der de advarer mot bading på Rolfsbukta og Telenorstranda i inntil 2 dager etter kraftige regnskyll. Norge har ikke implementert EUs badevannsdirektiv, men i denne er det krav om at ansvarlige myndigheter skal varsle publikum ved hendelser som fører til dårlig badevannskvalitet. Umiddelbar varsling om overløp fra VEAS til Lysakerfjorden og om utslippets størrelse, er nyttig å ha med i vurderingen av om det eventuelt skal sendes ut varsel mot bading via andre medier. Sannsynligvis vil det kun være slike hendelser et par ganger hver sommer, og noen ganger (som 2014) muligens ingen.

Det er en rekke forhold som vil påvirke hvorvidt et utslipp fra overløpet til VEAS-tunnelen vil gi uakseptabel badevannskvalitet på de berørte strendene og hvor lang tid etter utslippet før badevannskvaliteten på strendene igjen er god. Det er derfor ikke enkelt å sette en grenseverdi, målt i m^3 overløpsvann, for når og hvor lenge det bør advares mot bading, f.eks. på Rolfstangen, Telenorstranda og Sollerudstranda. Følgende forhold kan påvirke dette (blant annet):

- 1) **Utslippets størrelse, varighet og bakteriekonsentrasjon.** Mindre fortynnet avløpsvann vil normalt inneholde mer tarmbakterier og humanpatogener per m³ enn kraftig fortynnet avløpsvann.
- 2) **Innlagringsdyp.** Dette påvirkes blant annet av vannføringen, saltholdighetsgradient og strømstyrke. Mindre utslipp (tilført med lav vannføring) vil muligens i større grad lagres inn på dypet og i mindre grad påvirke badevannskvaliteten, mens et utslipp av størrelsesorden 3 m³/s vil være svært utfordrende å innlagre under overflata ved utslipp på omtrent 25 m dyp. I de fleste modellscenariene er det antatt at en del av utslippet når overflata.
- 3) **Spredningsforhold i overflatevannet.** Påvirkes blant annet av tidevann, vindretning og vindstyrke (både under selve utslippet og i dagene etter)
- 4) **Bakterienes utdøingshastighet.** Påvirkes i tillegg til temperatur av solforhold, siktedyp, saltholdighet, partikkelbinding mm. Det er benyttet konservative verdier for beregning av utdøingshastighet for *E.coli*.

Vi har kun modellert spredningen av ett «tenkt» utslipp, men vi har tatt med ulike scenarier med hensyn på innlagringsdyp og vindretning. Resultatene fra modelleringen kan til en viss grad overføres og «skaleres» til andre utslippshendelser, men siden utslippenes størrelse og varighet, tidevannstand og vær- og vindforhold under og etter utslippshendelsen vil være forskjellig fra utslipp til utslipp, er ikke dette helt enkelt. Ideelt sett burde hver utslippshendelse vært modellert under gjeldende værforhold, men det er en stor jobb. Modellering i sanntid er mulig, men det forutsetter gode inputdata i sanntid.

6. Referanser

GEMSS hjemmeside: <http://gemss.com/index.html>.

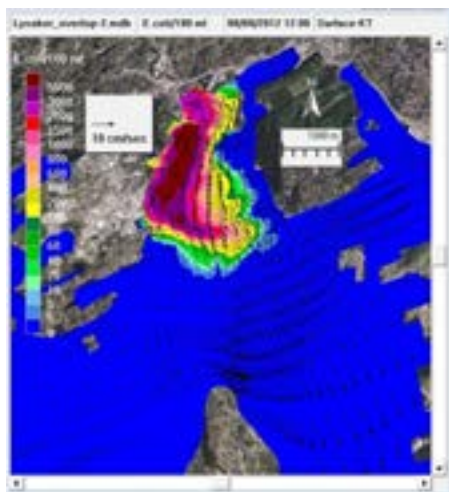
Tjomsland T., Tryland I. og Kempa M. 2014. Modellert spredning av *E. coli* i indre Oslofjord. Innledende arbeid for å studere effekt av vind og strømningsforhold. 50 s., Løpenr. 6703-2014. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.

Frick, W.E., Roberts, P.J.W., Davis, L.R., Keyes, J, Baumgartner, D.J. and George, K.P., 2001. Dilution Models for Effluent Discharges, 4th Edition (Visual Plumes). Environmental Research Division, U.S. Environmental Protection Agency, Athens Georgia, USA.

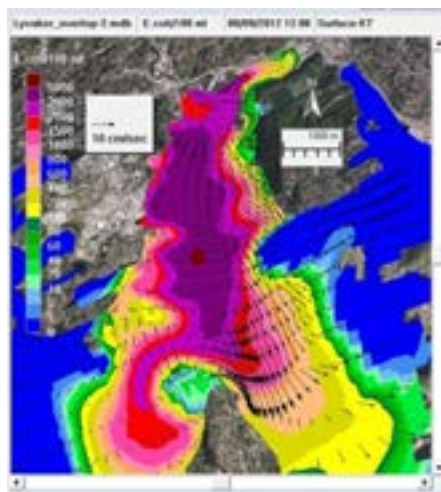
König, A. (2013). Utslipp fra Midgardsormen. DHI-rapport til Oslo kommune. Mai 2013.

Vedlegg A. Scenarium 1.1: Utslipp i overløp

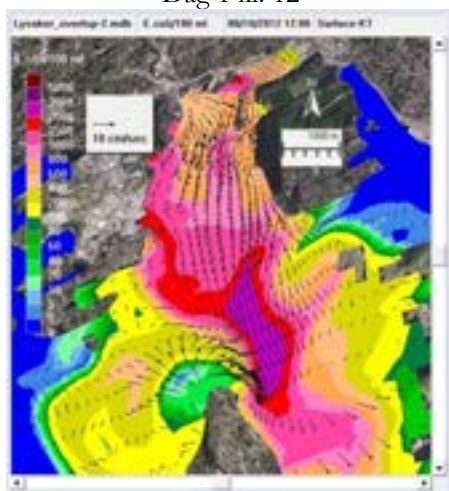
Overløp: 24 timer (8. august 2012) med vannføring 3 m³/s og med konsentrasjon 500 000 E.coli/100 ml.
Overløpets innlagringsdyb: 0 – 20 m
Typisk saltholdighetsprofil: 20-32 PSU og normale vindforhold.



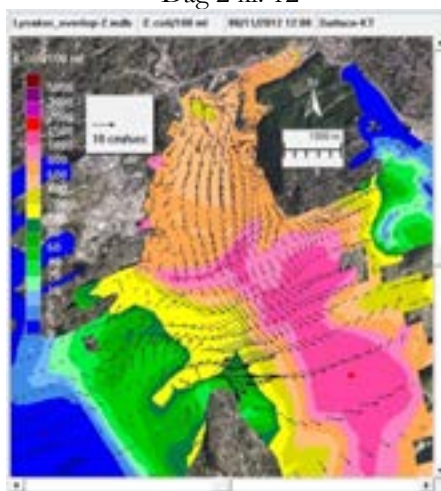
Dag 1 kl. 12



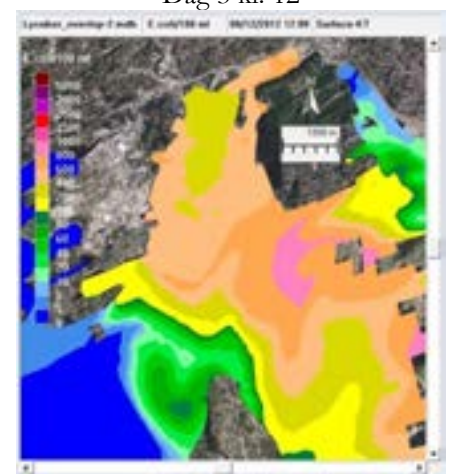
Dag 2 kl. 12



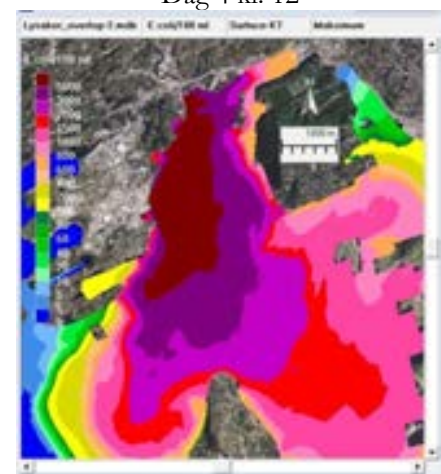
Dag 3 kl. 12



Dag 4 kl. 12



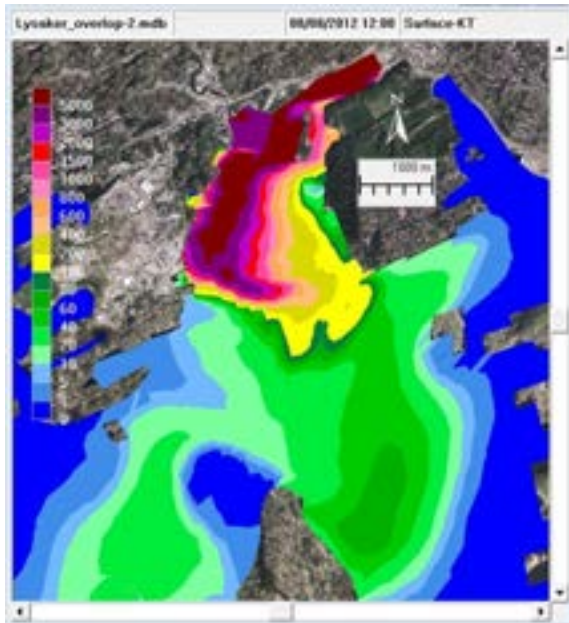
Dag 5 kl. 12



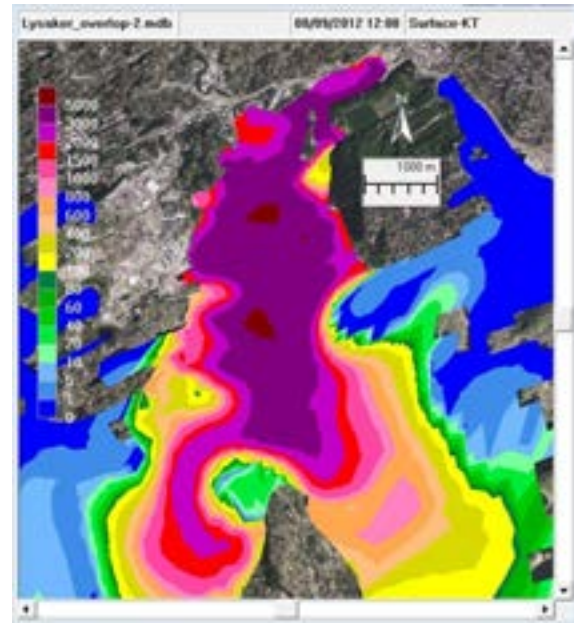
Maksimum konsentrasjon

Vedlegg B. Scenarium 1.2: Flere kilder

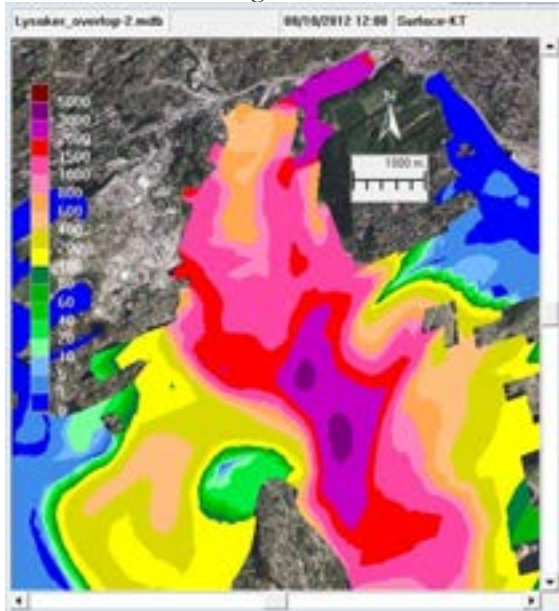
Overløp: 24 timer (8. august 2012) med vannføring 3 m³/s og med konsentrasjon 500 000 E.coli/100 ml.
Overløpets innlagringsdyp: 0 – 20 m
Typisk saltholdighetsprofil: 20-32 PSU og normale vindforhold.



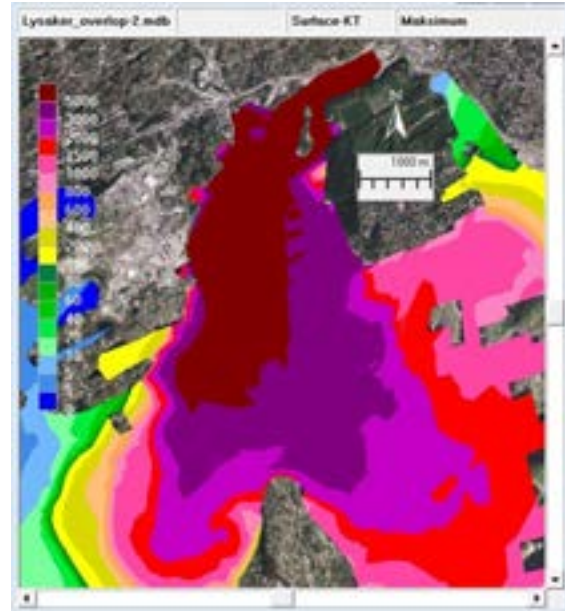
Dag 1 kl. 12



Dag 2 kl. 12

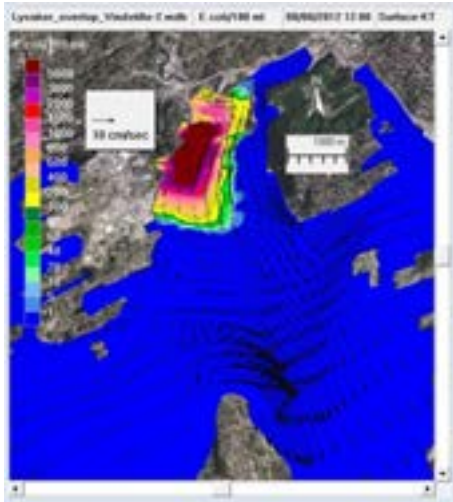


Dag 3 kl. 12

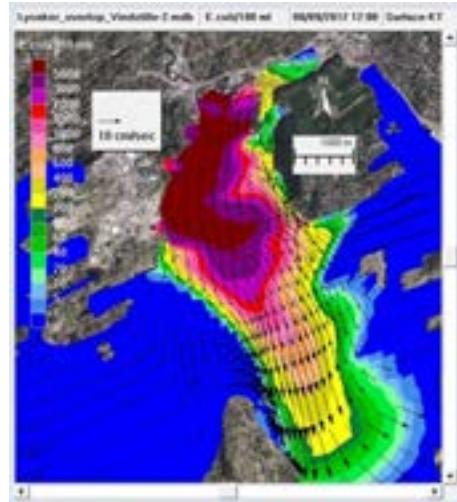
Maksimum konsentrasjon (*E. coli*/100 ml)

Vedlegg C. Scenarium 2.1: Vindstille

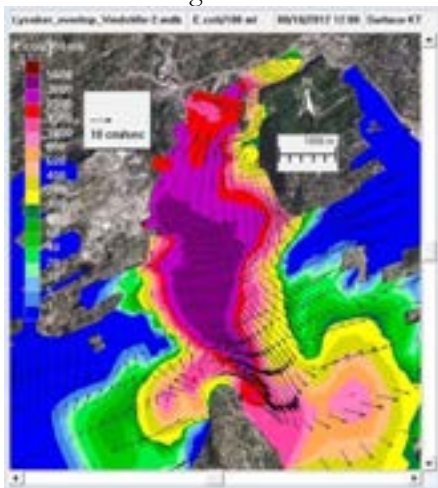
Overløp: 24 timer (8. august 2012) med vannføring 3 m³/s og med konsentrasjon 500 000 *E.coli*/100 ml.
 Overløpets innlagringsdyp: 0 – 20 m
 Typisk saltholdighetsprofil: 20-32 PSU og vindstille.



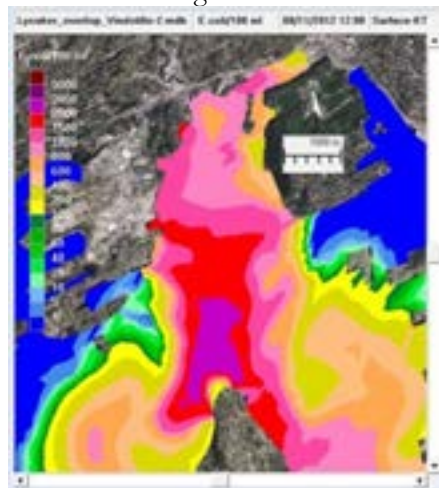
Dag 1 kl. 12



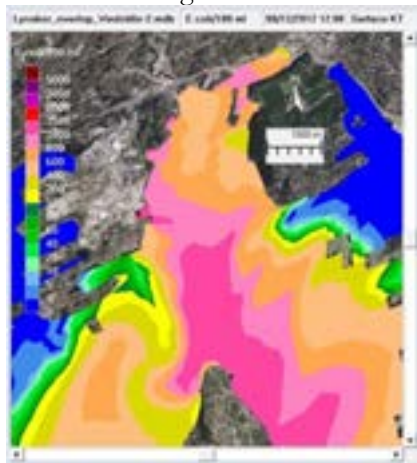
Dag 2 kl. 12



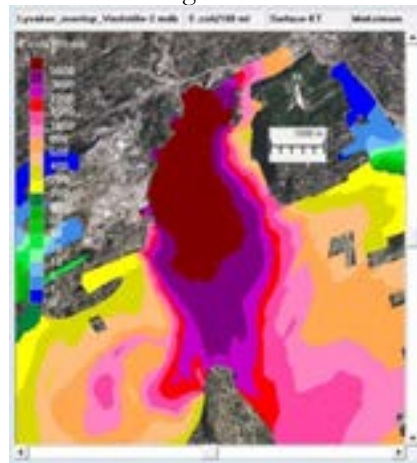
Dag 3 kl. 12



Dag 4 kl. 12



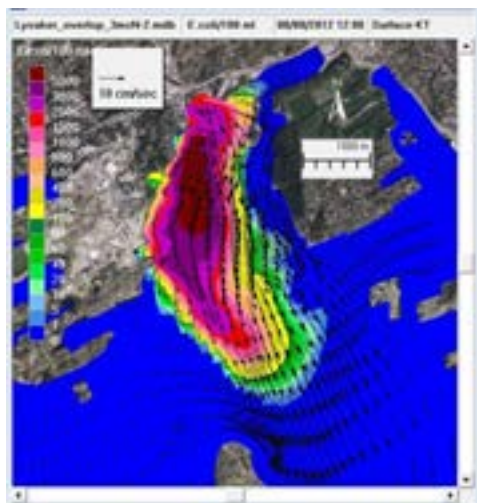
Dag 5 kl. 12



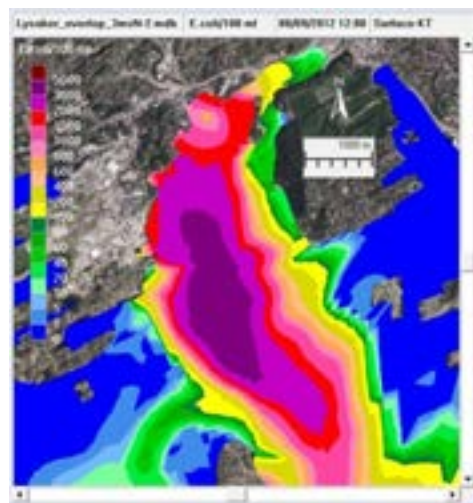
Maksimum konsentrasjon

Vedlegg D. Scenarium 2.2: Nordlig vind

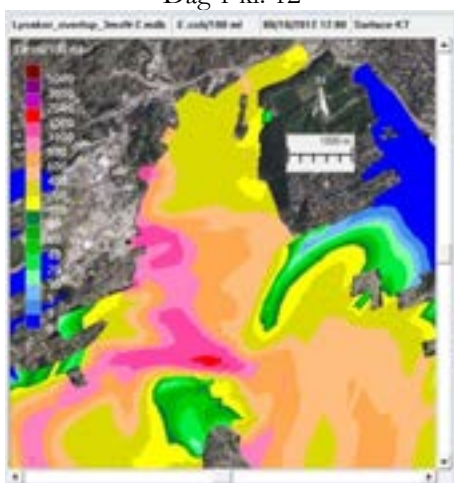
Overløp: 24 timer (8. august 2012) med vannføring 3 m³/s og med konsentrasjon 500 000 *E.coli*/100 ml.
Overløpets innlagringsdyp: 0 – 20 m
Typisk saltholdighetsprofil: 20-32 PSU og vindstille.



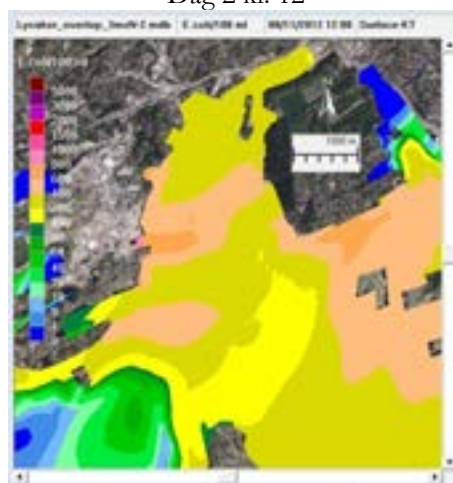
Dag 1 kl. 12



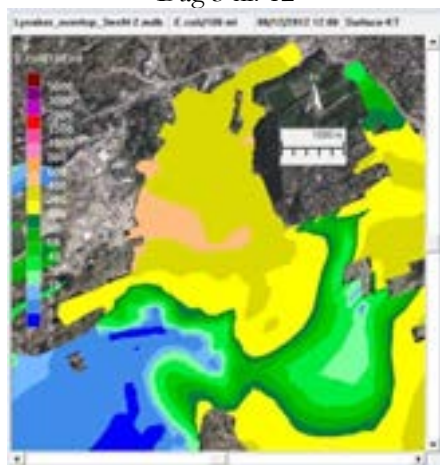
Dag 2 kl. 12



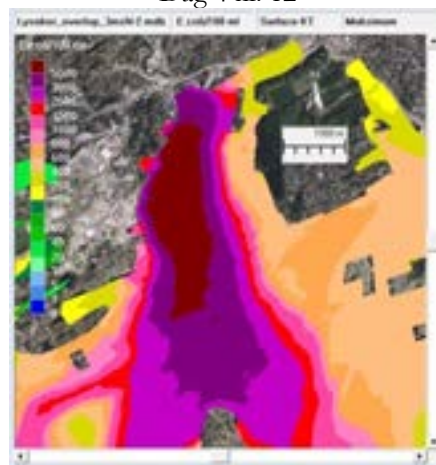
Dag 3 kl. 12



Dag 4 kl. 12



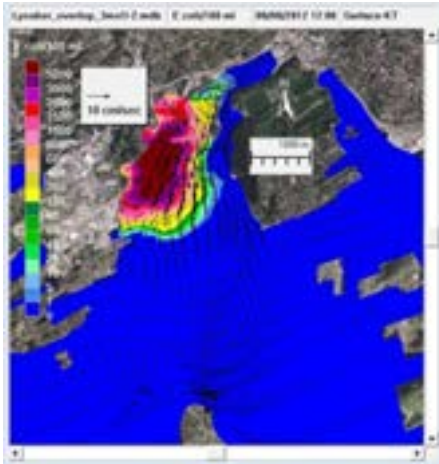
Dag 5 kl. 12



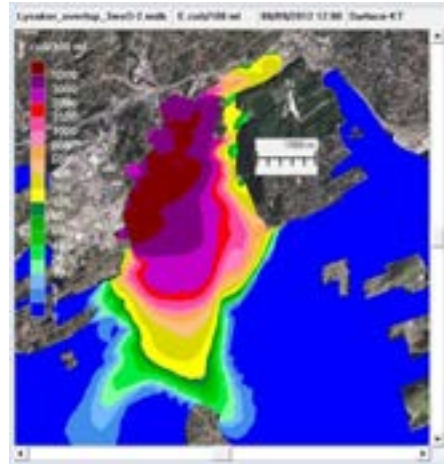
Maksimum konsentrasjon

Vedlegg E. Scenarium 2.3: Østlig vind

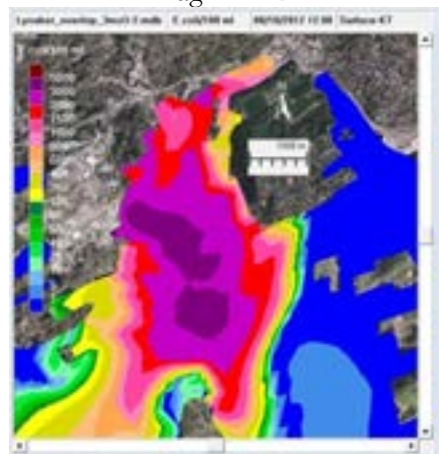
Overløp: 24 timer (8. august 2012) med vannføring 3 m³/s og med konsentrasjon 500 000 *E.coli*/100 ml.
 Overløpets innlagringsdyp: 0 – 20 m
 Typisk saltholdighetsprofil: 20-32 PSU og vindstille.



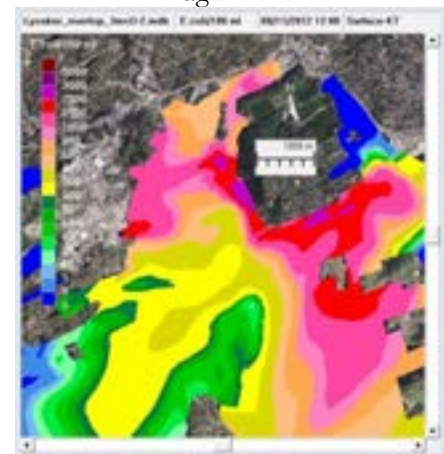
Dag 1 kl. 12



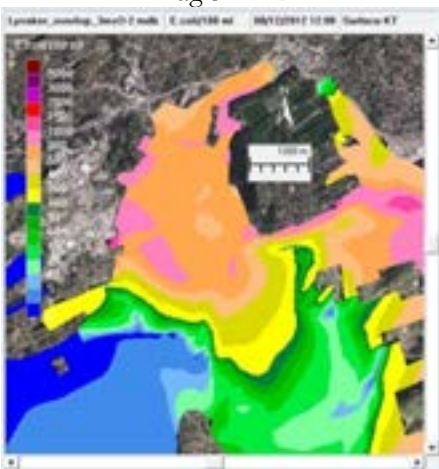
Dag 2 kl. 12



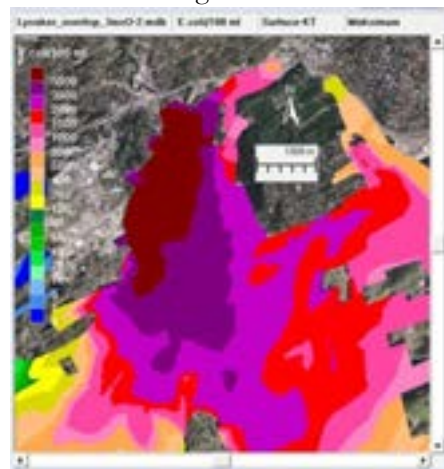
Dag 3 kl. 12



Dag 4 kl. 12



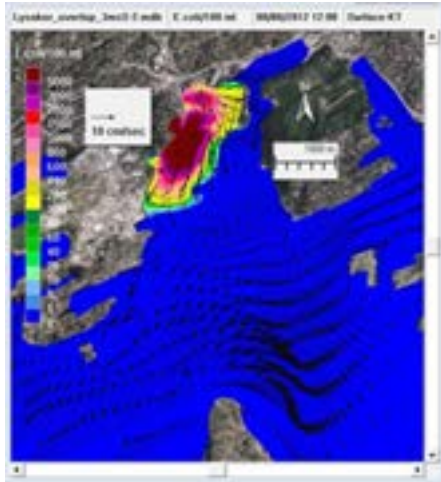
Dag 5 kl. 12



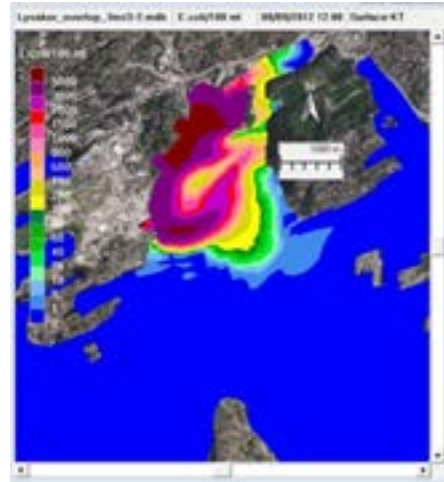
Maksimum konsentrasjon

Vedlegg F. Scenarium 2.4: Sørlig vind

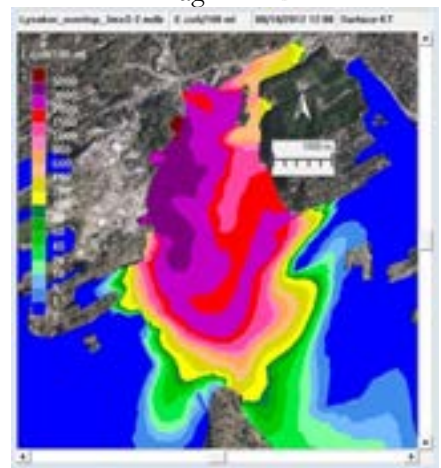
Overløp: 24 timer (8. august 2012) med vannføring 3 m³/s og med konsentrasjon 500 000 *E.coli*/100 ml.
Overløpets innlagringsdyp: 0 – 20 m
Typisk saltholdighetsprofil: 20-32 PSU og vindstille.



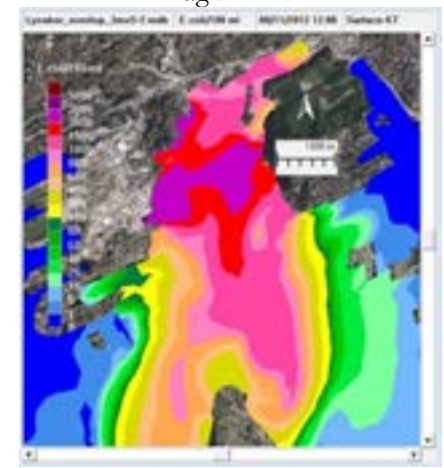
Dag 1 kl. 12



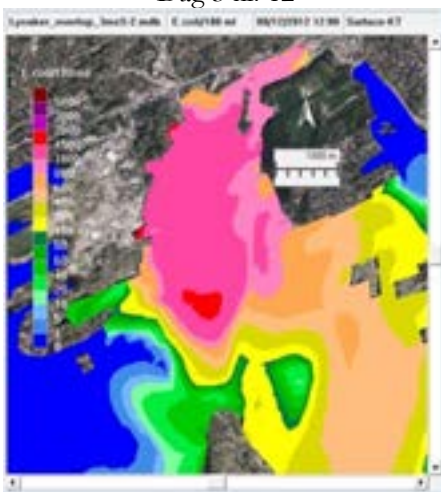
Dag 2 kl. 12



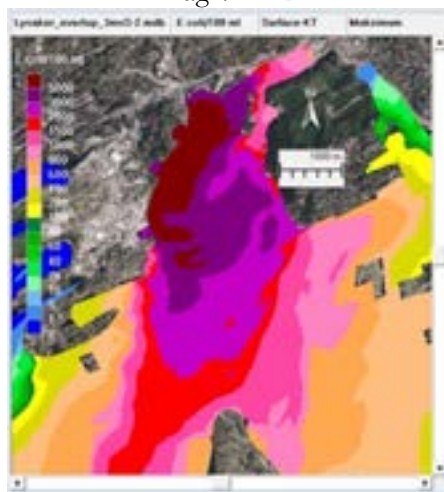
Dag 3 kl. 12



Dag 4 kl. 12



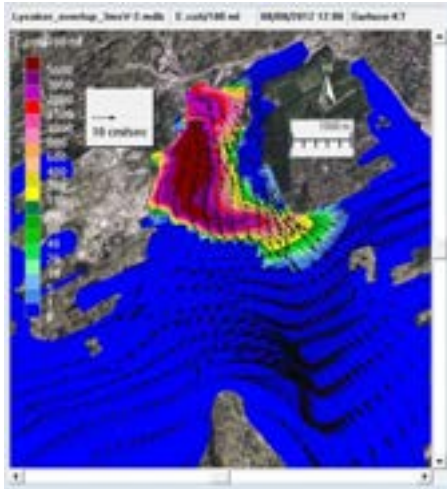
Dag 5 kl. 12



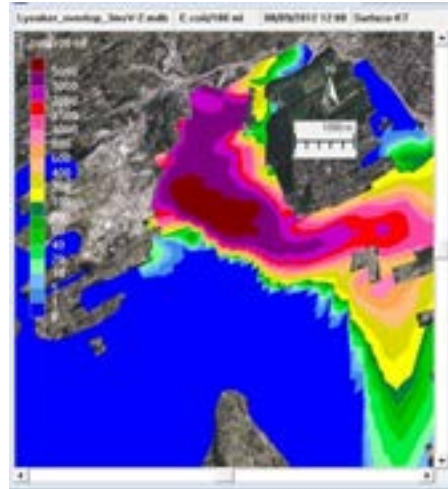
Maksimum konsentrasjon

Vedlegg G. Scenarium 2.5: Vestlig vind

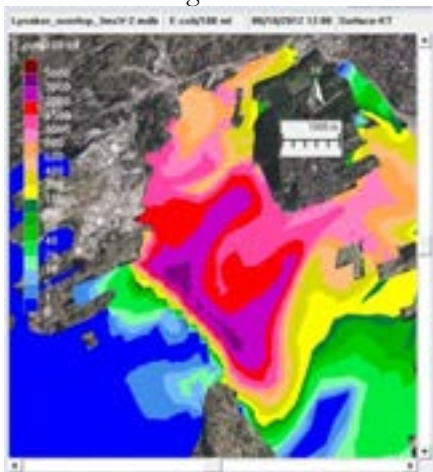
Overløp: 24 timer (8. august 2012) med vannføring 3 m³/s og med konsentrasjon 500 000 *E.coli*/100 ml.
Overløpets innlagringsdyp: 0 – 20 m
Typisk saltholdighetsprofil: 20-32 PSU og vindstille.



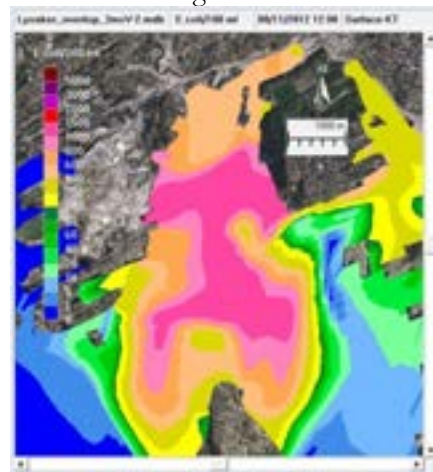
Dag 1 kl. 12



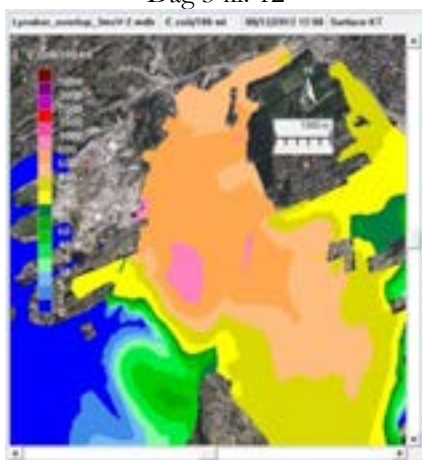
Dag 2 kl. 12



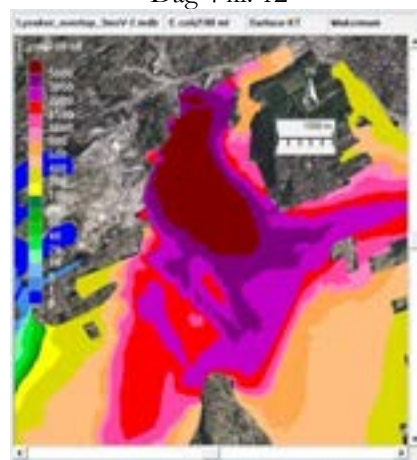
Dag 3 kl. 12



Dag 4 kl. 12



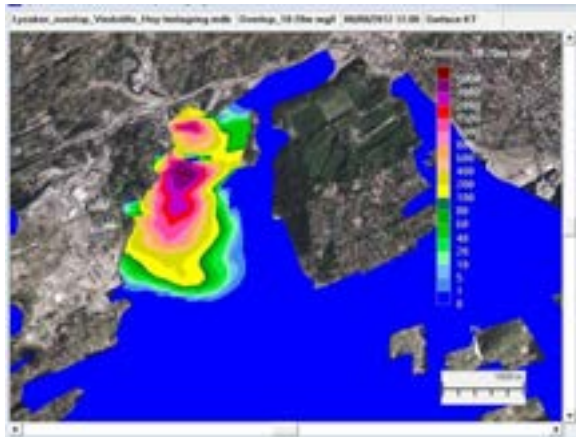
Dag 5 kl. 12



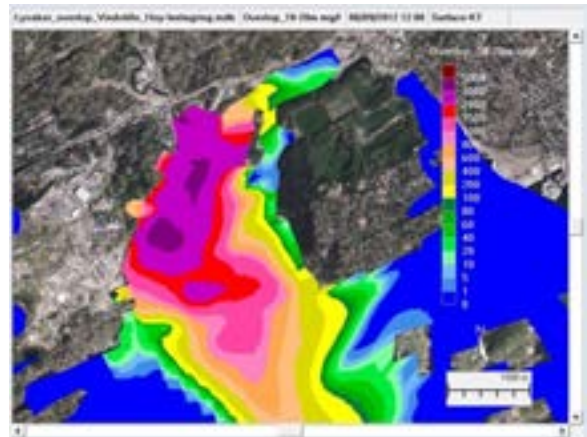
Maksimum konsentrasjon

Vedlegg H. Scenarium 3.1: Innlagringsdyp 10-20 m

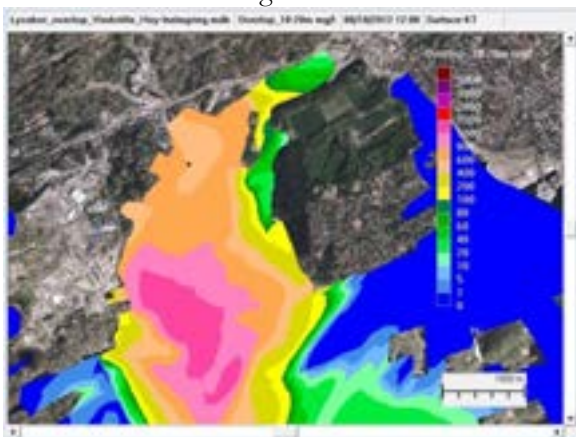
Overløp: 24 timer (8. august 2012) med vannføring 3 m³/s og med konsentrasjon 500 000 *E.coli*/100 ml.
 Overløpets innlagringsdyp: 10 – 20 m
 Typisk saltholdighetsprofil: 20-32 PSU og normale vindforhold.



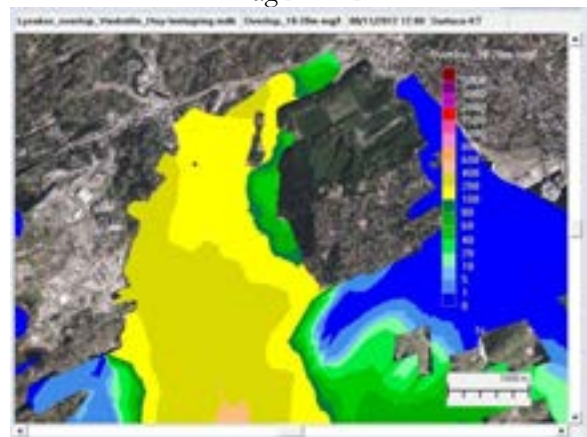
Dag 1 kl. 12



Dag 2 kl. 12



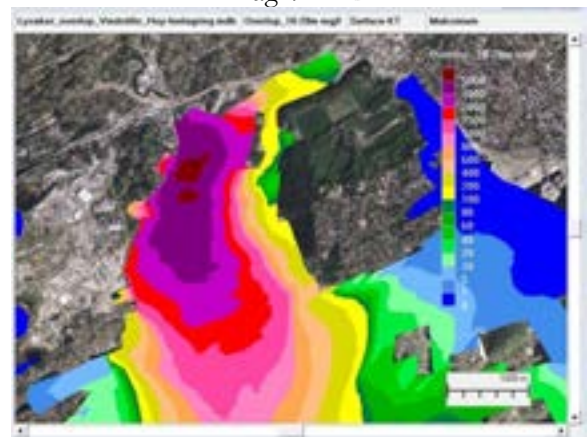
Dag 3 kl. 12



Dag 4 kl. 12



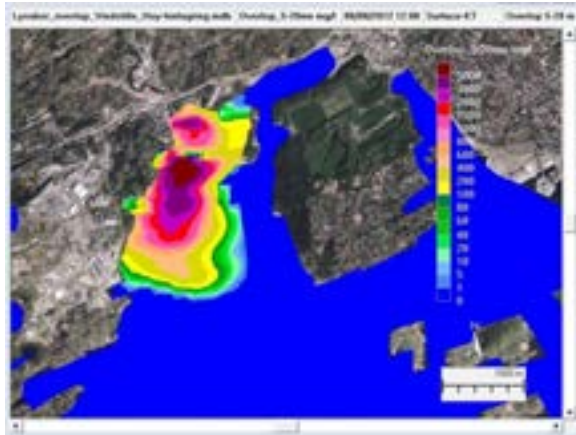
Dag 6 kl. 12



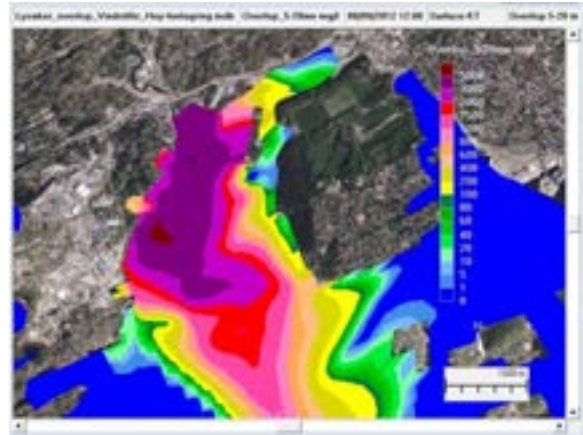
Maksimum konsentrasjon

Vedlegg I. Scenarium 3.2: Innlagringsdyp 5-20 m

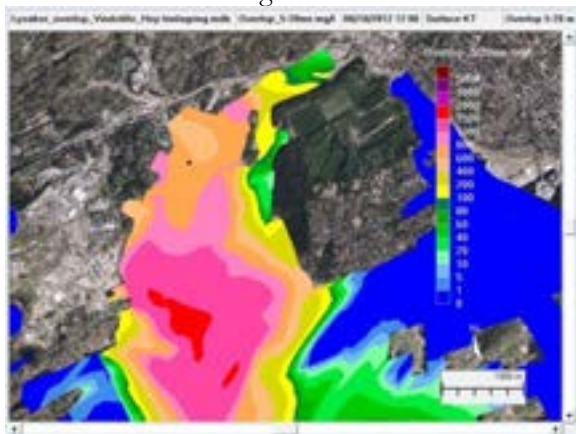
Overløp: 24 timer (8. august 2012) med vannføring 3 m³/s og med konsentrasjon 500 000 *E.coli*/100 ml.
Overløpets innlagringsdyp: 5 – 20 m
Typisk saltholdighetsprofil: 20-32 PSU o og normale vindforhold.



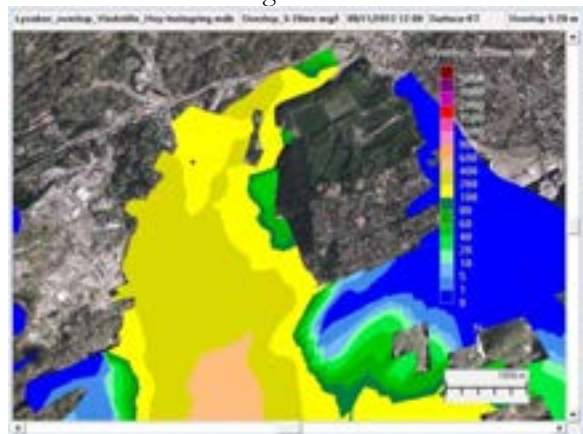
Dag 1 kl. 12



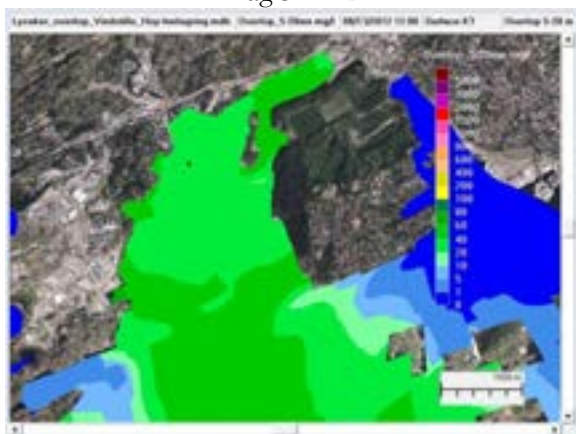
Dag 2 kl. 12



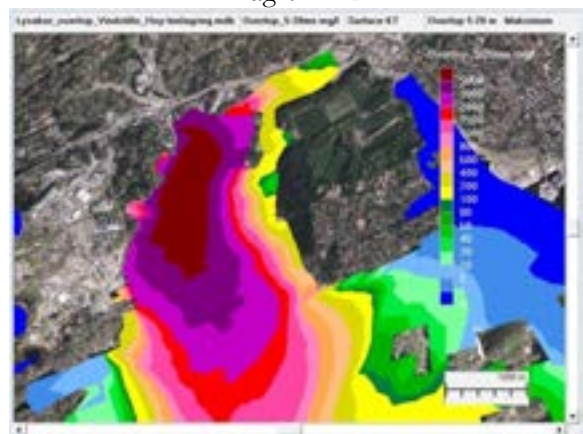
Dag 3 kl. 12



Dag 4 kl. 12



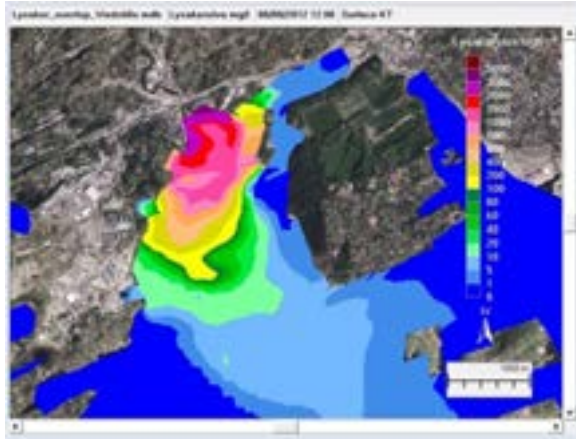
Dag 6 kl. 12



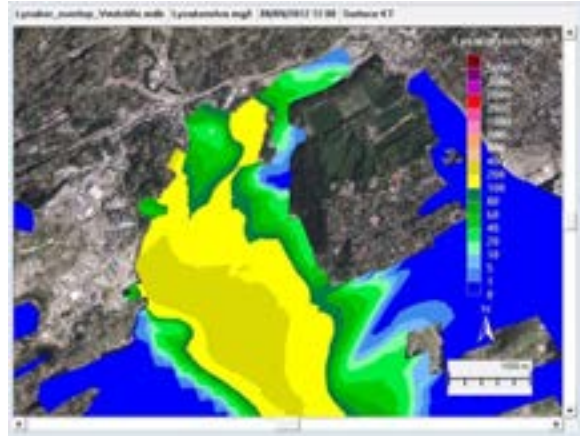
Maksimum konsentrasjon

Vedlegg J. Scenarium 4.1: Lysakerelva

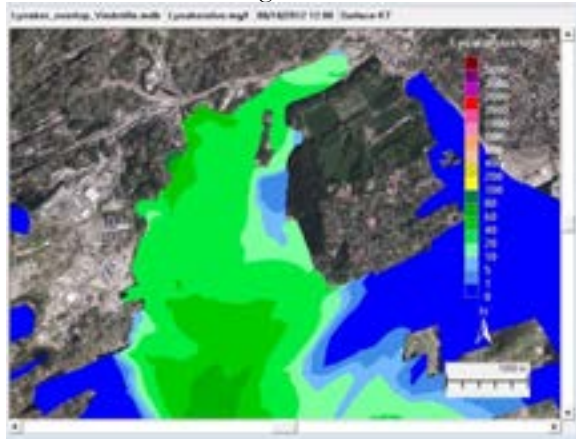
Typisk saltholdighetsprofil: 20-32 PSU og normale vindforhold, dvs hovedsakelig vind fra nord.



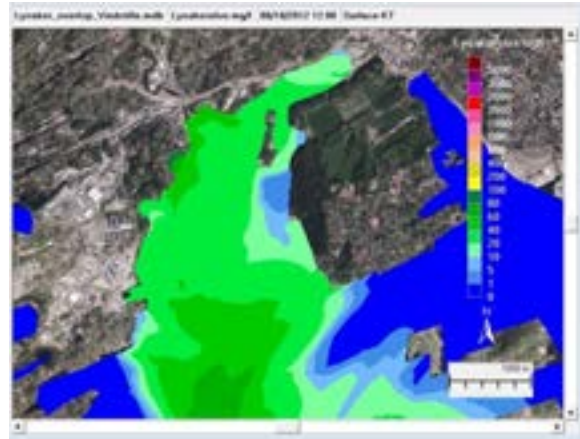
Dag 1 kl. 12



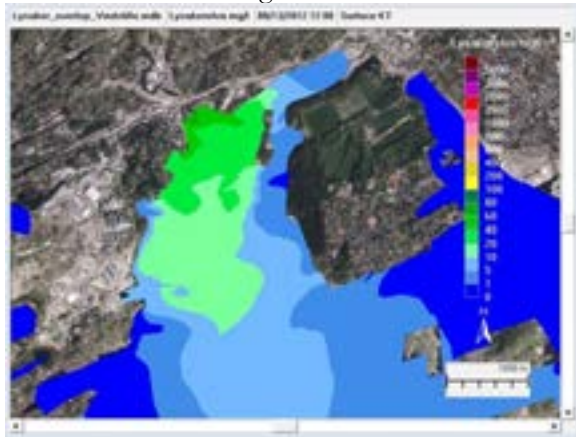
Dag 2 kl. 12



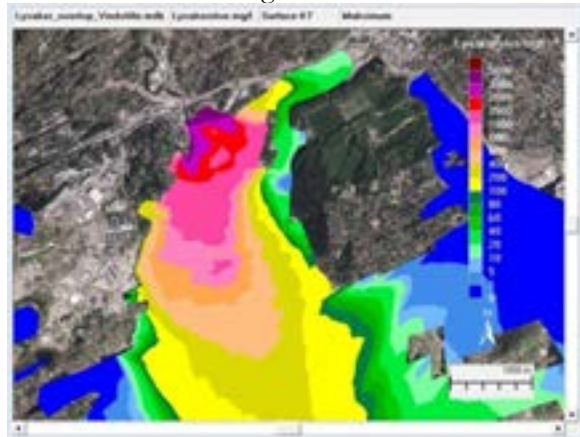
Dag 3 kl. 12



Dag 4 kl. 12



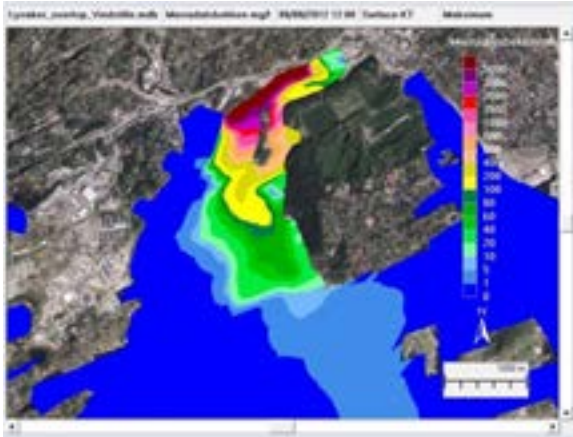
Dag 6 kl. 12



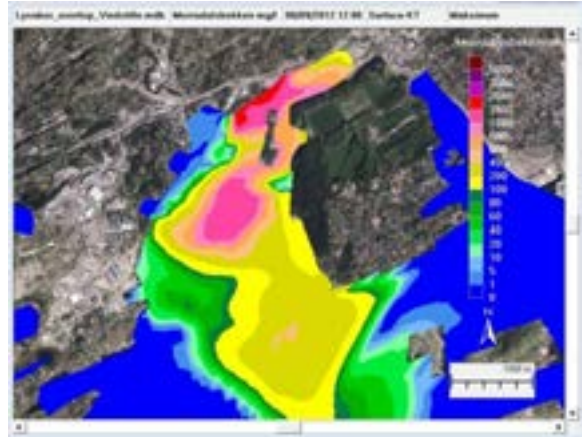
Maksimum konsentrasjon (*E. coli*/100 ml)

Vedlegg K. Scenarium 4.2: Mærdalsbekken

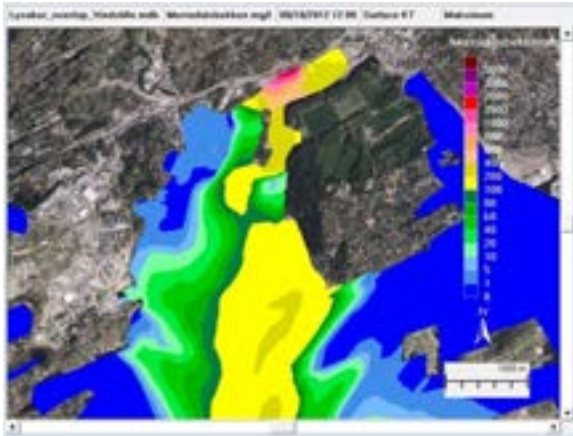
Typisk saltholdighetsprofil: 20-32 PSU og normale vindforhold.



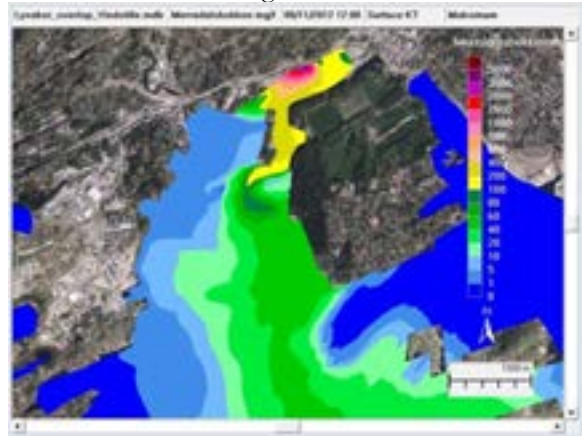
Dag 1 kl. 12



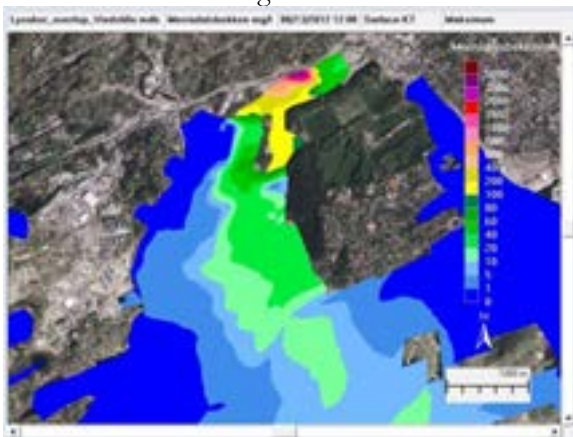
Dag 2 kl. 12



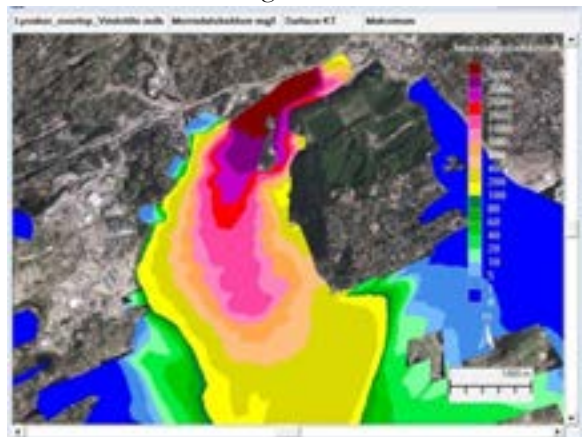
Dag 3 kl. 12



Dag 4 kl. 12



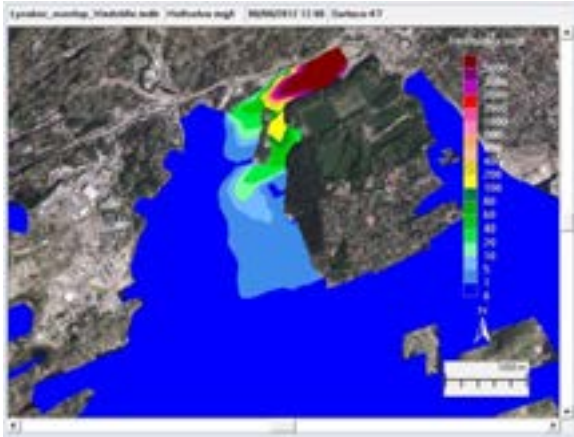
Dag 6 kl. 12



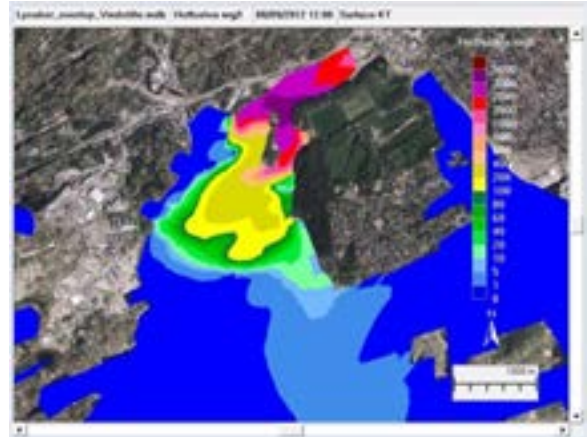
Maksimum konsentrasjon (*E. coli*/100 ml)

Vedlegg L. Scenarium 4.3: Hoffselva

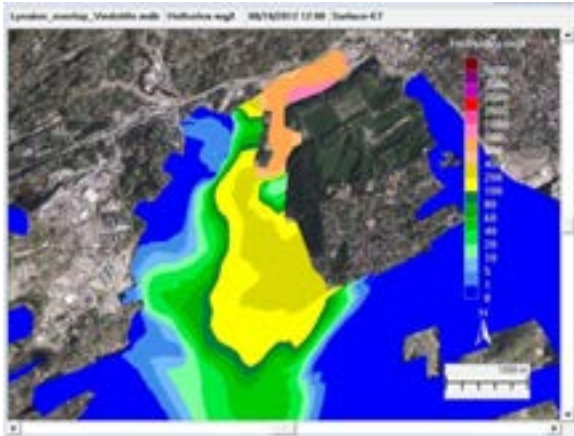
Typisk saltholdighetsprofil: 20-32 PSU og normale vindforhold.



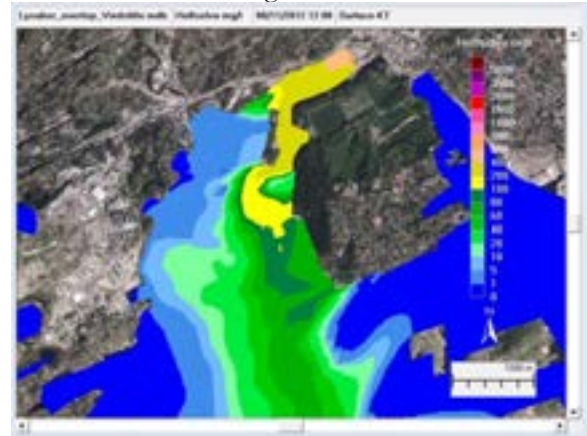
Dag 1 kl. 12



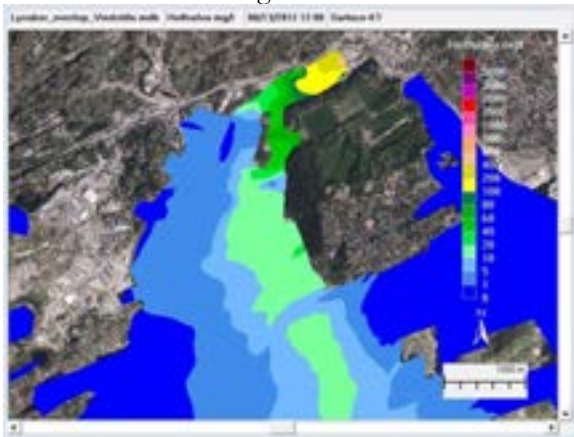
Dag 2 kl. 12



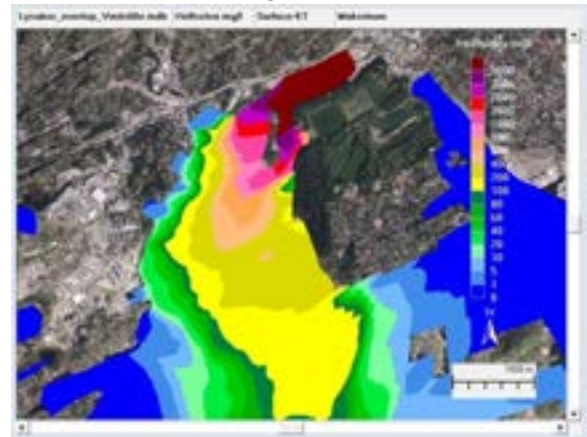
Dag 3 kl. 12



Dag 4 kl. 12



Dag 6 kl. 12



Maksimum konsentrasjon (*E. coli*/100 ml)

Vedlegg N.

Prøvetaking 20. okt. 2014 for å verifisere modellering av spredning av *E. coli* fra utslipp fra VEAS-tunnelen:

Etter flere våte dager kom det kraftig regn lørdag kveld den 18. oktober (ca 18 mm på Blindern, mer på Tryvannshøgda). Dette førte til overløp fra VEAS-tunnelen til Lysakerjorden, totalt 101 520 m³ i perioden:

Overløpsrapport Lysaker	Dato:	Kl.:
Overløp startet lørdag	18.10.2014	20:30
Overløp avsluttet søndag	19.10.2014	09:30

Dette utslippet var ca 40% så stort som det "tenkte" modellerte utslippet vårt målt i m³ og ca 75% så stort målt i estimert *E. coli* (tar hensyn til at vi nok brukte noe for lave konsentrasjoner av *E. coli* i det modellerte utslippet).

Mandag ettermiddag den 20.10 ble det tatt prøver langs vestsiden av Lysakerjorden.

Det var da fint vær (til og med en som badet på Pehvikodden), og i perioden siden overløpsutslippet opphørte søndag morgen kl 9:30 var det stort sett opphold (totalt 3.4 mm nedbør).

Under selve overløpsutslippet var det vind fra sørvest, og i tiden frem til prøvetaking stort sett vind fra sør.

Prøvene ble tatt under høyvann:

mandag 20 oktober var det min vannstand kl 9:50, maks kl 16:46 og min igjen kl 22:40.

Prøvene ble altså tatt ca 1.5 dagn etter overløpsutslippet og nærmere to dagn etter kraftig regn.

Badeplassen Smedtangen/Telenorstranda
ytterst fra stupebrygge

kl 15:40 290 *E. coli* /100 ml (og 2100 koliforme/100 ml)

kl 16:05 320 *E. coli* /100 ml (og 2000 koliforme/100 ml)

Ved skilt "Avløpsledning"
ved pumpestasjon nord for sjøflyhavna

kl 16:15: 570 *E. coli* /100 ml (og 3400 koliforme/100 ml)
(for å undersøke om det var betydelige utslipp fra denne)

Ytterst på Rolfstangen

kl 15 890 *E. coli* /100 ml (og 440 koliforme/100 ml)

kl 16:40 1100 *E. coli* /100 ml (og 3300 koliforme/100 ml)

kl 17:30 990 *E. coli* /100 ml (og 3700 koliforme/100 ml)



Kart fra www.gule.sider.no

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 samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

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