

RAPPORT LNR 3996-99

**M**arinøkologisk  
vurdering av utslipps-  
sted - og innlagringsdyp  
for utslippet til  
Bekkelaget renseanlegg.

Fase 2. Modellkjøringer og  
vurderinger

## Norsk institutt for vannforskning

# RAPPORT

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo	Televeien 1 4890 Grimstad	Sandvikaveien 41 2312 Ottestad	Nordnesboder 5 5008 Bergen	9015 Tromsø
Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47) 37 29 50 55	Telefon (47) 62 57 64 00	Telefon (47) 55 30 22 50	Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 22 18 52 00	Telefax (47) 37 04 45 13	Telefax (47) 62 57 66 53	Telefax (47) 55 30 22 51	Telefax (47) 77 68 05 09
Internet: www.niva.no				

Tittel Marinøkologisk vurdering av utslippsted – og innlagringsdyp for utslippet til Bekkelaget renseanlegg. Fase 2. Modellkjøringer og vurderinger.	Løpenr. (for bestilling) 3996-99	Dato 15.1.99
	Prosjektnr. Underrn. O-98017	Sider Pris 51
Forfatter(e) Birger Bjerkeng Jan Magnusson	Fagområde Eutrofi	Distribusjon Fri
	Geografisk område AKE	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Oslo – vann og avløpsverk	Oppdragsreferanse P. Kristiansen
---	-------------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Rapporten beskriver effekten på oksygenforholdene i indre Oslofjord av ulike utslipps – og innlagringsdyp av rensed avløpsvann fra Bekkelaget renseanlegg ved hjelp av en fjordmodell. Resultatene viser at gunstigste utslippsdyp for fjorden i helhet og Bekkelagsbassenget er 60 meters dyp, dernest utslipp på 50-55 meters dyp, eventuelt hovedutslipp på 50 meters dyp og med 10 % vann ført ned til 60 meters dyp.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Modell</li> <li>2. Eutrofi</li> <li>3. Oslofjorden</li> <li>4. Avløpsvann</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Model</li> <li>2. Eutrophication</li> <li>3. Oslofjord</li> <li>4. Waste water</li> </ol>
---	--

  
**Jan Magnusson**  
 Prosjektleder

ISBN 82-577-3593-0

  
**Bjørn Braaten**  
 Forsknings sjef

O-98017

Marinøkologisk vurdering av utslippssted- og  
innlagringsdyp for utslippet til Bekkelaget renseanlegg.

Fase 2

Modellkjøringer og vurderinger

## Forord

På forespørsel (nr 59/98) av Oslo vann- og avløpsverk (OVA) i brev av den 3.6.1998 har Norsk institutt for vannforskning (NIVA) gjennomført en vurdering av utslipps- og innlagringsdyp for avløpsvann fra det nye renseanlegget ved Bekkelaget. Vurderingen bygger på resultater fra en tidligere vurdering (Magnusson og Bjerkeng, 1998), hvor det ble gjennomført foreløpige beregninger for å se på primærfortynning og innlagringsdyp ved en diffusor på ulike dyp i bassenget.

Arealbestemmelser som funksjon av dyp i Bekkelagsbassenget er gjennomført av Tone Jøran Oredalen. For kontroll av terskeltopografien i Bekkelagsbassenget ble Universitetets forskningsfartøy "T.Braarud" brukt.

Oslo, 1.12.1998

*Jan Magnusson*

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>6</b>
<b>Summary</b>	<b>7</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>8</b>
1.1 Formål	8
1.2 Gjennomføring	8
<b>2. Beskrivelse av simuleringsmodell</b>	<b>9</b>
<b>3. Inngangsdata til modellen</b>	<b>12</b>
3.1 Bassenginndeling og topografi	12
3.2 Meteorologi	13
3.3 Randbetingelser ytre Oslofjord	13
3.4 Tilførsler til indre Oslofjord	14
<b>4. Sammenligningsdata fra resipienten</b>	<b>14</b>
4.1 Generelt for indre Oslofjord.	14
4.2 Bekkelagsbassengets hydrografi.	15
<b>5. Bruk av tilførselsdata i modellkjøringene</b>	<b>18</b>
5.1 Tilførselsberegninger brukt i tidligere modellkjøringene for indre Oslofjord	18
5.2 Sammenligning med estimer for 1996	19
5.3 Bekkelaget renseanlegg, historisk utvikling, fremtidig utslippssituasjon	22
5.4 Struktur på tilførslene (kildene) i modellkjøringene	24
5.5 Scenarier	24
5.5.1 Vannmengder og tilførsler	25
5.5.2 Temperatur	26
<b>6. Resultater</b>	<b>26</b>
6.1 Modellkjøringene for historiske og nåværende forhold	26
6.2 Kjøring av fremtidige alternative scenarier	30
6.2.1 Forholdene i Vestfjorden	30
6.2.2 Forholdene i Bunnefjorden	31
6.2.3 Forholdene i Bekkelagsbassenget	32
6.2.4 Konklusjoner	36

---

<b>7. Diskusjon og anbefalinger</b>	<b>37</b>
<b>8. Litteratur.</b>	<b>38</b>
Vedlegg A. Topografiske data.	<b>40</b>
Vedlegg B. Tabeller for tilførselsdata i 1988-situasjon - med variasjon på månedsbasis.	<b>50</b>

## Sammendrag

Det nye renseanlegget på Bekkelaget utgjør siste trinn for å fullføre innføringen av nitrogen-rensing ved de tre store renseanleggene med utslipp til indre Oslofjord. I tillegg til den generelle virkningen av nitrogenrensingen i fjorden, kan forbedringen av lokale forhold optimaliseres ved å velge best mulig utslippsdyp for det dykkede utslippet fra renseanlegget. Tilleggseffekten ligger dels i å redusere innblanding av avløpsvann i overflatelaget, og derved minimalisere bakterieproblemer og forbedre rekreasjonskvaliteten (bading) i området, og delvis i å redusere tilskudd til primærproduksjon fra næringsstoffer i skyen av avløpsvann. Dypvannet i Bekkelagsbassenget er periodevis anoksisk, og et dykket diffusor-utslipp vil også forbedre oksygenforholdene i dypvannet ved å øke frekvensen av dypvannsfornyelser lokalt gjennom direkte pumpevirkning og tetthetsreduksjon i dypvannet, som vil øke hyppigheten av vannutskiftninger. Målet har vært å finne et utslippsdyp som kan optimalisere denne effekten, primært ut fra virkningen på hovedbassengene, men sekundært ut fra lokale forhold.

En fjordmodell for indre Oslofjord er blitt brukt for å vurdere gunstigste utslipps- og innlagringsdyp av avløpsvann. Modellen beskriver indre Oslofjord som fire bassenger – Vestfjorden, Bunnefjorden, Bekkelagsbassenget og Havnebassenget – med Drøbaksundet som ytre rand. Modellen er kjørt både med utslipp som før 1997 (i hovedsak fosforfjerning ved kjemisk rensing) og for ulike aktuelle fremtidsscenarioer, med tilførsler fra det nye renseanlegget ved Bekkelaget som oppgitt i konsesjonskrav og *Contractual Objectives*, og med diffusorutslipp på 40, 45, 50 og 60 meters dyp. I tillegg er det lagt inn N-fjerning ved VEAS og Nordre Follo renseanlegg.

Resultatene fra modellkjøringer for utslipp før 1997 er sammenlignet statistisk med observasjoner fra tidsrommet 1987/88 til 1997/98. En statistisk sammenligning viser at modellen beskriver temperaturprofilene godt, og oksygenprofilene tilfredsstillende, men saltholdigheten i dypvannet blir noe for høy. Dette skyldes antagelig delvis at randbetingelsene ikke er helt representative, og delvis oppdelingen i fire bassenger, siden tidligere resultater med oppdeling i to bassenger viste tilfredsstillende overensstemmelse for saltholdigheten. Samme avvik mellom modell og virkelighet vil ventelig gjøre seg gjeldende for fremtidsscenarioene med nitrogenrensing og dykket utslipp fra Bekkelaget renseanlegg, men de relative forskjeller mellom ulike fremtidsscenarioer vil antagelig ikke påvirkes særlig av dette.

Modellresultatene for de forskjellige fremtidsscenarioene viser at av de alternative utslippsdyp som er vurdert, vil et diffusorutslipp på 50-60 meter være det gunstigste, selv om forskjellene for hovedbassengene er svært små. De store forskjellene opptrer i Bekkelagsbassenget. Det beste resultatet her oppnås med 60 m utslippsdyp, som gir permanente oksiske forhold, men 55 m dyp er også tilstrekkelig til å unngå anoksisk dypvann i følge modellen. Utslipp på 50 m dyp vil også gi vesentlige forbedringer, men ikke helt oksiske forhold. Å sende 10 % av utslippsvannmengden ned på 60 m, kombinert med hovedutslipp på 50 m, vil forbedre resultatet ytterligere. Også for å minske faren for gjennomtrengning til overflaten bør utslippsdypet være minst 50 m, som anbefalt i rapporten fra fase I (Magnusson og Bjerkeng 1998).

## Summary

Title: Marine ecological assessment of submerged outlet from Bekkelaget treatment plant.  
Phase II. Simulation model studies.

Year: 1998

Author: B. Bjerkeng and J. Magnusson

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-xxxx-x

The new waste water treatment plant at Bekkelaget, southeast in Oslo, will be the last step in completing nitrogen reduction at the three major treatment plants with outlets to the inner Oslofjord. Apart from the general effect of nitrogen reduction on the fjord due to the new process, local environmental effects can be optimised by manipulating the depth of the deepwater outlet, and the resulting depth where the sewage plume will be trapped. The “extra” effect is partly to reduce entrainment of the outlet plume into the surface water, thus minimising the bacterial problem and improve recreational quality (bathing) of the area, and partly to reduce the stimulation of primary production from concentrations of nutrients in the plume. However, the deep water of the Bekkelaget basin is intermittently anoxic, and a submerged diffuser outlet can also improve oxygen conditions through pumping effect and by reducing deep water density, which will increase the frequency of local deepwater renewal. The aim has been to find an outlet depth that optimises these effects, primarily with regard to effects in the main basins, Vestfjorden and Bunnefjorden, but secondarily with regard to local effects.

A fjord model has been used to estimate the best depth for the outlet of sewage water. The model describes the fjord as four basins – Vestfjorden, Bunnefjorden, Bekkelagsbassenget and Oslo Harbour (“Havnebassenget”) – with the Drøbak Sound as the outer boundary with specified conditions. The model has been run both with pollution discharges as before 1997 (mainly phosphorus removal by chemical processes), and for future scenarios with discharges from the new treatment plant (with reduction of nitrogen and oxygen demand) as stated in the discharge permit and the Contractual Objectives for the plant, and with diffuser outlet at 40, 50, 55 and 60 meter depth. Additionally, the future scenarios include nitrogen removal at the other two major treatment plants.

The results from model runs with pollution discharges as before 1997 have been compared statistically with observations from the period 1987/88 to 1997/98. The comparison shows that the model simulates the temperature field well and the oxygen field satisfactorily, but the deepwater salinity becomes somewhat high. This is probably a combined effect of the boundary conditions and the subdivision into four basins, as earlier results with only two basins gave a satisfactory description of the salinity field. The discrepancies will probably affect the estimated changes in absolute concentration for future scenarios with nitrogen reduction at Bekkelaget treatment plant, but the relative differences between the different scenarios are not supposed to be affected in the same degree.

The model results for the alternative future scenarios indicate that of the alternative sewage outlet depths considered, a difusor outlet at 50-60 meters depth will have the overall best effect, although the differences for the main basins are very small. The major differences between scenarios occur for Bekkelaget basin. The best result will be achieved with a diffuser at 60 m, which seems to give permanent oxic bottom water, but 55 m depth is also sufficient to avoid anoxic deep water, according to the model. Outlet at 50 meter depth will also lead to major improvement, but not to completely oxic conditions. Discharge of 10 % of the water at 60 meters depth combined with a main outlet at 50 meters depth will give further improvement. Earlier work (Phase I) has shown that to minimise the episodes when the treated effluent water reach the surface layer, the outlet depth should be at least at 50 meters.



# 1. Innledning

## 1.1 Formål

Det overordnede målet med rensing av avløpsvann ved Bekkelaget renseanlegg (BRA) er å forbedre forurensingssituasjonen i indre Oslofjord. Med forurensning menes i dette tilfellet utslipp av organisk stoff og næringssalter (eutrofi) og bakterier (badevannskvalitet), men anlegget vil også ha andre positive effekter på situasjonen i fjorden (bl.a. reduserte utslipp av miljøgifter).

Med en bedre tilstand i denne rapport menes i hovedsak eutrofisituasjonen. Følgende delmål kan spesifiseres:

1. Lavere planteplanktonproduksjon og bedre oksygenforhold i hele fjorden inklusive Bekkelagsbassenget.
2. I prioritert rekkefølge vil en løsning som gir bedre forhold i Vestfjorden og spesielt Bunnefjorden foretrekkes foran forbedrede forhold i selve Bekkelagsbassenget.

## 1.2 Gjennomføring

Hovedverktøyet for beregningene er NIVAs fjordmodell (Bjerkeng, 1994a-d, 1995, Kirkerud og Bjerkeng 1994). Modellen er noe mer detaljert enn tidligere, i det Bekkelagsbassenget og indre havn er skilt ut som egne fjordbassenger, med forbindelse til hverandre og til Bunnefjorden. Modellen er kjørt med eksisterende data fra Oslofjorden, hvor det "nye" utslippet er lagt inn. Modellen inkluderer de samme beregninger av fortykning og innlagringsdyp for dykkede utslipp som JETMIX, programmet som ble brukt i fase I (Magnusson og Bjerkeng, 1998). Med utgangspunkt i resultatene fra fase I har modellen blitt sammenlignet med en standardsituasjon ved samme klimaforhold og tilførsler, slik at det bare er endringer i utslippsdyp og fortykning som er variert. Utslippet fra BRA er karakterisert med forventet renseseffekt (konsesjonskravet). Resultatene er presentert som relative endringer i forhold til standardsituasjonen, dvs. effekten av utslippet slik det har vært til nå.

Fjordmodellen er, som alle modeller, en forenklet, matematisk beskrivelse av det som antas å være de vesentligste faktorer for beskrivelse av det fenomen som skal studeres, i dette tilfelle overgjødningen. Den gir derfor bare en tilnærmet beskrivelse av hva som skjer i fjorden. Resultatene kontrolleres mot hydrografiske observasjoner eller annet empirisk materiale. Det ligger en viss garanti i denne sammenligningen, men en modell er alltid en forenkling av naturen, og resultatene bør tolkes med dette i mente.

## 2. Beskrivelse av simuleringsmodell

Modellen beskriver eutrofitilstanden i forholdsvis lukkede fjorder, spesielt fjorder med dype bassenger avstengt av terskler. Den beskriver dynamisk hvordan biomassen i overflatelaget og oksygeninnholdet i dypere lag i fjorden utvikler seg gjennom året og over en rekke år, under ulike forurensnings-situasjoner. Den beregner hvordan tilstanden varierer som funksjon av:

- endrede tilførsler av næringssalter (N, P) og organisk stoff,
- endret fordeling mellom overflateutslipp og dyputslipp,
- endret fordeling av utslipp mellom hovedbassengene i fjorden.

Modellen kan også brukes til å beskrive hvordan de biologiske og kjemiske forhold i fjorden kan forandre seg med endrede fysiske forhold.

Modellen er en prosessmodell som simulerer et tidsforløp dynamisk. Det vil si at den går ut fra en spesifisert starttilstand, hvor alle konsentrasjoner og mengder som inngår i modellen er spesifisert. Så gjennomløpes det tidsrommet som skal simuleres i korte tidsskritt. For hvert tidsskritt beregnes først hastigheten på alle de prosesser som inngår i modellen som funksjon av tilstanden. Prosessene fører til at tilstanden angitt ved de forskjellige konsentrasjoner og mengder forandrer seg i løpet av tidsskrittet, og ut fra prosesshastighetene kan det beregnes en ny tilstand ved slutten av tidsskrittet. Den nye tilstanden brukes deretter som utgangspunkt for neste tidsskritt. Underveis tar modellen vare på mellomresultater med et visst tidsintervall, slik at en senere kan se på kurver for utviklingen av de forskjellige tilstandsvariable og beregne statistiske mål på tilstanden.

Eutrofimodellen er inspirert av en modell for Østersjøen utviklet av Stigebrandt og Wulff (1987), hvor hovedvannmassene i Østersjøen ble beskrevet som et horisontalt midlet basseng med vertikal oppdeling. I eutrofimodellen blir en fjord beskrevet som et antall naturlig avgrensede bassenger. Innenfor hvert basseng beskrives tilstanden midlet horisontalt, men med forholdsvis detaljert beskrivelse av den vertikale variasjonen ved at vannvolumet deles opp i et antall lag etter en dypinndeling som ligger fast i tid. Alle bassengene må stå i forbindelse med minst ett annen basseng, og/eller med et randområde, dvs. et utenforliggende fjord/havområde, hvor forholdene spesifiseres som inngangsdata til modellen.

I tillegg til oppløst og partikulært materiale fordelt i vannmassene, beskriver modellen også partikulært materiale akkumulert på bunnen eller som sediment. Bunnarealene er delt opp etter dyp med samme inndeling som vannlagene, og hvert vannlag står i direkte kontakt med bunnarealet i samme dypintervall.

Eutrofimodellen er bygd opp av flere samarbeidende delmodeller. En hydrofysisk modell beskriver vertikale transporter mellom lagene i et basseng og horisontale vanntransporter mellom bassengene, og beregner massetransporter av de forskjellige oppløste og partikulære komponentene i vannet. Denne modellen beskriver både de naturlige prosessene i fjorden og virkningen av dykkede utslipp av ferskvann eller overflatevann. Biokjemiske modeller beskriver biologisk omsetning i vann og på bunnen innenfor hvert lag eller dybdeintervall. Det inkluderer også vertikal transport av organiske partikler mellom vannlagene, og utveksling av løste stoffer mellom vann og sediment. Utviklingen av tilstanden i fjorden for de forskjellige bassenger og dyp er resultat av samspillet mellom disse prosessene, samt påvirkningen utenfra på det systemet modellen beskriver.

Den ytre påvirkningen består av:

- ferskvannstilrenning og utslipp av avløpsvann som fører med seg næringssalter og organisk karbon,
- påvirkning via overflaten ved solstråling, utveksling av varme og oksygen og utveksling av vann ved nedbør og fordampning,
- vannutveksling med havområdene utenfor det modellerte systemet, dvs. den ytre randen, hvor forholdene i hovedsak antas å variere relativt uavhengig av hva som skjer inne i modellen.

De viktigste elementene i den fysiske modellen er:

- vanntransporter mellom bassengene innbyrdes og mot ytre randområder
- vertikal transport og utveksling av vann mellom lagene innenfor hvert basseng.

Begge elementene er dels bestemt av ytre påvirkning, men styres også av tetthetsvariasjoner i bassengene, gitt som funksjon av temperatur og saltholdighet. Utviklingen av temperatur og saltholdighet er igjen en funksjon av de fysiske prosessene, det vil si at den fysiske modellen inneholder en rekke tilbakekoblinger. Detaljene i dette er nærmere omtalt i Bjerkeng (1994c, 1994d).

De biologiske prosessene beregnes i hovedsak uavhengig innenfor hvert lag. Prosessene forbruker eller produserer de aktive eller passive komponentene med rater som er funksjoner av ytre miljøvariable og konsentrasjon av stoffer eller aktive komponenter som inngår i prosessene.

All biomasse beskrives i modellen som sammensatt av karbon (C), nitrogen (N) og fosfor (P). Dette regnes som de essensielle elementene når det gjelder sammenhengen mellom forurensningstilførsler, stoffomsetning og oksygenforhold. Karbonforbindelsene er den viktigste byggesteinen og energibæreren i organisk stoff, mens nitrogen og fosfor er de to viktigste grunnstoffene som kan begrense produksjon av organisk stoff, sett i sammenheng med forurensningstilførsler. Et sentralt siktemål med modellen er å kunne beskrive virkningen av å endre tilførslene av biotilgjengelig N og P. For en gruppe av planteplankton, diatoméer, som er skilt ut som en egen biomasse i modellen, er også silisium (Si) tatt med i sammensetningen, fordi det er potensielt begrensende, og det er derfor også med i sammensetningen av dødt organisk materiale.

Biologisk aktive komponenter er først og fremst planteplankton (fytoplankton) som produserer biomasse ved hjelp av solenergi, dessuten zooplankton og bakterier i vannmassene og blåskjell i strandsonen. For planteplankton antar modellen at forholdet mellom C, N og P kan variere, mens de andre organismegruppene antas å ha et fiksert C:N:P-forhold.

Fastsittende alger (tang og tare) er ikke med i modellen. Som en del av modellprosjektet ble det i november 1989 foretatt en feltundersøkelse for å estimere bestanden av blåskjell og andre organismer i strandsonen. Den indikerte at mengden fastsittende alger var av forholdsvis liten betydning mengdemessig, spesielt når det gjelder nitrogen og fosfor (Kirkerud og Bjerkeng 1994), og det er derfor ikke prioritert å få det med i modellen. Fisk og andre større arter er heller ikke modellert eksplisitt. De høyere nivåene i næringsnettverket må bare anses som inkludert på en meget forenklet måte som tapsledd for zooplankton og blåskjell.

I tillegg til de biologisk aktive komponentene inngår oppløst organisk karbon utskilt fra fytoplankton som utnyttes av bakteriene, og partikulært organisk materiale som remineraliseres. Dødt organisk materiale fremtrer i modellen som en aktiv komponent som "nedbryter seg", dvs. at de nedbrytende organismene er holdt utenfor (makrofauna) eller mengdemessig må regnes som inkludert i det materialet som nedbrytes (bakterier).

De fysiske/kjemiske konsentrasjoner som inngår i modellbeskrivelsen er saltholdighet, temperatur og oksygen, samt de viktigste uorganiske forbindelsene som tas opp av fytoplankton som kilde for N, P, og Si: nitrat, ammonium, fosfat og silikat.

Ved primærproduksjonen reduseres karbondioksid til organiske forbindelser, og derved frigjøres oksygen til vannmassene. Nedbrytning av dødt organisk materiale skjer delvis mens det synker nedover i vannmassene, og delvis etter at det er avsatt på bunnen. Det organiske materialet utgjør en oksyngjeld som tilsvarer det oksygenet som ble frigjort da det ble produsert, nedbrytning fører til forbruk av oksygen. Det antas at det meste av nedbrytningen på bunnen foregår i relativt god kontakt med vannmassene. Bunn sediment i modellen omfatter derfor bare et enkelt lager av partikulært materiale, som antas å utveksle oppløste stoffer direkte med de frie vannmassene. Det er altså ikke innført noen vertikal sjiktning av sedimentet.

Oksygen til nedbrytningen tas i første rekke fra beholdningen av fritt oksygen i vannmassene, men når det er brukt opp, blir først nitrat, deretter sulfat tatt i bruk som oksygenkilde av ulike typer bakterier. Hvis også sulfatet brukes opp kan en i naturen til slutt få ufullstendig nedbrytning til metan og karbondioksid, men det er ikke med i modellen.

Målet med modellen er ikke å beskrive tilstanden i sedimentet i og for seg, men å ha med bunn og sediment som omsetningsledd og lager for uomsatt organisk stoff ved modellering av forholdene i vannmassene. Modellen inkluderer en grov beskrivelse av binding og frigjøring av sulfid (som oksyngjeld) med betydning for den del av nedbrytningen som antas knyttet til bunnfauna, og også binding og frigjøring av fosfat i sedimentene. Bortsett fra dette er det antatt at porevannet og sedimentet ikke er noe vesentlig lager for oppløste eller adsorberte uorganiske forbindelser i forhold til de mengdene som er frigitt til vannmassene.

Nedsynkning av partikler, og vertikal egenbevegelse i forhold til vannet hos aktive organismer som fytoplankton og zooplankton er lagt inn i modellen med noen svært enkle mekanismer - for å kunne prøve ut betydningen av dette i forhold til passiv transport med vannbevegelser.

Modellen har tidligere også vært brukt på Drammensfjorden (Sørensen et al. 1995), Mossesundet (Bjerkeng og Molvær 1996) og Iddefjorden (Berge et al. 1997).

## 3. Inngangsdata til modellen

### 3.1 Bassenginndeling og topografi

Modellen er satt opp med 4 bassenger:

- Bekkelagsbassenget
- Oslo havn
- Bunnefjorden
- Vestfjorden

Tidligere har modellen blitt satt opp med bare 2 bassenger i indre Oslofjord (Bjerkeng, 1994a). Erfaring fra bruk av modellen på andre fjordområder har vist at den også fungerer ved oppdeling i flere, mindre områder, som den også opprinnelig ble designet for. Ut fra problemstillingen var det derfor naturlig dele opp fjorden med separate bassenger for Bekkelagsbassenget og Havnebassenget.

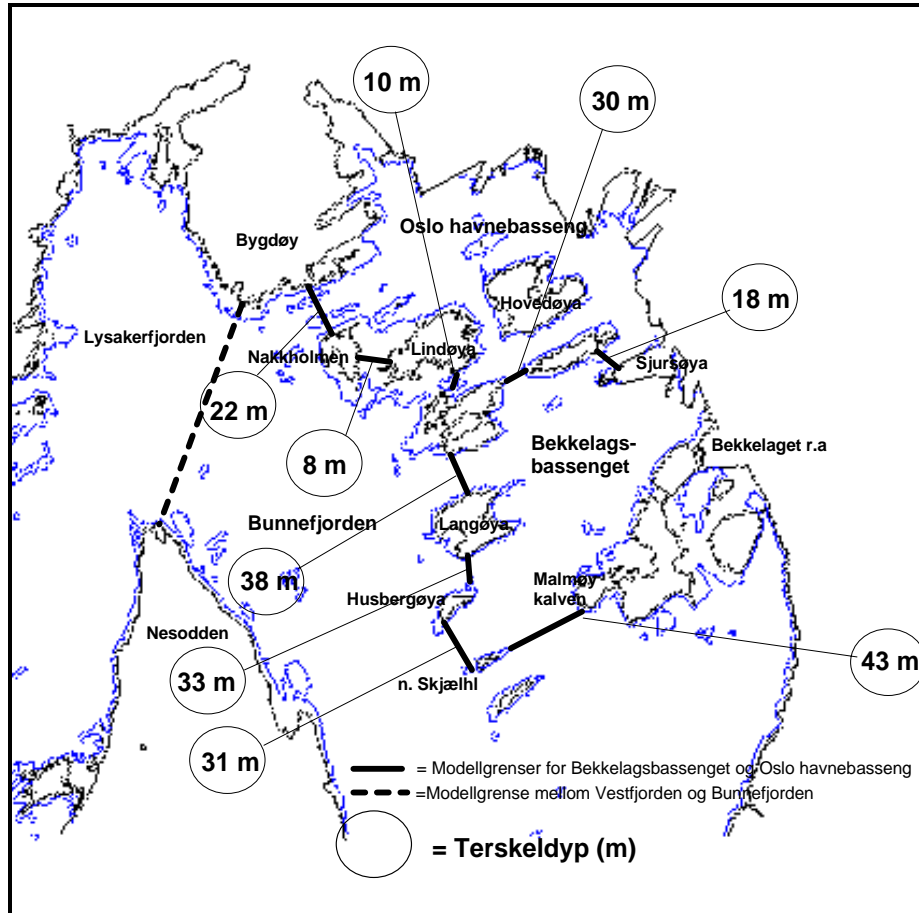
Bekkelagsbassenget og Oslo havnebasseng har forbindelse med hverandre, og begge disse bassengene er i modellen koblet til Bunnefjorden.

Bekkelagsbassenget står i forbindelse med Bunnefjorden gjennom flere åpninger (**Figur 1**). Den dypeste renna går sørover rett vest for Malmøykalven. Største terskeldyp her er 43 m, men tverrsnittsarealet er lite mellom 40–43 m. Videre er det ytterligere tre åpninger med forbindelser til Bunnefjorden, n. Skjællholmen til Husbergøya (terskeldyp 31 m), Husbergøya til Langøya (terskeldyp 33 m) og Langøya til Rambergøya (terskeldyp 38 m). I modellen er alle åpningene slått sammen til én felles åpning med bredde som funksjon av dyp lik summen av de faktiske åpningene. Med flere åpninger i modellen kunne det vært lagt inn noe vinddrevet utveksling som gjennomstrømning i de øvre lagene, men dette har lite å si for den aktuelle problemstillingen, så det er valgt å bruke den enkleste mulige løsningen.

Også forbindelsen mellom Bekkelagsbassenget og Oslo havn består av to åpninger (terskeldyp ca. 18 og 30 m), som i modellen er representert ved én åpning som kombinerer de to tverrsnittene.

Forbindelsen mellom Oslo Havnebasseng og Lysakerfjorden består av tre åpninger (terskeldyp 10, 8 og 22 m). Også disse åpningene er i modellbeskrivelsen kombinert til én åpning som kombinerer de tre tverrsnittene.

Forenklingen med å kombinere flere åpninger til den enkelte basseng til en åpning, vil antagelig kunne gi noe gunstigere dypvannsutskiftninger enn den reelle, selv om det også er andre usikkerhetsfaktorer, som kan trekke i begge retninger. De viktigste resultatene vil være relative forskjeller, både mellom dagens utslippsforhold og fremtidige situasjoner, og mellom alternative fremtidige situasjoner. En noe annerledes vannutskiftning vil ikke ha så stor betydning for slike relative forskjeller, men vil kunne ha betydning for hvilke reelle konsentrasjoner av f.eks. oksygen en vil oppnå sammenlignet med modellresultatene.



**Figur 1.** Modellgrenser for fjordmodellen i Bekkelaget og Havnebassenget, 0 og 10 meters dybdekoter. På figuren er beregnede tverrsnitt for forbindelsene mellom bassengene markert, samt terskeldypene.

### 3.2 Meteorologi

Meteorologidata leses inn fra fil som en tidsserie. I simuleringene brukes de samme data som det som ble kjørt opprinnelig, dvs. 6-timers registreringer fra Fornebu for perioden 1982-1985, stilt til disposisjon av Meteorologisk Institutt, Blindern. For lange simuleringer blir dataserien gjentatt syklisk, slik at det er det samme været som kommer igjen hvert 4. år. Simuleringene vil altså ikke gi et sant bilde av hvilke variasjoner som kan forekomme fra år til år, men det antas at en syklus på 4 år er tilstrekkelig til å få med iallfall en god del av variasjonene i været. Flere detaljer er gitt i Bjerkgeng (1994a og d).

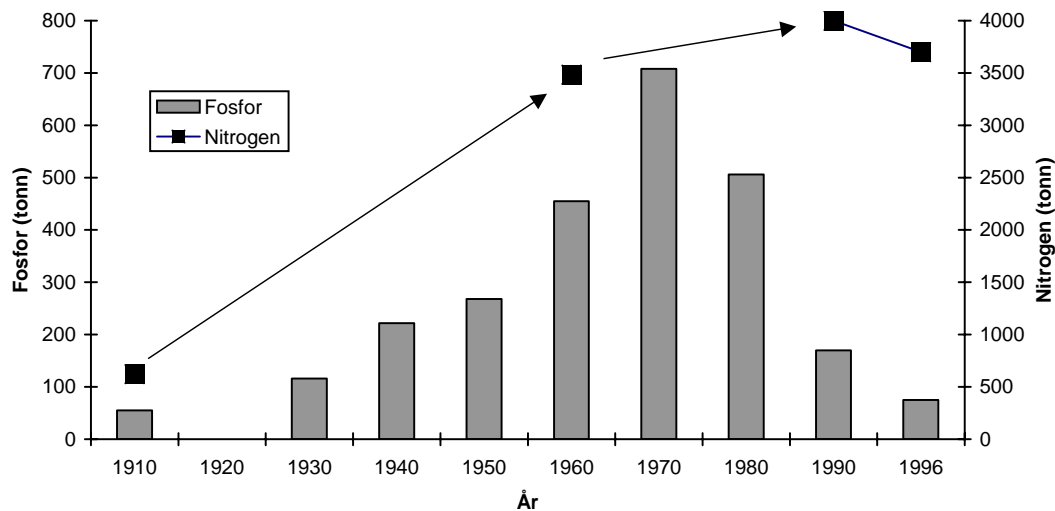
### 3.3 Randbetingelser ytre Oslofjord

Randbetingelsene utenfor Drøbaksterskelen genereres av modellen som tidsserier for vannstand og vertikalprofiler av saltholdighet, temperatur og næringsstoffer og organisk stoff. Her brukes den samme beskrivelsen som ble brukt av de opprinnelige simuleringene for indre Oslofjord. Grunnlaget er en statistisk beskrivelse på månedsbasis. Detaljene er beskrevet i Bjerkgeng (1994c). Beskrivelsen er litt modifisert, ved at øvre grense for saltholdighet i dypvannet er redusert fra 35.0 til 34.8, og det er lagt inn en nedre grense for temperaturen avhengig av saltholdigheten i dyplagene basert på et bredere datamateriale.

### 3.4 Tilførsler til indre Oslofjord

Tilførslene av næringssalter og organisk stoff til indre Oslofjord har variert i tidsrommet 1973-97 (Figur 2). Utbygging av renselanlegg har betydd en reduksjon av tilførslene, men også en omfordeling av restutslippene fra overflatelag til dypvann og mellomlag i fjorden. Det har også vært en geografisk omfordeling av utslippene. I 1982 ble VEAS åpnet, og kloakkvann som tidligere ble sluppet ut bl.a. i Bærumsbassenget ledes nå rensert ut på mellomdypt vann i Vestfjorden. Videre ble Festningens renselanlegg avviklet i perioden. I 1997 startet nitrogenrensing ved VEAS fulgt av Nordre Follo.

De inngangsdata for tilførsler som er brukt i denne rapport er nærmere presentert i kap. 5



**Figur 2.** Beregnede tilførsler av fosfor og nitrogen til indre Oslofjord 1910- 1996 (Fra Bergstøl m.fl., 1981, Baalsrud m.fl. 1986, Holtan, 1990 og Nedland, 1997).

## 4. Sammenligningsdata fra resipienten

### 4.1 Generelt for indre Oslofjord.

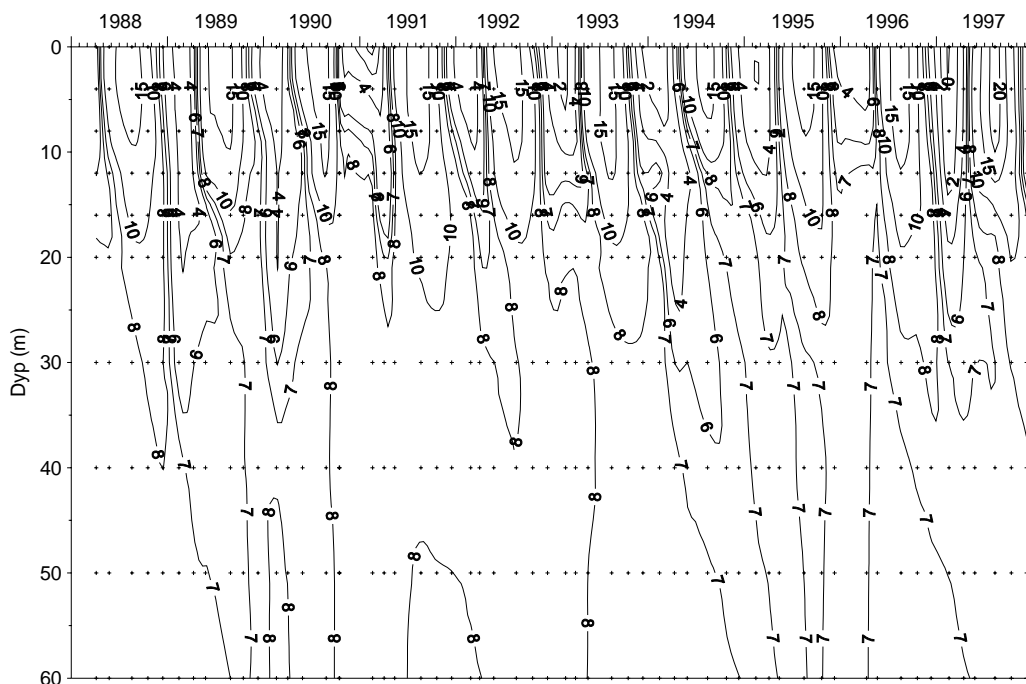
De observasjoner som foreligger fra indre Oslofjord og som kunne være aktuelt å bruke for å sammenligne med modellresultater, strekker seg over en periode hvor det er gjort større endringer i tilførsler og utslippsfordelinger i fjorden (kap 3.4). I denne rapport er det valgt observasjoner i tidsrommet 1987/88 til 1997/98 fra overvåkingsprogrammet som finansieres av Fagrådet for vann- og avløps-teknisk samarbeid i indre Oslofjord. Ettersom modellresultatene gir variasjoner ved konstant klima over en periode på 20 år (med en gjentatt 4-års syklus), og til dels med inngangsdata som genereres på et statistisk grunnlag, vil bare en statistisk sammenligning med observasjoner være meningsfull. To

problemer oppstår ved en slik sammenligning. Det kan være variasjoner i de ytre randbetingelser dvs. klimavariasjoner som ikke er tatt hensyn til i modellen (samme klima er brukt for alle kjøring) og variasjoner i tilførsler. Begge problemer er relevante for perioden 1987-98, men spesielt er klimavariasjonene mest problematiske, i det en rekke år med meget milde vintre ligger i observasjonsperioden. Forandringer i tilførsler er derimot et mindre problem i det lite er gjort av tiltak i perioden. Riktignok inngår to år med ekstra store tilførsler (1994 og 1995), som bar preg av store overløp fra Bekkelagets rensedistrikt, men også med klar påvirkning på fjorden i 1995 som følge av storflommen i Glomma og andre elver i Østlandsområdet. Med dette i mente vil det selvfølgelig måtte bli tolerert avvik mellom statistikken for observasjonene fra fjorden og resultatene fra modellene.

## 4.2 Bekkelagsbassengets hydrografi.

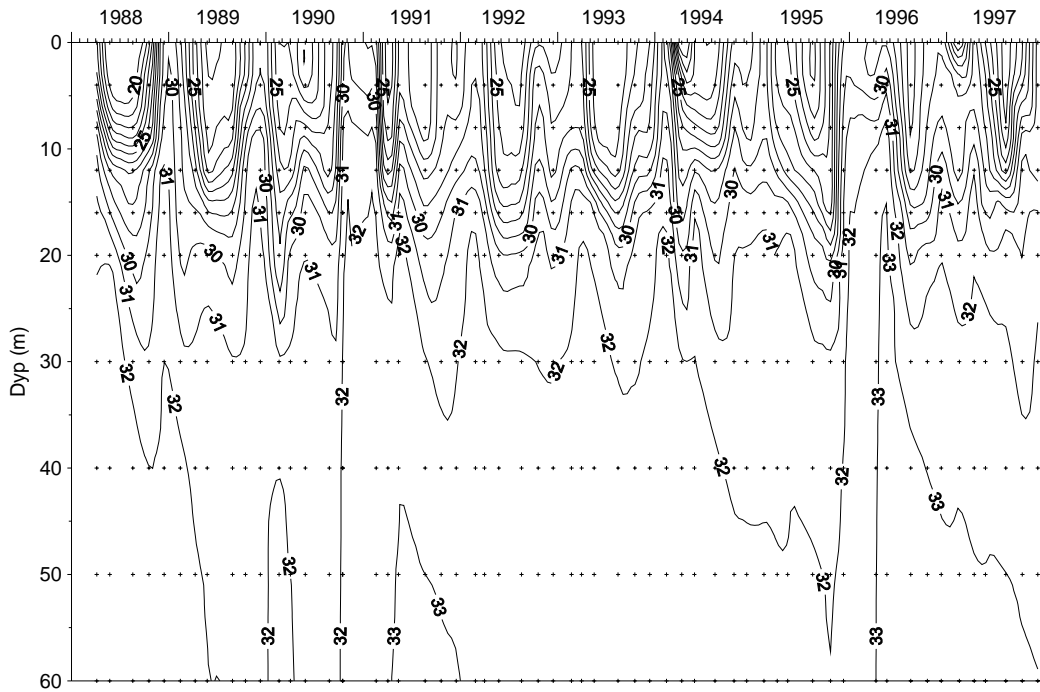
For en detaljert beskrivelse av Bekkelagsbassengets hydrografi og hydrokjemii henvises til Andersen (1968). De generelle hydrografiske forhold og oksygenforholdene er beskrevet i **Figur 3 - Figur 5**.

Bassenget er intermittent anoksisk fra ca. 40 meters dyp til bunn, dvs. dypvannet er vekselvis oksisk og anoksisk. Anoksiske forhold dominerer i tid, og oksiske forhold forekommer i perioder etter en dypvannsfornyelse. Normalt inntreffer en dypvannsfornyelse ca. 1 gang pr. år i perioden desember til april. Etter en dypvannsfornyelse vil det gå ca. 6 – 8 måneder til det på ny dannes hydrogensulfidholdig vann, avhengig av hvor mye oksygen som ble tilført dypvannet ved fornyelsen.

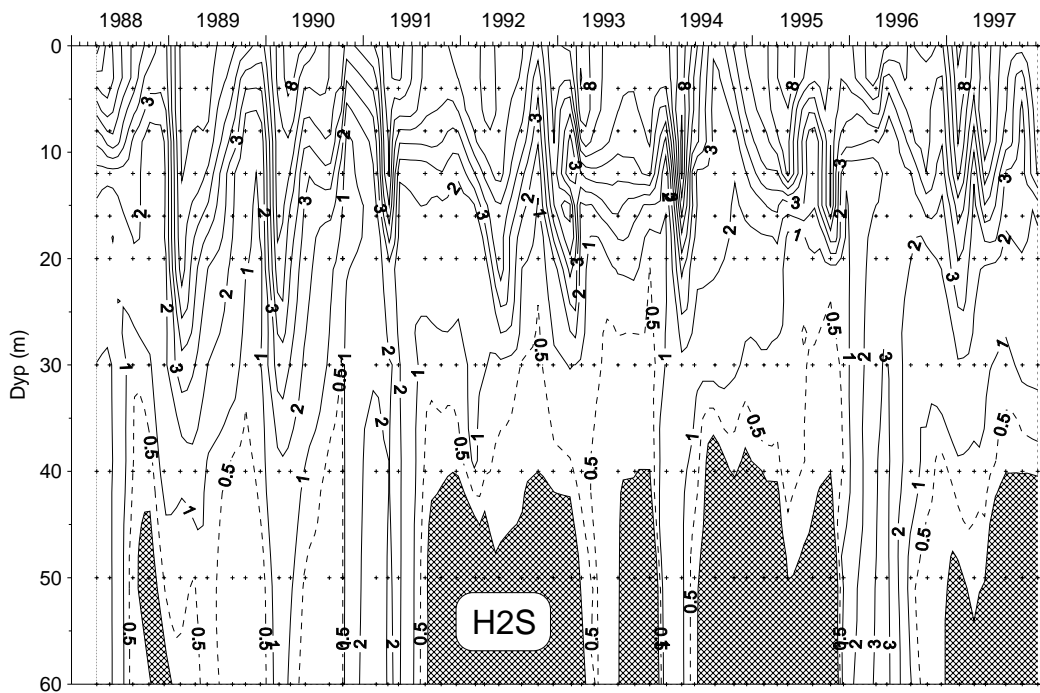


**Figur 3.** Temperaturen i Bekkelagsbassenget (Cq 1) 1988-97.





Figur 4. Saltholdigheten i Bekkelagsbassenget (Cq 1) 1988.97.

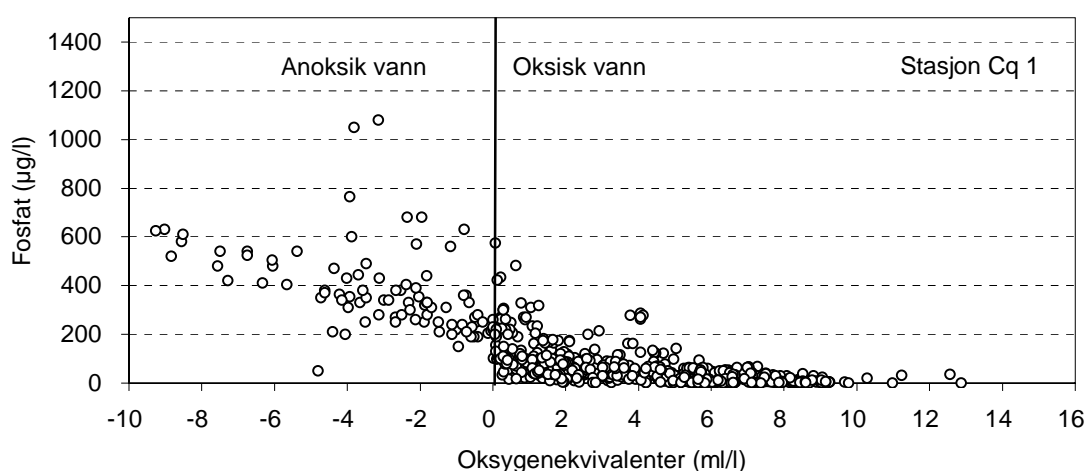


Figur 5. Oksygen/hydrogensulfid i Bekkelagsbassenget (Cq 1) 1988-97.

I de hydrogensulfidholdige vannmassene vil det ikke være noe grunnlag for normalt marint liv. Sedimentene er anoksiske og bunnfauna mangler (Koniczny, 1994 og Olsgard, 1995). Høyere opp i vannmassen er også oksygenkonsentrasjonen til tider meget lav, hvilket indirekte har fått som følge fiskedød i området når vann med lavt oksygeninnhold eller med hydrogensulfid strømmer opp mot overflaten i forbindelse med vannfornyelser (Magnusson m.fl., 1996).

Andre effekter av anoksiske forhold er at næringssalter (spesielt fosfor) utløses fra sedimentet og tilføres vannmassene (Figur 6).

Forekomsten av hydrogensulfidholdige vannmasser i Bekkelagsbassenget kan også ha negative konsekvenser for Bunnefjorden. Hydrogensulfidholdig vann fra Bekkelagsbassenget kan strømme ut på mellomnivåer i Bunnefjorden. Dette er observert og beskrevet av Andersen (1968). Ettersom 2 mol hydrogensulfid er ekvivalent med 1 mol oksygen, ville en forflytning av alt dypvann fra Bekkelagsbassenget til Bunnefjorden i teorien kunne forårsake et totalforbruk av alt oksygen under 90 meters dyp i Bunnefjorden (Andersen, 1968). At det skjer en utstrømning av hydrogensulfidholdig dypvann fra Bekkelagsbassenget til Bunnefjorden i den dypeste rennen vest Malmøykalven ble også konfirmert av Braaten (1968) som observerte råtne sedimenter i den dypeste delen av rennen og ut i Bunnefjorden. En begrensning i forekomsten av råtne vannmasser i Bekkelagsbassenget vil således kunne ha stor betydning ikke bare for de lokale forholdene.



**Figur 6.** Fosfatkonsentrasjonen på ulike dyp i Bekkelagsbassenget (Cq 1) plottet mot oksygenekvivalenter. Data fra enkelte år i tidsrommet 1962-84.

## 5. Bruk av tilførselsdata i modellkjøringene

### 5.1 Tilførselsberegninger brukt i tidligere modellkjøringene for indre Oslofjord

Tilførsler er beskrevet som en variant av de tilførslene som ble brukt i de opprinnelige modellkjøringene for indre Oslofjord (Bjerkeng 1994a). De tilførslene som da ble anslått pr. år for perioden 1987 - 1991 er vist i **tabell 1**.

**Tabell 1** Beregnede tilførsler av nitrogen, fosfor og karbon til indre Oslofjord de seneste år delt opp på ulike typer av kilder, på basis av data for 1987-1991.

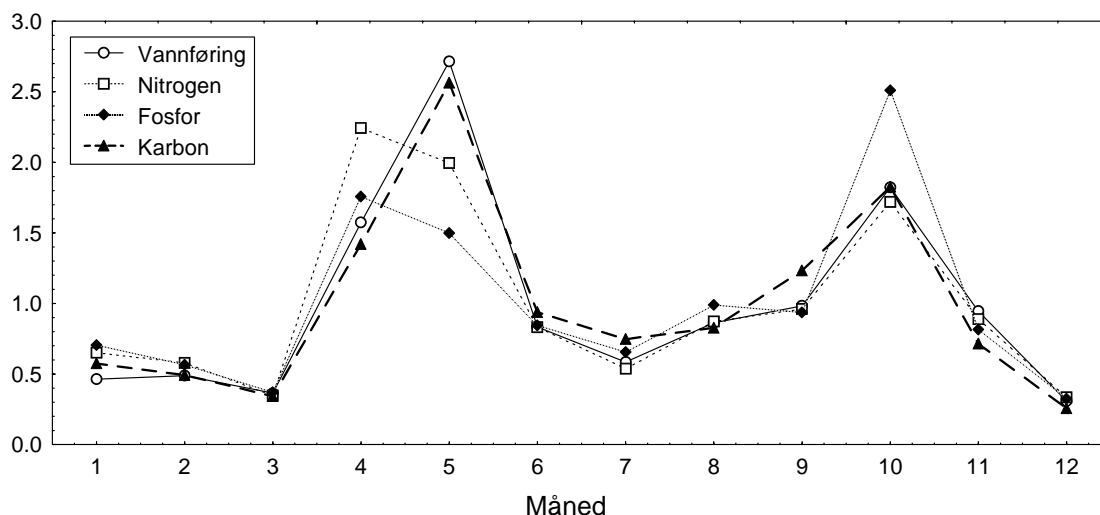
Tall i kursiv ble helt eller delvis anslått ved omregning fra andre kilder.

		Vannføring	N	P	TOC
		mill m <sup>3</sup> /år	tonn/år	tonn/år	tonn/år
<b>Bunnefjorden:</b>					
Dykket	Bekkelaget R.A. (1987-88)	31	732	18	911
utslipp	Andre renseanlegg (1987-88)	5.5	66	1.6	76
Overflate- utslipp	Overløp Bekkelaget 1987-88	5	88	11.0	230
	Vassdrag, målestasjoner	368	366	24.9	1892
	Nedenfor målestasjoner	107	106	10	551
	Direkte på overflaten		57	2.4	
<b>SUM</b>		<b>517</b>	<b>1415</b>	<b>64</b>	<b>3660</b>
<b>Vestfjorden:</b>					
Dykket	VEAS (1989-91)	127	1721	12	2081
utslipp	Andre renseanlegg (1988)	2.01	29	0.66	32
Overflate- utslipp	Overløp VEAS (1990-91)	1.42	24	4.1	61
	Vassdrag, målestasjoner	359	420	18.2	1961
	Nedenfor målestasjoner	89	104	9	484
	Direkte på overflaten		133	5.6	
<b>SUM</b>		<b>577</b>	<b>2430</b>	<b>50</b>	<b>4619</b>
<b>Samlet for hele indre Oslofjord</b>		<b>1095</b>	<b>3845</b>	<b>117</b>	<b>8279</b>

Utslipet fra Bekkelaget var her klassifisert som dykket utslipp, og lagt inn i modellen med det eksisterende tunnelutslippet på 24 m dyp med sjøvannsinnblanding. I modellsimuleringene ble tilførslene beskrevet som fordelt på 4 kilder:

Bunnefjorden	Bekkelaget RA + andre dykkede utslipp.
	Utslipp til overflaten, via vassdrag, overløp, direkte flateavrenning og nedbør på vannoverflaten
Vestfjorden	VEAS + andre dykkede utslipp
	Utslipp til overflaten, via vassdrag, overløp, direkte flateavrenning og nedbør på vannoverflaten

Tilførslene til Lysakerfjorden ble fordelt med halvparten til Vestfjorden og halvparten til Bunnefjorden. Tilførslene fra rensanlegg ble regnet som konstante over året, mens overflatetilførslene var lagt inn med variasjon fra måned til måned ut fra data for vassdragene. Årstidsprofilen som ble brukt i 1994 er vist i **figur 7**.



**Figur 7.** Årsvariasjonen i vannføring og tilførsler fra vassdrag til indre Oslofjord, som faktor relativt til årsmiddelet, basert på data for 1987-88. Fra Bjerkeng (1994a).

Overløp ble ikke eksplisitt tatt med som variabel kilde ut fra selvstendige data, men modellert med en årstidsvariasjon som følger variasjonen i vassdragene. Det ble vurdert til å gi en for jevn fordeling over året, men det manglet datagrunnlag for å gjøre en bedre beskrivelse.

## 5.2 Sammenligning med estimater for 1996

Nedland (1997) og Nedland og Thorsen (1998) har estimert tilførsler til indre Oslofjord for året 1996. Tabell 2 sammenligner disse estimatene med de som ble beregnet i Bjerkeng (1994a). Totalt nitrogenutslipp er omtrent det samme, men fordelt annerledes, med større utslipp fra Bekkelaget og mindre fra VEAS. Samlet utslipp av nitrogen via vassdrag og overløp er omtrent det samme, men fordelt med en større andel til Vestfjorden. For fosfor er de nyeste estimatene generelt lavere. For karbon er endringen i utslipp fra rensanleggene omtrent parallell med endringen i N-utslipp, mens estimert utslipp via vassdrag er mye lavere for 1996 enn for 1987-88.

Det økte utslippet fra Bekkelaget rensanlegg av N og TOC kan dels skyldes økt tilføring av vann (se kap. 5.3). Utslippet av P er likevel sterkt redusert, antagelig en reell nedgang pga. bedre rensing. Reduksjonen i utslipps-estimatet for VEAS med 10-30 % skyldes sannsynligvis prosessforbedringer.

For overflatetilførslene, som også inkluderer overløp, er altså anslagene stort sett 20-50 % lavere for 1996 enn for 1987-88. Bare for nitrogen til overflatelaget av Vestfjorden er 1996-estimatet høyere. Spesielt for tilførslene via vassdrag kan forskjellene skyldes "tilfeldige" og midlertidige forskjeller mellom tidsperiodene, f.eks. knyttet til varierende nedbør- og avrenningsmønster fra år til år, eller

forskjeller i beregningsmetoder. Det siste kan kanskje spesielt være tilfelle for C, som for mange vassdrag må helt eller delvis anslås pga. at det ikke er målt.

**Tabell 2.** Sammenligning mellom estimerte totaltilførsler til indre Oslofjord fra NIVA for ca. 1990 (Bjerkeng 1994a) og for 1996 fra Nedland og Thoresen (1998).

	N tonn/år		P tonn/år		TOC tonn/år	
	NIVA ca.1990	Nedland (1997) for 1996	NIVA ca. 1990	Nedland (1997) for 1996	NIVA ca.1990	Nedland (1997) for 1996
<b>Bunnefjorden, indre havn og Bekkelagsbassenget:</b>						
Fra renseanlegg, (inkl. Bekkelaget)	798	1244	19.6	10.1	987	1392
Til overflaten	617	506	48.3	27.3	2673	1210
<b>Vestfjorden:</b>						
Fra renseanlegg, i hovedsak VEAS	1750	1230	12.7	11.3	2113	1786
Til overflaten	681	902	36.9	27.1	2506	1842
<b>SUM</b>	<b>3846</b>	<b>3882</b>	<b>117</b>	<b>75.7</b>	<b>8279</b>	<b>6230</b>

Utslipp til Lysakerfjorden er i denne tabellen likt fordelt på Bunnefjorden og Vestfjorden.

I tabell 3 er tilførsler via vassdrag i Oslo beregnet av Nedland (1997) for 1996 sammenlignet med tilsvarende tall fra Bjerkeng (1994a) basert på data for 1987-88. Nitrogen tilførselen er omtrent den samme, mens Nedlands anslag for tilførsler av fosfor og organisk stoff ca. 60 % lavere enn estimatene fra 1987-88. Imidlertid er også vannføringene ca 60 % lavere, så det er mulig at forskjellen til dels kan skyldes mindre vannføring, og derved mindre naturlig avrenning dette året, og ikke noen reell langsiktig nedgang. Nitrogenutslippet endres mye mindre enn vannføringen. Forskjeller i beregningsmetodikk burde ikke komme inn i bildet, siden det måles hyppig og jevnt gjennom hele året i disse vassdragene.

En tilsvarende sammenligning for vassdragene i Asker og Bærum er vist i tabell 4. Vannføringen i Øverlandselva for 1996 virker alt for lav, men ellers ser det ut til at tilførslene heller er litt høyere for 1996 enn anslått for 1987-88. Grunnlaget for sammenligningen er imidlertid usikkert, fordi det bare finnes data for noen få uker i året. I Bjerkeng (1994a) er års-estimatet justert for dette ut fra sammenligning med andre vassdrag hvor det er mer komplette data; det er ikke oppgitt noe om hvordan det er gjort i Nedland (1997).

Alt i alt er det ikke spesiell grunn til å anta at det har vært noen stor reell nedgang i tilførsler via vassdrag i perioden, men siden de lavere 1996-estimatene kan være like representative som 1988-estimatene er det likevel valgt å redusere alle tilførsler via vassdrag med en faktor 0.8 for fremtids-scenariene i forhold til det som er brukt tidligere, og i forhold til det som også i denne rapporten er brukt som 1988-situasjonen.

**Tabell 3.** Sammenligning mellom estimerte tilførsler via vassdrag i Oslo, fra Bjerkeng (1994a) og Nedland og Thoresen (1998)

		Vannføring	Nitrogen	Fosfor	Organisk karbon
		mill m <sup>3</sup>	tonn	tonn	tonn
Bjerkeng (1994a) (omregnet fra m <sup>3</sup> /s og kg/d):	Ljanselva	25	37	2.2	183
	Loelva	45	86	7.7	258
	Akerselva (med Hovinbekken <sup>1</sup> )	117	54	4.6	503
	Frognerbekken	18	26	2.2	79
	Hofselva	10	16	1.6	56
	Merradalsbekken	4	9.9	0.9	23
	Lysakerelva	102	57	3.1	533
	<b>SUM</b>	<b>321</b>	<b>285</b>	<b>22.2</b>	<b>1635</b>
Nedland og Thoresen (1998)	Ljanselva	10	21	0.7	61
	Alna (Loelva)	39	108	5.4	210
	Akerselva og Hovinbekken <sup>1</sup>	33	42	3.93	167
	Frognerbekken	13	19	0.7	43
	Hofselva	7.2	15	0.75	34
	Merradalsbekken	2.4	6	0.35	12
	Lysakerelva	91	68	2	440
	<b>SUM</b>	<b>196</b>	<b>279</b>	<b>13.8</b>	<b>967</b>
<i>Forholdstall:</i>	<i>Ljanselva</i>	<i>0.41</i>	<i>0.58</i>	<i>0.33</i>	<i>0.33</i>
	<i>Alna (Loelva)</i>	<i>0.87</i>	<i>1.26</i>	<i>0.71</i>	<i>0.82</i>
	<i>Akerselva og Hovinbekken<sup>1</sup></i>	<i>0.28</i>	<i>0.77</i>	<i>0.85</i>	<i>0.33</i>
	<i>Frognerbekken</i>	<i>0.71</i>	<i>0.72</i>	<i>0.33</i>	<i>0.54</i>
	<i>Hofselva</i>	<i>0.71</i>	<i>0.94</i>	<i>0.47</i>	<i>0.61</i>
	<i>Merradalsbekken</i>	<i>0.59</i>	<i>0.61</i>	<i>0.38</i>	<i>0.51</i>
	<i>Lysakerelva</i>	<i>0.90</i>	<i>1.20</i>	<i>0.65</i>	<i>0.83</i>
	<b><i>SUM</i></b>	<b><i>0.61</i></b>	<b><i>0.98</i></b>	<b><i>0.62</i></b>	<b><i>0.59</i></b>

**Tabell 4.** Sammenligning mellom estimerte tilførsler via vassdrag i Asker og Bærum av Bjerkeng (1994a) og Nedland og Thoresen (1998)

	Øverlandselva			Sandvikselva		
	Vannføring (m <sup>3</sup> /s)	N kg/d	P kg/d	Vannføring (m <sup>3</sup> /s)	N kg/d	P kg/d
Bjerkeng (1994a):	19	31	1.7	173	180	7.4
Nedland og Thoresen (1998):	1.3	29	2.5	312	379	8.4
<i>Forholdstall</i>	<i>0.07</i>	<i>0.95</i>	<i>1.44</i>	<i>1.80</i>	<i>2.11</i>	<i>1.13</i>

<sup>1</sup> I data fra 1987-88 var avrenningen fra Akerselva angitt å være målt nederst i elva, og antas å omfatte avrenningen fra Hovinbekken, mens det i Aquateams rapport er skilt mellom Akerelva og Hovinbekken.

### 5.3 Bekkelaget renseanlegg, historisk utvikling, fremtidig utslippssituasjon

Det primære i denne rapporten er å vurdere direkte og indirekte virkning av utslippet fra Bekkelaget, og det er først og fremst disse tilførslene det er viktig å behandle grundig. Tidsutviklingen for utslippene er vist i tabell 5.

**Tabell 5.** Tidsutvikling for utslipp fra Bekkelaget renseanlegg.

Kilde	Tidsrom	Vannføring til tunnel	Vannføring til renseanlegget	P	N	TOC	BOF <sub>7</sub>	
		mill m <sup>3</sup> /år	mill m <sup>3</sup> /år	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år	
Bjerkeng (1994a)	1987-1988		31	18	73	911		
Årsrapport 1997 og 'Contractual Objectives' for Bekkelaget Renseanlegg	1993		38.5	11.5	965	893	977	
	1994	54 <sup>‡</sup>	38.8	10.4	854	824	767	
	1995		34.8	4.6	807	858	897	
	1996		44.7	43.9	8.9	1123	1243	1618 <sup>§</sup>
	1997		40.2	39.4	5.4	1076	1143	1419 <sup>§</sup>

<sup>‡</sup> Tallet gjelder 15.4.1994 til 14.4.1995, i følge 'Contractual Objectives' for Bekkelaget (OVA 1998).

<sup>§</sup> Verdier beregnet ut fra angitt rense-effekt for BOF<sub>7</sub> i årsrapporten, siden rapporterte utslippstall synes å være feilaktige for BOF<sub>7</sub>.

Siden 1987-88, som de opprinnelige modellsimuleringene for indre Oslofjord gjaldt for (Bjerkeng 1994a), har vannmengden gjennom anlegget økt med anslagsvis 30 %, og det har vært en omtrent tilsvarende økning i utslipp av N og organisk stoff. For P har det skjedd en vesentlig bedring, i det utslippene er redusert med 70 %. Bekkelaget renseanlegg tilføres i dag (1993-1997) 35 - 44 mill m<sup>3</sup> årlig, dvs. 1.1 - 1.4 m<sup>3</sup>/s i gjennomsnitt i følge årsrapporten for 1997 (OVA 1998).

Etter den ombyggingen som nå pågår, skal Bekkelaget renseanlegg ha kapasitet til å behandle en vannmengde på 3.0 m<sup>3</sup>/s. Tørrværsavrenningen vil være ca. 1.5 m<sup>3</sup>/s. Det skal være fullrensing (kjemisk + biologisk) opp til en vannføring på 1.7 m<sup>3</sup>/s. Overskytende vannmengde skal ha kjemisk rensing opp til en total vannføring på 3.0 m<sup>3</sup>/s. Når samlet vannføring overstiger denne grensen, vil resten gå ut i overløp gjennom det eksisterende vanninntaket på 24 m dyp.

I følge vannfordelingskurve (*Contractual Objectives* BRA) ble hele tunnelsystemet, inkludert Kværneroverløpet, i perioden 15.4.1994-14.4.1995 tilført i gjennomsnitt ca. 1.7 m<sup>3</sup>/s, dvs. ca. 54 mill m<sup>3</sup> på et år. Kapasitetsgrensene på hhv. 1.7 og 3.0 m<sup>3</sup>/s ble i denne perioden overskredet i hhv. 40 % og 5 % av tiden. Det som ville gå i overløp med en grense på 3.0 m<sup>3</sup>/s representerer ca. 1 % av årsvannføringen. I årene 1996 og 1997 var samlet vannføring 20-30 % lavere enn det som er angitt for april 1994 til april 1995, og et overløp ut over en grense 3.0 m<sup>3</sup>/s antagelig derfor tilsvarende mindre i bruk. I følge kravene skal overløp utgjøre mindre enn 2 % av total belastning på årsbasis.

Totalt utslipp kan beskrives som bestående av tre komponenter, vist i tabell 6 nedenfor. Gjennomsnittskvaliteten på råvannet er angitt øverst i tabellen. Konsentrasjonen i overløpet er ikke angitt direkte i 'Contractual Objectives'. I tabell 7 er det satt inn tall for konsentrasjon ved ulike vannføringssituasjoner, basert på Figur 4 i 'Contractual Objectives'. Figuren viser hvordan råvannskonsentrasjonene varierer over tid, og det er antatt at episodene med forholdsvis lave konsentrasjoner representerer situasjoner med stor vannføring hvor vann går i overløp.

**Tabell 6.** Variasjon i vannmengde og vannkvalitet fra Bekkelaget renseanlegg ut fra spesifikasjoner for anlegget

			% av tid	Vannmengde (m <sup>3</sup> /s)		Konsentrasjon (mg/l)			Rensegrad (%)		
				Gj.snitt*	Intervall	BOD	P	N	BOD	P	N
Innløp		Råvann gj.snitt		1.75	0.0 - 6.0	120	3.5	32			
Utløp	Diffusor >40 m	1.Fullrenset	100	1.4	0.9 - 1.7	10	0.2	9	93	95	70
		2.Delvis renset	35	0.7	0.0 - 1.3	35	0.3	27	70	90	15
	Overløp 25 m	3.Urenset	5	1.0	0.0 - 3.0	80	2.0	20			
	Gjennomsnitt			1.43		18.6	0.32	14			

\* Gjennomsnitt i vannføringen for de tre komponentene gjelder over den tiden komponenten finnes, og er anslått ut fra varighetskurven. Gjennomsnitt for råvannet blir en vektet sum av de tre gjennomsnittene, vektet med den andel av tiden komponenten forekommer.

Vannføringen vil variere over tid, både på kort og lang sikt. Data for september 1994 til september 1996 (*Contractual Objectives*) viser årstidsvariasjon med en topp på 1.3 - 1.5 m<sup>3</sup>/s i februar til april og et minimum rundt 0.9 - 1 m<sup>3</sup>/s i juli og august. På toppen av dette er det en tilfeldig variasjon fra måned til måned på ca. 10 %. Variasjonen over døgnet ligger typisk mellom 80 og 115 % av døgngjennomsnittet. I modellen er årstidsvariasjonen lagt inn som en tabell med månedsmidler. Tabell 7 viser de relative variasjoner i utslippsdata fra Bekkelaget som er lagt inn i modellkjøringene. De vannføringene som er vist her gjelder situasjonen i dag, og antatt ved fremtidige scenarier, mens stofftransporten er beregnet ut fra de angitte konsentrasjonene som en illustrasjon. Vannføringen rundt 1988 var som nevnt en del lavere, og det er 1988-situasjonen som er brukt som utgangspunkt for scenariene. Dette er nærmere beskrevet i kap. 5.5.

**Tabell 7.** Årstidsvariasjon for vannføring fra Bekkelaget via diffusor som er brukt i modellkjøringene

		J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	gj. snitt:
Q	m3/s	1.5	1.65	1.75	1.9	1.5	1.4	1.25	1.1	1.25	1.4	1.45	1.45	1.5
	mg/l	kg/d												tonn/år
P	0.22	29	31	33	36	29	27	24	21	24	27	28	28	10.2
N	9.9	1280	1410	1500	1630	1280	1200	1070	940	1070	1200	1240	1240	458.1
BOD	11	1430	1570	1660	1810	1430	1330	1190	1050	1190	1330	1380	1380	509.5

Renset utslipp fra renseanlegget kommer til å bli ført ut gjennom to parallelle ledninger med 1200 mm diameter eller én ledning med 1600 mm diameter. Utslipet vil skje gjennom en eller to diffusorer med skarpkantede enkle hull. Det er antatt en diffusor med 20 hull og hulldiameter 30 cm, i overensstemmelse med foreløpig diffusordesign utarbeidet av Interconsult Group ASA. Ved maksimal vannføring (3 m<sup>3</sup>/s) vil kontraksjonskoeffisienten være 0.52 - 0.61 for sidehullene, ved normal vannføring rundt 1.5 m<sup>3</sup>/s noe høyere, 0.60 - 0.63. Ved beregningene er det antatt kontraksjonskoeffisient 0.6, dvs. at effektiv strålediameter er ca. 23 cm.



Utslippsdypet kan tenkes fra 40 m og nedover. Følgende alternativer er i utgangspunktet ansett som mest aktuelle av Interconsult Group:

- Konstant utslippsdyp på hhv. 45 m eller 50 m
- Utslippsdyp som varierer fra 40 til 50 m utover langs diffusoren.

Det er i denne rapporten også sett på dypere alternativer (55 og 60 m dyp).

Uansett alternativ kan det være aktuelt å føre noe av vannmengden ned på 60-65 m dyp for å forbedre utskiftningen av bassengvannet under ordinært utslippsdyp i Bekkelagsbassenget. Det er derfor også gjort beregninger hvor hovedmengden slippes ut på 45 eller 50 m dyp, og 10 % av gjennomsnittlig vannmengde ført ned på 60 m dyp.

## 5.4 Struktur på tilførslene (kildene) i modellkjøringene

Modellen er satt opp med tilførsler primært fordelt på følgende kilder:

1. Overflate basseng 1: Oslo havn (elver og overløp Kværner)
2. Overflate basseng 2: Bekkelagsbassenget (elver og overløp)
3. Overflate basseng 3: Bunnefjorden
4. Overflate basseng 4: Vestfjorden m. Bærumsbassenget
5. Bekkelaget RA til basseng 2: Bekkelagsbassenget
6. Andre renseanlegg til basseng 3: Bunnefjorden
7. VEAS og andre renseanlegg til basseng 4: Vestfjorden

For noen scenarier blir 10 % av utslippet fra kilde 5 overført til et eget utslipp nr. 8 ført ut på 60 m dyp Bekkelagsbassenget. Det skal belyse virkningen av å føre noe vann utenom diffusoren og til større dyp, for å bedre sirkulasjonen i Bekkelagsbassenget.

## 5.5 Scenarier

Det er gjort parallelle modellsimuleringer med de scenarier som er vist i tabell 8.

**Tabell 8** Utslippsscenarier som modellen er kjørt for.

	Scenario nr.:	Beskrivelse av utslippsituasjon:
Historisk utslipps-situasjon 1985-90.	0.A.	Utslipp som i de originale kjøringene, med utslipp fra Bekkelaget via tunnel på 24 m dyp med sjøvannsinnblanding i forholdet 4:1
Nå-situasjon	0.B	Justert utslippsmengder, ingen endringer i utslippsarrangement.
Fremtidige alternative scenarier med redusert utslipp fra Bekkelaget etter ombygging:	1.A	Alt vann gjennom diffusor på 40 m dyp
	1.B	90 % av vannet ut gjennom diffusor på 40 m dyp, 10 % ført til 60 m gjennom et enkelt hull.
	2.	Alt vann gjennom diffusor på 45 m dyp
	3.A	Alt vann gjennom diffusor på 50 m dyp
	3.B	90 % av vannet ut gjennom diffusor på 50 m dyp, 10 % ført til 60 m gjennom et enkelt hull.
	4.	Alt vann gjennom diffusor på 55 m dyp
	5.	Alt vann gjennom diffusor på 60 m dyp

Bare for den historiske utslippssituasjonen finnes sammenligningsgrunnlag i data fra resipienten. De andre scenariene sammenlignes med den historiske situasjonen og med hverandre for å gi grunnlag for en anbefaling om utslippsdyp.

### 5.5.1 Vannmengder og tilførsler

Beregningene for scenario 0.A. tar utgangspunkt i de tilførslene som ble brukt av Bjerkeng (1994a), og som altså ble antatt å kunne representere perioden 1985-1990. Med den nye oppdelingen i fire bassenger blir tilførslene fordelt som angitt nedenfor, og antas da fortsatt å gjelde for 1985-1990-situasjonen:

- Utslippet til overflaten i hele Bunnefjorden fordeles med 40 % til indre havn, 5 % til Bekkelaget og 55 % til resten av Bunnefjorden. Dette antas å følge omtrent fordelingen i vannføring mellom de tre delene av bassenget, når virkningen av utslippet til Lysakerelva fordeles med 50 % på hhv. Bunnefjorden og Vestfjorden.
- Utslipp fra renseanlegg i Bunnefjorden (samlet vannmengde  $1.0 \text{ m}^3/\text{s}$ ) fordeles med 90 % via Bekkelaget og 10 % til Bunnefjorden via andre renseanlegg. Det legges inn årstidsvariasjon som beskrevet i kapittel 5.3.
- Utslippet til Vestfjorden er i utgangspunktet uendret.

De tilførselstabellene som er brukt i modellkjøringen for dette scenariet er gjengitt i vedlegg B.

For scenario 0.B, som antas å representere en situasjon omkring 1996, gjøres følgende endringer i forhold til 1988-situasjonen:

- Utslipp via elver reduseres generelt med 20 % (kap. 5.2 s.19 ff)
- Utslipp fra Bekkelaget R.A. økes med 50 % på vannmengde (til nåværende mengde  $1.5 \text{ m}^3/\text{s}$ ) og for silikat, og økes med 30 % for mengden av N og C, mens det reduseres med 70 % for P (kap. 5.3 s. 22).
- Utslipp fra VEAS reduseres med 10 % av fosfor, 30 % av nitrogen og 25 % av karbon, mens vannmengden holdes uendret.

For de alternative scenarier etter ombygging av Bekkelaget RA er utslippet derfra av N redusert med 70 % i forhold til 1996 (ca. 40 % i forhold til 1985-1990), og 90 % for C (87 % i forhold til 1985-1990), samtidig som det er lagt inn utslipp fra diffusor i stedet for fra tunnelen på 24 m dyp. Endringene i utslippsarrangementer fremgår av oversikten i tabell 8 s. 24. For disse scenariene er det også lagt inn N-fjerning på VEAS og Nordre Follo (kilde nr. 6 og 7), ved at utslippet av N reduseres med 70 %, og C med 80 % i forhold til 1985-1990, men for disse utslippene er det ikke lagt inn noen endring i utslippsarrangement.

For alle scenariene gjelder at ammonium antas å utgjøre 10 % av N-utslipp fra vassdrag. For renseanleggene antas at 90 % av N-utslipp er ammonium i 1988 og 1996-situasjonene, og 0 % for de andre scenariene med denitrifisering.

## 5.5.2 Temperatur

Temperatur på avløpsvannet fra alle rensanleggene antas å ha den årstidsvariasjonen som er beskrevet i Anleggsavtale for Bekkelaget, Appendiks A2. *Contractual Objectives*, pkt 3.2:

	Jan	Feb	Mars	April	Mai	Jun	Jul	Aug	Sept.	Okt.	Nov.	Des.
°C	7	7	7	7	9	12	14	14	14	12	10	7

Temperaturen i vassdragene er lagt inn med en variasjon som følger lufttemperaturen, med nedre grense på 0 °C, og en faktor 0.8 på temperaturer over dette.

# 6. Resultater

Alle simuleringene er gjort over 20 år med identiske inngangsdata og ut fra felles initialbetingelser. Initialtilstanden er en tilstandsbeskrivelse som er lagret etter i alt ca. 50 års simulering med omtrent 1988-1996-situasjonen. Det er nødvendig for å sikre at modellen har stilt seg inn mht. akkumulering i sedimenter etc. Det vil likevel være en viss tilpasning mot ny situasjon for de ulike scenariene i starten av hver simulering, og det er derfor funnet riktig å se bort fra de første to årene av simuleringen ved vurdering av resultatene.

## 6.1 Modellkjøringer for historiske og nåværende forhold

Sammenligning mellom modellresultater og observasjoner fra fjorden er gjort i tabell 9 - tabell 17. Ut fra observasjoner i tidsrommet 1987/88 til 1997/98, har middelerdi, standardavvik, min- og maks-verdier, samt kvartiler blitt beregnet, sammen med tilsvarende for modellresultater fra de siste 18 år av en 20 års simulering (se ovenfor). Det statistiske kravet er at modellresultatene skal ligge i samme område som observasjonene i nedre- og øvre kvartil, og dernest at middelerdi og standardavvik er rimelige for de ulike variabler.

Tabellene viser at modellen beskriver temperaturforholdene bra. Saltholdigheten i overflatelaget er også rimelig, men saltholdigheten i dypvannet er for høy. Oksygenkonsentrasjonen er rimelig bra, men med for høye verdier på mellomnivåer i Vestfjorden (21 m), Bunnefjorden (21 og 41 meters dyp) og Bekkelagsbassenget (21 og 31 meters dyp), og noe for lave verdier i dypvannet i Vestfjorden.

Disse avvik må forventes å ligge også i de ulike fremtids-scenariene.

**Tabell 9.** Statistisk sammenligning av observerte temperaturer for 1988-98 og 18 års modellsimulerte data. Vestfjorden (Dk 1). Ca. 65 observasjoner, 220 modellresultater.

Observ./ Modell	Dyp (m)	Middel.	St.av.	Min.	Maks.	Nedre kvartil	Øvre kvartil
Obs.	1	8.5	6	-0.7	22.4	3.6	12.5
Modell	1	8.9	7.0	-1.5	22.6	2.8	14.8
Obs.	20	8.1	1.9	2.2	12.8	7	9.2
Modell	21	8.4	1.9	4.8	12.8	6.8	10.0
Obs.	40	7.7	0.9	5.7	10.5	7	8.2
Modell	41	7.6	0.9	5.6	10.2	6.9	8.1
Obs.	50	7.5	0.9	5.7	10.4	6.9	8
Modell	50	7.3	0.7	5.6	10.0	6.8	7.7
Obs.	80	7.4	1	5.6	10.4	6.7	7.8
Modell	80	6.9	0.6	5.4	8.5	6.4	7.4

**Tabell 10.** Statistisk sammenligning av observert saltholdighet 1988-98 og 18 års modellsimulerte data. Vestfjorden (Dk 1). Ca. 65 observasjoner, 220 modellresultater.

Observ./ Modell	Dyp (m)	Middel.	St.av.	Min.	Maks.	Nedre kvartil	Øvre kvartil
Obs.	1	25.6	3.1	18.6	30.7	22.8	27.9
Modell	1	23.7	3.5	14.0	30.9	21.7	26.3
Obs.	20	31.3	0.9	28.9	33.2	30.7	32.0
Modell	21	31.7	0.7	29.4	33.4	31.3	32.2
Obs.	40	32.5	0.5	31.7	33.8	32.1	32.8
Modell	41	33.0	0.6	31.5	34.3	32.7	33.5
Obs.	50	32.7	0.4	31.9	33.9	32.3	32.9
Modell	50	33.6	0.5	32.5	34.6	33.3	33.9
Obs.	80	32.9	0.4	32.1	34.0	32.6	33.2
Modell	80	34.1	0.3	33.3	34.7	33.9	34.4

**Tabell 11.** Statistisk sammenligning av observert oksygen (ml/l) for 1988-98 og 18 års modellsimulerte data. Vestfjorden (Dk 1). Ca. 65 observasjoner, 220 modellresultater.

Observ./ Modell	Dyp (m)	Middel.	St.av.	Min.	Maks.	Nedre kvartil	Øvre kvartil
Obs.	1	6.9	1.2	4.2	11.1	6.1	7.5
Modell	1	6.7	1.3	4.3	10.1	5.8	7.7
Obs.	20	3.0	0.9	1.5	6.5	2.4	3.4
Modell	21	3.5	0.7	1.9	5.8	3.0	4.0
Obs.	40	2.9	1.0	0.9	5.0	2.1	3.7
Modell	41	3.0	0.9	1.2	5.1	2.2	3.8
Obs.	50	3.0	1.2	0.7	5.2	1.9	4.1
Modell	50	2.9	0.9	1.2	4.9	2.2	3.7
Obs.	80	3.3	1.3	0.9	5.5	2.4	4.5
Modell	80	2.7	1.1	0.5	5.3	1.9	3.5

**Tabell 12.** Statistisk sammenligning av observert temperatur for 1988-98 og 18 års modellsimulerte data. Bunnefjorden (Ep 1). Ca. 65 observasjoner, 220 modellresultater.

Observ./ Modell	Dyp (m)	Middel.	St.av.	Min.	Maks.	Nedre kvartil	Øvre kvartil
Obs. Modell	1 1	8.5 8.6	6.1 7.2	-1.5 -1.6	22.9 24.0	3.9 2.1	12.9 14.6
Obs. Modell	20 21	7.4 8.3	1.9 1.5	1.8 5.6	11.3 11.3	6.8 7.0	8.6 9.7
Obs. Modell	40 41	7.6 7.6	0.7 0.8	6.2 5.9	10.0 9.9	7.2 7.0	7.9 8.2
Obs. Modell	50 50	7.1 7.2	0.6 0.6	6.5 6.0	9.7 9.8	7.1 6.9	7.9 7.5
Obs. Modell	80 80	7.1 6.9	0.4 0.4	6.3 6.2	7.9 8.0	6.8 6.6	7.5 7.0
Obs. Modell	100 96	7.0 6.8	0.5 0.4	6.2 6.2	7.7 8.0	6.7 6.5	7.4 7.0

**Tabell 13.** Statistisk sammenligning av observert saltholdighet 1988-98 og 18 års modellsimulerte data. Bunnefjorden (Ep 1). Ca. 65 observasjoner, 220 modellresultater.

Observ./ Modell	Dyp (m)	Middel.	St.av.	Min.	Maks.	Nedre kvartil	Øvre kvartil
Obs. Modell	1 1	25.5 23.6	2.9 3.5	18 14.0	30.5 30.6	23.2 21.6	27.5 26.3
Obs. Modell	20 21	31.0 31.6	1.0 0.8	27.9 27.3	33.0 33.3	30.5 31.2	31.8 32.1
Obs. Modell	40 41	32.3 33.0	0.5 0.6	31.6 31.6	33.3 34.2	31.9 32.7	32.6 33.3
Obs. Modell	50 50	32.6 33.6	0.4 0.4	31.9 32.7	33.5 34.4	32.3 33.3	32.8 33.9
Obs. Modell	80 80	33.0 34.0	0.3 0.2	32.3 33.5	33.6 34.4	32.9 33.8	33.2 34.2
Obs. Modell	100 96	33.1 34.0	0.3 0.2	32.5 33.5	33.6 34.4	32.9 33.9	33.3 34.2

**Tabell 14.** Statistisk sammenligning av observert oksygen 1988-98 og 18 års modellsimulerte data. Bunnefjorden (Ep 1). Ca. 65 observasjoner, 220 modellresultater.

Observ./ Modell	Dyp (m)	Middel.	St.av.	Min.	Maks.	Nedre kvartil	Øvre kvartil
Obs. Modell	1 1	6.8 6.7	1.4 1.4	4.6 3.5	11.4 10.3	5.9 5.7	7.5 7.6
Obs. Modell	20 21	2.1 3.0	1.3 0.7	0.4 1.7	7.2 5.0	1.3 2.5	2.3 3.4
Obs. Modell	40 41	1.3 2.3	0.8 0.7	0.3 0.7	3.5 4.3	0.7 1.7	1.8 2.8
Obs. Modell	50 50	1.5 1.9	0.8 0.7	0.3 0.5	3.7 3.9	0.8 1.2	2.0 2.5
Obs. Modell	80 80	0.7 0.5	1.0 1.2	-0.88 -2.8	3.7 3.9	0.1 0.1	1.1 1.1
Obs. Modell	100 96	0.4 0.3	1.1 1.5	-1.5 -4.3	3.7 4.0	-0.1 0.0	0.7 1.1

**Tabell 15.** Statistisk sammenligning av observert temperatur fra 1987-97 og 18 års modellsimulerte data. Bekkelagsbassenget (Cq 1). Ca. 65 observasjoner, 220 modellresultater.

Observ./ Modell	Dyp (m)	Middel.	St.av.	Min.	Maks.	Nedre kvartil	Øvre kvartil
Obs.	1	10.9	7.2	-0.9	23.6	4.1	17.9
Modell	1	8.5	7.1	-1.6	23.8	2.3	14.2
Obs.	20	7.5	1.7	2.0	10.7	6.8	8.7
Modell	21	8.3	1.5	5.6	11.2	7.0	9.7
Obs.	30	7.5	1.0	5.1	9.4	6.9	8.3
Modell	31	8.0	1.1	5.9	10.5	7.2	8.8
Obs.	40	7.6	0.7	6.2	9.4	7.1	8.1
Modell	41	7.5	0.6	6.2	9.2	7.1	7.9
Obs.	50	7.5	0.6	6.4	9.3	7.0	8.0
Modell	50	7.2	0.4	6.3	8.3	7.0	7.5
Obs.	60	7.5	0.6	6.2	9.3	7.0	7.9
Modell	60	7.2	0.4	6.3	8.3	7.0	7.5

**Tabell 16.** Statistisk sammenligning av observert saltholdighet 1987-97 og 18 års modellsimulerte data. Bekkelagsbassenget (Cq 1). Ca. 65 observasjoner, 220 modellresultater.

Observ./ Modell	Dyp (m)	Middel.	St.av.	Min.	Maks.	Nedre kvartil	Øvre kvartil
Obs.	1	23.8	3.8	15.9	30.4	21.1	26.9
Modell	1	23.9	3.3	14.8	30.5	21.8	26.4
Obs.	20	31.1	1.0	27.9	33.2	30.5	31.8
Modell	21	31.6	1.0	24.5	33.3	31.1	32.1
Obs.	30	32.0	0.5	31.0	33.2	31.5	32.4
Modell	31	32.3	0.6	29.6	33.7	32.0	32.7
Obs.	40	32.3	0.4	31.5	33.3	31.9	32.6
Modell	41	33.0	0.4	32.0	33.9	32.7	33.3
Obs.	50	32.6	0.4	31.8	33.4	32.2	33.0
Modell	50	33.4	0.4	32.4	34.0	33.1	33.7
Obs.	60	32.6	0.4	31.5	33.4	32.3	33.0
Modell	60	33.4	0.4	32.4	34.0	33.2	33.7

**Tabell 17.** Statistisk sammenligning av oksygen (ml/l) 1987-97 og 18 års og modellsimulerte data. Bekkelagsbassenget (Cq 1). Ca. 65 observasjoner, 220 modellresultater.

Observ./ Modell	Dyp (m)	Middel.	St.av.	Min.	Maks.	Nedre kvartil	Øvre kvartil
Obs.	1	6.6	1.5	2.8	10.5	5.7	7.5
Modell	1	6.7	1.4	3.4	10.3	5.7	7.6
Obs.	20	2.0	1.4	0.5	6.9	1.2	2.3
Modell	21	2.9	0.8	1.7	6.0	2.4	3.4
Obs.	30	1.3	0.8	0.2	3.7	0.8	1.7
Modell	31	2.5	0.7	1.1	4.6	1.9	3.0
Obs.	40	0.8	0.8	-0.7	3.2	0.2	1.3
Modell	41	1.3	0.7	0.3	3.2	0.7	1.7
Obs.	50	0.0	1.5	-5.3	3.2	-1.1	0.6
Modell	50	0.1	1.3	-4.3	2.9	-0.3	0.8
Obs.	60	-0.3	1.7	-3.8	3.3	-1.7	0.8
Modell	60	-0.6	2.0	-7.2	3.1	-1.5	0.3

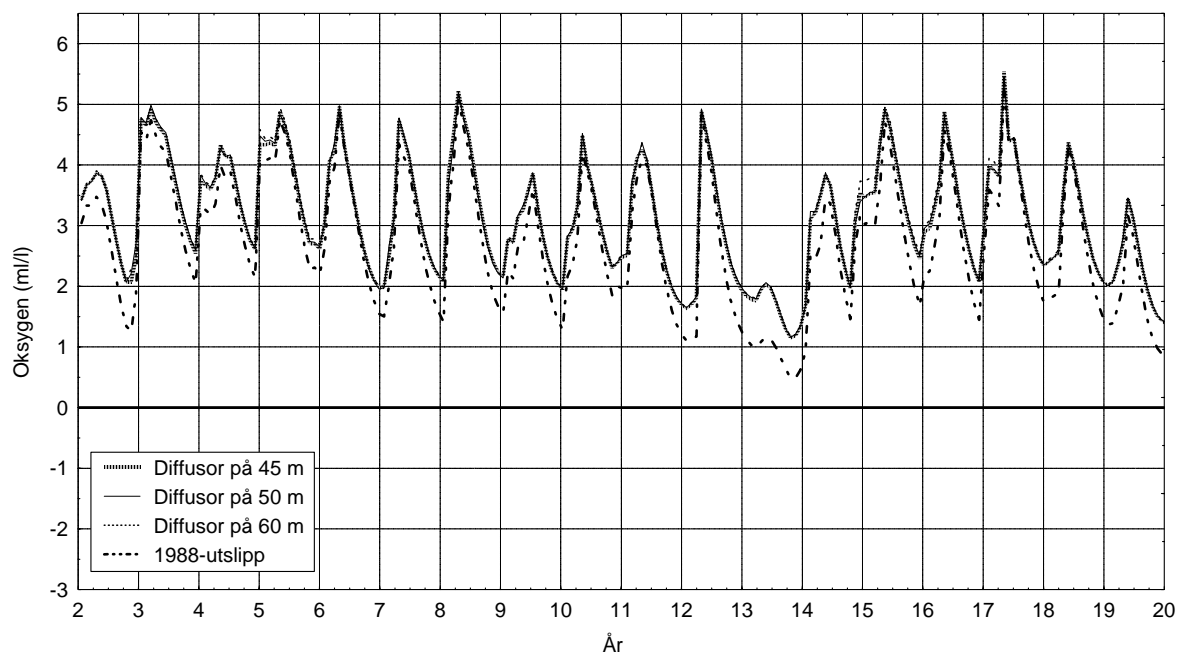
## 6.2 Kjøring av fremtidige alternative scenarier

Modellkjøringene viser svært små endringer i temperatur og saltholdighet i Bunnefjorden og Vestfjorden som følge av dykkingen av Bekkelagsutslippet, og indikerer altså at den fysiske endringen først og fremst skjer lokalt i Bekkelagsbassenget. Når det gjelder oksygen, vil det i følge modellresultatene bli en viss forbedring også i de to hovedbassengene sammenlignet med utslippene pr. 1988 på grunn av reduksjonen i tilførsler, men det har ikke stor betydning for oksygenforholdene i Bunnefjorden og Vestfjorden hvordan diffusorutslippet plasseres i selve Bekkelagsbassenget.

### 6.2.1 Forholdene i Vestfjorden

Scenariene med ulikt utslippsdyp for diffusoren i Bekkelagsbassenget ga ingen vesentlige innbyrdes forskjeller for forholdene i Vestfjorden. Modellkjøringene for ulike diffusoralternativer gir for det meste omtrent identisk resultat, bare i kortere perioder i forbindelse med innstrømninger er det en viss forskjell.

I Vestfjorden viser modellen en forbedring av oksygenforholdene i dypere lag (60-120 m) for alle de fremtidige scenariene sammenlignet med 1988-utslipp. Figur 8 viser resultatene for noen scenarier for oksygen på 80 m dyp i Vestfjorden. Under like klimatiske forhold vil oksygenverdiene i Vestfjorden om høsten kunne øke med rundt 0.8-1.0 ml/l omkring 40-50 m dyp, og med ca. 0.5-0.7 ml/l på 80 meter og dypere som følge av utslippsreduksjonene i forhold til 1988-situasjonen. Dette omfatter forbedret rensing på VEAS, reduserte tilførsler via vassdrag, og ny renseprosess på Bekkelaget, som beskrevet i kap. 5.5.1.



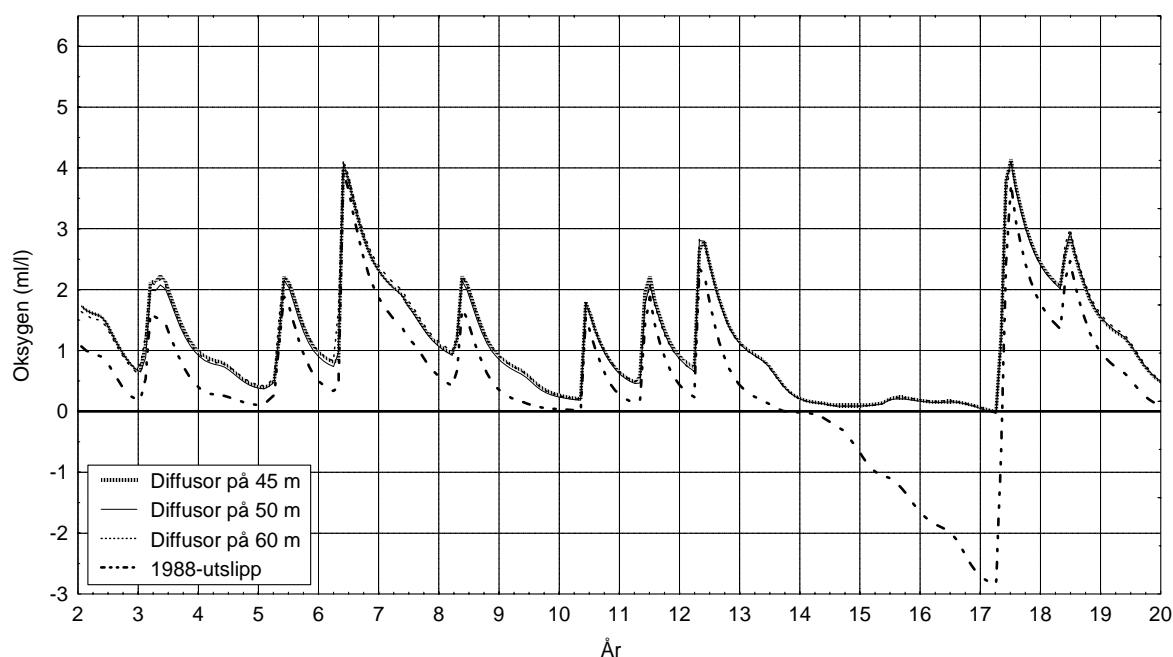
**Figur 8.** Beregnede oksygenkonsentrasjoner på 80 m dyp i Vestfjorden ved ulike utslippsdyp for diffusor i Bekkelagsbassenget, og sammenlignet med 1988-situasjon.

Det er derimot ingen vesentlig forskjell mellom de ulike diffusoralternativene med hensyn til oksygen-situasjonen i Vestfjorden. Både når det gjelder minimumsverdi og nedre kvartil er forskjellene mellom alternativene innenfor ca. 0.1 ml/l. De små forskjellene som antydes, går i hovedsak ut på at utslippsdyp 50 til 60 m i Bekkelagsbassenget gir noe høyere minimumskonsentrasjoner av oksygen på dypvannet i Vestfjorden enn alternativene med utslipp på 40 og 45 m.

## 6.2.2 Forholdene i Bunnefjorden

For Bunnefjorden er bildet mye av det samme som for Vestfjorden. Prognostisert forbedring av oksygensituasjon i forhold til 1988-situasjonen er større enn i Vestfjorden når det gjelder minimumsverdien i løpet av simuleringen, med en økning på ca. 1.0 ml/l rundt 40-50 dyp og over 3 ml/l på 80-120 m dyp. Det innebærer at H<sub>2</sub>S-grensen kan flytte seg ca. 20-30 m dypere ned i vannmassene. Dette er imidlertid knyttet til en enkeltstående periode i simuleringen med H<sub>2</sub>S-utvikling, og en skal ikke legge alt for stor vekt på den. Også i Bunnefjorden tilsier modellresultatene en forbedring, men stort sett er virkningen på oksygenkonsentrasjonen i vannmassene mindre enn i Vestfjorden, f.eks. vil nedre kvartil øke mindre enn i Vestfjorden. Forklaringen på det synes å være at forbedringen får mer utslag i redusert sulfidutvikling i sedimentene, uten at det i samme grad får direkte virkning på oksygenkonsentrasjon i vannmassene. Stort sett viser modellresultatene en reduksjon av gjennomsnittlig sulfidinnhold i sedimentene på dypt vann i Bunnefjorden på ca. 20 % ved overgang fra 1988-situasjon til de fremtidige scenariene. Modellresultatene viser ikke noen markert utvidelse av de oksiske bunnarealene. Dvs. at dypgrensen mellom oksiske og anoksiske sedimenter ser ut til å ligge omtrent uendret, men de anoksiske sedimentene får lavere sulfidinnhold. På dette punktet er modellresultatene kanskje spesielt usikre.

Også i Bunnefjorden er det bare mindre virkning av å variere diffusordyp for Bekkelaget renseanlegg. Forskjellene mellom de beregnede alternativene mht. oksygen i vannmassene ligger stort sett innenfor 0.05 ml/l, både når det gjelder minimumsverdier og nedre kvartil. Forskjellene i minste oksygenkonsentrasjon og nedre kvartil er helt marginale, og neppe av reell betydning. Figur 9 viser resultatene for noen scenarier for oksygen på 80 m dyp i Bunnefjorden. Det er heller ingen merkbare forskjeller mellom de ulike fremtids-scenariene når det gjelder sulfidinnhold i sedimentene i Bunnefjorden.



**Figur 9.** Beregnede oksygenkonsentrasjoner på 80 m dyp i Bunnefjorden ved ulike utslippsdyp for diffusor i Bekkelagsbassenget, og sammenlignet med 1988-situasjon.



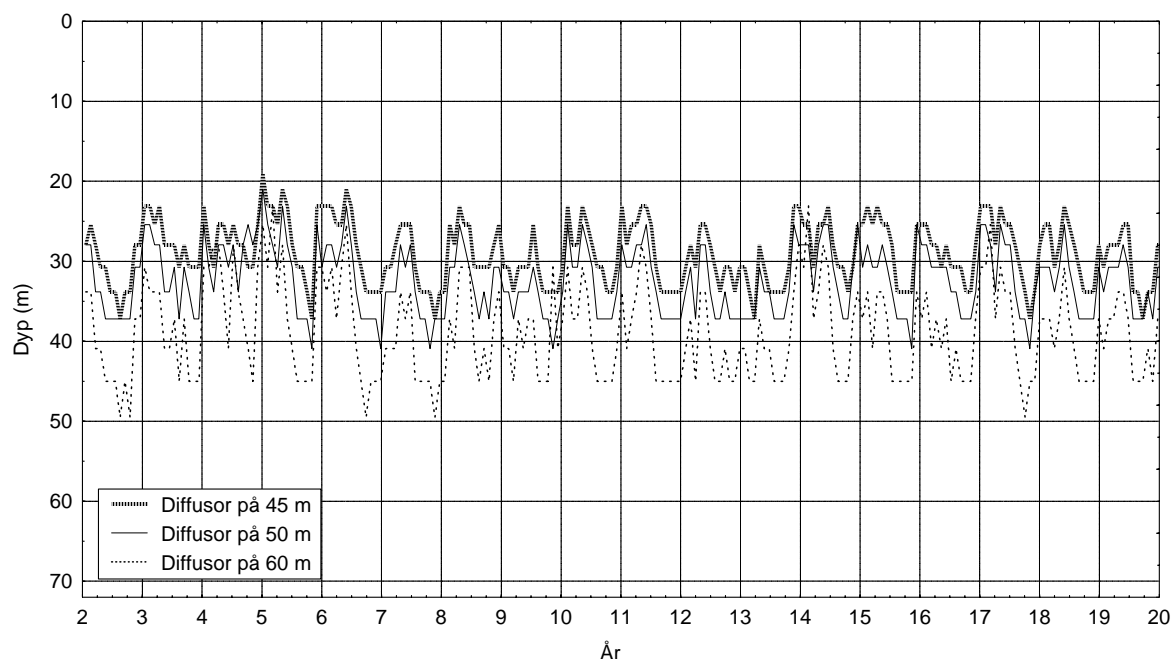
### 6.2.3 Forholdene i Bekkelagsbassenget

Valg av utslippsdyp for diffusoren ved Bekkelaget renseanlegg har virkning på tetthetsforholdene, og vesentlig virkning på oksygenforholdene, lokalt i Bekkelagetsbassenget. Dette er en naturlig følge av at ferskvannsutslippet fra Bekkelaget renseanlegg flyttes dypere ned og bidrar til vertikalsirkulasjon av vannmassene.

Det kan i følge modellresultatene føre til at gjennomsnittlig saltholdighet i overflatelaget i Bekkelagsbassenget øker med opp mot 0.2. I dypvannet avtar gjennomsnittlig saltholdighet noe, og virkningen er større jo dypere diffusoren legges. For vannmassene rundt 40 m dyp reduseres saltholdigheten med opp mot 0.4 til 0.8 hvis hele eller deler av diffusoren plasseres på 50 m eller dypere. Virkningen på vannet i 50-60 m dyp er svakere, og ligger innenfor 0.4, med størst virkning for en diffusor på 60 m.

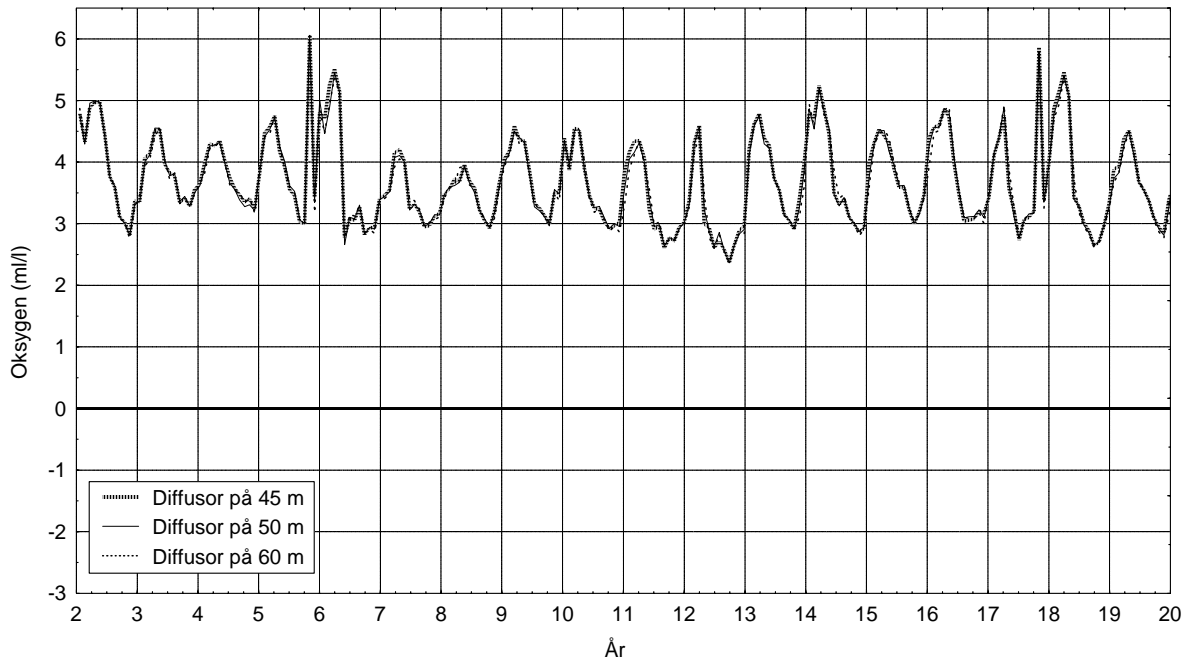
Den lokale vertikale sirkulasjonen av vannmassene viser seg også ved at temperaturen i dypvannet i Bekkelagsbassenget når ca. 1-2.5 °C høyere enn før, med en stigning om høsten når sjiktningen avtar og vertikalblandingen øker.

Figur 10 viser innlagingsdyp som funksjon av tid for de tre hovedalternativene som er brukt (diffusordyp 45, 50 og 60 m)

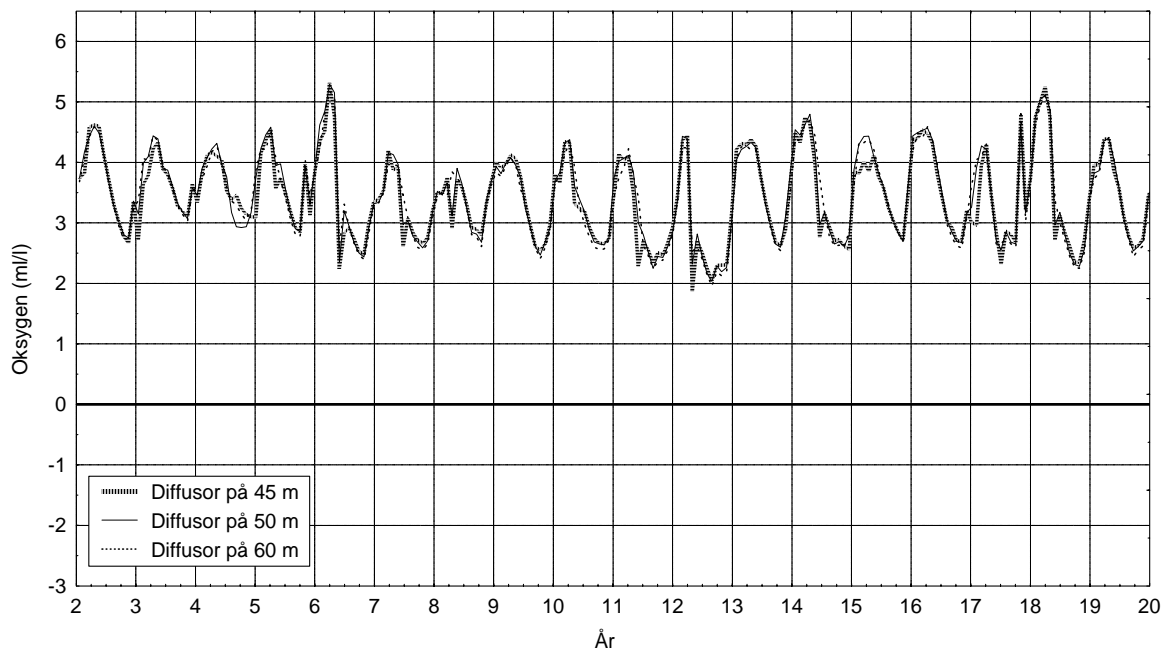


**Figur 10.** Øvre grense for innlagingsdyp for avløpsvann fra Bekkelagets renseanlegg ved utslipp på 45, 50 og 60 meters dyp i følge modellsimuleringen. Figuren viser øvre grense for det laget hvor vannet innlagres, det vil i gjennomsnitt si 1-2 m over senteret i den innlagrede skyen.

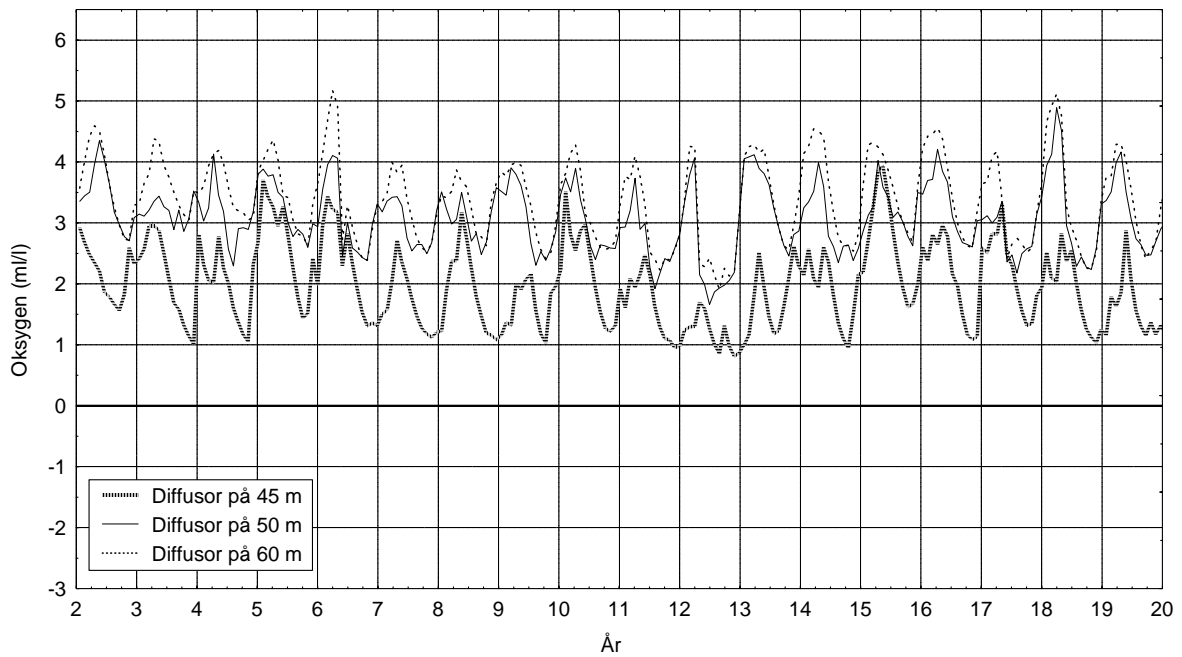
Figur 11 til figur 15 viser beregnede oksygenkonsentrasjoner for noen scenarier på ulike dyp i Bekkelagsbassenget, omtrent fra innlagingsdyp ved utslippsdyp 40 m og ned mot de dypeste partiene.



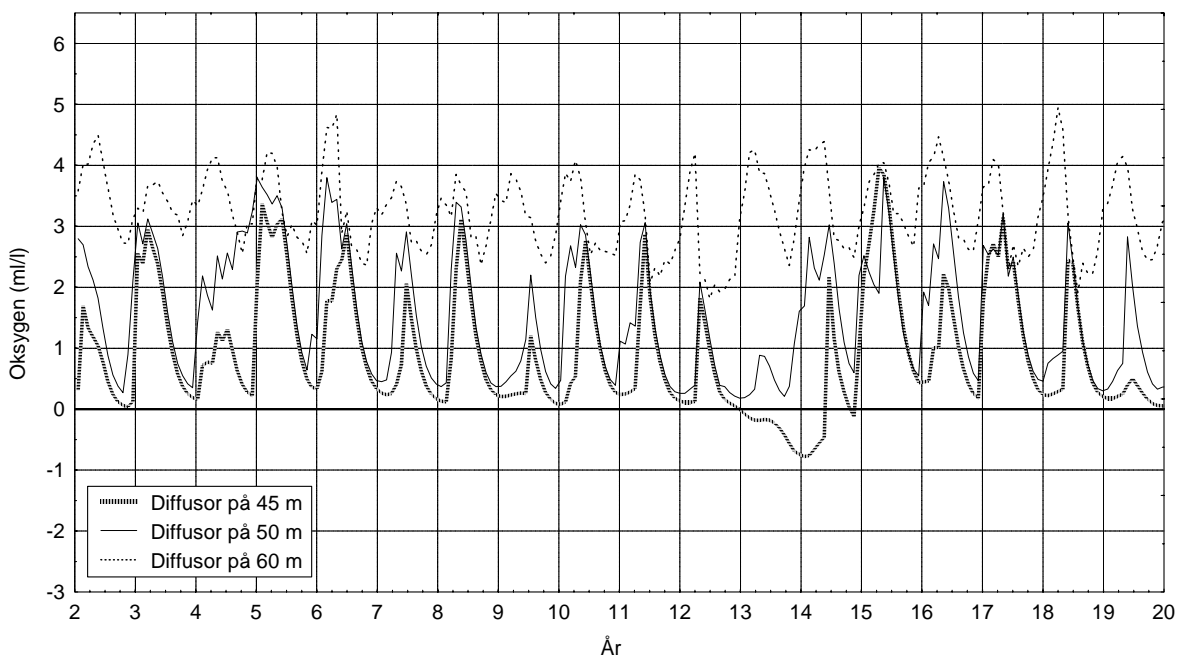
**Figur 11.** Oksygenkonsentrasjonen på 21 meters dyp i Bekkelagsbassenget ved utslipp av avløpsvann fra Bekkelaget rensanlegg på 45, 50 og 60 meters dyp.



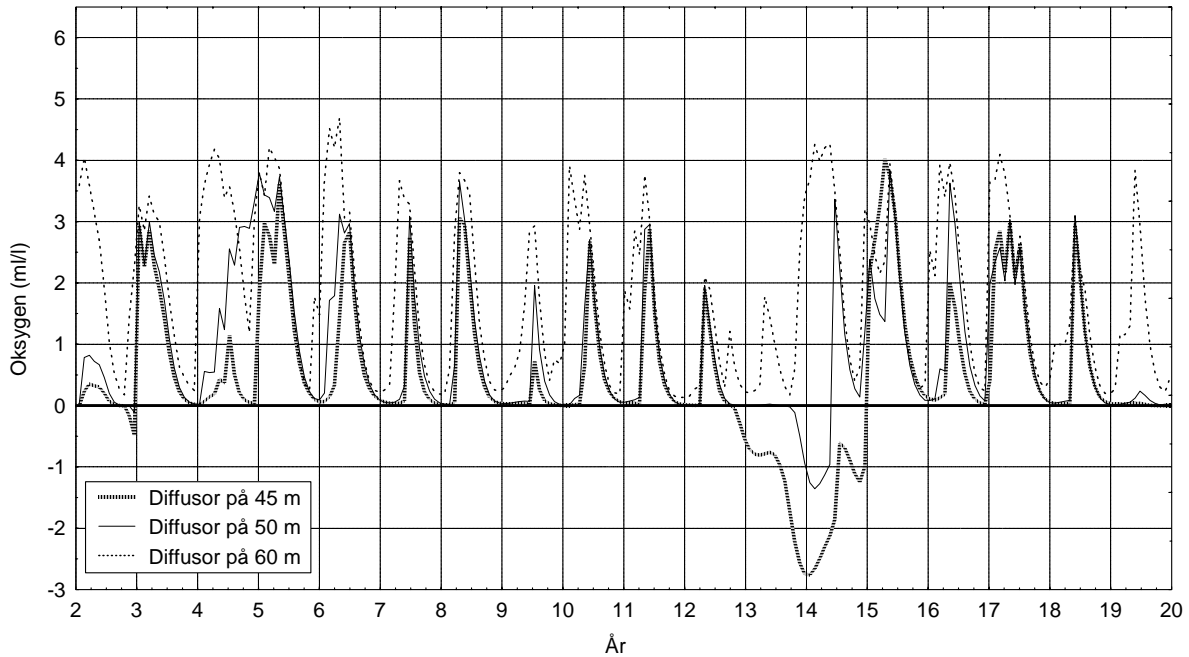
**Figur 12.** Oksygenkonsentrasjonen på 31 meters dyp i Bekkelagsbassenget ved utslipp av avløpsvann fra Bekkelaget rensanlegg på 45, 50 og 60 meters dyp.



**Figur 13.** Oksygenkonsentrasjonen på 41 meters dyp i Bekkelagsbassenget ved utslipp av avløpsvann fra Bekkelaget rensesanlegg på 45, 50 og 60 meters dyp.



**Figur 14.** Oksygenkonsentrasjonen på 50 meters dyp ved utslipp av avløpsvann fra Bekkelaget rensesanlegg på 45, 50 og 60 meters dyp.



**Figur 15.** Oksygenkonsentrasjonen på 60 meters dyp ved utslipp av avløpsvann fra Bekkelaget rensesanlegg på 45, 50 og 60 meters dyp.

Når det gjelder oksygenforholdene i Bekkelagsbassenget, er det bare når i det minste en del av utslippet skjer til 55 eller 60 m dyp at en kan regne med å unngå  $H_2S$ -utvikling i dette bassenget i følge modellkjøringene. Både for utslippsdyp 40, 45 og 50 m gir simuleringen en episode med  $H_2S$  i vannet på 60 m dyp i Bekkelaget, men i mindre mengder jo dypere utslippet er. For disse utslippsdypene kan forekomstene av  $H_2S$  grovt sett bli halvert (gjelder for største konsentrasjon i løpet av 18 år sammenlignet med utslipp pr. 1988), og  $H_2S$ -grensen kan forventes å flytte seg 5-10 m dypere ned i vannmassen. Utslippsdyp 60 m vil heve de laveste oksygenverdiene på 40-60 m dyp med 1-1.5 ml/l i forhold til de andre utslippsdypene, og gir ingen  $H_2S$ -utvikling i vannmassene i den simulerte perioden. Å senke diffusoren fra 40 til 45 m gir ingen vesentlige forbedringer, mens en videre senkning til 50 m gir vesentlig bedre oksygenforhold i dypvannet i Bekkelagsbassenget, med en økning på ca. 1 ml/l i sjiktet rundt 40 m dyp.

For diffusordyp 40 og 50 m er det også undersøkt hva som blir virkningen av å sende 10 % av normal vannføring ( $0.15 \text{ m}^3/\text{s}$ ) ned på 60 m dyp med en strålediameter 25 cm (Scenario 1.B og 3.B). Modellberegningen tilsier at oksygenforholdene i Bekkelagsbassenget ved et slikt tiltak blir forbedret spesielt rundt 50 m dyp, og  $H_2S$ -utvikling i vannmassene hindres i hele simuleringsforløpet. Nedre kvartil for oksygenkonsentrasjonen heves med 0.5 ml/l. Det å sende 10 % av vannmengden ned på 60 m gjennom en egen ledning med diffusoren på 50 m, kan faktisk være litt bedre enn å ha hele diffusoren på 55 m dyp når det gjelder de dypeste partiene i Bekkelagsbassenget, men gir ikke så god effekt rundt 50 m dyp som ved å senke hele diffusoren. Det er ingen merkbar virkning på oksygenkonsentrasjon i resten av fjorden på grunn av et slikt tiltak.

#### 6.2.4 Konklusjoner

For hovedbassengene i fjorden har det liten betydning hva utslippsdypet er innenfor området 40-60 m, selv om 50-60 m gir noe bedre resultat enn 40-45 m. Virkningen av utslippsdyp på resipienten kan derfor velges ut fra hensynet til forholdene i Bekkelaget. Det ser ut til at et så stort utslippsdyp som mulig er gunstig for forholdene i Bekkelagsbassenget. Dersom en kan oppnå et diffusordyp på iallfall 50 m vil det være å foretrekke, da oppnås stort sett oksiske forhold ned til 50 m dyp. Ved å gå ned til 55 m diffusordyp oppnås ifølge modellkjøringene stort sett oksiske forhold i hele dypvannet. Utslippsdyp 60 m vil gi ytterligere forbedring spesielt rundt 50 m dyp, dersom en kan finne tilstrekkelige arealer, og ha nok tilgang på fortynningsvann, slik at en oppnår full effekt. Også ved å sende 10 % av vannmengden gjennom en forlenget ledning til 60 m dyp kan en hindre H<sub>2</sub>S-utvikling i Bekkelagets dypvann, selv om hoveddelen av diffusoren ligger på 40-50 m dyp. For vannet rundt 60 m dyp ser dette ut til å være omtrent like godt som å sende hele vannmengden ut på 55 eller 60 m dyp, men det gir ikke fullt så høye minimumskonsentrasjoner av oksygen rundt 50 m dyp i Bekkelaget.

Av hensyn til faren for gjennomtrengning til overflaten i spesielle situasjoner er det imidlertid gunstig å ha forholdsvis stort utslippsdyp for alt vannet, så et diffusordyp på minst 50 m anbefales.

Det må presiseres at det er usikkerheter i de beregnede resultatene. Det kan antas at retningen på de beregnede forskjeller mellom utslippssituasjoner er riktig, men de absolutte nivåene, og størrelsen på endringene, er usikre. Dersom det f.eks. er større utjevning mellom Bekkelaget og Bunnefjorden enn det som er lagt til grunn i modellkjøringene, vil den lokale virkningen i Bekkelaget bli mindre enn beregnet her. Konklusjonene mht. foretrukket utslippsdyp vil neppe påvirkes av dette. Som kap. 6.1 viser, er modellen dessuten i stand til å gjengi forskjellen mellom Bekkelagsbassenget og Bunnefjorden ganske godt.

## 7. Diskusjon og anbefalinger

Som tidligere fortalt er en matematisk beskrivelse av hydrografien og hydrokjemien i indre Oslofjord avhengig av kunnskap om ulike prosesser, samt tilpasninger ut fra observerte forhold. Hva som egentlig skjer i naturen kan være annerledes enn det modellen beskriver. Derfor er kontroller av modellresultater viktige. Overensstemmelse mellom modell og observasjoner er imidlertid ikke nok til å sikre at resultatene for hypotetiske situasjoner er riktig beregnet. I dette tilfelle er det blitt valgt en metode som må gi avvik mellom modell og observasjoner, som følge av begrensninger i observasjonsmaterialet og klimavariasjoner. De statistiske avvikene er relativt små og akseptable for vannmassene mellom overflaten og ca. 50-60 meters dyp, men i dypvannet i Bunnefjorden og Vestfjorden er avviket større enn tidligere analyser, noe som kan ha med inndelingen av fjorden i to nye bassenger. Alle resultater fra dypvannet i de to fjordene er derfor i hovedsak vurdert ut fra relative forskjeller mellom de ulike utslippsscenarioene som gjelder fremtidige situasjoner, og ikke ut fra forskjellen mellom situasjonen før og etter omlegging på Bekkelaget.

For Vestfjorden og Bunnefjorden er det relativt liten forskjell mellom ulike utslippsdyp for utslippet fra Bekkelaget renseanlegg. Det er en relativ forskjell i midlere, minimum og nedre kvartil på oksygenkonsentrasjonen, men denne er så liten at det ikke er egentlig grunn til å anbefale utslippsdyp (innlagingsdyp) til Bekkelagets renseanlegg bare ut fra denne forskjellen.

*Konklusjonen blir således at valg av utslippsdyp (og innlagingsdyp) kan foretaes med grunnlag i å oppnå best mulig miljø i Bekkelagsbassenget.*

Av de ulike utslippsalternativene er det utslipp på 50 til 60 meters dyp som er klart best for Bekkelagsbassenget. Det beste resultatet oppnås med utslipp på 60 meters dyp. Imidlertid er også utslipp på 50 eller 55 m dyp bra for bassenget. Hvis 50 m dyp velges, vil det være en fordel dersom en kan få iallfall noe av diffusoren ned mot 55 m dyp. Også for å minske faren for gjennomtrengning til overflaten bør utslippsdypet være minst 50 m, som anbefalt i rapporten fra fase I (Magnusson og Bjerkeng 1998). Ved et gitt utslippsdyp i området 40-50 m vil en oppnå en tilleggsforbedring ved å føre ca. 10 % av vannet fra Bekkelaget, eller en annen tilsvarende ferskvannsmengde, ned på 60 m. Det kan eventuelt vurderes som et separat tiltak.

*Ut fra de relative forskjeller som fjordmodellen viser, vil det gunstigste utslippsdypet, av de oppsatte scenarier være utslipp på 60 meters dyp, men også utslipp i intervallet 50-55 m dyp er akseptabelt.*

## 8. Litteratur.

- Andersen, A.T. (1968). En kjemisk-hydrografisk helårsundersøkelse (1966-67) av et forurenset basseng i indre Oslofjord. Hovedfagsoppgave. Universitetet i Oslo.
- Baalsrud, K., Lystad, J. og Vråle, L., 1986: Vurdering av Oslofjorden. Norsk institutt for vannforskning (l.nr. 1922).
- Berge J.A., Bjerkgeng, B., Magnusson, J., Rygg, B., Stigebrandt, A., Walday, M. (1997): Miljøundersøkelser i forbindelse med en mulig utdyping av tersklene i Iddefjorden/ Ringdalsfjorden. Norsk institutt for vannforskning, rapport nr. 3695-97, 134 sider
- Bergstøl, P.O., Feldborg, D. og Olsen, J.G., 1981: Indre Oslofjord. Forurensningstilførsler 1920-80. Tilførsler av fosfor. Norsk institutt for vannforskning (0-7808403).
- Bjerkgeng, B. (1994a): Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 1: Praktisk utprøving på indre Oslofjord. Norsk institutt for vannforskning, rapport nr.3112/94, 96 sider.
- Bjerkgeng, B. (1994b): Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 2: Faglig beskrivelse av innholdet i modellen. Norsk institutt for vannforskning, rapport nr.3113/94, 134 sider
- Bjerkgeng, B.(1994c): Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 3: EDB-teknisk beskrivelse og praktisk brukerveiledning. Norsk institutt for vannforskning, rapport nr.3114/94, 105 sider
- Bjerkgeng, B.(1994d): Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 4: Fysiske prosesser. Litteratur-studium og data-analyse. Norsk institutt for vannforskning, rapport nr.3115/94, 107 sider
- Bjerkgeng, B.(1995): Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 5: Fytoplankton-prosesser - et litteraturstudium. Norsk institutt for vannforskning, rapport nr.3116/94, 165 sider
- Bjerkgeng, B, og Molvær, J. (1996): Mossesundet - Virkning på vannkvaliteten ved dyputslipp fra Peterson Moss AS. Norsk institutt for vannforskning, rapport nr. 3553-96, 78 sider.
- Braaten, B. (1968). En biologisk helårsundersøkelse (1966-67) av plankton og bunnfauna i en forurenset del av indre Oslofjord. Hovedfagsoppgave. Universitetet i Oslo.
- Holtan G., 1990. Studier av eldre data. Teoretisk beregning av næringssaltstilførsler til ytre Oslofjord omkring 1910. Delrapport 4.4.a. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp.nr. 398/90. NIVA-rapport l.nr. 2381.
- Kirkerud, L. og Bjerkgeng, B. (1994): Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 6: Filtrering og vekst hos blåskjell som funksjon av miljøforhold. Norsk institutt for vannforskning, rapport nr.3117/94, 78 sider
- Konieczny, R.M. (1994). Miljøgiftsundersøkelser i indre Oslofjord. Delrapport 4. Miljøgifter i sedimenter. Norsk institutt for vannforskning. Rapport nr. 3094.
- Magnusson, J., Lømsland, E.R. og Johnsen, T.(1996). Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord. Norsk institutt for vannforskning, rapport nr. 3487-96.

- Magnusson, J og Bjerkg, B. (1998). Marinøkologisk vurdering av utslippsted – og innlagringsdyp for utslippet til Bekkelaget renseanlegg. Fase 1. Norsk institutt for vannforskning. Rapport nr. 3810-98.
- Munthe-Kaas, H. 1967: Fjordens topografi, delrapport nr. 15 i Oslofjorden og dens forurensingsproblemer, undersøkelsen 1962-1965. Oslofjordprosjektet/Norsk Institutt for vannforskning.
- Nedland, K.T. (1997). Tilførsler til indre Oslofjord 1996. Aquateam, rapport nr 97-126. Fagrådet for indre Oslofjord, rapport nr 65.
- Nedland, K.T. og Thoresen, H.H. (1998). Tilførsler til indre Oslofjord 1996 fordelt på måneder, fjordbasseng og utslippsdyp. Aquateam, rapport nr 98-069. Fagrådet for indre Oslofjord, rapport nr. 67.
- Olsgard, F. (1995). Overvåking av forurensnings situasjonen i indre Oslofjord. Undersøkelser av bløtbunnsfauna 1993. Biologisk institutt. Universitetet i Oslo.
- OVA 1998: Årsrapport 1997. Bekkelaget Renseanlegg. Seksjon Avløpsrensing. Oslo vann- og avløpsverk.
- Stigebrandt, A. og Wulff, F. 1987: A model for the dynamics of nutrient and oxygen in the Baltic Proper. *J. Mar. Res.*, 45, 729-759.
- Sørensen, J., B. Bjerkg, J.L. Bratlie, J.Knutzen, J. Magnusson (1995: Miljøsmål for Drammenselva og -fjorden (Environmental goals for Drammen river and fjord). Norwegian Institute for Water Research, project report no.3198, 102 pages.



## **Vedlegg A. Topografiske data.**

## Planimetrering av Bekkelagsbassenget.

Bekkelagsbassenget er planimetrert med et PLANIX 7P planimeter, ut fra følgende kartgrunnlag:

1. Norges sjøkartverk, Den Norske Kyst, OSLO HAVN (1974), målestokk 1:10 000
2. A.S. GEOCONSULT på oppdrag frå Oslo kommune, Havnevesenet. OSLO HAVN, (11219-015-01 rev.1) (1997/1998) målestokk 1: 5000

For Oslo havn, som også inngår som eget område i modell-oppsettet, er arealer satt opp ut fra opplysninger i Munthe Kaas (1967). Tabellen nedenfor viser planimetrerte verdier for Bekkelaget, som avgrenset i dette prosjektet, og tall for Bekkelagsbassenget og havna samlet fra Munthe Kaas (1967). Verdiene for Oslo havn er beregnet som forskjellen mellom tallene, med fradrag av ca. 0.7 km<sup>2</sup> i overflaten og 0.2 km<sup>2</sup> på 10 m dyp. Fradraget representerer omtrent området mellom Ormøya og Ulvøya sørøst for Bekkelagsbassenget, som er med i avmerket område i Munthe Kaas (1967), men utgjør et eget avgrenset område som ikke er skilt ut i modellkjøringene, og altså i prinsippet inkludert i Bunnefjordens arealer.

**Tabell 18. Planimetrerte arealer som funksjon av dyp for Bekkelagsbassenget, og anslåtte arealer for Oslo havn**

Kartgrunnlag	Målestokk	Dyp (m)	Planimetrert areal Bekkelagsbassenget		Bekkelagsbassenget og havnen (Munthe-Kaas 1967) (km <sup>2</sup> )	Beregnet for Oslo havn (km <sup>2</sup> )
			(m <sup>2</sup> )	(km <sup>2</sup> )		
1	1: 10 000	> 0		6,133	15.78	8.90
1	1: 10 000	> 10		5,418	11.71	6.10
1	1: 10 000	> 20		4,685	7.63	2.95
1*	1: 10 000	> 30	4 005 500	4,006	4.15	0.15
1*	1: 10 000	> 40	3 530 500	3,531	3.12	
1	1: 10 000	> 50		2,241	2.01	
1*	1: 10 000	> 55	1 537 500	1,538		
1*	1: 10 000	> 60	1 069 000	1,069		
1* (2)	1: 10 000 (1: 5000)	> 65	698 333 (704 708)	0,698		
2	1: 5000	> 70	125 750	0,126		

\* Dybdekotene tegnet inn *manuelt* på kartgrunnlag 1, ut fra punktdyp oppgitt på kartet. I tillegg er disse "manuelle" kotene vurdert opp mot det som fantes av koter på kartgrunnlag 2.

For området > 65m er det planimetrert både kartgrunnlag 2 og manuelt inntegnet kote på kartgrunnlag 1, for å sammenligne resultatet.

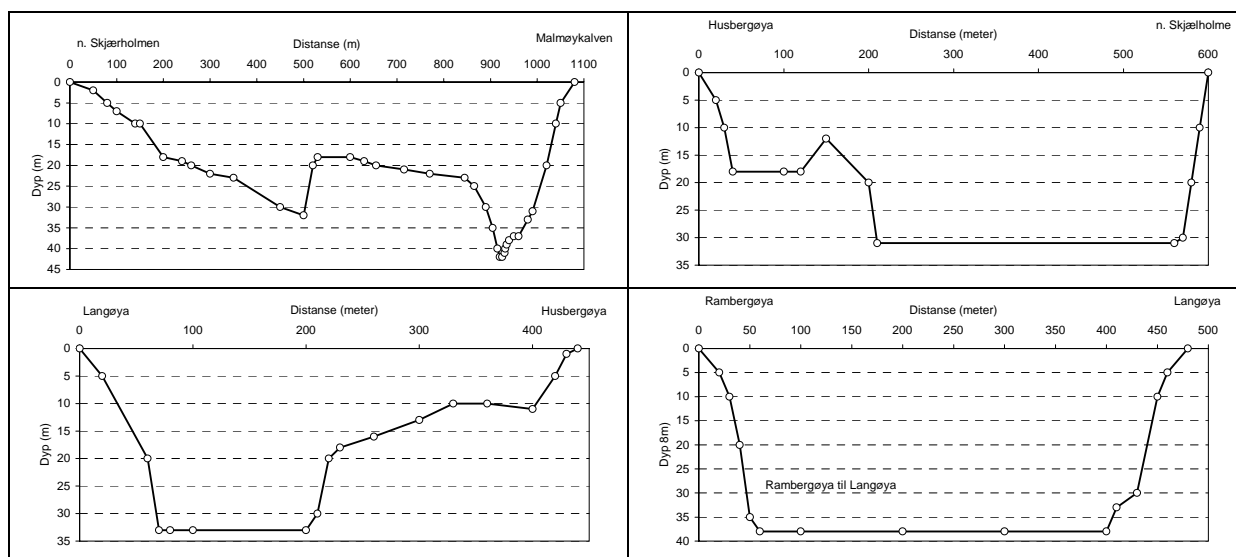
Strandlinjen for bassengene (som styrer forekomst av blåskjell i modellen) er satt for en oppløsning på 10-20 m (skritt lengde, fraktaldimensjon), med tall som tidligere er rapportert i (Kirkerud og Bjerkeng 1994). Målt verdi for Bekkelagsbassenget og Oslo havn fra den gang er delt nå likt mellom disse to bassengene.

## Terskelområdenes topografi.

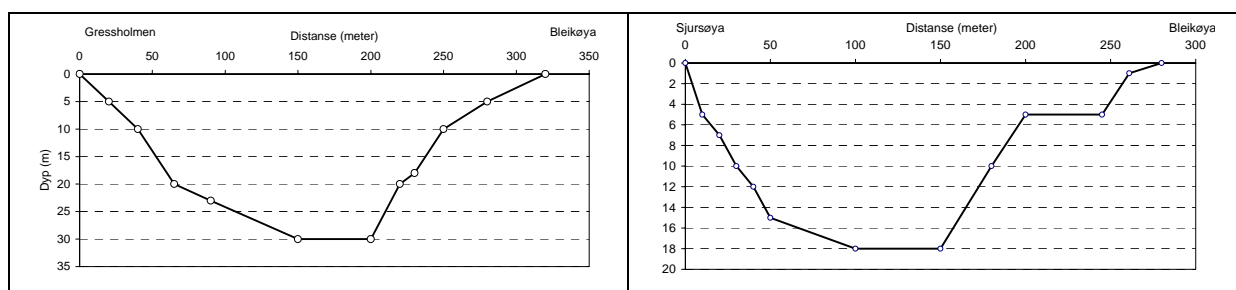
Det ble foretatt opplødding av terskelområdene med Universitetets forskningsfartøy T. Braarud i september 1998. Ut fra disse resultater og ved bruk av sjøkart 452, samt A/S Geoconsults kart, ble det konstruert tvernsnittarealer for hver forbindelse mellom Bekkelagsbassenget og Bunnefjorden, samt Bekkelagsbassenget og Havnebassenget og i tillegg mellom Lysakerfjorden og Havnebassenget.

Ettersom terskeldypene i noen forbindelser ligger utenfor den smaleste åpningen, er det valgt å projisere forholdene på selve terskeldypet inn på den smaleste åpningen. Dette gir sannsynligvis en underestimert av dypvannsfornyelsen, men dette kan motvirkes ved at alle åpninger slås sammen til en hovedåpning mot Bunnefjorden og Havnebassenget fra Bekkelagsbassenget, samt en åpning fra Havnebassenget mot Lysakerfjorden.

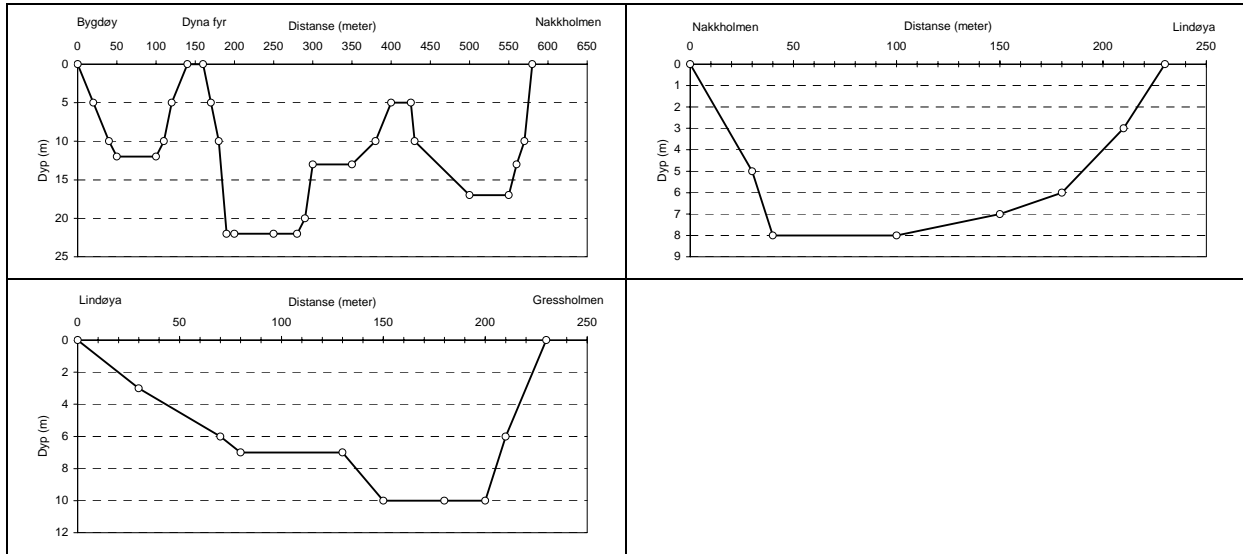
Resultatet er vist i figur 16 til figur 18.



**Figur 16.** Konstruerte terskelåpninger mellom Bekkelagsbassenget og Bunnefjorden.



**Figur 17.** Terskelåpningene mellom Bekkelagsbassenget og Havnebassenget.



**Figur 18.** Terskelåpninger mellom Havnebasenget og Lysakerfjorden.

Fra figurene er terskelåpningene lagt sammen til tre åpninger. Tabell 19 viser resultatet.

**Tabell 19.** Terskelåpninger mellom Havnebasenget, Bekkelagsbasenget og Bunnefjorden, basert på oppmålinger foretatt innenfor dette prosjektet

<b>Havnebasengets åpning mot Lysakerfjorden</b>		<b>Bekkelagsbasengets åpning mot Bunnefjorden</b>	<b>Bekkelagets åpning mot Havnebasenget</b>
Dyp (m)	Bredde(m)	Bredde (m)	Bredde (m)
0	970	2600	600
3	860		
5	750	2385	450
6	700		
8	565		
10	400	2205	360
12	295		
14	165		
15	135	1995	305
18	100	1710	220
20	95	1570	155
22	90		
25		1190	105
30		1050	50
35		425	
40		20	
41		15	
42		10	
43		0	

**Topografi-data satt opp etter innlesing i modellen og beregning av volumer.**

Internal basin nr. 1 (Oslo havn)  
 VTOTZ: 1.3110000E+008  
 ZBOTMI: 27.0000000  
 Layer index limits:  
 1 18  
 Basin topography:

Depth	Total Area	Bottom Area	Volume fraction
Å---- at top of layer ----	Å----	Å----	of layer----
0.000000E+00	8900000.	347716.0	0.8265825E-01
1.241843	8552284.	347716.0	0.7936452E-01
2.483685	8204568.	347715.5	0.7607073E-01
3.725528	7856852.	347716.0	0.7277706E-01
4.967370	7509136.	347716.0	0.6948332E-01
6.209213	7161420.	347716.0	0.6618953E-01
7.451055	6813704.	347716.0	0.6289583E-01
8.692898	6465988.	347715.5	0.5960210E-01
9.934740	6118273.	388896.5	0.5612357E-01
11.17658	5729376.	391180.5	0.5241871E-01
12.41843	5338196.	391180.5	0.4871326E-01
13.66027	4947016.	430298.5	0.4930478E-01
15.02629	4516717.	473328.2	0.4905672E-01
16.52892	4043389.	520661.5	0.4769634E-01
18.18182	3522727.	572727.2	0.4488404E-01
20.00000	2950000.	800000.0	0.3890160E-01
22.00000	2150000.	880000.2	0.2869566E-01
24.20000	1270000.	1270000.	0.1516399E-01

Internal basin nr. 2 (Bekkelagsbassenget)  
 VTOTZ: 2.4004101E+008  
 ZBOTMI: 72.0000000  
 Layer index limits:  
 19 46  
 Basin topography:

Depth	Total Area	Bottom Area	Volume fraction
Å---- at top of layer ----	Å----	Å----	of layer----
0.000000E+00	6130000.	88171.00	0.3148522E-01
1.241843	6041829.	88170.50	0.3102910E-01
2.483685	5953658.	88171.00	0.3057298E-01
3.725528	5865488.	88171.00	0.3011679E-01
4.967370	5777316.	88170.50	0.2966060E-01
6.209213	5689146.	88171.00	0.2920448E-01
7.451055	5600975.	88170.50	0.2874835E-01
8.692898	5512804.	88171.00	0.2829223E-01
9.934740	5424634.	91112.50	0.2782884E-01
11.17658	5333521.	91275.50	0.2735666E-01
12.41843	5242246.	91275.00	0.2688447E-01
13.66027	5150970.	100403.0	0.2902744E-01
15.02629	5050568.	110443.5	0.3127033E-01
16.52892	4940124.	121487.5	0.3359886E-01
18.18182	4818636.	133636.5	0.3599245E-01
20.00000	4685000.	137000.0	0.3846426E-01
22.00000	4548000.	150700.0	0.4099230E-01
24.20000	4397300.	165770.0	0.4349627E-01
26.62000	4231530.	182347.2	0.4591566E-01
29.28200	4049183.	153062.5	0.4839033E-01
32.21021	3896120.	151387.8	0.5126484E-01
35.43122	3744732.	166526.8	0.5404507E-01
38.97435	3578206.	418666.0	0.5520197E-01
42.87178	3159540.	553046.0	0.5149123E-01
47.15896	2606494.	628974.0	0.4515130E-01
51.87486	1977520.	693250.9	0.3503020E-01
57.06235	1284269.	486086.6	0.2339665E-01
62.76859	798182.2	798182.2	0.1609114E-01

```

Internal basin nr.          3 (Bunnefjorden)
VTOTZ: 2.6681498E+009
ZBOTMI: 160.0000000
Layer index limits:
    47          82
Basin topography:
    Depth      Total Area      Bottom AreaVolume fraction
    ã---- at top of layer ----' ã---- of layer----'
0.0000000E+00 0.4221000E+08 416016.0 0.1954903E-01
1.241843      0.4179398E+08 416020.0 0.1935541E-01
2.483685      0.4137796E+08 416016.0 0.1916189E-01
3.725528      0.4096195E+08 416016.0 0.1896817E-01
4.967370      0.4054593E+08 416020.0 0.1877455E-01
6.209213      0.4012991E+08 416016.0 0.1858093E-01
7.451055      0.3971390E+08 416016.0 0.1838731E-01
8.692898      0.3929788E+08 416016.0 0.1819369E-01
9.934740      0.3888186E+08 416020.0 0.1800007E-01
11.17658      0.3846584E+08 416016.0 0.1780645E-01
12.41843      0.3804983E+08 416016.0 0.1761273E-01
13.66027      0.3763381E+08 457620.0 0.1915047E-01
15.02629      0.3717619E+08 503380.0 0.2079485E-01
16.52892      0.3667281E+08 553720.0 0.2254698E-01
18.18182      0.3611909E+08 609092.0 0.2440542E-01
20.00000      0.3551000E+08 840000.0 0.2630286E-01
22.00000      0.3467000E+08 924000.0 0.2820591E-01
24.20000      0.3374600E+08 1016400.0 0.3014653E-01
26.62000      0.3272960E+08 1118042.0 0.3209650E-01
29.28200      0.3161156E+08 1059658.0 0.3408816E-01
32.21021      0.3055190E+08 1104810.0 0.3621573E-01
35.43122      0.2944709E+08 1215290.0 0.3829681E-01
38.97435      0.2823180E+08 1483282.0 0.4018379E-01
42.87178      0.2674852E+08 1689150.0 0.4162240E-01
47.15896      0.2505937E+08 1822440.0 0.4266236E-01
51.87486      0.2323693E+08 1945308.0 0.4328680E-01
57.06235      0.2129162E+08 1932196.0 0.4335485E-01
62.76859      0.1935942E+08 1883056.0 0.4332833E-01
69.04544      0.1747637E+08 2029715.0 0.4259108E-01
75.94999      0.1544665E+08 2388405.0 0.4069397E-01
83.54499      0.1305825E+08 2712507.0 0.3649648E-01
91.89949      0.1034574E+08 2461256.0 0.3128121E-01
101.0894      7884486.      2012260.0 0.2592629E-01
111.1984      5872226.      1584597.0 0.2121711E-01
122.3182      4287629.      1463383.0 0.1573195E-01
134.5501      2824246.      2824246.0 0.1498291E-01
    
```

```

Internal basin nr.          4 (Vestfjorden)
VTOTZ: 6.2425999E+009
ZBOTMI: 150.0000000
Layer index limits:
    83          117
Basin topography:
  Depth      Total Area      Bottom AreaVolume fraction
  Å---- at top of layer ---- Å---- of layer----
0.000000E+00 0.1345600E+09 2199304. 0.2654935E-01
1.241843     0.1323607E+09 2199304. 0.2611179E-01
2.483685     0.1301614E+09 2199304. 0.2567431E-01
3.725528     0.1279621E+09 2199304. 0.2523675E-01
4.967370     0.1257628E+09 2199296. 0.2479935E-01
6.209213     0.1235635E+09 2199304. 0.2436171E-01
7.451055     0.1213642E+09 2199304. 0.2392431E-01
8.692898     0.1191649E+09 2199304. 0.2348675E-01
9.934740     0.1169656E+09 2204008. 0.2304878E-01
11.17658     0.1147616E+09 2204272. 0.2261031E-01
12.41843     0.1125573E+09 2204272. 0.2217185E-01
13.66027     0.1103530E+09 2424696. 0.2388248E-01
15.02629     0.1079283E+09 2667168. 0.2565799E-01
16.52892     0.1052612E+09 2933888. 0.2748225E-01
18.18182     0.1023273E+09 3227272. 0.2933325E-01
20.00000     0.9910000E+08 3306000. 0.3122002E-01
22.00000     0.9579400E+08 3636600. 0.3311863E-01
24.20000     0.9215740E+08 4000264. 0.3495028E-01
26.62000     0.8815714E+08 4400288. 0.3665427E-01
29.28200     0.8375685E+08 4338600. 0.3824122E-01
32.21021     0.7941825E+08 4593176. 0.3979277E-01
35.43122     0.7482507E+08 5052488. 0.4103476E-01
38.97435     0.6977258E+08 5218876. 0.4190408E-01
42.87178     0.6455371E+08 5607632. 0.4240746E-01
47.15896     0.5894608E+08 6048400. 0.4221820E-01
51.87486     0.5289768E+08 6453236. 0.4127575E-01
57.06235     0.4644444E+08 6907528. 0.3925198E-01
62.76859     0.3953691E+08 7375304. 0.3604598E-01
69.04544     0.3216161E+08 5899450. 0.3214021E-01
75.94999     0.2626216E+08 5418148. 0.2843485E-01
83.54499     0.2084401E+08 5315442. 0.2444780E-01
91.89949     0.1552857E+08 6289791. 0.1800637E-01
101.0894     9238777.      3854446. 0.1166890E-01
111.1984     5384330.     2244794. 0.7567198E-02
122.3182     3139536.     3139536. 0.5288067E-02

Number of external basins: 1
External basin nr.        1
Layer index limits:
    1          15
ZBOTME: 20.0000000

```

Number of connections: 5  
 Connection nr. 1  
 Connected basins: 3 4  
 WVDIR: 70.0000000  
 ZSill: 54.0000000  
 Buffer mixing (days): 0.5000000 0.5000000  
 Layer index limits for connections:  
 1 26

Transport width of connected layers:

DEPTH (AT TOP)	MEAN WIDTH	BUFFER VOLUMES			
		BASIN 1		BASIN 2	
		VBUFMX	VBUFTR	VBUFMX	VBUFTR
.0000E+00	0.25E+04	0.15215E+07	0.60858E+06	0.24451E+07	0.97805E+06
1.2418	0.24E+04	0.14598E+07	0.58391E+06	0.23680E+07	0.94721E+06
2.4837	0.23E+04	0.13981E+07	0.55923E+06	0.22909E+07	0.91637E+06
3.7255	0.22E+04	0.13364E+07	0.53456E+06	0.22138E+07	0.88552E+06
4.9674	0.21E+04	0.12747E+07	0.50988E+06	0.21367E+07	0.85468E+06
6.2092	0.20E+04	0.12130E+07	0.48521E+06	0.20596E+07	0.82383E+06
7.4511	0.19E+04	0.11513E+07	0.46054E+06	0.19825E+07	0.79299E+06
8.6929	0.18E+04	0.10897E+07	0.43586E+06	0.19054E+07	0.76215E+06
9.9347	0.17E+04	0.10280E+07	0.41119E+06	0.18283E+07	0.73130E+06
11.177	0.16E+04	0.96628E+06	0.38651E+06	0.17512E+07	0.70046E+06
12.418	0.15E+04	0.90459E+06	0.36184E+06	0.16740E+07	0.66962E+06
13.660	0.14E+04	0.92380E+06	0.36952E+06	0.17524E+07	0.70096E+06
15.026	0.12E+04	0.92997E+06	0.37199E+06	0.18199E+07	0.72795E+06
16.529	0.11E+04	0.91865E+06	0.36746E+06	0.18715E+07	0.74858E+06
18.182	0.97E+03	0.88430E+06	0.35372E+06	0.19008E+07	0.76033E+06
20.000	0.88E+03	0.88500E+06	0.35400E+06	0.19600E+07	0.78400E+06
22.000	0.85E+03	0.93885E+06	0.37554E+06	0.20636E+07	0.82544E+06
24.200	0.82E+03	0.99081E+06	0.39632E+06	0.21582E+07	0.86326E+06
26.620	0.78E+03	0.10392E+07	0.41566E+06	0.22387E+07	0.89548E+06
29.282	0.74E+03	0.10817E+07	0.43268E+06	0.22989E+07	0.91955E+06
32.210	0.69E+03	0.11156E+07	0.44623E+06	0.23307E+07	0.93227E+06
35.431	0.64E+03	0.11373E+07	0.45491E+06	0.23241E+07	0.92964E+06
38.974	0.56E+03	0.10848E+07	0.43393E+06	0.21723E+07	0.86890E+06
42.872	0.39E+03	0.82540E+06	0.33016E+06	0.16508E+07	0.66032E+06
47.159	0.19E+03	0.45304E+06	0.18122E+06	0.90608E+06	0.36243E+06
51.875	46.	48388.	19355.	96776.	38710.

Connection nr. 2  
 Connected basins: 4 -1  
 WVDIR: 0.0000000  
 ZSill: 20.0000000  
 Buffer mixing (days): 2.0000000 5.0000000  
 Layer index limits for connections:  
 27 41

Transport width of connected layers:

DEPTH (AT TOP)	MEAN WIDTH	BUFFER VOLUMES			
		BASIN 1		BASIN 2	
		VBUFMX	VBUFTR	VBUFMX	VBUFTR
.0000E+00	0.13E+04	0.13317E+08	0.26635E+07	0.29118E+08	0.58237E+07
1.2418	0.79E+03	0.11514E+08	0.23028E+07	0.25526E+08	0.51052E+07
2.4837	0.67E+03	0.10919E+08	0.21839E+07	0.24494E+08	0.48988E+07
3.7255	0.64E+03	0.10630E+08	0.21260E+07	0.24108E+08	0.48217E+07
4.9674	0.61E+03	0.10341E+08	0.20682E+07	0.23723E+08	0.47446E+07
6.2092	0.58E+03	0.10052E+08	0.20104E+07	0.23337E+08	0.46675E+07
7.4511	0.55E+03	0.97628E+07	0.19526E+07	0.22952E+08	0.45903E+07
8.6929	0.52E+03	0.94736E+07	0.18947E+07	0.22566E+08	0.45132E+07
9.9347	0.48E+03	0.91989E+07	0.18398E+07	0.22123E+08	0.44246E+07
11.177	0.44E+03	0.89418E+07	0.17884E+07	0.21609E+08	0.43218E+07
12.418	0.40E+03	0.86848E+07	0.17370E+07	0.21095E+08	0.42190E+07
13.660	0.36E+03	0.92564E+07	0.18513E+07	0.22611E+08	0.45222E+07
15.026	0.31E+03	0.98228E+07	0.19646E+07	0.24153E+08	0.48307E+07
16.529	0.25E+03	0.10370E+08	0.20741E+07	0.25700E+08	0.51399E+07
18.182	0.15E+03	0.79649E+07	0.15930E+07	0.19884E+08	0.39769E+07



Connection nr. 3  
 Connected basins: 2 3  
 WVDIR: 70.0000000  
 ZSill: 43.0000000  
 Buffer mixing (days): 0.5000000 0.5000000  
 Layer index limits for connections:  
 42 65

Transport width of connected layers:

DEPTH (AT TOP)	MEAN WIDTH	----- BUFFER VOLUMES -----			
		BASIN 1		BASIN 2	
		VBUFMX	VBUFTR	VBUFMX	VBUFTR
.00000E+00	0.26E+04	0.31956E+06	0.31956E+06	0.31956E+06	0.31956E+06
1.2418	0.25E+04	0.31293E+06	0.31293E+06	0.31293E+06	0.31293E+06
2.4837	0.25E+04	0.30630E+06	0.30630E+06	0.30630E+06	0.30630E+06
3.7255	0.24E+04	0.29967E+06	0.29967E+06	0.29967E+06	0.29967E+06
4.9674	0.24E+04	0.29355E+06	0.29355E+06	0.29355E+06	0.29355E+06
6.2092	0.23E+04	0.28800E+06	0.28800E+06	0.28800E+06	0.28800E+06
7.4511	0.23E+04	0.28245E+06	0.28245E+06	0.28245E+06	0.28245E+06
8.6929	0.22E+04	0.27689E+06	0.27689E+06	0.27689E+06	0.27689E+06
9.9347	0.22E+04	0.27093E+06	0.27093E+06	0.27093E+06	0.27093E+06
11.177	0.21E+04	0.26445E+06	0.26445E+06	0.26445E+06	0.26445E+06
12.418	0.21E+04	0.25797E+06	0.25797E+06	0.25797E+06	0.25797E+06
13.660	0.20E+04	0.27629E+06	0.27629E+06	0.27629E+06	0.27629E+06
15.026	0.19E+04	0.28867E+06	0.28867E+06	0.28867E+06	0.28867E+06
16.529	0.18E+04	0.29281E+06	0.29281E+06	0.29281E+06	0.29281E+06
18.182	0.16E+04	0.29702E+06	0.29702E+06	0.29702E+06	0.29702E+06
20.000	0.15E+04	0.29880E+06	0.29880E+06	0.29880E+06	0.29880E+06
22.000	0.13E+04	0.29357E+06	0.29357E+06	0.29357E+06	0.29357E+06
24.200	0.12E+04	0.28674E+06	0.28674E+06	0.28674E+06	0.28674E+06
26.620	0.11E+04	0.29478E+06	0.29478E+06	0.29478E+06	0.29478E+06
29.282	0.95E+03	0.27765E+06	0.27765E+06	0.27765E+06	0.27765E+06
32.210	0.57E+03	0.18478E+06	0.18478E+06	0.18478E+06	0.18478E+06
35.431	0.25E+03	87364.	87364.	87364.	87364.
38.974	25.	9803.5	9803.5	9803.5	9803.5
42.872	0.64	8.2199	8.2199	8.2199	8.2199

Connection nr. 4  
 Connected basins: 1 2  
 WVDIR: 0.0000000  
 ZSill: 30.0000000  
 Buffer mixing (days): 0.5000000 0.5000000  
 Layer index limits for connections:  
 66 83

Transport width of connected layers:

DEPTH (AT TOP)	MEAN WIDTH	----- BUFFER VOLUMES -----			
		BASIN 1		BASIN 2	
		VBUFMX	VBUFTR	VBUFMX	VBUFTR
.00000E+00	0.58E+03	72197.	72197.	72197.	72197.
1.2418	0.54E+03	67571.	67571.	67571.	67571.
2.4837	0.51E+03	62944.	62944.	62944.	62944.
3.7255	0.47E+03	58318.	58318.	58318.	58318.
4.9674	0.44E+03	54569.	54569.	54569.	54569.
6.2092	0.42E+03	51792.	51792.	51792.	51792.
7.4511	0.39E+03	49016.	49016.	49016.	49016.
8.6929	0.37E+03	46240.	46240.	46240.	46240.
9.9347	0.35E+03	43949.	43949.	43949.	43949.
11.177	0.34E+03	42251.	42251.	42251.	42251.
12.418	0.33E+03	40554.	40554.	40554.	40554.
13.660	0.31E+03	42650.	42650.	42650.	42650.
15.026	0.28E+03	42520.	42520.	42520.	42520.
16.529	0.24E+03	39376.	39376.	39376.	39376.
18.182	0.18E+03	33554.	33554.	33554.	33554.
20.000	0.14E+03	29000.	29000.	29000.	29000.
22.000	0.12E+03	27280.	27280.	27280.	27280.
24.200	82.	47470.	47470.	47470.	47470.

```

Connection nr.          5
Connected basins:      1          3
WVDIR:                90.0000000
ZSill:                22.0000000
Buffer mixing (days): 0.5000000    0.5000000
Layer index limits for connections:
      84          99
Transport width of connected layers:
  DEPTH      MEAN [  ----- BUFFER VOLUMES ----- ]
(AT TOP)    WIDTH [  BASIN 1          BASIN 2  ]
              VBUFMX      VBUFTR      VBUFMX      VBUFTR
.00000E+00  0.95E+03  0.11763E+06  0.11763E+06  0.11763E+06  0.11763E+06
1.2418      0.90E+03  0.11198E+06  0.11198E+06  0.11198E+06  0.11198E+06
2.4837      0.85E+03  0.10584E+06  0.10584E+06  0.10584E+06  0.10584E+06
3.7255      0.79E+03  97602.       97602.       97602.       97602.
4.9674      0.72E+03  89447.       89447.       89447.       89447.
6.2092      0.64E+03  79970.       79970.       79970.       79970.
7.4511      0.56E+03  69201.       69201.       69201.       69201.
8.6929      0.46E+03  56704.       56704.       56704.       56704.
9.9347      0.37E+03  46057.       46057.       46057.       46057.
11.177      0.30E+03  37845.       37845.       37845.       37845.
12.418      0.23E+03  28245.       28245.       28245.       28245.
13.660      0.16E+03  21335.       21335.       21335.       21335.
15.026      0.13E+03  18922.       18922.       18922.       18922.
16.529      0.11E+03  17787.       17787.       17787.       17787.
18.182      97.       17686.       17686.       17686.       17686.
20.000      92.       18500.       18500.       18500.       18500.

```

**Vedlegg B.** Tabeller for tilførselsdata i 1988-situasjon  
- med variasjon på månedsbasis.

Vannmengde ( m<sup>3</sup>/s)

	Jan	Feb	Mars	April	Mai	Jun	Jul	Aug	Sept.	Okt.	Nov.	Des.
Indre havn overflaten	2.6	2.76	2.04	8.80	15.20	4.68	3.28	4.84	5.52	10.24	5.32	1.72
Bekkelaget overflaten	0.33	0.35	0.26	1.10	1.90	0.59	0.41	0.61	0.69	1.28	0.67	0.22
Bunnefj. overflaten	3.58	3.80	2.81	12.1	20.9	6.44	4.51	6.66	7.59	14.08	7.32	2.37
Vestfj. overflaten	6.7	7.0	5.2	22.6	39.0	12.0	8.4	12.4	14.1	26.2	13.6	4.4
Bekkelaget RA	0.90	0.99	1.05	1.14	0.90	0.84	0.75	0.66	0.75	0.84	0.87	0.87
Andre RA i Bunnefj.	0.10	0.11	0.11	0.13	0.10	0.09	0.08	0.07	0.08	0.09	0.10	0.10
VEAS +andre til Vestfj.	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0

## Fosfor: (tonn pr. måned)

	Jan	Feb	Mars	April	Mai	Jun	Jul	Aug	Sept.	Okt.	Nov.	Des.
Indre havn overflaten	1.06	0.85	0.56	2.64	2.25	1.26	0.98	1.48	1.40	3.77	1.22	0.49
Bekkelaget overflaten	0.13	0.11	0.07	0.33	0.28	0.16	0.12	0.19	0.18	0.47	0.15	0.06
Bunnefj. overflaten	1.45	1.17	0.76	3.62	3.09	1.74	1.35	2.04	1.93	5.18	1.68	0.67
Vestfj. overflaten	2.17	1.74	1.14	5.42	4.62	2.06	2.02	3.05	2.89	7.74	2.51	1.00
Bekkelaget RA	1.50	1.65	1.75	1.90	1.50	1.40	1.25	1.10	1.25	1.40	1.45	1.45
Andre RA i Bunnefj.	0.17	0.18	0.19	0.21	0.17	0.16	0.14	0.12	0.14	0.16	0.16	0.16
VEAS +andre til Vestfj.	1.56	1.56	1.56	1.56	1.56	1.56	1.56	1.56	1.56	1.56	1.56	1.56

## Nitrogen (tonn pr. måned)

	Jan	Feb	Mars	April	Mai	Jun	Jul	Aug	Sept.	Okt.	Nov.	Des.
Indre havn overflaten	12	10	6	40	36	15	10	16	17	31	16	6
Bekkelaget overflaten	1.5	1.3	0.8	5	4.5	1.9	1.2	2	2.2	3.9	2	0.8
Bunnefj. overflaten	16	14	9	55	49	21	13	22	24	43	22	8
Vestfj. overflaten	37	33	20	129	114	48	31	50	55	99	51	19
Bekkelaget RA	60	66	70	76	60	56	50	44	50	56	58	58
Andre RA i Bunnefj.	6.7	7.3	7.8	8.4	6.7	6.2	5.5	4.9	5.5	6.2	6.4	6.4
VEAS +andre til Vestfj.	146	146	146	146	146	146	146	146	146	146	146	146

## Organisk karbon (tonn pr. måned)

	Jan	Feb	Mars	April	Mai	Jun	Jul	Aug	Sept.	Okt.	Nov.	Des.
Indre havn overflaten	44	38	26	109	197	72	58	64	95	140	55	20
Bekkelaget overflaten	5.5	4.7	3.3	13.7	24.6	9	7.2	8	11.9	17.6	6.9	2.5
Bunnefj. overflaten	61	52	36	150	271	99	79	87	130	193	76	27
Vestfj. overflaten	118	101	70	291	525	192	153	170	253	374	146	53
Bekkelaget RA	73	80	85	92	73	68	61	53	61	68	70	70
Andre RA i Bunnefj.	8.1	8.9	9.5	10.3	8.1	7.6	6.8	5.9	6.8	7.6	7.8	7.8
VEAS +andre til Vestfj.	175	175	175	175	175	175	175	175	175	175	175	175