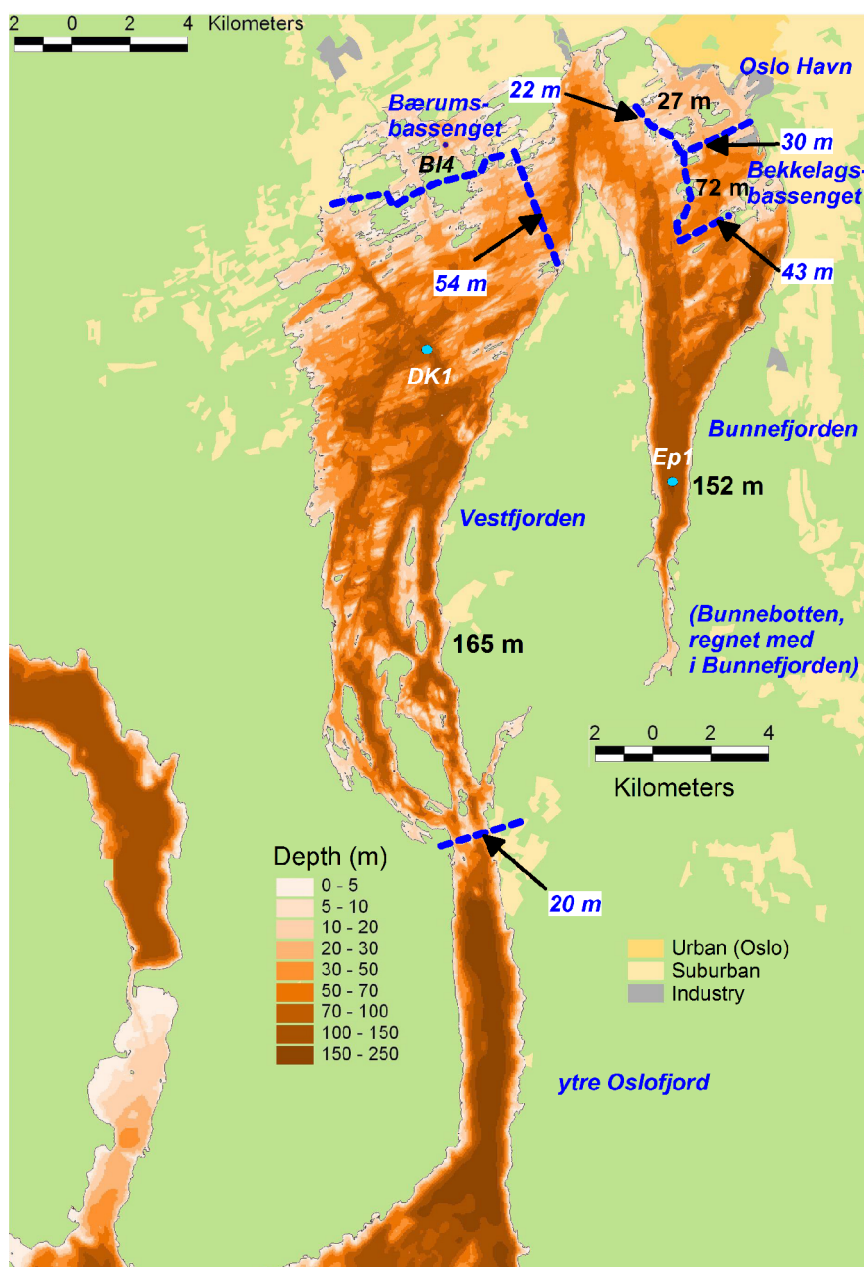


Strategi 2010. Samlet vurdering av resultatene fra modellsimuleringer med NIVAs fjordmodell og fra studiet av tilførsler av omsettelig organisk stoff fra renseanlegg og elver. Fagrådsrapport 112.



**Hovedkontor**

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

**Sørlandsavdelingen**

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

**Østlandsavdelingen**

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

**Vestlandsavdelingen**

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

**NIVA Midt-Norge**

Pirsenteret, Havnegata 9  
Postboks 1266  
7462 Trondheim  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Strategi 2010. Samlet vurdering av resultatene fra modellsimuleringer med NIVAs fjordmodell og fra studiet av tilførsler av omsettelig organisk stoff fra renseanlegg og elver. Fagrådsrapport 112.	Løpenr. (for bestilling) 6230-2011	Dato 14.10.2011
	Prosjektnr. Undernr. 10344	Sider Pris 19
Forfatter(e) Christian Vogelsang	Fagområde VA og marin eutrofiering	Distribusjon Fritt
	Geografisk område Indre Oslofjord	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord.	Oppdragsreferanse Fagrådets bestilling per e-post 6.9.2011
--	--

<p>Sammendrag</p> <p>Resultatene fra modellsimuleringer av et sett scenarier definert i Strategiplanen for Strategi 2010 er oppsummert sammen med de viktigste funnene fra et laboratoriestudium der det reelle oksygenforbruket knyttet til utslippene av organisk stoff fra renseanleggene, med overløpene og med elvene til fjorden ble forsøkt bestemt. Videre ble disse funnenes betydning for den Strategiplanen vurdert for hver av de fem definerte hovedmålsettingene. Det har blitt identifisert nødvendig eller ønskelig oppfølgingsarbeid for å styrke det faglige beslutningsgrunnlaget for den videre strategien med å nå målene.</p>
---

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Strategi 2010</li> <li>2. NIVAs Oslofjordmodell</li> <li>3. Indre Oslofjord</li> <li>4. Tiltak i vann og avløpssektoren</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Strategy 2010</li> <li>2. NIVA's Oslofjord simulation model</li> <li>3. Inner Oslo fjord</li> <li>4. Measures in the water and sanitation sector</li> </ol>
---	--



Christian Vogelsang  
Prosjektleder



Helge Liltved  
Forskningsleder



James Dedric Berg  
Direktør for teknologi og innovasjon

Strategi 2010

**S**amlet vurdering av resultatene fra  
modellsimuleringer med NIVAs fjordmodell  
og fra studiet av tilførsler av omsettelig  
organisk stoff fra renseanlegg og elver

Fagrådsrapport 112

## Forord

Strategi 2010 er et prosjekt som Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord startet opp i 2009 for å legge strategiske føringer for arbeidet medlemskommunenes VA-sektor skal gjøre i årene framover for å møte utfordringer med en horisont fram mot 2050. I august 2010 ble den foreløpige strategiplanen lagt fram. Den pekte på flere momenter som burde avklares eller undersøkes nærmere for å styrke beslutningsgrunnlaget for strategien. Et hovedmoment var å kjøre modellsimuleringer av tilførsler til Indre Oslofjord med NIVAs Oslofjordmodell. En av de store usikkerhetene i tilførselsdataene til fjorden har vært mengden og biotilgjengeligheten av det organiske stoffet. Begge disse studiene har nå blitt gjennomført og presentert i egne rapporter. Dette notatet har Fagrådet bestilt for å få en samlet vurdering av betydningen de to oppfølgingsstudiene vil ha på de anbefalinger som ble gitt i Strategiplanen.

Oslo, 14.10.2011

*Christian Vogelsang*

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>1. Strategi 2010: målsetninger og anbefalt strategi for å møte utfordringene</b>	<b>7</b>
1.1 Oppsummering av utgangspunktet; målsetninger	7
1.2 Kort oppsummering av hovedfunnene fra modellsimuleringene med Oslofjordmodellen	7
1.2.1 Konklusjoner fra scenariekjøringene	7
1.2.2 Usikkerheter knyttet til selve modellen og til tolkning av resultatene	10
1.3 Kort oppsummering av hovedfunnene fra studiet av oksygenforbruket til organisk stoff i vann fra elver og rensesanlegg	10
1.4 Betydning for hovedtrekkene i strategien	12
<b>2. Hovedstrategi for å sikre en god økologisk og kjemisk vannkvalitet som innbyr til rekreasjonsaktiviteter</b>	<b>12</b>
2.1 Hovedtrekk i strategien (utdrag fra Strategiplanen)	12
2.2 Betydningen av oppfølgingsstudiene	13
2.3 Nødvendige/ønskelige oppfølgingsarbeider	13
<b>3. Hovedstrategi for å oppnå god økologisk status i dypvannet i alle fjordens bassenger</b>	<b>14</b>
3.1 Hovedtrekk i strategien (utdrag fra Strategiplanen)	14
3.2 Betydningen av oppfølgingsstudiene	15
3.3 Nødvendige/ønskelige oppfølgingsarbeider	16
<b>4. Hovedstrategi for å møte det økte renskapasitetsbehovet</b>	<b>16</b>
4.1 Hovedtrekk i strategien (utdrag fra Strategiplanen)	16
4.2 Betydningen av oppfølgingsstudiene	17
4.3 Nødvendige/ønskelige oppfølgingsarbeider	17
<b>5. Hovedstrategi for energiøkonomisering og resirkulering av ressurser</b>	<b>18</b>
5.1 Hovedtrekk i strategien (utdrag fra Strategiplanen)	18
5.2 Betydningen av oppfølgingsstudiene	18
5.3 Nødvendige/ønskelige oppfølgingsarbeider	18

---

## Sammendrag

Resultatene fra modellsimuleringer av et sett scenarier definert i Strategiplanen for Strategi 2010 er oppsummert sammen med de viktigste funnene fra et laboratoriestudium der det reelle oksygenforbruket knyttet til utslippene av organisk stoff fra renseanleggene, med overløpene og med elvene til fjorden ble forsøkt bestemt. Videre ble disse funnenes betydning for Strategiplanen vurdert for hver av de fem definerte hovedmålsettingene. Det har blitt identifisert nødvendig eller ønskelig oppfølgingsarbeid for å styrke det faglige beslutningsgrunnlaget for den videre strategien med å nå målene.

De to oppfølgingsstudiene hadde størst betydning for målsetningen om å sikre god økologisk status i dypvannet i alle fjordens bassenger. Målsetningene om å sikre nødvendig renskapasitet på renseanleggene, og å sikre en god økologisk og kjemisk vannkvalitet i fjorden som innbyr til rekreasjonsaktiviteter blir mer eller mindre direkte berørt.

### *Hovedpunkter fra betydningen for strategien:*

Modellsimuleringene tyder på at det viktigste bidraget til å oppnå et tilfredsstillende oksygeninnhold i dypet i Bekkelagsbassenget er tilførselene av ferskvann til dette dypet, slik at utslipp av rensed avløpsvann her bør opprettholdes i hvert fall på dagens nivå (ca. 1300 l/s). Simuleringene antyder likevel at selv det middels høye ambisjonsnivået på >0,5 ml/l for dyp >50 m kan være vanskelig å nå selv om hele den estimerte vannføringen i 2050 fra Bekkelaget RA (BRA) (2300 l/s) blir pumpet ned i Bekkelagsbassenget. Siden nedpumping av ferskvann til stort dyp også vil være det primære tiltaket for å bedre oksygenforholdene i Bunnefjorden, så må disse to tiltak sees i sammenheng. Simuleringene viste at med hele BRA-utslippet pumpet ned på 100 m og 150 m dyp, oppnådde man hhv 1,5 ml/l og 2,0 ml/l på 100 m dyp, noe som er godt over det uttalt høye ambisjonsnivået på >1,0 ml/l. Hvor stor nedpumping av ferskvann må være for å nå målet på >1,0 ml/l, gjenstår å se. Det er naturlig å se disse tiltakene i sammenheng med en eventuell nedpumping av overvann, og med en eventuell ytterligere forskyvning av renskapasiteten østover. Det må selvfølgelig også sees på forholdene i dypet i Vestfjorden ved et slikt tiltak, selv om modellen antyder at flytting av utslipp lenger inn i fjorden har relativt sett mindre betydning for forholdene i Vestfjorden.

Modellsimuleringene gir klare signaler om at den største kapasitetsøkningen bør skje i østre delen av fjorden; i det minste at det er i den østre delen man ser størst effekt av å øke nedpumping av ferskvann ned på mellomstort og stort dyp. Den nå planlagte kapasitetsdoblingen på BRA bifalles derfor av disse funnene. Så lenge det er et underskudd på ferskvann til nedpumping i Bunnefjorden/Bekkelagsbassenget vil det være et insitamant for å legge nye kapasitetsøkninger til BRA fremfor VEAS.

Effekten av å føre ferskvann ned på stort dyp i Bunnefjorden kan bli et sterkt insitamant for å få på plass en størst mulig grad av separering av overvann og spillvann lokalt, og en videre størst mulig samføring av overvannet til felles nedpumping til dypet. Av hensyn til innholdet av partikler og miljøgifter kan det være ønskelig med lokal partikkelseparering fra overvann fra de delene av byen som er mest forurenset.

Modellsimuleringene antydte at selv relativt store tiltak på renseanleggene for å bedre fjerningen av nitrogen (opp til 86 % av rest-ammonium) ikke hadde betydelig effekt på oksygenforholdene i dypet i fjordbassengene. Dette var et ganske uventet resultat, men bør muligens verifiseres med nye tilførselsverdier for organisk stoff.

Sammenligning av modellsimuleringene med måledata antyder at effektene av å fjerne næringssalter fra tilførselene til dyputslipp i fjorden kan være underestimert med opp til en faktor på 2 for oksygenkonsentrasjonen. Laboratorieforsøkene, som ble gjort for å bestemme det reelle oksygenforbruket knyttet til organisk stoff i tilførselene til fjorden, antyder også at tilførselstallene som ligger inne i Oslofjordmodellen for rensesanleggene og elvene kan være betydelig overestimert, mens de kan være underestimert for overløpene. Oksygenforbruket knyttet til nedbrytningen av organisk stoff så ut til å ha stor betydning for utfallet av simuleringene. Også tilførselene av oksygenforbrukende stoffer via elvene til fjorden domineres i stor grad av bidragene fra organisk stoff. Dette har selvfølgelig betydning for tolkningen og troverdigheten av modellsimuleringene, og bør derfor følges opp.

## Summary

The results from model simulations of a set of scenarios defined in the Strategy plan for Strategi 2010 are summarized together with the most important findings from a laboratory study, where the actual oxygen consumption connected to the discharges of organic matter from the wastewater treatment plants, the sewer overflows and the larger rivers to the Inner Oslofjord were attempted determined. The consequences these findings have on the Strategy plan were evaluated for each of the five determined main targets of the plan. Furthermore, necessary or desirable additional work to strengthen the professional decision basis for the strategy to reach the targets has been identified.

The two follow-up studies had the largest consequences for the target to secure good ecological status in the deep water in all parts of the fjord. The targets concerning securing necessary treatment capacities on the wastewater treatment plants, and securing a good ecological and chemical water quality in the fjord that invites recreational activities, will be more or less affected.

# 1. Strategi 2010: målsetninger og anbefalt strategi for å møte utfordringene

## 1.1 Oppsummering av utgangspunktet; målsetninger

Strategiplanen, presentert i Fagrådets rapport 107, identifiserer en rekke utfordringer for VA-sektoren i årene framover knyttet til den forventede sterke befolkningsøkningen i regionen, nye miljøkrav og publikums forventninger, klimaendringer, energiøkonomisering og resirkulering av ressurser. I samsvar med disse utfordringene ble det definert et sett med målsetninger og det ble lagt fram en strategi for å nå disse målene.

Følgende punktvisse målsetninger ble definert:

- A. Sikre en god økologisk og kjemisk vannkvalitet i fjorden som innbyr til rekreasjonsaktiviteter.
- B. Sikre vannkvaliteten i de dypere liggende vannmassene ved å sørge for tilstrekkelig rensing av avløpsvannet før utslipp og en lokalisering av utslippet som optimaliserer vannkvaliteten lokalt og totalt sett i fjorden.
- C. Sikre nødvendig renskapasitet på avløpsrenseanleggene for å møte belastningen fra en økende befolkning og krav som må settes til utslippet basert på resipientens behov.
- D. Sikre at VA-sektoren bidrar til et bærekraftig samfunn ved nødvendig økonomisering og resirkulering av ressurser.

Den foreløpige strategien for å nå de enkelte delmålene vil vi gå nærmere inn på i senere kapitler i dette notatet. Men som en del av veien for å styrke det faglige grunnlaget for strategien, ble behovet for å kjøre modellsimuleringer av de mange ulike prosessene som foregår ute i fjorden på ulike dyp når det legges ulike tenkte framtidsscenarioer til grunn for tilførselene. I tillegg ble det påpekt et behov for å bedre kartlegge det reelle oksygenforbruket knyttet til utslippene av organisk stoff via elver, renseanlegg og overløp på avløpsnettet. Disse to oppfølgingsstudiene er nå avsluttet, og hovedfunnene fra disse vil kort bli oppsummert i det følgende og betydningen for den videre strategien vil forsøkes diskutert.

## 1.2 Kort oppsummering av hovedfunnene fra modellsimuleringene med Oslofjordmodellen

På oppdrag for Fagrådet vurderte Norsk institutt for vannforskning (NIVA) effekten på fjorden av ventet økte mengder avløpsvann pga. befolkningsøkningen i Oslo-området og effektene av en del av de tiltakene som ligger som forslag i Strategiplanen (Bjerkeng, 2011). NIVA gjorde analysen ved å kjøre NIVAs fjordmodell (Bjerkeng, 1994) med ulike scenarioer som er gjennomgått i Strategi 2010. Det ble lagt vekt på oksygenforholdene i dypere lag i fjorden, og siden det er forholdene i Bunnefjorden som er de som i dag er mest prekære, ble det lagt ekstra vekt på effekten på situasjonen her.

### 1.2.1 Konklusjoner fra scenariokjøringene

Hovedkonklusjonene fra modellsimuleringene kan oppsummeres slik:



### **Situasjonen fram mot 2050 med økte utslipp uten tiltak**

I modellsimuleringene er det lagt til grunn en økt hydraulisk belastning på renseanleggene fra 2009 til 2050 på 38 % på VEAS og 71 % på Bekkelaget RA (BRA) i takt med befolkningsøkningen. Hvis denne belastningsøkningen ikke følges opp med noen kapasitetsøkning på renseanleggene, vil det være en stadig mindre fremmedvannmengde som skal til før kapasitetsgrensene på de ulike rensetrinnene blir overskredet. Dermed vil andelen ammonium av total-nitrogenet i behandlet avløpsvann ut fra VEAS og BRA gå fra hhv ca. 60 % og 15 % til 75 % og 43 %, og de vil heller ikke klare rensekravet på 70 % N-fjerning. Samtidig vil overløpsutslippene øke fram mot 2050 til ca. 3x overløpet i 2007-2009 på BRA, til tross for kapasitetsutvidelsen på den kjemiske behandlingen i 2010, og til ca. overløpet i 2007-2009 på VEAS til tross for regnvannrensing. Med andre ord; det er ikke aktuelt IKKE å bygge ut behandlingsskapasiteten i takt med belastningsøkningen fra en økende befolkning.

Hvis denne kapasitetsøkningen legges til grunn med dagens rensegrader for N, P og C, viser modellsimuleringene at de økte utslippene på 50 m dyp i Bekkelagsbassenget fra BRA og på 45 m dyp i Vestfjorden fra VEAS faktisk gir en viss bedring i oksygenforholdene på 40 m i Bekkelagsbassenget (+0,2 ml/l) og uforandrede oksygenforhold på 40 m dyp i Vestfjorden. Dette skyldes at den ekstra vannutskiftingen dette ekstra dyputslippet av lett ferskvann fører til, mer enn oppveier det økte utslippet av oksygenforbrukende stoffer. I Bunnefjorden ser man ingen merkbar endring på 40 m dyp, men på stort dyp vil oksygen gjelden, og dermed H<sub>2</sub>S-utviklingen, øke med ca. 0,5 ml/l. Hvis kapasiteten på renseanleggene IKKE bygges ut i takt med belastningen fra befolkningen, vil det bli en forverring også på 40 m dyp i Bunnefjorden, mens situasjonen i Bekkelagsbassenget og Vestfjorden vil bli omtrent uforandret. Det skjer uansett små endringer i oksygenforholdene på 100 m dyp i Vestfjorden.

### **Effekten av rensetiltak på renseanleggene**

Det ble kjørt flere scenarier som simulerte effekten i 2050 av tiltak på VEAS og BRA sammenlignet med situasjonen for oksygenforholdene i dypet i de ulike bassengene i fjorden i 2009:

- 1) (SC2050N3) *En teoretisk 100 % fjerning av alt N, P og C fra dyputslipp fra renseanleggene, men med samme utslippsdyp og mengden ferskvann i dyputslippet. Kapasitetsøkningen på renseanleggene har fulgt belastningsøkningen.* Beregningene tyder på at man kan forvente en bedring på opp til 0,6 ml/l i Bekkelagsbassenget og Bunnefjorden og på ca. 0,4 ml/l i Vestfjorden på 40 m dyp. Det er beregnet som et teoretisk maksimum ved 100 % rensing, men ut fra sammenligning mellom modellresultater og observerte historiske situasjoner kan det være at virkningen på oksygeninnholdet er underestimert (se kapittel 1.2.2 under), og det er mulig at utslaget kan bli det dobbelte av det som er beregnet.
- 2) (SC2050C) *Optimalisert N-fjerning; høyere rensegrad for nitrogen og økt ammoniumfjerning på renseanleggene. Kapasitetsøkningen mht vannmengde gjennom renseanlegget antas her ikke å ha fulgt belastningsøkningen, dvs at tiltaket ses på som mulig alternativ til kapasitetsøkning.* Det ble tatt utgangspunkt i 2050-situasjonen med 70 % N-fjerning og en ammoniumandel i utslippet på 75 % ut fra VEAS og på 43 % ut fra BRA. Selv om rensegraden ble økt til 90 % og andel ammonium i utslippene ble redusert til 27 %, noe som ville gitt en samlet reduksjon i dypvannutslippet av NH<sub>4</sub> fra renseanleggene på ca. 86 % av gjenværende ammonium (79 % reduksjon fra BRA), ga dette kun små utslag i bedring av oksygennivået på 40 m dyp i bassengene i fjorden; 0,01-0,04 ml/l.
- 3) (SC2050U) *Optimalisert N-fjerning og urinseparering. Kapasitetsøkningen har ikke fulgt belastningsøkningen.* Her ble det lagt inn 30 % reduksjon i totalnitrogen og 20 % reduksjon i fosfor i rensed utslipp og i overløp pga urinseparering (reduserte utslipp til kloakken), sammen med en betydelig redusert ammoniumandel av totalnitrogenet i utslippet; 7 % på BRA og 30 % på VEAS. Dette tilsvarte en samlet reduksjon på 77 % (89 % reduksjon fra BRA) av det

gjenværende  $\text{NH}_4$  i dypvannsutslippet av rensed avløpsvann fra rensanleggene. I tillegg kom da reduksjonen i overløp og i utslipp av fosfor på 20 %. Også dette resulterte i en beskjeden bedring av oksygenforholdene på 40 m dyp i bassengene i fjorden: 0,02-0,05 ml/l.

En sammenligning av resultatene for disse tre simuleringene, antyder at oksygenforbruket knyttet til nedbrytningen av organisk stoff<sup>1</sup> har stor betydning for resultatet av simuleringene.

### ***Effekten av å redusere overløpsutslippene***

Resultatene fra sammenligningen av to scenariosimuleringer med og uten overløp, antyder at betydningen for oksygenforholdene i dypet i fjorden av overløpene, isolert sett, er svært liten.

### ***Effekten av å flytte utslippet til 100 og 150 meters dyp***

Som nevnt er dagens situasjon at utslippet fra VEAS skjer på 45 m dyp i Vestfjorden, mens utslippet fra BRA skjer på 50 m dyp i Bekkelagsbassenget. I et sett av scenarier ble utslippspunktene flyttet til 100 m og 150 m. Ettersom Bekkelagsbassenget ikke er dypere enn 70 m, ble utslippet fra BRA i sin helhet (ca. 2300 l/s) flyttet til Bunnefjorden. Dette ga betydelig bedre oksygenforhold i Bunnefjorden med årlige dypvannsfornyelser slik som i Vestfjorden og med oksygenkonsentrasjoner 1,5-2,0 ml/l på 100 m dyp. I Vestfjorden ser man mindre endringer, bort sett fra at dypvannskiftningen skjer tidligere på året. Men i Bekkelagsbassenget ser man en betydelig forverring og perioder med oksygenfritt vann på 62 m dyp. Men sannsynligvis fordi utslippet av oksygenforbrukende stoffer er flyttet ut av Bekkelagsbassenget, og pga forbedringen av forholdene i Bunnefjorden, ser man ingen tegn til  $\text{H}_2\text{S}$ -utvikling her.

Simuleringene viser at det ikke er tilrådelig å flytte alle dyputslipp ut av Bekkelagsbassenget, men at å flytte en del av utslippene i østre del av Indre Oslofjord ned på større dyp i Bunnefjorden kan være et effektivt tiltak for å bedre oksygenforholdene der. Dagens rensede utslipp fra BRA ligger på 1300 l/s, så økningen på 1000 l/s kunne vurderes å bli pumpet ned på større dyp i Bunnefjorden.

### ***Effekten av utslipp av ferskvann på dypt vann i Bærumsbassenget***

Det ble kjørt noen orienterende modellscenarier for å vise hvor store vannmengder (som delstrøm av Sandvikselva og Øverlandselva) som må pumpes ned på 25 m dyp i Bærumsbassenget for å bedre oksygenforholdene i dypvannet. Disse preliminnære resultatene antyder at selv en vannstrøm på 0,12  $\text{m}^3/\text{s}$  vil gi jevnt over oksislike forhold på 16 m dyp, men at man må opp i 0,48  $\text{m}^3/\text{s}$  for å sikre sulfidfrie forhold på 26 m dyp.

### ***Effekten av omplassering av utslipp til andre bassenger***

Det ble kjørt en del scenarier som så simulerte hvordan oksygenforholdene vil bli om dyputslippene ble flyttet rundt i sin helhet til 50 m dyp i ett basseng i Indre Oslofjord eller helt ut til andre siden av Drøbaktterskelen, hvor utslippet ble antatt ikke å påvirke Indre Oslofjord. Ingen av disse scenariene ga samlet sett noe godt resultat, selv om oksygenforholdene lokalt ble noe bedre der utslippene ble flyttet til. Ved flyttingen av alle dyputslippene til utenfor terskelen, gikk oksygenkonsentrasjonen ned i dypere lag i alle bassengene i Indre Oslofjord. Det skyldes at den positive virkningen av dyputslippene ved økt dypvannsfornyelse blir borte.

---

<sup>1</sup> I teorien er fosfor sitt bidrag til oksygenforbruket først og fremst sekundært; fosfor bidrar til økt algevekst, som igjen fører med seg et oksygenforbruk når disse synker ned og dør. Det er kun den andelen av fosforet som når sonen med nok lys til algevekst, som således bidrar til et oksygenforbruk.

## Samlet konklusjon

Det viktigste bidraget til å opprettholde tilfredsstillende oksygeninnhold i dypet i Bekkelagsbassenget er tilførslene av ferskvann til dette dypet. Dagens utslipp av rensset avløpsvann (ca. 1300 l/s) bør altså opprettholdes. Tilsvarende vil et utslipp på så stort dyp som nær mulig i Bunnefjorden kunne gi en betydelig bedring av oksygenforholdene her. Hvor stort dette utslippet må være, gjenstår å utrede. Den i modellsimuleringene anslåtte økningen i utslippet fra BRA på 1000 l/s fram til 2050 kan være et vesentlig bidrag. Samtidig kan dette være et viktig argument for å forflytte en større del av renskapasitetsøkningen i området til BRA (eller østsiden av Indre Oslofjord).

### 1.2.2 Usikkerheter knyttet til selve modellen og til tolkning av resultatene

Modellen ble innledningsvis kjørt for noen historiske situasjoner (1970-tallet og etter år 2000) og resultatene sammenlignet med observerte data for å bedømme dens troverdighet. Det ser ut til at modellen beskriver godt forholdene rundt nitrogenkretsløpet i fjorden, men at den kanskje underestimerer nedtransporten av fosfor til dypere lag ved store overflatetilførsler. For oksygen i dypere lag gir modellen i hovedtrekk en riktig beskrivelse av forskjellen mellom bassengene i fjorden og mellom ulike dyp, men forskjellen mellom 1970-situasjonen og 2009-situasjonen i modellresultatene er mindre enn det observasjonene gir et bilde av. Selv om det er usikkert hvor mye av de observerte endringene fra 1970-tallet til i dag som skyldes endrede tilførsler og utslippsforhold direkte, kan det være grunn til å anta at det er en underestimert endring i modellen. En eventuell underestimert med ca. 50 % ser særlig ut til å gjelde på mellomdyp, rundt ca. 40 m. På større dyp i Bekkelagsbassenget og i Bunnefjorden ser det ut til å være mindre avvik mellom observerte og modellsimulerte historiske endringer, mens det kan være et større avvik på stort dyp i Vestfjorden.

I neste kapittel ses det nærmere på det reelle oksygenforbruket knyttet til utslipp av organisk stoff fra renseanlegg og elver, slik det ble estimert i laboratorietester. Resultatene derfra antyder at bidragene til oksygenforbruk ute i fjorden fra organisk stoff kan være vesentlig overestimert. Hvis så er tilfelle, kan det ha vesentlig betydning for tolkningen av modellsimuleringene. Som simuleringene av effekten av tiltak på renseanleggene antydte, hadde oksygenforbruket knyttet til nedbrytningen av organisk stoff stor betydning for utfallet av simuleringene.

### 1.3 Kort oppsummering av hovedfunnene fra studiet av oksygenforbruket til organisk stoff i vann fra elver og renseanlegg

Det har vært store usikkerheter knyttet til oksygenforbruket ved nedbrytningen av det organiske stoffet som slippes ut via elver og renseanlegg m/overløp. NIVA fikk derfor i oppdrag fra Fagrådet å estimere dette bedre (Wennberg og Vogelsang, 2011). I perioden fra høsten 2010 til sommeren 2011 ble det tatt ut et begrenset antall prøver fra de to største renseanleggene (VEAS og Bekkelaget RA) og fra tre større elver (Gjersjøen, Alna/Loelva og Sandvikselva) under ulike vannføringer (som ble målt) hvor det spesifikk totale oksygenforbruket for organisk stoff ( $\text{TOF}_{\text{OC, spes}}$ ), målt som g  $\text{O}_2$ /g C, ble bestemt. Dette ble gjort i laboratorietester med sjøvann som fortynningsmedium og marine bakterier som ansvarlige for nedbrytningen, som gikk over 60 døgn ved 20 °C. Sammen med kjente rapporterte totalt organisk karbon-målinger (TOC) og kjent vannføring for de samme utslippskildene, ble de samlede årlige tilførslene av oksygenforbruk knyttet til organisk stoff ( $\text{TOF}_{\text{OC}}$  [g  $\text{O}_2$ /år]) estimert. Disse estimatene ble igjen sammenlignet med kommet fram i utarbeidelsen av Fagrådets Strategi 2010 og med verdiene som ligger inne i Oslofjordmodellen.

Det målte oksygenforbruket i vannprøvene antydte store sprik mellom tidligere antatt oksygenforbruk og det som mulig er det reelle for de ulike tilførselene. I NIVAs Oslofjordmodell er det antatt et generelt spesifikt oksygenforbruk for organisk stoff på 2,67 g O<sub>2</sub>/g C (Bjerkeng, 1994), men at en liten fraksjon på 2,6 % ikke vil brytes ned (Bjerkeng, pers.med.).

For renseanleggene ble det funnet at ved normal vannføring der alt avløpsvannet blir behandlet biologisk og kjemisk på begge anleggene, er det spesifikke oksygenforbruket knyttet til organisk stoff (g O<sub>2</sub>/g C) ca. dobbelt så høyt på VEAS som på Bekkelaget (1,0 mot 0,5 g O<sub>2</sub>/g C), og siden også de årlige utslippene av organisk stoff er nesten 10 ganger så høye<sup>2</sup>, ser det årlige utslippet av TOF<sub>OC</sub> fra Bekkelaget ut til å være på 6-8 % av utslippet fra VEAS. Sammenlignet med oksygenforbrukene som disse utslippene av organisk stoff gir i hht NIVAs Oslofjordmodell, ligger estimatet for VEAS på ca. det halve av forbruket modellen gir, mens for Bekkelaget er estimatet helt nede i 17 % av forbruket modellen gir. Ved en større mengde fremmedvann på innløpet, der en vesentlig del av avløpsvannet gikk utenom det biologiske trinnet, men ble behandlet kjemisk, antydte resultatene fra Bekkelaget at det organiske stoffet i utløpet fra det kjemiske fellingstrinnet hadde et spesifikt oksygenforbruk som var 2-3,5 ganger høyere enn på det biologisk-kjemiske rensetrinnet (1,02-1,86 g O<sub>2</sub>/g C mot 0,5 g O<sub>2</sub>/g C). På VEAS ble det ikke observert noen endring i det spesifikke oksygenforbruket når deler av vannet kun ble behandlet kjemisk.

Utslippene av TOF<sub>OC</sub> i overløpene ble estimert ved analysing av innløpsvannet til renseanleggene ved ca. 50 % fremmedvannmengde. Det spesifikke oksygenforbruket for det organiske stoffet i innløpet var 3-5 ganger høyere enn i utløpet, noe som gjorde at det estimerte samlede årlige utslippet av TOF<sub>OC</sub> i overløpet over rist på Bekkelaget ble estimert til å være >3 ganger det årlige TOF<sub>OC</sub>-utslippet for behandlet vann på anlegget. Det årlige overløpsutslippet knyttet til VEAS (Lysakeroverløpet) etter oppstartingen av regnvannrensing (RVR) ble estimert å være på 7 % av det årlige TOF<sub>OC</sub>-utslippet for behandlet vann. Før RVR antyder estimatet at overløpsutslippet lå på i størrelsesorden 60 % av TOF<sub>OC</sub>-utslippet for behandlet vann på anlegget. I hht disse tallene har Oslofjordmodellen underestimert utslippet fra overløp over rist på Bekkelaget (>70 %), mens den har overestimert utslippene på Lysakeroverløpet (>3 ganger).

For elvene ble det spesifikke oksygenforbruket ved nedbrytning av organisk stoff i prøver tatt under normal tørrværsavrenning funnet å være generelt noe lavere enn i utløpsprøvene fra renseanleggene; høyest i byvassdraget Alna/Loelva med kjent kloakkpåvirkning (0,29 g O<sub>2</sub>/g C) og lavest i den jordbruks- og innsjøpåvirkede Gjersjøelva (0,13 g O<sub>2</sub>/g C). Mens dette spesifikke oksygenforbruket økte 2-3 ganger under vårløsningen for Alna/Loelva og Sandvikselva sammenlignet med tørrværsavrenningen, endret ikke dette seg for Gjersjøelva. Sannsynligvis skyldtes dette påvirkningen fra oppholdet i Gjersjøen.

Gitt disse lave TOF<sub>OC,spes</sub>-verdiene (<0,7 g O<sub>2</sub>/g C) sammenlignet med det tidligere antatte spesifikke oksygenforbruket på 2,6 g O<sub>2</sub>/g C som lå til grunn i Oslofjordmodellen, er det klart at de samlede estimerte TOF<sub>OC</sub>-utslippene fra de enkelte elvene ble vesentlig lavere enn de som Oslofjordmodellen gir; ca. 80 % og 90 % lavere for Sandvikselva og Alna/Loelva og hele >99 % lavere for Gjersjøelva. Selv om dette kan være en viss underestimering av det reelle oksygenforbruket knyttet til tilførselene av organisk stoff med elvene, gir resultatet en klar indikasjon på at dette forholdet må sees nærmere på.

Den analysemetoden vi benyttet i disse forsøkene er tidkrevende og noe usikre for veldig langsomt nedbrytbare forbindelser. Et alternativ kan derfor være å bruke kjemisk oksygenforbruk (KOF) som tilnærming. I tradisjonelle nedbrytningsstudier kan KOF benyttes som mål på det teoretisk mulige oksygenforbruket ved 100 % nedbrytning. Dette vil altså kunne gi en viss overestimering av

---

<sup>2</sup> Utslippet av organisk stoff fra Bekkelaget er beregnet ut fra BOF<sub>5</sub>-verdier, der det er benyttet en omregningsfaktor på 1,053 angitt av Hovin og Paulsrud (1983) for å estimere TOC-verdien.

oksygenforbruket siden den inerte andelen ikke vil kunne bestemmes, men fordelene ved bruk av en såpass enkel og billig analysemetode er åpenbare. Sammenligning mellom KOF/TOC og  $TOF_{OC,spes}$  for avløpsvannprøvene fra VEAS, viste et godt samsvar.

Som en konklusjon fra undersøkelsene anbefales det at det følges opp med en nærmere undersøkelse av den underliggende årsaken til den store forskjellen i spesifikt oksygenforbruk for det organiske stoffet i behandlet vann ut fra VEAS og Bekkelaget RA, og at det gjennomføres et måleprogram med måling av KOF sammen med vannføringsmålinger i de største tilførselselvene.

## 1.4 Betydning for hovedtrekkene i strategien

I de neste kapitlene blir det sett på hvordan de foran omtalte studiene påvirker hovedtrekkene i den strategien som er lagt opp for å nå målene, slik de framstår i **Kapittel 1.1**. Først i kapitlene presenteres hovedtrekkene i strategien, slik den står beskrevet i Strategiplanen. Deretter ses det på hvordan konklusjonene fra de to oppfølgingsstudiene presentert i det innledende kapittelet påvirker denne strategien. Avslutningsvis foreslås oppfølgingsarbeider som eventuelt kan være nødvendige eller ønskelige å få gjennomført for å styrke det faglige grunnlaget for valgt strategi.

# 2. Hovedstrategi for å sikre en god økologisk og kjemisk vannkvalitet som innbyr til rekreasjonsaktiviteter

Overløp på fellesledningsnett under kraftige nedbørsepisoder og lekkasjer fra ledningsnett er antatt å være de dominerende kildene til fekal forurensning og avløpsforsøpling. Sammen med elver og bekker er de også viktige kilder til fosfor- og partikkelutslipp til de øvre vannmassene i fjorden. Høye fosforutslipp gir opphav til sterke algeoppblomstringer og medfølgende redusert siktedyp, mens høye partikkelutslipp gir tilslamming og et uestetisk vannmiljø. For å sikre et vannmiljø som er attraktivt for rekreasjonsaktiviteter må det settes inn tiltak for å redusere tilførselskildene.

## 2.1 Hovedtrekk i strategien (utdrag fra Strategiplanen)

### 1) *Felles overordnet strategi for overvann og avløpsnett*

Det er nødvendig med en felles overordnet strategi for fornying/oppgradering av ledningsnett og systematisk utvikling i retning av en bærekraftig lokal håndtering av overvannet. Det viktigste prinsippet i denne strategien er at overvann og spillvann i størst mulig grad forsøkes separert ved lokal infiltrering om det er mulig, bortkobling av takvann samt separering av fellesavløp når det er hensiktsmessig. I sentrumsområdene kan det være riktig å lede overvann opp til en viss mengde til ledningsnett. Det må da sørges for at det finnes fordryningskapasitet tilgjengelig som klarer å håndtere dette på en hensiktsmessig måte. Ved planlegging av anlegg for overvann og overløpsvann, bør anbefalte prognoser for økning i nedbørintensiteter brukes, samt prognosene for befolkningsutvikling. Prognosene bør representere situasjonen på slutten av den perioden anleggene er ment å være operative, hvilket vil si klimasituasjonen fra 2070- 2100. Det bør planlegges og forberedes for åpne og trygge flomveier for opp til et 100-års regn, for den

overvannsføringen som overstiger det vanlige avløpssystemets kapasitet. Planleggingen av flom- og overvannshåndteringen må samordnes med arealplanleggingen i kommunene.

2) *Tiltak mot landbruksavrenning*

Miljøtilpasset jordbearbeiding, bedre balansert fosfortilførsel og bedre gjødslingsrutiner i jordbruket er viktige tiltak.

3) *Tiltak mot avrenning fra småskala renseanlegg i spredt bebyggelse*

Bedre kontroll med tilstanden til små private avløpsanlegg og krav til utbedring ved påvisning av mangler og feil er viktig for å redusere avrenningen fra disse til vassdragene.

4) *Dypvannsutslipp av hovedoverløp og rensed avløpsvann*

Ved å slippe renseanleggenes rensede avløpsvann og urensede hovedoverløp ut på dyp som gir innlagring under sprangsjiktet i fjorden, vil man sikre at resterende forurensinger i dette vannet i begrenset grad gjøres tilgjengelig for algevekst.

## 2.2 Betydningen av oppfølgingsstudiene

Konklusjonene fra oppfølgingsstudiene påvirker i størst grad punktene 1 og 4 i strategien. Effekten av å føre ferskvann ned på stort dyp i Bunnefjorden kan bli et sterkt insitament for å få på plass en størst mulig grad av separering av overvann og spillvann lokalt og en videre størst mulig samføring av overvannet til felles nedpumping til dypet. Av hensyn til innholdet av partikler og miljøgifter kan det være ønskelig med lokal partikkelseparering for overvann fra de delene av byen som er mest forurenset. Utfordringene knyttet til miljøgifter er kort kommentert i underkapittelet om nødvendige/ønskelige oppfølgingsarbeider.

Selv om hovedoverløpene med utslipp på ca. 25 m i liten grad så ut til å påvirke oksygenforholdene i dypet, er det mer usikkert hva disse utslippene vil forårsake ved direkte nedpumping til større dyp. Det er et høyt spesifikt oksygenforbruk knyttet til dette vannet, og det vil naturlig nok komme i relativt korte pulser, som kan tenkes å kunne gi svært negative, men dog kanskje kortvarige, effekter på oksygenforholdene lokalt ved utslipp på stort dyp. Dette bør uansett simuleres.

## 2.3 Nødvendige/ønskelige oppfølgingsarbeider

Det anbefales at det gjøres en oppfølgende modellsimulering der utslippet i Bekkelagsbassenget opprettholdes på dagens nivå, og der det overskytende pumpes ned på stort dyp (100 m og 150 m) i Bunnefjorden sammen med periodevis nedpumper av urensed overvann eller separert overvann. Disse simuleringene må ta høyde for de nye estimatene for oksygenforbruk knyttet til organisk stoff i rensed avløpsvann fra VEAS og BRA og i overløpene (se også kommentar i **Kapittel 3**).

Det trengs målrettede tiltak mot periodevis dårlig badevannskvalitet ved badeplassene ute i fjorden. Målt etter tradisjonelle indikatorbakterier (E. coli/TKB) skjer dette først og fremst rett i etterkant av kraftige nedbørsperioder, men vi vet at disse indikatorbakteriene har langt kortere levetid i sjøen enn mange potensielt sykdomsfremkallende bakterier/sporer, virus og parasitter som også har sitt opphav i avløpsvann. Det trengs et vær-/klimaavhengig budsjett over tilførslene av potensielt sykdomsfremkallende mikroorganismer til fjorden og badestrendene, samt et (simulerings-)verktøy for å kunne forutsi transporten av disse til badestrendene, og for å kunne sette inn effektive, målrettede tiltak mot dårlig badevannskvalitet, i det minste i badesesongen. Videre er det ønskelig med et varslingsystem med kortere responstid enn 3 døgn (E. coli).

I den eksisterende Strategiplanen er det viet liten plass til miljøgifter, selv om miljøgifter er en utfordring både i forhold til kostholdsråd for sjømat fra fjorden og i forhold til vanddirektivet. Det er også kjent at overløpsutslipp, urban avrenning og rensset avløpsvann i stor grad bidrar, eller har bidratt, til dagens situasjon. Som det blir påpekt i Strategidokumentet (Vogelsang m.fl., 2010) mangler det et helhetlig tilførselsbudsjett for miljøgifter for fjorden. Arbeidet som nå gjøres for å stable et slikt på beina er gledelig. Det er viktig at dette arbeidet følges opp med etablering av verktøy som kan brukes til vurdering av målrettede tiltak mot de miljøgiftene som er påvist å utgjøre en risiko for vannlevende organismer i fjorden og for kvaliteten på sjømaten som hentes opp. Mest sannsynlig vil én eller et sett av flere simuleringsmodeller tilsvarende den man har for næringssalter i Oslofjordmodellen være en nødvendig del av et slikt verktøy. I forhold til næringssaltene har man flere kompliserende faktorer når man skal simulere skjebnen til miljøgiftene i fjorden; bioakkumulering gjennom næringskjeden, nedbrytningsrater som er svært avhengig av miljøgiftenes egne egenskaper (iboende nedbrytbarhet, tendens til partikkelassosiering og kompleksbinding, giftighet), giftighet/egenskaper til nedbrytningsprodukter og forholdene i umiddelbar nærhet (lys, temperatur, oksygenforhold og tilstedeværelse av mikroorganismer med evnen til å bryte forbindelsene, konkurrerende substrat for disse og inhiberende stoffer). Resuspensering av forurensede sedimenter ved bioturbasjon fra bunnlevende organismer og ved oppvirvling pga strømninger, samt tildekkingsrater med og uten samtidig resuspensering, er også faktorer som kompliserer det store bildet, men som også gjør modeller til nødvendige og nyttige verktøy (hvis de fanger opp alle sentrale faktorer) for å sette inn målrettede tiltak. Det foreligger planer om å etablere en slik simuleringsmodell for Indre Oslofjord basert på modelleringsverktøyet SEDFLEX, blant annet i samarbeid med Fagrådet. Dette er også gledelig.

### **3. Hovedstrategi for å oppnå god økologisk status i dypvannet i alle fjordens bassenger**

#### **3.1 Hovedtrekk i strategien (utdrag fra Strategiplanen)**

Oksygen er identifisert som superparameter for tolkning av dypvannets miljøtilstand og befolkningens belastning på denne. Vår anbefalte hovedstrategi for valg av tiltak er som følger:

- a) Det gjennomføres tiltak som reduserer de samlede utslippene av oksygenforbrukende stoffer til fjorden minst ned til et nivå som tillater god økologisk status i fjordens dypvannsområder (**Tabell 1**).
- b) Tiltakene prioriteres etter kostnytteverdi, bærekraftighet og et helhetsfokus på fjordens behov (jf. strategien for å møte et økt renskapasitetsbehov).
- c) Størrelsen og lokaliseringen av tilførslene til de ulike fjordbassengene tilpasses både den lokale resipientens tålegrense og hele fjordens tålegrense.
- d) For å bedre forholdene i dypvannet i Bunnefjorden, som ser ut til å trenge tiltak utover rene utslippsreduksjoner, vurderes nedpumping av ferskvann eventuelt kombinert med overflatevann fra fjorden.

**Tabell 1.** Tentative miljømål for oksygenkonsentrasjonen i de dypere vannmasser i indre Oslofjord. 85 % av observasjonene skal overstige denne grense over et tidsrom på 12 år.

Fjordområde	Dyp (m)	Ambisjonsnivå			Referanse
		Lavt (ml/l)	Middels (ml/l)	Høyt (ml/l)	
Bunnefjorden	20-50	>1,0	>1,5	>2,0	Bjerkeng mfl. (2009)
Bunnefjorden	>50	>0	>0,5	>1,0	
Bekkelagsbassenget <sup>1</sup>	>50	>0	>0,5	>1,0	
Indre havn	>20	>0	>1,0	>2,0	Baalsrud mfl. (1986)
Lysakerfjorden	>20	>0,5	>1,5	>2,0	
Bærumsbassenget	>20	>0,5	>1,0	>1,5	
Vestfjorden	>20	>1,5	>2,0	>2,4	
Vestfjorden	80-90	>1,5	>2,0	>2,5	Berge mfl. (2009)

1) Bekkelagsbassenget har ikke fått noe tentativt miljømål, men blir i NIVAs årlige overvåkningsrapporter sammenlignet med miljømålene for Bunnefjorden <50 m dyp

### 3.2 Betydningen av oppfølgingsstudiene

Modellsimuleringene viste at det viktigste bidraget til å oppnå et tilfredsstillende oksygeninnhold i dypet i Bekkelagsbassenget er tilførselen av ferskvann til dette dypet, slik at utslipp av rensed avløpsvann her bør altså opprettholdes i hvert fall på dagens nivå (ca. 1300 l/s). Simuleringene antyder likevel at selv det middels høye ambisjonsnivået på >0,5 ml/l for dyp >50 m (**Tabell 1**) kan være vanskelig å nå selv om hele den estimerte vannføringen i 2050 fra BRA (2300 l/s) blir pumpet ned i Bekkelagsbassenget. Siden nedpumping av ferskvann på stort dyp også vil være det primære tiltaket for å bedre oksygenforholdene i Bunnefjorden, og at den viktigste årsaken til denne forbedringen her vil være forårsaket av hyppigere dypvannsutsiftninger – som igjen vil påvirke situasjonen i Bekkelagsbassenget – så må disse to tiltak sees i sammenheng. Simuleringene viste at med hele BRA-utslippet pumpet ned på 100 m og 150 m dyp, oppnådde man hhv 1,5 ml/l og 2,0 ml/l på 100 m dyp, noe som er godt over det uttalt høye ambisjonsnivået på >1,0 ml/l. Hvor stort utslippet av ferskvann må være for å nå dette høye ambisjonsnivået, gjenstår å se, men modellen antyder sterkt at det vil være en fordel å pumpe ned til 150 m dyp fremfor kun ned til 100 m. Det er naturlig å se disse tiltakene i sammenheng med en eventuell nedpumping av overvann, som skissert i forrige kapittel, og med en eventuell ytterligere forskyvning av renskapasiteten østover, som vil bli skissert i neste kapittel. Det må selvfølgelig også skjeles til forholdene i dypet i Vestfjorden også ved et slikt tiltak, selv om modellen antyder at flytting av utslipp lenger inn i fjorden har relativt sett mindre betydning for forholdene i Vestfjorden.

Simuleringene antyder at det trengs nedpumping av vesentlig større ferskvannsmengder i Bærumsbassenget enn de ca. 0,5 m<sup>3</sup>/s ned på 25 m dyp som ble testet for å nå det laveste ambisjonsnivået i **Tabell 1** for dyp >20 m. Men denne tilførselen så ut til å sikre at man unngår sulfiddannelse ned til i hvert fall 26 m dyp, noe som er en klar forbedring.

Laboratorieforsøkene, som ble gjort for å bestemme det reelle oksygenforbruket knyttet til organisk stoff i tilførselene til fjorden, antydte at tilførselstallene som ligger inne i Oslofjordmodellen for rensaneanleggene og elvene kan være betydelig overestimert, mens de kan være underestimert for overløpene. Som simuleringene av effekten av tiltak på rensaneanleggene antydte (se **Kapittel 1.2.1**), hadde oksygenforbruket knyttet til nedbrytningen av organisk stoff stor betydning for utfallet av simuleringene. Også tilførselene av oksygenforbrukende stoffer via elvene til fjorden domineres i stor grad av bidragene fra organisk stoff. Dette har selvfølgelig betydning for tolkningen og troverdigheten av modellsimuleringene, og bør derfor følges opp.



### 3.3 Nødvendige/ønskelige oppfølgingsarbeider

Av det overforstående går det fram at følgende oppfølgingsarbeider vil være nødvendige:

- 1) Det gjennomføres et måleprogram med måling av KOF sammen med vannføringsmålinger i de største tilførselselvene, samt at KOF måles parallelt med TOC (VEAS) eller BOF<sub>5</sub> (BRA) og NH<sub>4</sub> på utløpet fra renseanleggene og på innløpet når det går avløpsvann i hovedoverløpene.
- 2) Oslofjordmodellen kjører nødvendige scenarier for å finne nødvendig nedpumpingsrate/-mengde av ferskvann fra ulike kilder for å nå moderat og høyt ambisjonsnivå i Bekkelagsbassenget, Bunnefjorden og Vestfjorden, der tilførslene for organisk stoff er justert i hht de ulike tilførselskildenes reviderte spesifikke oksygenforbruk. Kildene vil kunne være rensset avløpsvann (kontinuerlig), separert overvann (periodevis), overløp (periodevis) og ellevann (diskontinuerlig, periodevis). Det vil være naturlig å legge planlagt kapasitetsøkning på BRA til grunn for tilførslene av rensset avløpsvann, men med en åpning for ytterligere kapasitetsøkning over tid.

Tiltaket med nedpumping av ferskvann ned i Bærumsbassenget bør også følges opp med en konkretisering av fysisk utforming og investerings- og driftskostnader knyttet til tiltaket.

## 4. Hovedstrategi for å møte det økte renskapasitetsbehovet

### 4.1 Hovedtrekk i strategien (utdrag fra Strategiplanen)

De to største renseanleggene i regionen har begrenset ledig renskapasitet. Den forventede økte stoffbelastningen på anleggene må det kompenseres for. Aktuelle kompenseringstiltak vil være:

- *Kapasitetsøkning på Bekkelaget renseanlegg (BRA):* Her kan kapasitetsøkningen skje ved utbygging av den biologiske renskapasiteten innover i fjellet der anlegget ligger.
- *Redusert fremmedvannsmengde inn til renseanleggene:* Fremmedvann utgjør i størrelsesorden 50 % av avløpsvannet inn til VEAS og ca. 35 % av avløpsvannet inn til BRA. Ved å redusere denne andelen vil det frigjøres hydraulisk kapasitet, oppnås mer stabil drift og høyere rensgrad på de fleste rensprosessene, samt anleggene vil redusere utslippene til fjorden. Den hydrauliske belastningen på VEAS er estimert å øke med drøyt 50 % av tørrvårsbelastningen innen 2050 som følge av befolkningsøkningen.
- *Kapasitetsøkning på VEAS:* VEAS har mulighet til å utvide den biologiske renskapasiteten fra 6 til 8 linjer innenfor eksisterende byggmasse ved å bygge om to linjer som i dag sporadisk benyttes til kjemisk behandling. Dette kan de gjøre da det nye regnvannrensanlegget (RVR) kan ta over funksjonen disse to linjene har hatt til nå.
- *Kapasitetsøkning ved å bygge et nytt sentralrensanlegg sør (SRØ):* Dette vil være et anlegg på størrelse med VEAS og BRA som erstatter Nordre Follo renseanlegg (NFR) og som vil behandle avløpsvann fra områder sørøst i regionen.
- *Optimalisert kapasitetsutnyttelse ved belastningsutjevning mellom de store anleggene:* Ved ulik grad av sanntidskontroll på ledningsnettet kan utnyttelsen av ledig lagringskapasitet på ledningsnettet optimaliseres og støtbelastninger av renseanleggene minimeres. Ved å knytte hele tunnelsystemet rundt indre Oslofjord sammen til ett felles ledningsnett vil utnyttelsen av den samlede kapasiteten på ledningsnettet og på renseanleggene kunne koordineres slik.

- *Avlastning av stoffbelastningen på renseanleggene ved etablering av storskala urinseparering:* Det foreslås at det etableres urinseparering for fosfor- og nitrogenavlastning av renseanleggene. Etableringen bør skje trinnvis, forslagsvis med oppstart av pilotprosjekt i 2013 og målsetning om innsamling av 5 % i 2020, 15 % i 2030 og 50 % i 2050.

Det vil sannsynligvis være en kombinasjon av et knippe av disse tiltakene som samlet sett gir størst kostnytteeffekt. Hvilke tiltak som bør velges og deres dimensjonering må baseres på en helhetsvurdering av fjordens behov (nytte), tiltakets bærekraftighet (nytte) og investerings- og driftskostnadene knyttet til hvert enkelt tiltak og samlet sett (kost).

## 4.2 Betydningen av oppfølgingsstudiene

Undersøkelsene som ble gjort for blant annet å bestemme det reelle oksygenforbruket knyttet til organisk stoff i utslippet fra renseanleggene, antydte at det er vesentlige forskjeller mellom VEAS og BRA. Det er naturlig å koble det høye spesifikke oksygenforbruket for det organiske stoffet i behandlet vann ut fra VEAS sammenlignet med Bekkelaget RA til den langt kortere hydrauliske oppholdstiden på VEAS; 2-3 timer mot ca. 20 timer på BRA. Dette bør uansett undersøkes nærmere med, som det foreslått ovenfor i **Kapittel 3**, målinger av KOF og NH<sub>4</sub> i utløpet og i innløpet når det går vann i overløp.

Modellsimuleringene antydte at selv relativt store tiltak for å bedre fjerningen av nitrogen (opp til 86 % av rest-ammonium) ikke hadde betydelig effekt på oksygenforholdene i dypet i fjordbassengene. Dette var et ganske uventet resultat, men bør kanskje verifiseres med nye tilførselsverdier for organisk stoff.

Modellsimuleringene gir klare signaler om at den største kapasitetsøkningen bør skje i østre delen av fjorden; i det minste at det er i den østre delen man ser størst effekt av å øke nedpumpingen av ferskvann ned på mellomstort og stort dyp. Den nå planlagte kapasitetsdoblingen på BRA bifalles derfor av disse funnene. Så lenge det er et underskudd på ferskvann til nedpumping i Bunnefjorden/Bekkelagsbassenget vil det være et insitament for å legge nye kapasitetsøkninger til BRA fremfor VEAS. Det kan selvfølgelig være andre begrunnelser for å øke kapasiteten på VEAS. Et alternativ til ytterligere framtidig kapasitetsøkning på BRA for å dekke ferskvannbehovet i Bunnefjorden vil være å se nærmere på et Sentralrenseanlegg Øst. Jeg går ikke nærmere inn på det her nå, men kapasitetsøkningen på BRA burde kunne gi ro og rom for planlegging av et slikt framtidig anlegg.

Jeg har allerede kommentert fordelene med å ha et separert overvann-spillvannsystem ved nedpumping av overvann fra urbanavrenning til større dyp i fjorden, men dette er selvfølgelig også gunstig for å redusere fremmedvannmengden inn på renseanleggene. Betydningen av dette for renseanleggene gjenstår å kartlegge (se under).

## 4.3 Nødvendige/ønskelige oppfølgingsarbeider

Følgende punkter fra Strategiplanen gjenstår å se nærmere på i oppfølgende studier:

- Betydningen av fremmedvann for renseeffekten på VEAS og BRA*

Det bør estimeres hvor stor betydning fremmedvannsinntrengning har å si for rensingen på VEAS og BRA. Dette for å kunne kvantifisere effekten av tiltak på ledningsnett og for å kunne estimere kosteffektiviteten av disse tiltakene sammenlignet med tiltak inne på renseanleggene.

ii) *Kvantifisere potensialet for optimalisert kapasitetsutnyttelse ved belastningsutjevning*

Betydningen av fremmedvannsinnretningen for renskapasiteten på VEAS bør følges opp med en kvantitativ estimering av potensialet for belastningsutjevning mellom rensanleggene. Den må ta høyde for forventet tilgjengelig fordøyningskapasitet på ledningsnettet og på rensanleggene. Den bør også inkludere en statistisk analyse av sjansene for at en nedbørhendelse belaster én begrenset del av området meget sterkt, men i liten grad de øvrige områdene.

## **5. Hovedstrategi for energiøkonomisering og resirkulering av ressurser**

### **5.1 Hovedtrekk i strategien (utdrag fra Strategiplanen)**

Slik vi ser det, må man på sikt gjennom en grunnleggende ideologisk endring; bort fra dagens praktisering av sentralisert avløpsvannrensing der det først forspilles verdifulle ressurser som fosfor/næringssalter og rent drikkevann og der man i neste trinn (på rensanleggene) forbruker ressurser på en delvis reetablering av de første, og med fare for forspillelse av resipientmiljøet grunnet lav gjenvinningsgrad.

Vi finner at den grunnleggende endringen må gå i retning av å bringe alle livsviktige/essensielle ikke-fornybare ressurser inn i et sluttet kretsløp som ivaretar menneskelige og økologiske behov.

Dette er et arbeid som sektoren på visse områder har kommet godt i gang med allerede, bl.a. ved tilbakeføring av næringssalter og mineraler via slamdisponering, uthenting av energi fra biogassproduksjon og varmegjenvinning fra avløpet. Dette er utvilsomt et arbeid som fortsatt må prioriteres høyt.

Likevel skiller *resirkulering av fosfor* seg ut som den viktigste og største utfordringen. Det er en klar utfordring at dagens utstrakte bruk av kjemisk fosforutfelling (dette gjelder for alle de større rensanleggene i regionen) sterkt reduserer fosforets tilgjengelighet for plantene (<30 %). Arbeidet med å gjøre dette fosforet mer tilgjengelig bør fortsette, men en mer langsiktig løsning vil være å unngå at fosforet bindes sterkt kjemisk til slammet. En løsning vil da være urinseparering. En slik praksis tenker vi er i tråd med den nødvendige ideologiske endringen nevnt ovenfor.

### **5.2 Betydningen av oppfølgingsstudiene**

Det er ingen klar link til denne delen av strategien i de gjennomførte oppfølgingsstudiene, selv om den direkte effekten av å fjerne 30 % ammonium og 20 % fosfor som et alternativ til kapasitetsøkning på rensanleggene for å møte den økende belastningen fra en økende befolkning kun ga en beskjeden økning i oksygenkonsentrasjonen i dypet sammenlignet med situasjonen i 2009 (best effekt i Vestfjorden; 0,05 ml/l). Men hovedargumentet for urinseparering er resirkulering av fosfor.

### **5.3 Nødvendige/ønskelige oppfølgingsarbeider**

Følgende forslag i Strategiplanen gjenstår å undersøke nærmere:

*Potensialet for urinutnyttelse i regionen og betydning for renseanleggenes rensekapasitet*

Det bør gjennomføres en mulighetsstudie for å kartlegge potensielle anvendelsesområder for urin og det kommersielle potensialet på kort (3-5 år) og lang (30-40 år) sikt. Viktige drivere for økt bruk av urin bør identifiseres. Et effektivt innsamlings- og transportsystem for separert urin tilpasset lokale forhold bør også identifiseres og kostnadsberegnes. Nødvendig etterbehandling av urinen må avklares. Potensielle positive og negative effekter av den reduserte stoffbelastningen på renseanleggene, som urinseparering innebærer, bør identifiseres og forsøksvis kvantifiseres.

Utover dette anbefaler vi at det gjennomføres mulighetsstudier av følgende ressursparende tiltak:

- i) Gassdrevet pramtransport av slam og kjemikalier til og mellom renseanleggene.
- ii) Autotrof nitrogenfjerning for behandling av vann fra slamavvanningen før retur til innløpet på renseanlegget.
- iii) Utnytte ren snø fra veiene som avkjølingsmedium sommerstid.

## **Litteraturliste**

Baalsrud K., Lystad J. og Vråle L. (1986) Vurdering av Oslofjorden. NIVA-rapport 1922.

Berge J.A., Andersen T., Amundsen R., Bjerkeng B., Bjerknes E., Gitmark J.K., Gjørseter J., Johnsen T., Lømsland E.R., Magnusson J., Nilsson H.C., Paulsen Ø., Rohrlack T., Sørensen K. og Walday M. (2009) Overvåkning v forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 2008. NIVA-rapport 5814-2009.

Bjerkeng, B. (1994) Eutrofimodell for Indre Oslofjord. En modell for omsetning av organiske stoff og næringssalter i innelukkede fjorder med vertikal sjiktning. Rapport 2: Faglig beskrivelse av innholdet i modellen. NIVA-rapport Inr. 3113, ISBN 82-577-2626-5, 134 sider.

Bjerkeng B. (2011) Strategi 2010. Effekter på indre Oslofjord av ulike tilførsler og tiltak analysert ved hjelp av NIVAs fjordmodell. NIVA-rapport 6216-2011, Fagrådsrapport 110. 87 sider.

Bjerkeng B., Berge J.A., Magnusson J., Molvær J., Pedersen A. og Schaaning M. (2009) Miljømål Bunnefjorden. Rapport fase 3. PURA-prosjektet. NIVA-rapport 5766-2009.

Hovin H. og Paulsrud B. (1983) Sammenligning og tilpasning av metoder: TOC ved utslippskontroll av organisk stoff fra kommunale renseanlegg. NIVA-rapport 1486. 23 sider.

Vogelsang C., Lindholm O., Berge J.A., Førland E., Magnusson J., Bjerkeng B., Juvkam D., Muthanna T.M., Tryland I., Liao Z. og Liltved H. (2010) Strategi 2010. Strategiplan. Fagrådsrapport 107, 63 s.

Wennberg A.C. og Vogelsang C. (2011) Bestemmelse av totalt organisk oksygenforbruk fra organisk stoff som tilføres indre Oslofjord via renseanlegg og elver. Fagrådsrapport, 38 s.

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](http://www.niva.no) • [post@niva.no](mailto:post@niva.no)