



O-94063

Miljømål for
Drammenselva
og -fjorden

Norsk institutt for vannforskning

Prosjektleder: Jan Sørensen

Medarbeidere: Birger Bjerkeng
Jon Lasse Bratli
Jon Knutzen
Jan Magnusson

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Prosjektnr.: O-94063	Undernr.:
Løpenr.: 3198	Begr. distrib.:

Hovedkontor Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47) 37 04 30 33 Telefax (47) 37 04 45 13	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53	Vestlandsavdelingen Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47) 55 32 56 40 Telefax (47) 55 32 88 33	Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47) 77 68 52 80 Telefax (47) 77 68 05 09
--	---	--	---	--

Rapportens tittel: Miljømål for Drammenselva og -fjorden.	Dato: 17.2.95	Trykket: NIVA 1995
	Faggruppe: Vannressursforvaltning	
Forfatter(e): Sørensen, Jan (red.) Bjerkeng, Birger	Geografisk område: Buskerud fylke	
Bratli, Jon Lasse Knutzen, Jon Magnusson, Jan	Antall sider: 102	Opplag: 150

Oppdragsgiver: Fylkesmannen i Buskerud, miljøvernavdelingen	Oppdragsg. ref.:
--	------------------

<p>Ekstrakt:</p> <p>Formålet med prosjektet har vært å utvikle alternative miljømål for Drammenselva og -fjorden som grunnlag for politiske beslutninger om den fremtidige miljøkvaliteten. Både for elva og fjorden anbefales forbedring av den hygieniske vannkvaliteten og egnetheten for friluftsbading og rekreasjon.</p> <p>I fjorden er lavt oksygeninnhold i dypvannet et problem i forhold til det biologiske mangfoldet. Ulike tiltakstyper er testet ut ved hjelp av en eutrofimodell for fjorder som er utviklet ved NIVA. Resultatene av modellkjøringene viser at tilførselsreduksjoner, fjordforbedringstiltak, dykking av utslipp fra renseanlegg etc. hver for seg kan gi en viss bedring av oksygenforholdene, men ikke slik at situasjonen endres radikalt.</p> <p>Partikler fører til redusert siktedyp i fjorden og dårligere vekstforhold for planter og dyreliv i gruntvannsområdene. Tiltak må begrense erosjon og slamtransport fra områder langs Drammenselva og sideelvene.</p> <p>Når det gjelder miljøgifter er datagrunnlaget svakt. Det anbefales gjennomført en nærmere kartlegging av miljøgiftinnholdet i elva og fjorden, samt aktive kilder, før en fastsetter spesifikke miljømål.</p>

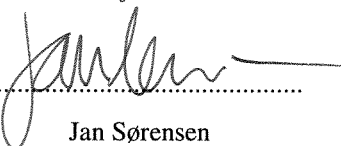
4 emneord, norske

1. Miljømål
2. Vannkvalitet
3. Eutrofimodell
4. Tiltakstyper

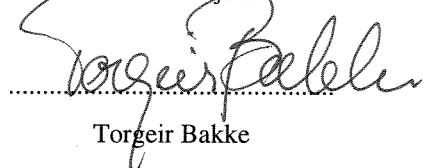
4 emneord, engelske

1. Environmental goals and measures
2. Water quality
3. Eutrophication model
4. Pollution abatement

Prosjektleder


Jan Sørensen

For administrasjonen


Torgeir Bakke

ISBN 82-577-2695-8

FORORD

Formålet med prosjektet har vært å utvikle alternative mål for den framtidige miljøkvaliteten i Drammenselva og -fjorden som grunnlag for politiske prioriteringer og beslutninger om hvilke tiltak som skal gjennomføres. En viktig del av prosjektet har vært å teste ut virkningen av ulike avlastningstiltak når det gjelder utslipp. Det er nyttet en EDB-basert modell (eutrofimodell for fjorder) for simulering av ulike "utslippsscenarioer". Modellen er spesielt tilpasset Drammensfjordens hydrografiske forhold.

Prosjektet er utført av NIVA på oppdrag fra Fylkesmannens miljøvernavdeling i Buskerud. Jan Sørensen har vært prosjektleder og har tilrettelagt og redigert rapporten. De faglige vurderingene er utført av Birger Bjerkeng (eutrofimodellen), Jon Lasse Bratli, tilførselsberegninger, vurdering av tiltak m.m), Jan Magnusson (hydrografi m.m), Jon Knutzen (miljøgifter) og Jan Sørensen (hygieniske forhold i fjorden). Beskrivelsen av eutrofimodellen (vedlegg) er utført av Birger Bjerkeng.

En prosjektgruppe og en styringsgruppe med representanter fra kommunene langs Drammenselva og -fjorden, etater på fylkesnivået og Statens forurensningstilsyn har gitt innspill og kommentarer i underveis i prosjektet.

Følgende personer har vært representert i prosjektgruppen: Knut Thorsby, Øvre Eiker kommune, Bjørn Krogh-Johansen, Nedre Eiker kommune, Arild Moen, Drammen kommune, Eivind Åsnes, Lier kommune, Arne Willassen, Røyken kommune, Tor Reiерth, Svelvik kommune, Morten Eken, Modum kommune, Børre Jakobsen, Buskerud fylkeskommune, Steinar Skoglund og Audny Mehammer, Miljøvernavdelingen i Buskerud, Bjørg Leret Grøstad, Landbruksavdelingen i Buskerud og Dag Rosland, Statens forurensningstilsyn.

Disse har vært representert i styringsgruppen: Tore Johnsen, Øvre Eiker kommune, Truls Bølgen, Nedre Eiker kommune, Arild Eek, Drammen kommune, Birgit Rusten, Lier kommune, Rolf Stokker, Røyken kommune, Tore W. Larsen, Svelvik kommune, Morten Eken, Modum kommune, Børre Jakobsen, Buskerud fylkeskommune, Eli Moen, Miljøvernavdelingen i Buskerud og Dag Rosland, Statens forurensningstilsyn.

Prosjektansvarlig ved miljøvernavdelingen har vært Steinar Skoglund og kontaktperson har vært Audny Mehammer.

Det rettes med dette en takk til alle som har bidratt i gjennomføringen av prosjektet.

*Norsk institutt for vannforskning
Oslo 17. februar 1995*

Jan Sørensen

Til leserne...

- **Sammendrag:** Første del av rapporten er et konkluderende sammendrag med anbefalte ambisjonsnivåer eller "målknipper" for framtidig miljøkvalitet i Drammenselva og -fjorden. Det er også gitt en kort beskrivelse av hvilke typer tiltak (tilførsels- og utslippsreduksjoner) som kan gjennomføres for å forbedre miljøkvaliteten.
- **Hoveddelen** av rapporten (kapittel 1-6) gir fyldigere bakgrunnsinformasjon og mer inngående resultatbeskrivelser. Tilstands- og målbeskrivelsene er supplert med kartskisser og figurer.
- **I vedlegg** til rapporten gis det en detaljert beskrivelse av eutrofimodellen som har utgjort den viktigste delen av metodegrunnlaget. Denne delen er primært beregnet på de som ønsker å sette seg grundigere inn i de faglige forutsetninger for prosjektet.

INNHOOLD

FORORD	2
SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	6
Formål.....	6
Metoder og gjennomføring.....	6
Dagens miljøsituasjon i Drammenselva og -fjorden	7
Mål for framtidig miljøkvalitet.....	7
Aktuelle tiltakstyper for forbedring av miljøkvaliteten.....	9
Tiltak innen kommunalt avløp og landbruk	11
1. BAKGRUNN OG FORMÅL	13
1.1 Behov for miljøforbedringer.....	13
1.2 Framtidig miljøkvalitet – alternative mål	14
2. METODER OG GJENNOMFØRING	15
2.1 Generelt om gjennomføringen.....	15
2.2 Brukerinteressenes krav til miljøkvalitet.....	15
2.3 Kort beskrivelse av metodegrunnlaget	17
2.3.1 Virkninger av næringssalter og organisk stoff i fjorden	17
2.3.2 Vurdering av hygienisk vannkvalitet.....	18
2.3.3 Miljøgifter.....	19
3. FORURENSNINGSTILFØRSLER	20
3.1 Tilførselskilder og parametre.....	20
3.2 Beregning av elvetilførsler	22
3.3 Usikkerheter i datagrunnlaget.....	22
4. ALTERNATIVE MILJØMÅL FOR ELVA	24
4.1 Dagens miljøtilstand og egnethet.....	24
4.2 Alternative mål for friluftsbad i elva	25
4.2.1 Situasjonsbeskrivelse.....	25
4.2.2 Alternative miljømål.....	25
4.2.3 Aktuelle tiltakstyper	26
4.3 Miljøgifter i sedimenter og fisk i elva	26
4.3.1 Situasjonsbeskrivelse.....	26
4.3.2 Alternative miljømål – aktuelle tiltakstyper.....	28
5. ALTERNATIVE MILJØMÅL FOR FJORDEN.....	29
5.1 Mål for oksygenforholdene i dypvannet relatert til biologisk mangfold og fiske	29
5.1.1 Situasjonsbeskrivelse.....	29
5.1.2 Alternative miljømål.....	29
5.1.3 Aktuelle tiltakstyper	30

5.2	Mål for sikt i vannet relatert til naturvern, plante- og dyreliv i gruntvannsområdene	33
5.2.1	Situasjonsbeskrivelse.....	33
5.2.2	Alternative miljømål.....	34
5.2.3	Aktuelle tiltakstyper	34
5.3	Mål for hygienisk vannkvalitet (bakterier) i relasjon til friluftsbad og rekreasjon	35
5.3.1	Situasjonsbeskrivelse.....	35
5.3.2	Alternative miljømål.....	37
5.3.3	Aktuelle tiltakstyper	37
5.4	Mål for miljøgifter i sedimenter og fisk ("spiselighet av fisk")	39
5.4.1	Situasjonsbeskrivelse.....	39
5.4.2	Alternative miljømål.....	41
5.4.3	Aktuelle tiltakstyper	41
6.	TILTAK INNEN KOMMUNALT AVLØP OG LANDBRUK.....	44
6.1	Antatte tilførsler i 1995.....	44
6.2	Behov for avlastninger i forhold til miljømålene	45
6.3	Tiltak innen kommunalt avløp.....	46
6.4	Tiltak innen spredt bebyggelse	46
6.5	Landbrukstiltak	47
6.5.1	Tiltak mot punktkilder.....	47
6.5.2	Tiltak mot arealavrenning.....	47
	REFERANSER - LITTERATUR	50
	APPENDIKS A Bruk av NIVAs "eutrofimodell for fjorder" på Drammensfjorden (se egen innholdsfortegnelse)	

SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

Formål

Formålet med prosjektet har vært å utvikle alternative mål for den framtidige miljøkvaliteten i Drammenselva og -fjorden som grunnlag for politiske prioriteringer og beslutninger om hvilke tiltak som skal gjennomføres.

Det er lagt til grunn tre ambisjonsnivåer for miljømålene: Lavt, middels og høyt. Det laveste ambisjonsnivået innebærer opprettholdelse av dagens miljøkvalitet med de tiltak som allerede er vedtatt gjennomført. Middels ambisjonsnivå forutsetter en forbedring av miljøkvaliteten som vil kreve ytterligere tiltak innen reduksjon av tilførsler etc. Det høyeste ambisjonsnivået skal bringe miljøkvaliteten mest mulig opp mot et tilnærmet naturlig bakgrunnsnivå ("naturtilstanden"), det vil si at effekten av menneskelig påvirkning skal være minst mulig. Målene skal være realistiske å oppnå ved gjennomføring av tiltak. Tidshorisonten for oppnåelse av miljømålene er foreløpig satt til år 2010. Nærmere tidsangivelse må fastsettes i forbindelse med utforming av konkrete tiltakspakker og kostnadsoverslag.

Det er i tillegg gitt en grov beskrivelse og vurdering av nødvendige reduksjoner i forurensningstilførsler og andre typer tiltak som må gjennomføres for å oppnå målene.

Metoder og gjennomføring

Følgende oppgaver har inngått i gjennomføringen:

- 1) Utarbeiding av foreløpige miljømål
- 2) Vurdering av miljøtilstanden i elv/fjord og beregning av tilførsler
- 3) Modellering av dose/responsforhold (eutrofimodellen)
- 4) Fastsetting av målknipper og tiltaksvurderinger (tilførselsreduksjoner m.m.).

En forbedring av miljøkvaliteten skal i første rekke øke nytten for befolkningen som bor langs Drammenselva- og -fjorden og bedre egnetheten for brukerinteressene. Miljømålene er derfor konkretisert ved at miljøkvaliteten er knyttet opp mot egnethet for utvalgte brukerinteresser som setter spesielle krav til miljøet. SFTs veiledningshefter i vurdering av miljøkvalitet og egnethet i ferskvann og i fjorder og kystfarvann ("miljøkvalitetskriterier") er lagt til grunn for klassifiseringen.

Arbeidet med fastsettelse av miljømål og vurdering av tiltak har vært basert på eksisterende data og har ikke inkludert ny prøvetaking eller annet feltarbeid.

Dose/responsforhold og virkninger av tiltak er i hovedsak vurdert ved hjelp av eutrofimodell for fjorder. Denne modellen som opprinnelig ble utviklet for Oslofjorden, er tilpasset de stedegne hydrografiske forhold i Drammensfjorden.

En prosjektgruppe og en styringsgruppe med representanter fra kommunene, etater på fylkesnivået og Statens forurensningstilsyn har gitt innspill og korreksjoner underveis i arbeidsprosessen.

Dagens miljøsituasjon i Drammenselva og -fjorden

Miljøtilstanden i **Drammenselva** har gradvis blitt bedre. Registrerte verdier for fosfor og nitrogen (P, N) synes ikke lenger å representere noe problem i forhold til brukerinteresser som bading og fiske i elva, men i forhold til fjorden utgjør tilførselene fra elva et betydelig bidrag til eutrofieringssituasjonen og de dårlige oksygenforholdene i dypvannet. Partikkel-innholdet i elva er ikke spesielt høyt målt i gjennomsnitt over året, men i den aktive jord-brukssesongen (pløying, jordbearbeiding) og ved høyvannsføring kan økt erosjon og partikkeltransport medføre at vannet oppfattes som urent og uestetisk. Det vil også være en viss risiko for tilslamming av gyte- og oppvekstområder for fisk. Bakterier (TKB) er et økende problem desto lenger ned i elva en kommer, spesielt er verdiene høye nedstrøms Hokksund. Dette betyr at den hygieniske vannkvaliteten og egnetheten for brukerinteresser som bading og jordvanning er redusert. Når det gjelder miljøgifter er datagrunnlaget svakt. Miljøgiftinnholdet i fisk fra nedstrøms Tyrifjorden til munningen av elva er ikke kartlagt.

I **Drammensfjorden** er det anoksiske forhold (mangel på oksygen) fra ca. 60-80m dyp og fra ca. 90m og dypere er vannet råttent (H_2S). Drammensfjorden er en naturlig terskelfjord med begrenset vannutskiftning, slik at det vil ikke være mulig å få oksygen helt ned til bunnen uten at det iverksettes omfattende fysiske tiltak, f.eks. å øke terskeldypet eller pumpe ferskvann ned på dypet. Reduksjon av næringssalter og organisk stoff antas likevel å kunne gi en viss bedring av tilstanden. Dårlig sikt i vannet i fjorden bl.a. forårsaket av partikler er et problem spesielt i forhold til dyre- og plantelivet i gruntvannsområdene og forøvrig i forhold til friluftsbading og rekreasjon. Når det gjelder bakterieinnholdet i de frie vannmassene er ikke dette spesielt høyt, men representerer et lokalt problem på enkelte badeplasser, spesielt helt innerst i fjorden ved utløpet av Drammenselva og Lierelva. Det er likevel klare indikasjoner på at den hygieniske vannkvaliteten er under forbedring som resultat av de tiltakene som har vært iverksatt innen avløpssanering.

For miljøgifter er datagrunnlaget begrenset, spesielt mhp. identifisering av konkrete kilder. En undersøkelse i indre Drammensfjord (Koniętczny m.fl 1994), viser at belastningen mhp. tungmetaller er liten til moderat i sedimentene, mens når det gjelder de organisk miljøgiftene og spesielt PCB, er tilstanden dårlig for store deler av fjorden. PAH forekommer i svært høye konsentrasjoner, men hovedsakelig med begrenset lokal utbredelse. Klororganiske stoffer i fiskelever gjør at helsemyndighetene har frarådd konsum av lever og satt forbud mot å omsette usløyet fisk fanget innenfor Svelvik (unntatt arter som vanligvis omsettes som rund fisk, f.eks. sild og makrell). Ellers utgjør et område med dumpet tjære i Gilhusbukta et akutt lokalt forurensningsproblem.

Mål for framtidig miljøkvalitet

Det er satt opp alternative "målknipper" for miljøkvalitet i elv og fjord. Målene er relatert til de enkelte brukerinteresser (egnethet) og miljøparametre og er forsøkt avpasset til hverandre innen hvert enkelt ambisjonsnivå.

Målknippene fremgår (stikkordsmessig) av tabell 0, se neste side.

Tabell 0: Alternative miljømål (målknipper) for Drammenselva og -fjorden.

Brukerinteresser	Målknippe LAVT ambisjonsnivå	Målknippe MIDDELS ambisjonsnivå	Målknippe HØYT ambisjonsnivå
Drammenselva			
Friluftsbad og rekreasjon	<i>Vikersund-Hokksund "egnet" (<100TKB) Hokksund-utløpet "mindre egnet" 100-1000TKB.</i>	<i>Vikersund-Mjøndalen "egnet" (<100TKB) Mjøndalen-utløpet "mindre egnet" (100-1000TKB).</i>	<i>Vikersund-utløpet "egnet" (<100TKB).</i>
Miljøgifter i fisk ("spiselighet av fisk") og sedimenter	<i>Kartlegging av miljøgiftsituasjonen.</i>	-	-
Drammensfjorden			
Biologisk mangfold og fiske (rekefiske)	<i>Oksygen ned til 40m, høyere enn 1 ml O₂/l.</i>	<i>Oksygen ned til 60m, høyere enn 1 ml O₂/l.</i>	<i>Oksygen ned til 80m, høyere enn 1 ml O₂/l.</i>
Naturvern, plante- og dyreliv i gruntvannsområdene	<i>Siktedyp 2,5-3m.</i>	<i>Siktedyp 3-4m.</i>	<i>Siktedyp >4m.</i>
Friluftsbad og rekreasjon	<i>Variierende hygienisk vannkvalitet på bade-plassene, i hovedsak "egnet", dvs. <100 TKB, med unntak av Engersand og Gilhusodden 100-1000TKB og Bragernes >1000TKB.</i>	<i>Alle badeplasser "egnet", dvs. <100 TKB, med unntak av Bragernes, Engersand og Gilhusodden 100-1000TKB.</i>	<i>Alle badeplasser god og stabil hygienisk vannkvalitet som er "egnet", dvs. <100 TKB.</i>
Miljøgifter i fisk ("spiselighet av fisk") og sedimenter	<i>Det skal foreligge ajourført informasjon om kvikksølv, PCB, DDT og dioksiner av fisk fra indre fjordområder.</i>	<i>Fisk (lever) utenfor linjen Lahell-Solumstrand skal være spiselig. Kvikksølv, PCB, DDT og dioksiner i organismer og sedimenter tilstandsklasse II. PAH og metaller i sedimentene tilstandsklasse III (unntatt selve havneområdene). Dumpet tjære i Gilhusbukta skal være overdekket.</i>	<i>All fisk (lever) fra hele fjorden skal være spiselig. Miljøgifter i organismer og overflatesedimenter tilstandsklasse II. Dumpet tjære i Gilhusbukta skal være fjernet.</i>

Aktuelle tiltakstyper for forbedring av miljøkvaliteten

Det er gjort en grovmasket vurdering av mulige forurensningsbegrensende tiltak og andre typer tiltak som er nødvendige for å forbedre miljøkvaliteten for å oppnå de mål som er satt.

Tiltak for forbedring av hygienisk vannkvalitet (friluftsbad og rekreasjon)

For å oppnå forbedret hygienisk vannkvalitet og egnet badevannskvalitet i nedre del av Drammenselva og innerst i fjorden, må utslipp av råkloakk reduseres mest mulig. Det er ikke store tilførsler av råkloakk som skal til før bakterietallet kommer opp i høye verdier, særlig langs land, der bading foregår.

Tilknytningen til kommunale renseanlegg blir tilnærmet 100 % for Drammen kommune i 1995. Mesteparten av kloakken føres til Solumstrand renseanlegg med kalkfelling og dermed nærmest total desimering av bakterier. I tillegg innlagres restutslippet fra renseanleggene på dypt vann. Lierstranda er avkloakkert, mens det fremdeles gjenstår tiltak innen kloakksanering i Engersandområdet. Endel lokale kilder bidrar her til relativt høye bakterieverdier i strandområdene.

De videre utfordringene for kommunalt avløp vil i stor grad ligge på opprusting og forbedring av avløpsnett. Begrensning av lekkasjer og bedret drift av avløpsnett vil kunne bedre forholdene ytterligere. Lekkasjer fra nettet på tørrværsavrenning vil kanskje være det som i størst grad kommer i konflikt med kravet om egnet badevannskvalitet i elva. Driften av nettet inklusive overløpsdrift, om pumpestasjonene har skikkelig oppfølging mhp. vedlikehold, om det er installert alarmer ved pumpestans, vaktordninger etc. vil imidlertid også bety mye for vannkvaliteten.

Tiltak for forbedring av oksygenforholdene i dypvannet (biologisk mangfold, fiske)

Aktuelle tiltakstyper I-VII (utslipps-scenarier) er simulert ved hjelp av eutrofimodellen. Modellen viser at det tar forholdsvis lang tid før tiltakene får den ønskede virkning (resultatene stabiliserer seg), ca. 15-20 år.

Tiltakstype I: Antatt utslippsituasjon 1995: Vil ikke gi større endringer i forhold til nåværende situasjon på dyp omkring 40-60 m, men modellresultatet viser at det vil bli adskillig mindre sulfid i vannmassene dypere ned i forhold til verdiene fra målingene som ble utført i 1991.

Tiltakstype II: Som 1995, men med ulik grad av fjerning av nitrogen og karbon i renseanleggene (II.1 Bio-nitrifikasjon, II.2 Ammoniumstripping, II.3 Nitrogenfjerning/denitrifisering): Av de tre situasjonene med ulike former for N-og C-fjerning i renseanlegg er det bio-nitrifikasjon (II.1) som gir den største forbedringen ned mot 30 m dyp. Det samme gjør seg gjeldende lenger ned i vannmassene. Nitrogenfjerning i renseanleggene vil redusere tilførslene med ca. 230 tonn pr. år, uten at denitrifiseringen i fjorden minsker vesentlig, og gir derfor størst reduksjon i nitrogentransporten ut fjorden med ca. 220 tonn pr. år.

Tiltakstype III: Som 1995, men med halvering i biotilgjengelige tilførsler av både organisk karbon (C), nitrogen (N) og fosfor (P) fra Drammenselva, uten ytterligere tiltak på renseanleggene: Dette vil gi en markert bedring rundt 40 m dyp, og nokså jevnt oksygeninnhold på omkring rundt 60 m. Oksygeninnholdet på 80 m vil ligge helt ned mot null, men uten sulfid i vannmassene.

Tiltakstype IV: Nedpumping av overflatevann (2 m dyp) ned på alternativt (IV.1) 100 m (1 m³/sek) og (IV.2) 120 m dyp (2 m³/sek): Nedpumping av overflatevann til 100 m dyp vil gi en liten reduksjon i oksygennivået rundt 40 m dyp. Ved nedpumping av overflatevann til 120 m dyp kan reduksjonen bli større. Til gjengjeld blir oksygennivået på 60 m forbedret. Rundt 80 m dyp blir det stort sett positive oksygenverdier, men ofte svært lave.

Tiltakstype V: Som 1995, men med utslippene fra Linnes og Solumsstrand renseanlegg dykket til større dyp: For Linnes er det antatt utslippsdyp 60 m og for Solumsstrand 45 m. Vil øke denitrifiseringen i fjorden med ca. 100 tonn pr. år slik at N-transporten ut fjorden vil reduseres tilsvarende. Tiltaket vil gi omtrent samme reduksjon i oksygennivået rundt 30-40 m dyp, som vil bli kritisk lavt i perioder. Oksygeninnholdet rundt 60 m kan i perioder komme ned mot 0 ml/l. Vannmassene rundt rundt 80 m vil veksle mellom å være oksiske og inneholde små sulfid-mengder.

Tiltakstype VI: Kombinasjon av nitrifisering i renseanleggene med dykking av utslippene og tiltakstype VII: Kombinasjon av nitrogenfjerning i renseanleggene med dykking av utslippene: Forbedring av oksygenforholdene oppnås på alle dyp ned til 60 m. På 30 m dyp blir forbedringen delvis noe svakere enn uten dykking, best for alternativ VI. På 40 m kan også forventes en forbedring, igjen best for alternativ VI. På 60 m dyp fås en forbedring som tilsvarer det en kan oppnå ved det hypotetiske alternativet med halvering av elvetilførslene.

Hovedkonklusjonen blir at de tiltakene som er prøvd ut her hver for seg kan gi en viss bedring av oksygenforholdene, men ikke slik at forholdene endres totalt. På 30 og 40 m ser det ut til at det er mulig å oppnå oksygenivåer som omtrent aldri blir lavere enn 1 ml/l, og som ofte kommer opp i 3 ml/l. På 60 og 80 m dyp kan en oppnå i hovedsak oksiske vannmasser, men med relativt lavt oksygenivå, men neppe komme opp i stabile verdier på 1 ml/l og høyere. Dykking av kloakkutslipp og nedpumping av overflatevann til 100 m gir en viss bedring på 60 og 80 m, men kan gå noe på bekostning av forholdene rundt 40 m. Ved å kombinere ytterligere rensetiltak med dykking av utslippene ser det ut til at en kan få en forbedring på alle dyp ned til 60 m. Kombinasjonen av bio-nitrifikasjon med dykking faller her gunstigst ut i følge modellkjøringene.

Tiltak for forbedring av siktedyp (naturvern, plante- og dyreliv i gruntvannsområdene)

De tiltak/utslippsscenarioer som er beskrevet ovenfor synes å gi bare ubetydelig virkning på siktedypet. Det må forøvrig presiseres at sammenhengen mellom de tiltakstyper som er vurdert (bl.a. fjerning av organisk karbon) og hvilken effekt de kan forventes å ha på siktedypet, er uklar.

Det er tilførslene med Drammenselva ovenfor Mjøndalen som dominerer, hhv. 90 og 80% av total N og P i elva kan anses biotilgjengelige. En halvering av elvetilførslene ser ut til å kunne gi et lavere basisnivå om vinteren, men har svært liten virkning på maksimal-konsentrasjoner av partikulært organisk karbon om sommeren. Dette indikerer at utvekslingen med ytre Oslofjord er av vesentlig betydning for situasjonen i sommerhalvåret.

For å bedre siktedypet i fjorden må det settes inn tiltak for å redusere både mengden organiske og uorganiske partikler som tilføres fjorden fra Drammenelva. Dette gjelder særlig tiltak for å hindre erosjon fra utsatte strandområder (steinsetting, plastring, forbygging) og ytterligere tiltak for å redusere erosjon fra jordbruksområdene langs elva. I den sammenheng må det antas at en del av de jordbrukstiltakene som allerede er gjennomført, f.eks. begrensninger i høstpløying, sannsynligvis har gitt en positiv effekt, men kunnskapen om dette er mangelfull. Tiltak for å forbedre lystilgang og siktedyp i gruntvannsområdene bør derfor eventuelt utredes nærmere.

Tiltak mot miljøgifter i sedimenter og fisk ("spiselighet av fisk")

Vurdering av miljøgiftproblemene i Drammenselva og -fjorden er særlig problematisk på grunn av mangel på data fra elva og ufullstendige data fra fjorden og på grunn av uklar sammenheng mellom registrerte nivåer og mulige kilder utenom det som tilføres fra bunn-sedimentene.

De mest akutte behov for tiltak mot miljøgifter i Drammenselva og Drammensfjorden vedrører spesielt området med dumpet tjære i Gilhusbukta og begrensningene på utnyttelse av fisk fra indre fjord pga. forurensning med klororganiske stoffer. Et tredje punkt er det mer enn 20 år gamle, men langsomt avtagende problemet med kvikksølv i fisk fra Tyrifjorden og nedover. Dessuten foreligger en usikkerhet mht. klororganiske stoffer i fisk (særlig storørret fra Tyrifjorden og nedstrøms, situasjonen er her ikke analysert på 15 år).

Arbeidet bør i første omgang omfatte etablering av et overvåkningsprogram, kartlegging av forurensningstilførsler og etterfølgende prioritering av tiltak. Hvis man ønsker en kobling til miljøkvalitet, kreves utvidet kartlegging av før-tilstanden (f.eks. kvikksølv og klororganiske stoffer i fisk fanget nedstrøms Tyrifjorden).

Tiltak innen kommunalt avløp og landbruk

Tilførsler av næringssalter og organisk stoff til fjorden utgjør et hovedproblem. Det som transporteres med elva gir det klart største bidraget. I det følgende er det gitt en generell beskrivelse av tiltak som kan iverksettes for å begrense elvetilførslene. De viktigste forurensningskilder når det gjelder næringssalter, organisk stoff (og bakterier) er kommunalt avløp og landbruksavrenning.

Avløpsrensing - ledningsnett

Som nevnt blir tilknytningen til kommunale renseanlegg tilnærmet 100 % for Drammen kommune i 1995. For avløpsrensianlegg oppstrøms Drammen bør opprusting og oppgradering av anleggene, driftsoptimalisering og bedre rutiner for slamhåndtering vurderes. De videre utfordringene for kommunalt avløp vil i stor grad ligge på forbedring av avløpsnettet.

Tidligere tiltaksanalyser og saneringsplanarbeid viser at det innen ledningsnetttiltak ofte er mange forskjellige typer tiltak som har en høyst varierende kosteffektivitet målt i 1000 kr pr. kg redusert fosfor.

Viktigste ledningsnetttiltak er tilknytning av randsonerbebyggelse til kommunalt nett eller oppgradering av separatløsninger, sanering og rehabilitering av eksisterende ledningsnett og bedre overvåkning av pumpestasjoner for å begrense overløpstilførsler.

Tiltak innen spredt bebyggelse

Spredt bebyggelse regnes som enkelthus eller husklynger med færre enn 7 hus som ikke er knyttet til kommunalt ledningsnett/rensianlegg. Hovedtiltaket her vil være å oppgradere eller skifte ut gamle avløpsanlegg med dårlig virkningsgrad. Et alternativ kan være å kople denne bebyggelsen til kommunalt nett, se under randsonetilknytning. Særlig den gamle bebyggelsen har ofte enkle og dårlige løsninger med svært marginal renseseffekt. Mange har kun enkle synkekummer eller septiktank for utledning i nærmeste bekk. Bebyggelse fra 70-årene og

begynnelsen av 80-årene har ofte kunstige sandfilterløsninger som har vist seg ikke å fungere etter forutsetningene. Utskiftning til infiltrasjon i minirensanlegg eller tett tank foreslås.

Landbrukstiltak

Det er to hovedtyper tiltak, rettet mot punktkilder og mot arealavrenning. Med tanke på næringssalter, er arealtiltakene de viktigste.

Tiltakene mot punktkilder omfatter utbedringer av gjødsellagre og siloanlegg, samt sanering av melkeromsavløp. Tiltakene vil bety mest i områder med mye husdyrhold, f.eks. i Hallingdal, Valdes etc.

Tiltak mot arealavrenning kan deles i tiltak som vedrører *dyrkingsmessige endringer*, tiltak som fører til endret eller *redusert gjødselbruk*, og *tekniske miljøtiltak*. I tillegg kan en tenke seg spesielle restriksjoner på enkelte, særlig utsatte arealer.

Foruten å redusere næringssalttilførselselen vil den første og den sistnevnte gruppen av arealtiltak også i stor grad kunne redusere partikkeltilførslene ved minsket erosjon, noe som må betraktes som en stor tilleggseffekt. En del av gjødseltiltakene vil redusere tilførslene av smittestoffer fra husdyrgjødsel, som også er viktig.

Av alle tiltak innen jordbruk er det spesielt høstpløyingstiltaket som betyr mye for Drammenselva, og da spesielt de nedre deler av elva. Tidligere tiltaksanalyser (Bratli og medarb. 1993) viser at i typiske korndistrikter på østlandet vil dette tiltaket alene utgjøre 70-80% mulig P-avlastning innen landbruket, innenfor rammen av realistiske og kostnads-effektive tiltak. Hvis hele det gjenstående arealet på ca 19 400 dekar også blir liggende i stubb, vil dette tiltaket alene medføre en reduksjon på 8,7 tonn fosfor.

Endel av tilførslene ovenfor Tyrifjorden blir imidlertid holdt tilbake der, nærmere bestemt 62%. Dette betyr at "kun" 5,6 tonn reduseres ved Bybrua i Drammen.

Et tiltak som antas å bety noe i de mer typiske husdyrstrøkene i Valdres, Hallingdal og ved Randsfjorden, er i hvilken grad husdyrgjødsel blir spredd i vekstsesongen. For Buskerud fylke ble ca 83% av all gjødsel spredd under våronna og i vekstsesongen for 1992 (Utvalgstillinga, 1992). For de aktuelle Opplandskommunene Jevnaker, Gran, Søndre Land og Nordre Land, var tallene 64, 83, 88 og 86%. Dette innebærer at det for dette tiltaket fortsatt er et visst forurensningsbegrensende potensiale.

1. BAKGRUNN OG FORMÅL

1.1 Behov for miljøforbedringer

Miljøforholdene i Drammenselva og -fjorden er vesentlig forbedret i de senere årene. Dette skyldes til dels nedleggelse av eller bedre kontroll med tidligere forurensende industri- virksomhet, men også iverksatte tiltak innen kommunal avløpsrensing og for å redusere avrenning fra landbruket. Imidlertid gjenstår det fremdeles en del miljøproblemer som må løses dersom en ønsker en fullt ut tilfredsstillende miljøkvalitet.

Miljøproblemene i **Drammenselva** knytter seg i dag i første rekke til redusert hygienisk vannkvalitet på grunn av forhøyet innhold av tarmbakterier. Dette nedsetter først og fremst egnetheten og potensialet for de vannbaserte friluft- og rekreasjonsaktivitetene som knytter til elva. Drammenselva er også en betydelig kilde for tilførsler av næringssalter, i første rekke nitrogen, til fjorden. I den aktive jordbruks sesongen og i perioder med høy vannføring, kan partikler og humus på grunn av erosjon redusere sikten i vannet og føre til redusert lystilgang for plante- og dyrelivet både i elva og i indre fjordområder og tilslamming av gyte- og oppvekstområder for fisk. Når det gjelder miljøgifter, har en dårlig oversikt over dagens situasjon, men de observasjoner som er gjort tyder på at dette sannsynligvis er et avtagende problem.

I **Drammensfjorden** er det i første rekke de dårlige oksygenforholdene i dypvannet som utgjør et problem for marine organismer og fiskeslag, f.eks. reker, som lever nær bunnen. Siden Drammensfjorden er en terskelfjord med begrenset vannutskiftning, har fjorden redusert kapasitet som resipient for forurensningstilførsler. Andre miljøproblemer knytter seg til nedsatt sikt i vannet som følge av partikler som føres ut i fjorden fra Drammenselva, samt algevekst på grunn av stor næringstilførsel. Dette gir dårligere vekstforhold for planter og dyr i gruntvannsområdene. Den hygieniske vannkvaliteten har tidligere vært dårlig, spesielt i strandområdene, men dette har bedret seg i de senere årene.

For miljøgifter er datagrunnlaget svakt, spesielt mhp. identifisering av konkrete utslippskilder. En undersøkelse i indre Drammensfjord, viser at belastningen mhp. tungmetaller er liten til moderat i sedimentene, mens når det gjelder de organiske miljøgiftene, spesielt PCB, er tilstanden dårlig for store deler av fjorden. PAH forekommer i svært høye konsentrasjoner, men hovedsakelig med avgrenset lokal utbredelse. Klororganiske stoffer i fiskelever gjør at helsemyndighetene har frarådd konsum av lever og satt forbud mot å omsette usløyvet fisk fanget innenfor Svelvik (unntatt arter som vanligvis omsettes som rund fisk, f.eks. sild og makrell). Ellers utgjør et område med dumpet tjære i Gilhusbukta et akutt lokalt forurensningsproblem.

Hensikten med å sette mål og gjennomføre tiltak for en videre forbedring av miljøkvaliteten vil i første rekke være å øke nytten for befolkningen som bor langs Drammenselva- og -fjorden gjennom å bedre egnetheten for brukerinteressene. Undersøkelser viser også at de fleste legger stor vekt på områdenes egenverdi eller eksistensverdi, og at en forbedring i miljøkvaliteten i seg selv derfor vil oppfattes som positivt. En har allerede erfart gode resulater av de tiltak og miljøforbedringer som er gjennomført, bl.a. har Drammenselva vunnet tilbake mye av sin stilling som en av landets beste elver for laksefiske og som en betydelig faktor for trivselen og det lokale bomiljøet.

1.2 Framtidig miljøkvalitet – alternative mål

Miljømålene omfatter følgende områder:

- Drammenselva fra Vikersund til utløpet
- Snarumselva fra utløpet av Krødern til Gravfoss
- Drammensfjorden ut til grensen for Svelvik kommune.

En vider forbedring av miljøkvaliteten i Drammenselva og -fjorden vil kreve en viss ressursinnsats, alt etter hvilket ambisjonsnivå som velges. Hvilke framtidige mål som skal settes for miljøkvaliteten og hvilke ressurser som skal stilles til rådighet for å nå målene vil være et politisk valg. I den forbindelse vil det være nødvendig å se på hvilke miljøforbedringer som er realistiske og gjennomførbare. Prosjektets formål er derfor å identifisere de viktigste miljøproblemene, presentere konkrete operasjonelle målalternativer for framtidig miljøkvalitet og så langt som mulig anslå nødvendige tiltak.

Det er lagt til grunn tre alternative ambisjonsnivåer:

- | | |
|----------------------------------|--|
| <i>1) Lavt ambisjonsnivå:</i> | <i>Opprettholdelse av dagens tilstand innbefattet tiltak som er vedtatt gjennomført</i> |
| <i>2) Middels ambisjonsnivå:</i> | <i>Forbedringer av miljøtilstanden som vil kreve ytterligere tiltak ut over dagens</i> |
| <i>3) Høyt ambisjonsnivå:</i> | <i>Vesentlige forbedringer av miljøtilstanden som vil forutsette omfattende og ressurskrevende tiltak.</i> |

Det laveste ambisjonsnivået innebærer opprettholdelse av dagens miljøkvalitet med de tiltak som allerede er vedtatt gjennomført innen avløpssanering etc. Dette betyr i prinsippet at den framtidige miljøkvaliteten under ingen omstendighet skal bli dårligere enn dagens. Eventuell befolkningsvekst, industriutbygging og andre forhold som kan medføre nye potensielle forurensningstilførsler må derfor kompenseres med økte tiltak. Det høyeste ambisjonsnivået skal bringe miljøkvaliteten nærmest mulig et naturlig bakgrunnsnivå ("natur-tilstanden"), dvs. at effekten av menneskelig påvirkning skal være ubetydelig/minst mulig. Det høyeste målnivået er allikevel satt slik at det bør være realistisk å oppnå ved iverksetting av tiltak som kan gjennomføres i praksis.

Det er gitt en grov beskrivelse og vurdering av nødvendige tiltak for reduksjon av forurensningstilførsler, samt andre typer tiltak som må gjennomføres for å oppnå målene. Identifisering av kilde spesifikk enkelttiltak eller kostnadsberegninger for gjennomføring inngår imidlertid ikke og må eventuelt utredes i en påfølgende tiltaksanalyse.

For å nå de høyeste ambisjonsnivåene vil det være nødvendig med en relativt lang tidshorison, bl.a. fordi endel av tiltakene vil være tidkrevende å implementere og at miljøeffekten (virkningene i vannforekomsten) på en del områder først vil bli målbar etter en viss tid. Det vil også være nødvendig å fordele kostnadene over flere år. Tidshorisonen for oppnåelse av miljømålene er derfor foreløpig satt til år 2010. Nærmere tidsangivelse må fastsettes i forbindelse med utforming av konkrete tiltakspakker og kostnadsoverslag.

2. METODER OG GJENNOMFØRING

2.1 Generelt om gjennomføringen

Utformingen av de alternative miljømålene tar utgangspunkt i et metodeopplegg som beskrevet i utredningen "Vurdering av Oslofjorden" (Baalsrud m. fl. 1986), men modifisert i forhold til de stedegne problemstillinger og formål i Drammenselva og -fjorden.

Følgende oppgaver har inngått i arbeidsprosessen:

- 1) Utarbeiding av foreløpige miljømål (jfr. eget arbeidsnotat).
- 2) Vurdering av miljøtilstanden i elv/fjord og tilførsler/kilder
- 3) Beregning og modellering av dose/responsforhold (fjordmodellen)
- 4) Fastsette målknipper og vurdere tiltak (tilførselsreduksjoner m.m.).

Arbeidet er basert på foreliggende datagrunnlag og inkluderer ikke ny prøvetaking eller innsamling av data i felt. I forbindelse med bruk av fjordmodellen har det inngått en del nyutvikling ved tilpasning og kalibrering av modellen til Drammensfjorden. De ulike gruppene innen prosjektet (styringsgruppe, prosjektgruppe, referansegruppe) har gitt innspill og korreksjoner underveis i arbeidsprosessen.

Miljømålene er beskrevet og kvantifisert gjennom grenseverdier for virkningstyper og miljøparametre. Målene er videre konkretisert ved at miljøkvaliteten er knyttet opp mot egnethet for utvalgte brukerinteresser som setter spesielle krav til miljøet. Dette er nærmere beskrevet i det følgende.

2.2 Brukerinteressenes krav til miljøkvalitet

Miljømålene er relatert til egnethet for ulike brukerinteresser som stiller særlige krav til miljøkvaliteten. Å relatere miljømålene til "naturens egenverdi" er vanskelig fordi en vet for lite om sammenhengen mellom forurensningsnivå og skade på økosystemet.

I tabellen under er de viktigste brukerinteressene i elva og fjorden oppgitt (brukerinteressene representerer "samlekategorier" og kan omfatte flere ulike aktiviteter). Som grunnlag for oppsettene er benyttet SFTs veiledning "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann" (1992) og "Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger av miljøgifter" (1993) og "Egnethet for ulike brukerinteresser" (1994).

I tabellene som er presentert i det følgende er brukerinteressenes krav til egnethet oppgitt. Kun utvalgte virkningstyper og nøkkelparametre framgår av tabellene. For "friluftsbading og rekreasjon" er egnethetskravene i SFTs veiledning forskjellig for ferskvann og saltvann, bl.a. når det gjelder bakterier. I følge de nye kravene til Statens helsetilsyn vil kravene til badevannskvalitet (på de tilrettelagte badeplassene) være <100TKB både i ferskvann og saltvann. Brukerkategorien "biologisk mangfold" inngår ikke i klassifiseringen av egnethet.

"Spiselighet av fisk" omfatter miljøgifter både i fisk, marine organismer og sedimenter. En har derfor i den sammenheng valgt å legge til grunn SFTs *tilstandsklassifisering* siden egnethetsklassifiseringen ikke inkluderer sedimenter.

Tabell 2.1 Miljøavhengige interesser (samlekategorier) i Drammenselva og -fjorden som er lagt til grunn for miljømålene. Brukerinteressene er skjønnsmessig utvalgt i hht. de aktuelle miljøproblemene i elva og fjorden.

DRAMMENSELVA	DRAMMENSFJORDEN
<ul style="list-style-type: none"> • Sportsfiske • Jordvanning • Friluftsbad og rekreasjon • Miljøgifter i sedimenter og fisk ("spiselighet av fisk) 	<ul style="list-style-type: none"> • Fiske (rekefiske) • Biologisk mangfold • Naturvern, plante- og dyreliv • Friluftsbad og rekreasjon • Miljøgifter i sedimenter og fisk ("spiselighet av fisk)

Tabell 2.2 Klassifiseringstabeller for miljøkvalitet og egnethet for ulike brukerinteresser. Kilde: SFT 1992, 1993 og 1994.

SPORTSFISKE Ferskvann	1 Godt egnet	2 Egnet	3 Mindre egnet	4 Ikke egnet
<i>Næringsalter</i>				
Fosfor (tot. P µg/l)	<11	11-20	20-50	>50
Nitrogen (tot. N µg/l)	<400	400-550	550-800	>800
Klorofyll a (µg/l)	<3,7	3,7-7,5	7,5-20	>20
<i>Forsuring</i> pH	>6,0	5,3-6,0	4,7-5,3	<4,7
<i>Miljøgifter</i>				
Aluminium (µg Al/l)	<20	20-50	50-100	>100

FISKE (fjord, kyst)	1 Godt egnet	2 Egnet	3 Mindre egnet	4 Ikke egnet
<i>Oksygen i dypvannet</i> ml O ₂ /l min. verdi	>3,5	3,5-1,0	1,0-0,0	H ₂ S

FRILUFTSBAD OG REKREASJON (ferskvann)	1 Godt egnet	2 Egnet	3 Mindre egnet	4 Ikke egnet
<i>Siktedyp</i> m	>7	7-4	4-2	<1
<i>Tarmbakterier</i> Ant. TKB pr. 100 ml	<50	50-200	200-1000	> 1000

FRILUFTSBAD OG REKREASJON (fjord, kyst)	1 Godt egnet	2 Egnet	3 Mindre egnet	4 Ikke egnet
<i>Siktedyp</i> m (sommer)	>6,2	6,2-4,5	4,5-2,5	<2,5
<i>Tarmbakterier</i> Ant. TKB pr. 100 ml	-	< 100	100-1000	> 1000

JORDVANNING Åker og eng (ferskvann)	1 Godt egnet	2 Egnet	3 Mindre egnet	4 Ikke egnet
<i>Næringsalter</i>				
Fosfor (tot. P µg/l)	<11	11-20	20-50	>50
Nitrogen (tot. N µg/l)	<400	400-550	550-800	>800
<i>Partikler</i> Turbiditet	<2	2-5	>5	-
<i>Tarmbakterier</i>				
Ant. TKB pr. 100 ml	<50	50-200	200-1000	> 1000

MILJØGIFTER I ORGANISMER OG SEDIMENTER Tilstand (fjord, kyst)	I God	II Mindre god	III Nokså dårlig	IV Dårlig	V Meget dårlig
<i>Metall i sedimenter</i>					
Kvikksølv (mg Hg/kg)	<0,15	0,15-0,6	0,6-3	3-5	>5
<i>Metall i organismer</i>					
Kvikksølv i blåskjell (mg Hg/kg)	<0,2	0,2-0,5	0,5-1,5	1,5-4	>4
Kvikksølv i torskefilét (mg Hg/kg)	<0,1	0,1-0,3	0,3-0,5	0,5-1	>1
<i>Organiske miljøgifter i</i> <i>sedimenter</i>					
Sum PAH (µg/kg)	<300	300-2000	2000-6000	6000-20000	>20000
Sum PCB (µg/kg)	<5	5-25	25-100	100-300	>300
TCDD ekv. (µg/kg)	<0,03	0,03-0,12	0,12-0,6	0,6-1,5	>1,5
<i>Organiske miljøgifter i</i> <i>organismer</i> Sum PAH (µg/kg) i blåskjell					
Sum DDT (µg/kg) i blåskjell	<100	100-300	300-2000	2000-5000	>5000
Sum PCB (µg/kg) i blåskjell	<2	2-5	5-20	20-40	>40
TCDD ekv. (ng/kg) i blåskjell	<10	10-30	30-100	100-200	>200
Sum DDT (µg/kg) i torskelever	<0,3	0,3-1	1-3	3-5	>5
Sum PCB (µg/kg) i torskelever	<200	200-500	500-1500	1500-3000	>3000
TCDD ekv. (ng/kg) i torskelever	<1000	1000-3000	3000- 10000	10000-20000	>20000
	<30	30-100	100-300	300-1000	>1000

2.3 Kort beskrivelse av metodegrunnlaget

2.3.1 Virkninger av næringsalter og organisk stoff i fjorden

Analysene av virkninger av ulike utslippssituasjoner av næringsalter og organisk stoff er utført ved hjelp av eutrofimodell for fjorder. Modellen ble opprinnelig utviklet av NIVA for bruk i indre Oslofjord, men er i prosjektet tilpasset Drammensfjordens spesielle hydrografiske

forhold, bla. til den relativt store ferskvannsgjennomstrømningen. Bruken av eutrofimodellen gjelder området innenfor Svelvik i Drammensfjorden.

Modellen er først og fremst brukt for å beskrive virkningen av ulike tilførsler/utslipp på oksygenforholdene i dypvannet i fjorden. Oksygenforholdene vil spesielt virke inn på fiskens oppvekst- og levemuligheter, spesielt for arter (f.eks. reker) som har sitt tilholdssted i dypere vannmasser eller på bunnen.

Næringssalter og organisk stoff vil, sammen med uorganiske partikler, også kunne redusere siktedypet og lysforholdene. Siktedypet vil ha betydning for vekstforholdene for planter og organismer i de mest biologisk produktive gruntvannsområdene og gi konsekvenser for det biologiske mangfoldet.

Modellen er kjørt for 7 ulike utslipps-scenarier. Scenariene er kjørt inntil det har innstilt seg en omtrentlig likevekt. For å få en slik likevekt etter store endringer i modell-parametre er det nødvendig å simulere ca. 15 år. Det skyldes i hovedsak dypvannets oppholdstid, men også at det tar noen år før innhold i sedimenter innstiller seg på ny likevekt. De resultatene som presenteres gjelder en avsluttende periode på 4 år etter at en slik likevekt ser ut til å være oppnådd.

Modellen er nærmere presentert i Appendiks A bak i rapporten.

2.3.2 Vurdering av hygienisk vannkvalitet

Ved oppsetting av mål for fremtidig vannkvalitet for friluftsbading og andre rekreasjonsaktiviteter har en i hovedsak valgt å knytte målene til den hygieniske vannkvaliteten (innhold av sykdomsframkallende tarmbakterier), da "helseaspektet" ansees som særlig viktig i sammenhenger der brukerne kommer i direkte kroppskontakt med vannet.

For både elva og fjorden vil det være forskjeller på bakterieinnholdet ved målinger der bading faktisk foregår (langs land) og målinger midt i elva eller fjorden. Problemene med bakterieforurensning vil vanligvis merkes mest i strandområdene da forurensningen for en stor del skyldes lekkasjer på ledningsnett, overløp og utslipp som ligger i tilknytning til strandsonen. Problemet vil være langt mindre i de frie, åpne vannmasser. I de tilfeller prøvene er tatt mens folk bader, kan dette også gi markerte utslag på bakteriekonsentrasjonen.

For elva er grunnlaget for klassifiseringen lagt på målinger fra midt i elva. Dette har sammenheng med oppbyggingen av eksisterende datagrunnlag og at det er disse verdiene som de andre brukerinteressene også er vurdert på bakgrunn av. Verdiene fra midt i elva er også de som på best måte gir en oversikt over totalbelastningen fra flere kilder, og ikke så lett blir påvirket av små lokale utslippskilder.

For fjorden er grunnlaget for klassifiseringen lagt på målinger fra selve badeplassene. Eksisterende observasjoner av bakterieinnholdet stammer i hovedsak fra kommunenes helseavdelinger som tar bakterieprøver på selve badeplassene i løpet av badesesongen. Målinger av hygienisk vannkvalitet midtfjords blir ikke regelmessig foretatt. I en så stor resipient ville dette heller ikke gitt et riktig bilde av situasjonen for friluftsbad og rekreasjonsaktiviteter som foregår langs land.

Bakterienes spredning og overlevelsessevne vil bl.a. variere med utslippssted, strømforhold, temperatur- og lysforhold, biologisk omsetning etc. Levetiden i sjøvann er kortere enn i ferskvann og også kortere i varmt enn i kaldt vann. Under normale forhold vil ikke tarmbakteriene kunne formere seg i sjøvann, og vil dø ut etter kort tid. Vanligvis kan en grovt regne at innholdet av tarmbakterier i sjøvann synker (desimeres) med en tierpotens for hver tredje til femte time. Når det gjelder Drammensfjorden har overflatelaget ned til ca. 10m lav saltholdighet og transporteres ut fjorden uten særlig blanding med de dypere vannmasser. Bakteriene vil derfor trolig kunne overleve opptil 2-3 dager.

2.3.3 Miljøgifter

Miljøgiftproblemene er sett i sammenheng med innhold i fisk og sedimenter. Særlig gjelder dette den kroniske påvirkningen av miljøgifter som er mest aktuell i Drammensfjorden (med unntak av området med dumpet tjære og de mest olje- og PAH-påvirkede deler av havneområdet).

Kunnskapen om sammenhengene mellom målte konsentrasjoner av miljøgifter i vann og sedimenter, opptak av disse i organismer og eventuelle økologiske virkninger er svært usikker. Dette gjør det vanskelig å knytte miljømål og tiltak til forbedret økologisk tilstand. PAH i sedimenter kan være et eksempel på dette. Mens det i områder som fungerer som resipienter for norsk smelteverksindustri er registrert tilsynelatende normalt dyreliv på bløtbunn ved et innhold av PAH opp mot 1000 ganger diffust bakgrunnsnivå, angir ulike kilder i USA en toleransegrense som tilsvarer overkonsentrasjoner av PAH i størrelsesorden 20-500 ganger. (Knutzen og Næs, 1994). Til sammenligning ligger verdiene i SFTs tilstandsklassifisering, utformet i forhold til et "føre-var-prinsipp", mindre enn 10 ganger over bakgrunnsnivået ved bare diffus belastning.

I forhold til SFT-klassifiseringen som har som utgangspunkt et høyt bakgrunnsnivå ved bare diffus belastning (langt fra punktkilder) og ikke antatt skade på naturen, kan en generelt anta at øvre grense for tilstandsklasse II, "Mindre god", ivaretar naturverninteressene. I de fleste tilfeller vil grensene for påvist skade på økosystemet (dvs. nivået for ingen effekter) være betydelig høyere. Bruk av øvre grense for tilstandsklasse II som miljømål vil således være i samsvar med "føre-var-prinsippet". Prinsippet bør generelt gjelde for forurensningsstoffer som kvikksølv, PCB og DDT og andre bestandige, bioakkumulerende stoffer.

3. FORURENSNINGSTILFØRSLER

3.1 Tilførselskilder og parametre

Tilførslen av forurensningstoffer til Drammensfjorden er beregnet for fosfor, nitrogen og organisk stoff. Parametrene er Tot-P målt som kg P i måneden og tonn /år, Tot-N målt som kg N i måneden og tonn pr. år og KOF målt som tonn oksygen pr. måned og år.

Det er valgt å regne tilførselsbudsjetter for årene 1986, 1991 og antatt situasjon i 1995. Dette har sammenheng med Nordsjøavtalene der forpliktet reduksjon fra 1985 til 1995 er 50% for tilførslene til kyststrekningen svenskegrensa-Lindesnes. 1986 ble valgt i stedet for 1985 da man for dette året hadde et bedre datagrunnlag. Tiltak gjennomført fra 1985 til 1986 har vært marginale, og tilførslene regnet for 1986 kan således grovt sett regnes for også å gjelde 1985.

For kjøring av fjordmodellen er det nødvendig å splitte tilførslene i overflatetilførsler og dypvannstilførsler. Overflatetilførslene er:

- Drammenselva
- Lierelva
- Punktutslipp fra renseanleggene Mjøndalen og Muusøya
- Punktutslipp fra industribedriftene:
 - Sundland Eker
 - Delikat
 - Aas bryggeri
 - Drammens is
 - Drammens meieri.

Dypvannsutslippene er:

- Linnes og Solumstrand renseanlegg
- Dyno industrier.

For 1986 er alle industritilførsler regnet som egne utslipp. For 1991 er kun Delikat koplet til Solumstrand, og for 1995 vil Delikat, Aas, Drammens Is og Meieriet være koplet til Solumstrand.

For endel av disse bedriftene har det ikke vært mulig å skaffe tilførselstall for næringssalter fra 1986. Heller ikke for rensedistriktene i Lier og Mjøndalen har det lyktes å komme fram til gode 1986-tall. Tallsettet fra dette året er derfor ikke fullstendig. For modellkjøringene har det heller ikke vært særlig viktig å kjøre historiske scenarier, men å basere kjøringene på de siste tilførselsberegningene. Tallene for 1991 og antatte tilførselstall 1995 er derfor benyttet.

Tilførselstallene fra punktkilder nedstrøms Mjøndalen er vist i tabell 3.1.

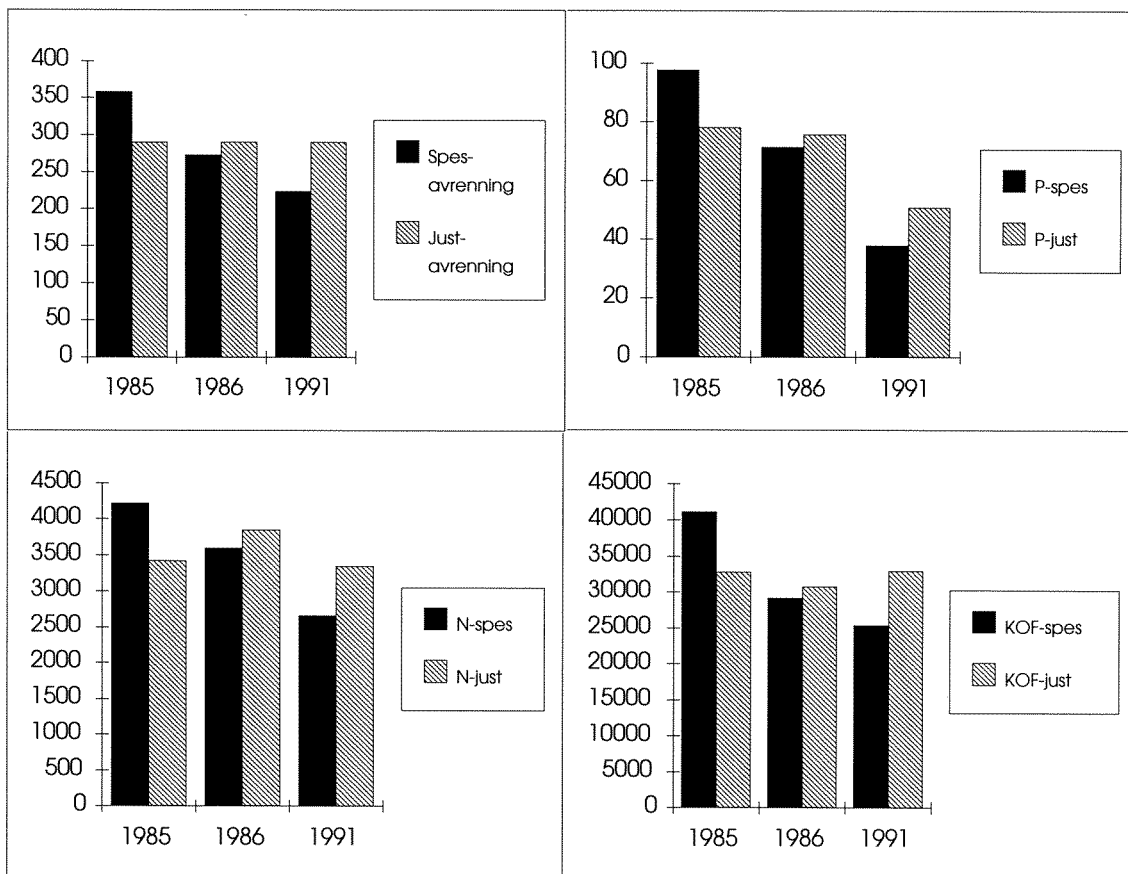
Det er ikke tatt med punktkilder fra kloakk sør for Drammensregionen, altså det som i Hurum, Røyken og Svelvik går rett til Drammensfjorden. Dette antas å bety lite i forhold til de totale tilførslene til fjorden.

Tabell 3.1 Punktkildetilførsler av vannmengde, fosfor, nitrogen og organisk stoff fra punktkilder for årene 1986, 1991 og antatte tilførsler 1995.

Kilder, 1986	Q-m³/år	P tonn/år	N tonn/år	KOF tonn/år
Mjøndalen				
Muusøya +tap/ikke tilknyttet Drammen		45	245	1921
Aas bryggeri	75375			150
Delikat!	28800	0,75		253
Drammens Is	15150			70
Meieriet	120			36
Sundland Eker	1728600	1,5	4	2590
Sum overflatetilførsler	1848045	47,25	249	5020
Linnes				
Dyno	10000	0	35	20
Solumstrand	1730229	1	88	240
Sum dyptilførsler	1740229	1	123	260
!beregnet uten renseanlegg				
Kilder, 1991	Q-m³/år	P tonn/år	N tonn/år	KOF tonn/år
Mjøndalen*		0,62	60	169
Muusøya +tap/ikke tilknyttet Drammen		18,7	163	1388
Aas bryggeri	110376	1,2	2,03	176
Drammens Is	37843	0,27	1,35	82
Meieriet	25228	0,18	1,35	41
Sundland Eker	1470600	0,7	2,5	376
Sum overflatetilførsler	1644047	21,67	230,23	2232
Linnes**		1,02	53	259
Dyno	6400	0	16	18
Solumstrand	3558000	1	128	583
Sum dyptilførsler	3564400	2,02	197	860
*på bakgrunn av midlede data fra 1988-92				
**på bakgrunn av midlede data fra 1990-92				
Kilder, 1995	Q-m³/år	P tonn/år	N tonn/år	KOF tonn/år
Mjøndalen*		0,62	60	169
Muusøya +tap/ikke tilknyttet Drammen		7,1	91	437
Sundland Eker	1453400	0,995	7,7	440
Sum overflatetilførsler	1453400	8,715	158,7	1046
Linnes		1,02	70,4	259
Dyno!	7800	0	14	15
Solumstrand****	7370143	3,7	186	729
Sum dyptilførsler	7377943	4,72	270,4	1003
*på bakgrunn av midlede data fra 1988-92				
**på bakgrunn av midlede data fra 1990-92				
***stipulert for 1994				
**** Q beregnet på bakgrunn av Q og tilknytning, 1991				

3.2 Beregning av elvetilførsler

For den kilden som betyr mest, dvs. det som kommer med Drammenselva, er det store variasjoner fra år til år som er nøye korrelert til den variable vannføringen. Dette betyr at den naturlige reduksjonen i tilførselen fra et vått til ett tørt år totalt vil overskygge en reduksjon på grunn av gjennomførte tiltak. For å gi et bilde som i størst mulig grad gjenspeiler tilførsler som resultat av gjennomførte tiltak, er det regnet justerte årstilførsler på bakgrunn av en midlet månedsvannføring for perioden 1970-92. Figur 3.1 viser spesifikke (med det gitte året avrenning) og justerte årstilførsler.



Figur 3.1 Årsavrenning vist som årsmidlet vannføring (m³/sek), årstilførsler av P, N og KOF i tonn pr.år, vist som spesifikk tilførsel (beregnet med årets vannføringstall) og justert tilførsel (med bakgrunn i normaliserte vannføringer).

På bakgrunn av dette ble det valgt å benytte de justerte, eller integrerte tilførselstallene fra 1991 som grunnlag for modellkjøringene, jfr. modellkapittelet for konkrete tall som er brukt i kjøringene.

3.3 Usikkerheter i datagrunnlaget

For de kommunale tilførslene er data hentet fra Drammen kommune (Mølmen 1993) og Buskerud vann og avløpssetter, BUVA (1988-93).

Industritilførsler er beregnet/hentet fra rapporter fra BUVA (dengang Driftsassistansen) 1992 og Fylkesmann i Buskerud (1988). Endel utslippstall er også framkommet gjennom direkte kontakt med bedriftene angående Dynos utslipp (Halvorsen 1994) og angående Sundland Eker (Arnevik 1994).

Tilførslene fra Drammenselva er beregnet utifra det nasjonale elvetilførselsprogrammet der Drammenselva inngår som en hovedelv (Holtan 1992). Data ang. organisk stoff og hele prøveserien for 1986 er hentet fra Miljøvernavdelingens egne rapporter (Fylkesmannens miljøvernnavdeling, Buskerud 1992a). Vannføringer er hentet fra NVE (Lofsberg 1994). Det er valgt å bruke målinger fra gamle Mjøndalsbro som mål på det som kommer med Drammenselva, for så å legge til punktkildene nedstrøms. Dette fordi det ved Bybrua er store horisontalgradienter mhp. forurensningskonsentrasjonen i elva.

Tilførslene fra Lierelva er hentet fra Miljøvernavdelingens egne rapporter (Fylkesmannens miljøvernnavdeling, Buskerud 1992b). Her er tilførslene beregnet etter forskjellige metoder, og det er valgt å bruke metoden med kurvetilpasning for hele perioden med vannføringsdata (1989-91). Vannføringer og tilførsler for før 1989 eksisterer ikke.

Usikkerheten i dataene er betydelige og tildels varierende mellom kildene og i tid. Tallene fra 1991 er sikrere enn de fra 1986, da mange industribedrifter først i senere tid har begynt å måle på f.eks. næringssalttilførsler. Usikkerhetene for målingene i Drammenselva er innenfor det akseptable. Det er tatt 8-12 prøver i året, noe som er tilstrekkelig i en elv der konsentrasjonen varierer forholdsvis lite. Forskjellene i de totale tilførselsmengder over årene 1986-1991-1995 er relativt store, og usikkerhetene slår derfor ikke alfor mye ut.

4. ALTERNATIVE MILJØMÅL FOR ELVA

4.1 Dagens miljøtilstand og egnethet

Dagens tilstand er beskrevet ut fra ut fra en del registrerte miljøparametre. Forsuring (pH) er ikke noe aktuelt problem i Drammenselva, og er derfor ikke oppgitt.

Tabell 4.1 Dagens miljøtilstand (1993) ved forskjellige prøvestasjoner.

Stasjon	Tot P µg/l	Tot N µg/l	Turbiditet FTU	TKB ant. pr 100ml ¹⁾
Snarumselv, Kaggefoss	4,5	230	0,46	5
Drammenselv, Vikersund	4,0	440	0,43	11
Drammenselv, Skotselv	4,5	380	0,52	60
Drammenselv, Hokksund	6,0	370	0,65	60
Drammenselv, Mjøndalen	6,5	400	0,75	360
Drammenselv, Bybrua	7,3	405	0,89	240

Forklaringer til fotnoter i tabellen:

1) Bakterietall (TKB) for prøver tatt i elva.

Kravet til egnethet for fiske (sportsfiske) er tilfredsstilt i hht. SFTs miljøkvalitetsnormer for alle målepunkter i elva.. Bakterier (TKB) anses ikke å være kritisk for fisk, med unntak av i meget store konsentrasjoner.

Kravene til jordvanning (åker og eng) er delvis tilfredsstilt, men bakterieinnholdet representerer fremdeles et problem. For jordvanning er kravene når det gjelder bakterie-innhold lavere enn for friluftsbad og rekreasjon. Det er derfor ikke formulert egne miljømål for jordvanning (forutsettes fanget opp av miljømålene for friluftsbading og rekreasjon). For vanning av hagebruksvekster (som spises i rå tilstand) er kravene de samme som for drikkevann (innhold av TKB < 5 pr. 100 ml.). Dette ansees som et urealistisk mål for de aktuelle delene av Drammenselva.

Når det gjelder friluftsbading og rekreasjon har ingen av delstrekningene i elva problemer med å nå badevannskravene med hensyn på fosfor og partikler. Gjennomsnittsverdiene for partikkelinnhold (turbiditet) er ikke spesielt høye, men i den aktive jordbruks sesongen (pløying, jordbearbeiding) og ved høyvannsføring kan økt erosjon medføre at vannet oppfattes som urent og uestetisk. Det vil også være en viss risiko for tilslamming av gyte- og oppvekstområder for fisk. Kunnskapen om disse problemene er imidlertid mangelfull.

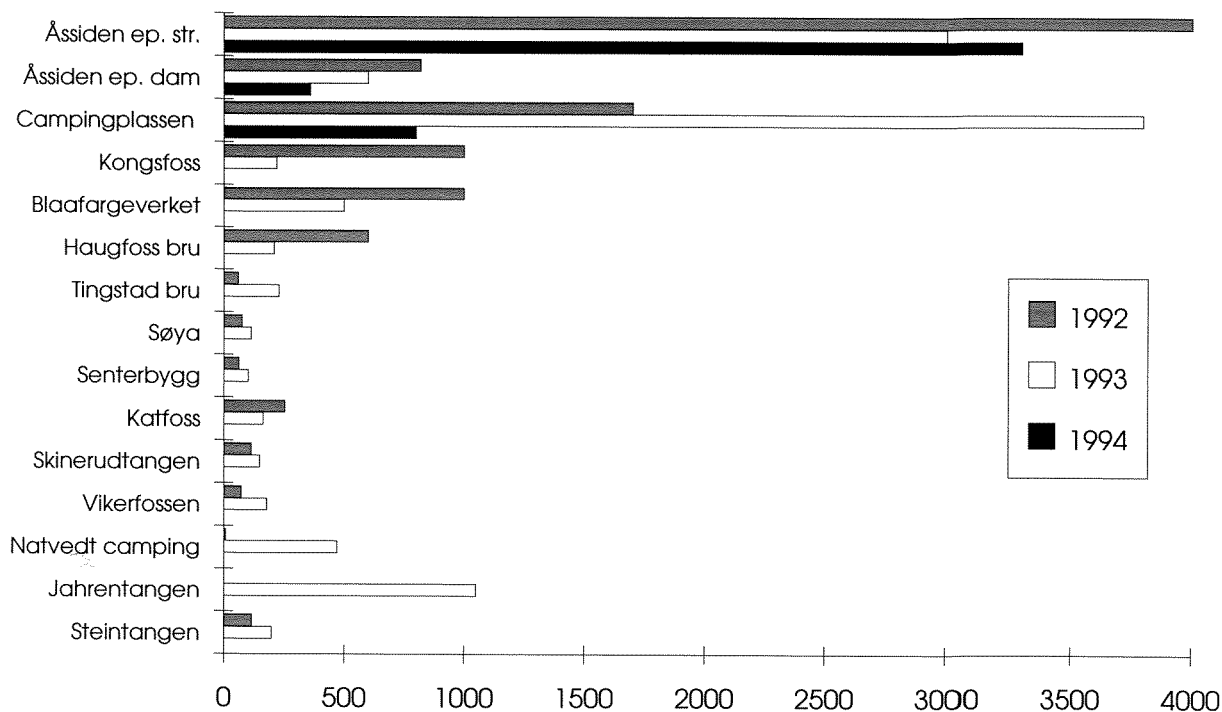
Nitrogenverdiene i Drammenselva er relativt høye helt fra Vikersund, og ligger rundt grensen for egnethetskravet på 400 µg/l. Nitrogen er allikevel ikke noen kritisk faktor i ferskvann, og bør tillegges mindre vekt enn de andre angitte parametre. Det er derfor i første rekke tarmbakterier (TKB) som representerer et problem i forhold til friluftsbading og rekreasjon.

4.2 Alternative mål for friluftsbad i elva

4.2.1 Situasjonsbeskrivelse

I dag er Drammenselva "egnet" for friluftsbading og rekreasjon ned til Hokksund, mens stasjonene både ved Mjøndalen og Bybrua overskrider verdien på 100 TKB. For noen bade-plasser langs elva er det registrert betydelig høyere bakterieverdier enn midt i elva. Særlig ved Campingplassen mellom Mjøndalen og Bybrua er det registrert høye bakterietall på 2000-3000 TKB i 1993-94. I plaskedammen på Åssiden er verdiene imidlertid i samme intervall som for elva, dvs. mellom 100 og 1000 TKB.

Til tross for at det er planlagt utvidet tilknytning til avløpsrensaneanlegget og at tilknytningsgraden i 1995 skal være 100% for Drammen er det ikke realistisk å regne med at nevnte elvestrekning vil komme ned under 100 TKB.



Figur 4.1 Registrerte bakterieverdier (maksimalverdier) på badeplasser langs Drammenselva 1992-1994.

4.2.2 Alternative miljømål

Lavt ambisjonsnivå

Et lavt ambisjonsnivå tar utgangspunkt i dagens tilstand. Der det er planlagt eller pålagt tiltak som skal gjennomføres fram til 1995, er det tatt hensyn til den eventuelle vannkvalitetsforbedring disse tiltakene forventes å gi. Det er særlig i Drammen by at planlagte kloakkerings tiltak i perioden 1993-95 vil kunne forbedre vannkvaliteten. Et lavt ambisjonsnivå kan formuleres som følger: "Egnede" forhold for friluftsbad og rekreasjon, dvs. mindre enn 100 TKB pr. 100ml på badeplassene langs elvestrekningen fra Vikersund t.o.m. Hokksund, og "mindre egnede" forhold, dvs. 100-1000 TKB, nedstrøms Hokksund til utløpet.

Middels ambisjonsnivå

Et middels ambisjonsnivå kan formuleres slik: "Egnede" forhold for friluftsbad og rekreasjon på badeplassene langs elvestrekningen fra Vikersund t.o.m. Mjøndalen, og "mindre egnede" forhold nedstrøms Mjøndalen til utløpet.

Høyt ambisjonsnivå

Et høyt ambisjonsnivå kan formuleres slik: "Egnede" forhold for friluftsbad og rekreasjon på badeplassene langs elvestrekningen fra Vikersund til utløpet.

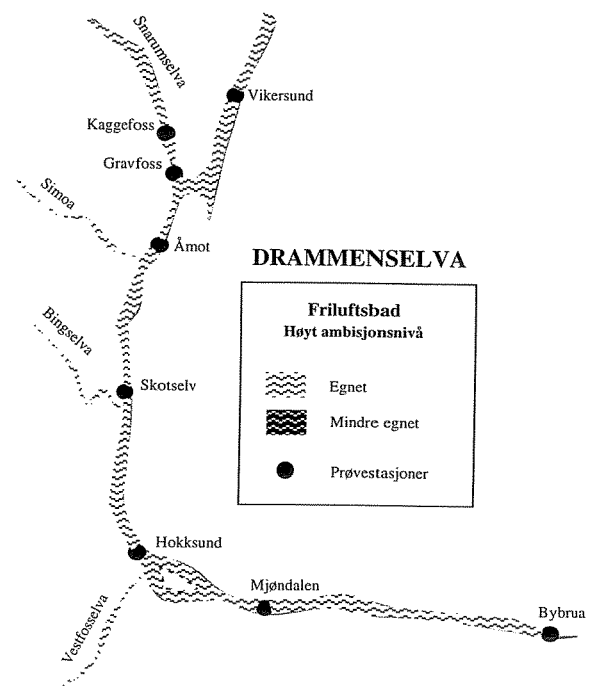
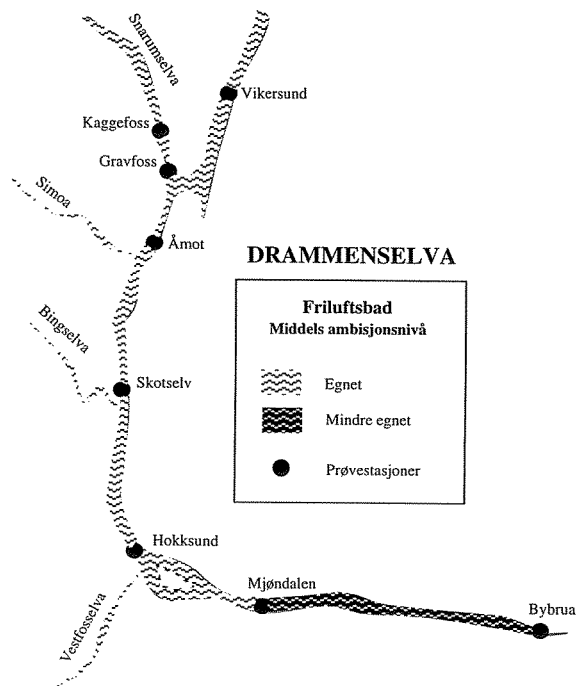
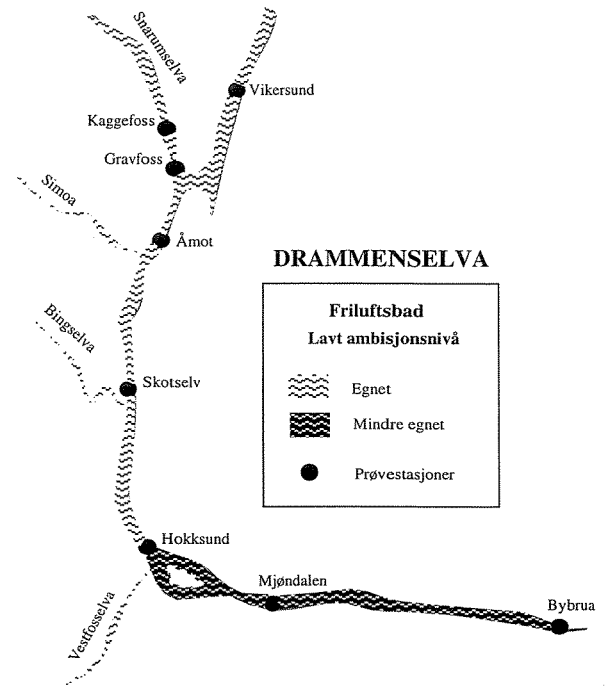
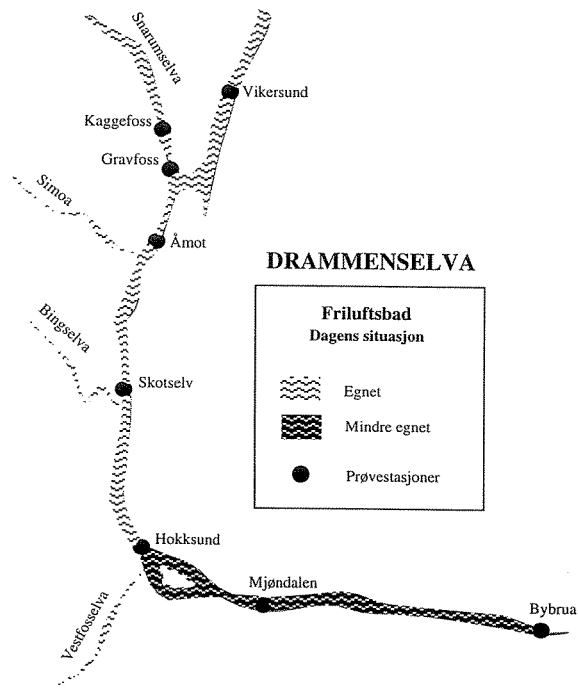
4.2.3 Aktuelle tiltakstyper

For å oppnå bedre hygienisk vannkvalitet, må utslipp av råkloakk reduseres mest mulig. Det er ikke store tilførsler av råkloakk som skal til før bakterietallet kommer opp i høye verdier, særlig langs land, der bading foregår. Tilknytningen til kommunale renseanlegg blir tilnærmet 100 % for Drammen kommune i 1995. Mesteparten av kloakken føres til Solumstrand renseanlegg med kalkfelling og dermed nærmest total desimering av bakterier. I tillegg innlagres restutslippet fra renseanlegget på dypt vann. De videre utfordringene for kommunalt avløp vil dermed i stor grad ligge på avløpsnettet. Begrensning av lekkasjer og bedret drift av avløpsnettet vil kunne bedre forholdene ytterligere. Lekkasjer fra nettet på tørrværsavrenning vil kanskje være det som i størst grad kommer i konflikt med kravet om egnet badevannskvalitet i elva. Driften av nettet inkl. om det er driftsoverløp eller ikke, om pumpestasjonene har skikkelig oppfølging angående vedlikehold, om det er installert alarmer ved pumpestans, vaktordninger etc. vil imidlertid også betyr mye for vannkvaliteten.

4.3 Miljøgifter i sedimenter og fisk i elva

4.3.1 Situasjonsbeskrivelse

Det foreligger observasjoner i fisk fra Tyrifjorden med et par tilløpselver, fra Drammenselva ved Vikersund og fra munningsområdet, mens det er få/ingen data fra den mellomliggende elvestrekningen. Unntatt fra dette er observasjonene av sedimenter og muslinger i Loeselva 1988 (Lingsten 1991), der sedimentene lokalt nedenfor utslipp fra Hellig Teigen A/S var sterkt forurenset med PCB, dioksiner, PAH og markert/sterkt forurenset med metaller (bl.a. bly, kadmium og kvikksølv). I muslingene fra nær munningen i hovedvassdraget ble det bare målt dioksiner, som viste moderate overkonsentrasjoner (opp mot 3-5 ganger et anslått "normalnivå" ved bare diffus belastning).



Figur 4.2 Alternative miljømål: Hygienisk vannkvalitet i Drammenselva relatert til egnethet for friluftsbad og rekreasjon.

Eldre analyser av et mindre antall fisk fra Randselva og Sokna, 1981 (Marthinsen et al. 1982), ga verdier av DDT og PCB som representerer betydelige overkonsentrasjoner i forhold til "høyt diffust bakgrunnsnivå" (tilsvarende "normalnivå" i fisk fanget langt fra punktkilder). Pga. endret analysemetodikk og den generelle mangel på referansedata for norsk ferskvannsfisk, er det vanskelig å si noe om forurensningsgraden, men verdiene i ørret lå - både for PCB og DDT med nedbrytningsprodukter - i størrelsesordenen 5-10 ganger over det antydende "normalnivå" i Knutzen og Skei (1990), og dermed også vesentlig over det som er observert i sjøørret fra Drammensfjorden (Knutzen et al. 1993b). Dette er såvidt høye tall at det aktualiserer gjentatte observasjoner i fisk fra både Tyrifjorden og i fisk som enten har fast opphold i Drammenselva eller vandrer mellom elva og Tyrifjorden.

Den store belastningen med kvikksølv fra treforedlingsindustri frem til 1970, gjør seg fremdeles gjeldende ved markert /sterkt forhøyet kvikksølvinnhold i gjedde og særlig i stor ørret fra Tyrifjorden (Skurdal et al. 1992). Det er registrert maksimalverdier på over 1 mg/kg våtvekt som representerer overkonsentrasjoner på minst 5 - 10 ganger. Mekanismen bak den vedvarende effekten er mobilisering fra de forurensede sedimentene og oppkonsen-trering gjennom næringskjedene til stor rovfisk, der også høy alder/langsom utskillelse bidrar til sterk forurensningsgrad. Sammenlignet med toppnivået som ble målt på slutten av 60-tallet har det likevel skjedd en betydelig reduksjon i kvikksølvinnholdet, i gjedde er innholdet nede i ca. 20% i forhold til det som ble målt tidligere. Redusert innhold i fisk fra Tyrifjorden med tilløp/avløp kan settes i sammenheng med mindre tilførsler fra forurensede fiberbanker i Storelva enn tidligere og de (begrensede) indikasjonene på lavere kvikksølvkonsentrasjoner i innsjøsedimentene (nye observasjoner bare fra Nordfjorden, jfr. Rognerud 1990).

De fleste data om kvikksølv i sedimenter er fra 1978 (Skogheim et al., 1981; Abry et al. 1983). En del observasjoner utenfor munningsområdet til Storelva er fra 1990 (Rognerud 1991) og viste fremdeles overkonsentrasjoner på 3 - 4 ganger i det øverste laget (0-5 cm). De to prøvene som for nærmere 15 år siden ble analysert på klor-organiske stoffer, viste bare lave/moderate konsentrasjoner (Marthinsen et al. 1982). Forekomsten av miljøgifter berører primært egnetheten for fiskeinteressene. Siden yrkesfiske i Drammenelva/Drammensfjorden er begrenset til ål (Rune Larsen, Holmsbu, pers. medd.), er det i første rekke fiske i forbindelse med friluftsliv/rekreasjon som rammes på grunn av redusert spiselighet av fisk (lever).

4.3.2 Alternative miljømål – aktuelle tiltakstyper

Det er ikke formulert konkrete mål for miljøgifter i fisk og sedimenter for elva. Det bør gjennomføres en nærmere kartlegging av tilstand før eventuelle mål fastsettes.

5. ALTERNATIVE MILJØMÅL FOR FJORDEN

5.1 Mål for oksygenforholdene i dypvannet relatert til biologisk mangfold og fiske

5.1.1 Situasjonsbeskrivelse

Drammensfjordens vannmasser kan grovt inndeles i fem deler. Den øverste delen utgjøres av et overflatelag, dominert av en utgående brakkvannsstrøm og en inngående kompensasjonsstrøm av vann med høyere saltholdighet. Under overflatelaget mellom 10-40 meters dyp øker saltholdigheten og varierer som følge av intermediære innstrømninger fra ytre Oslofjord. Mellom ca. 40-60 meters dyp ligger et vannlag som mer sjelden tilføres nytt vann fra ytre Oslofjord, men tilstrekkelig ofte til at det ikke er permanent anoksiske ("oksygenfri") tilstander i denne vannmassen i hele fjorden. Fra ca. 60-80 meters dyp ligger øvre del av det mer eller mindre stagnante dypvannet, oftest hydrogensulfidholdig ("råttent") og kun i kortere perioder oksygenholdig i forbindelse med dypvannsfornyelser. Fra ca. 90 meters dyp til bunnen er vannmassene også regelmessig hydrogensulfidholdige og i meget korte perioder tilføres oksygenrikt vann ved dypvannsfornyelser, men begrenset til den sørlige delen av fjorden. For alle dyp gjelder relativt store variasjoner langs fjorden og også på tvers av fjorden.

De dårlige oksygenforholdene i dypvannet representerer et problem for marine organismer og fisk som lever nær bunnen. Rapporter fra midten av 1800-tallet (G. O. Sars, 1869) dokumenterer forekomst av dypvannsreken *Pandalus borealis*, i så rikelige mengder i indre delen av Drammensfjorden på 55-75 meters dyp, at det var grunnlag for kommersielt fiske. Hjort og Dahl (1900) rapporterer imidlertid om tråling i oktober 1889 nær Drammen hvor det ble gjennomført 7 tråltrekk som alle ga svart leire med kraftig lukt av hydrogensulfid. På dyp over 28 meter (15 favner) ble det ikke fanget en eneste organisme av trålen. På 28 meters dyp ble det funnet et par organismer. Hydrografiske observasjoner av Hjort og Gran (1900) i 1898 (oktober) viser at det var hydrogensulfidholdig dypvann. I april 1899 var det derimot oksygen ned til 120 meters dyp. Ettersom det er mulig å ha råttent bunn, men oksygen i bunnære vannmasser ved stor organisk belastning (f.eks. av trefiber) kan det være konsistens mellom observasjoner av råttent bunn og oksygenholdige vannmasser. Sars (1869) observasjoner viser også at Drammensfjorden hadde stor forekomst av reker.

5.1.2 Alternative miljømål

Et **lavt** ambisjonsnivå mhp. mulighetene for å etablere rekefiske gjennom å forbedre oksygenforholdene i fjorden kan formuleres som følger: *Mulighet for rekefiske ned til 40m dyp, dvs. at det skal være oksygen i vannmassene, i regelen høyere enn 1 ml O₂ pr. l over hele året.*

Et **middels** ambisjonsnivå kan formuleres slik: *Mulighet for rekefiske ned til 60m dyp, dvs. at det skal være oksygen i de aktuelle vannmassene, i regelen høyere enn 1 ml O₂ pr. l over hele året.*

Et **høyt** ambisjonsnivå kan settes til: *Mulighet for rekefiske ned til 80m dyp, dvs. at det skal være oksygen i de aktuelle vannmassene, i regelen høyere enn 1 ml O₂ pr. l over hele året.*

5.1.3 Aktuelle tiltakstyper

Aktuelle tiltakstyper I-VII (utslippsscenarioer) er simulert ved hjelp av eutrofimodellen inntil det har innstilt seg en omtrentlig likevekt. For å få en slik likevekt etter store endringer i modell-parametre er det nødvendig å simulere ca. 15 år. Det skyldes i hovedsak dypvannets oppholdstid, men også at det tar noen år før innhold i sedimenter innstiller seg på ny likevekt. De resultatene som presenteres her representerer en avsluttende periode på 4 år etter at en slik likevekt ser ut til å være oppnådd (tilsammen 19 år). Modellkjøringene viser følgende resultater:

Tiltakstype I: Antatt utslippssituasjon 1995: Vil gi et oksygennivå rundt 30 m dyp som varierer mellom 2 og 4 ml/l gjennom året og for 40 m dyp mellom 0.5 og 3 ml/l. Rundt 60 m vil oksygenkonsentrasjonene stort sett ligge rundt null, men uten sulfidutvikling, og i enkelte perioder med oksygenkonsentrasjoner opp mot 0.5-1 ml/l. Omkring 80 m vil oksygenkonsentrasjonene også ligge rundt null, men i perioder med litt sulfidutvikling ut i vannmassene (ca. 0.2 ml/l oksygen gjeld). Endringen er ikke så stor i forhold til nåværende situasjon på dyp omkring 40-60 m, men modellresultatet viser at det vil bli adskillig mindre sulfid i vannmassene dypere ned enn ved de siste målingene (1991).

Tiltakstype II: Som 1995, men med ulik grad av fjerning av nitrogen og karbon i renseanleggene (II.1 Bio-nitrifikasjon, II.2 Ammoniumstripping, II.3 Nitrogenfjerning/denitrifisering): Av de tre situasjonene med ulike former for N- og C-fjerning i renseanlegg er det bio-nitrifikasjon (II.1) som gir den største forbedringen ned mot 30 m dyp. Oksygenkonsentrasjonene her øker med +0.3 til +0.5 ml/l i forhold til 1995-situasjonen, mest for lave oksygenkonsentrasjoner. Nitrogenfjerning i renseanlegg (II.3) gir noe mindre positiv effekt på oksygenet, forbedringen er ca. 70% av det en oppnår med alternativ II.1. Ammoniumstripping (II.2) gir en oksygenforbedring som er på 30-40% av II.1. Nitrogenfjerning i renseanlegg vil redusere tilførslene med ca. 230 tonn pr. år, uten at denitrifiseringen i fjorden minsker vesentlig, og gir derfor størst reduksjon i nitrogentransporten ut fjorden med ca. 220 tonn pr. år.

Det samme gjør seg gjeldende lenger ned i vannmassene. Alternativ II.1 gir en bedring omkring +0.2 ml/l på 40 m dyp og +0.15 ml/l på 60 m dyp. Her gir II.3 en effekt på bare 50% av dette, mens II.2 ikke har så stor virkning i det hele tatt.

Det ser ut til at for oksygeninnholdet i mellomdypet i fjorden vil den positive virkningen av å tilføre en oksygenreserve som nitrat ved alternativ II.1 mer enn oppveie virkningen av å fjerne nitrogen som i alternativ II.2 og II.3.

Tiltakstype III: Som 1995, men med halvering i biotilgjengelige tilførsler av både organisk karbon (C), nitrogen (N) og fosfor (P) fra Drammenselva, uten ytterligere tiltak på renseanleggene: Dette vil gi en markert bedring, ca. +0.8 ml/l høyere rundt 40 m dyp, og nokså jevnt oksygeninnhold på omkring 0.4-0.6 ml/l rundt 60 m. Oksygeninnholdet på 80 m vil ligge helt ned mot null, men uten sulfid i vannmassene.

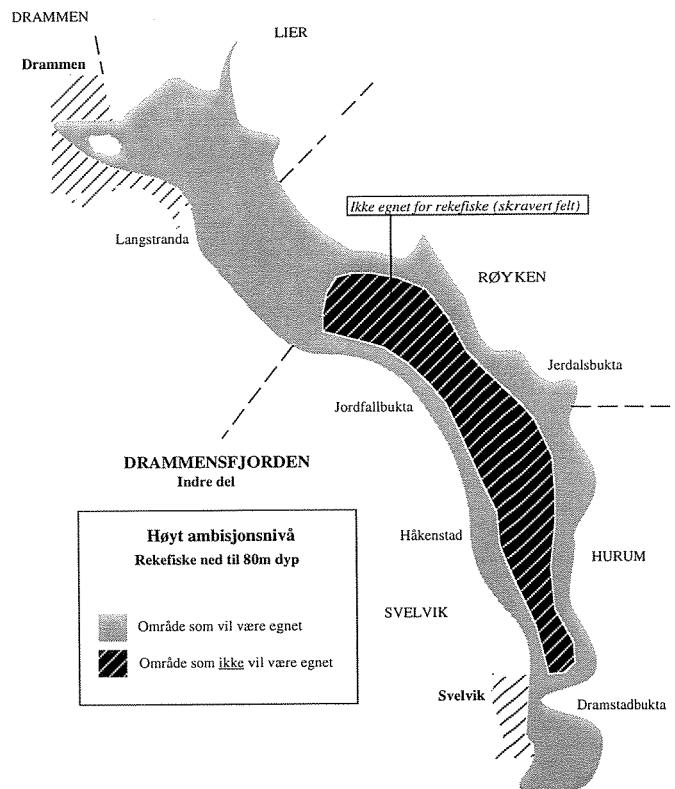
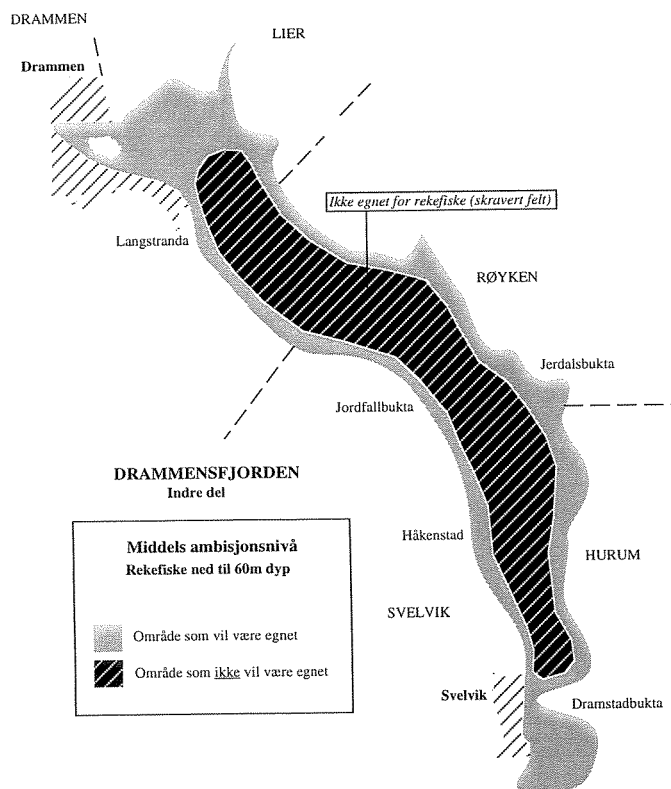
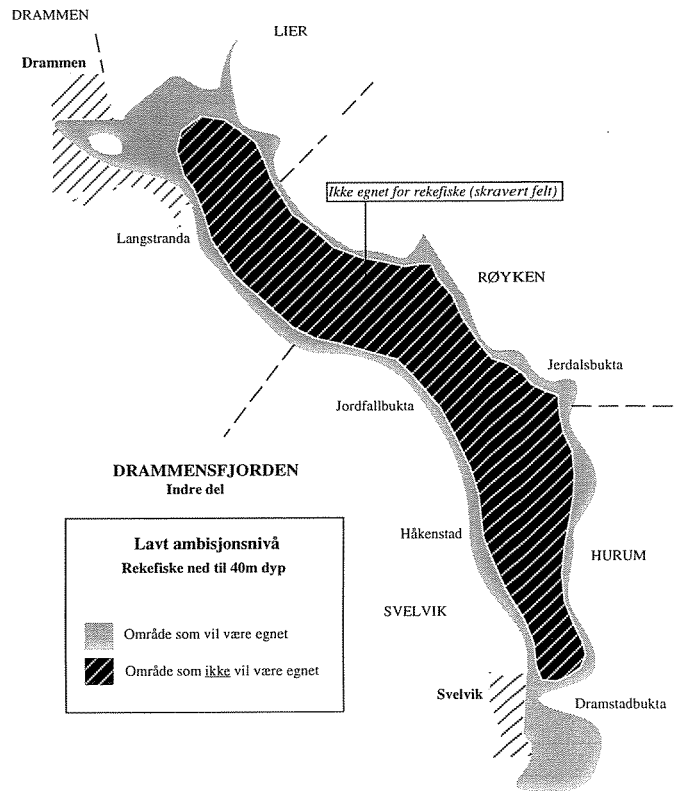
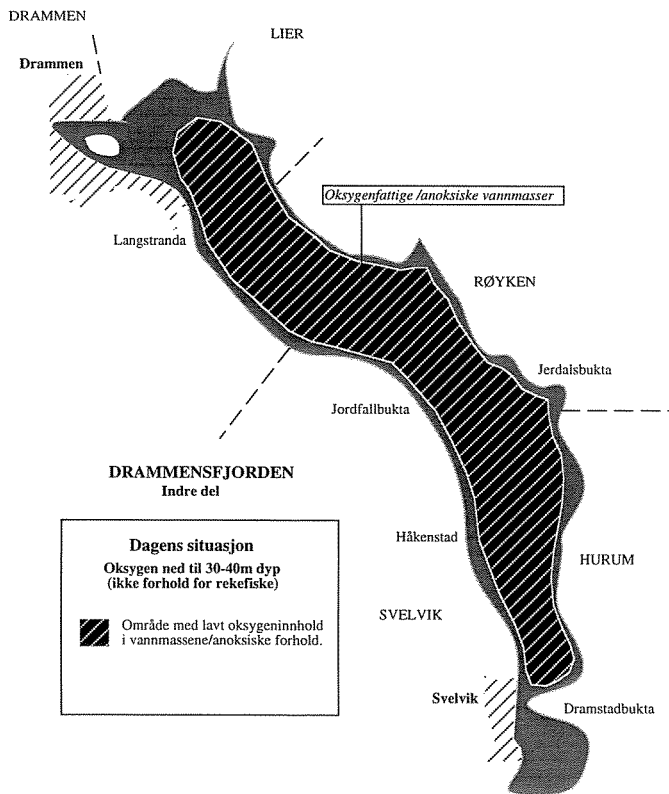
Tiltakstype IV: Nedpumping av overflatevann (2 m dyp) ned på alternativt (IV.1) 100 m (1 m³/sek) og (IV.2) 120 m dyp (2 m³/sek): I begge tilfeller er det forutsatt utslipp gjennom ett enkelt hull med strålediameter 50 cm. Nedpumping av overflatevann til 100 m dyp (IV.1) vil gi en liten reduksjon i oksygennivået rundt 40 m dyp på -0.3 og -0.5 ml/l. Ved nedpumping av overflatevann til 120 m dyp (IV.2) kan endringen bli så stor som -1 ml/l, men fortsatt i hovedsak mellom 1 og 3 ml/l. Til gjengjeld blir oksygennivået på 60 m forbedret til et

gjennomsnittsnivå på omkring 0.2-0.6 ml/l for alternativ IV.1. Rundt 80 m dyp blir det stort sett positive oksygenverdier, men ofte svært lave (0.-0.3 ml/l), bare av og til over 0.5 ml/l.

Tiltakstype V: Som 1995, men med utslippene fra Linnes og Solumsstrand renseanlegg dykket til større dyp: For Linnes er det antatt utslippsdyp 60 m og for Solumsstrand 45 m. Vil øke denitrifiseringen i fjorden med ca. 100 tonn pr. år slik at N-transporten ut fjorden vil reduseres tilsvarende. Vil gi omtrent samme reduksjon i oksygenivået rundt 30-40 m dyp, endringen kan variere mellom 0.3 og 0.5 ml/l, dvs. kritisk lavt i perioder. Oksygeninnholdet rundt 60m kan i perioder kunne komme opp mot 1.5 ml/l, men også regelmessig ned mot 0 ml/l. Vannmassene rundt rundt 80 m vil veksle mellom å være oksisk (0-0.5 ml/l) og inneholde små sulfidmengder.

Tiltakstype VI: Kombinasjon av nitrifisering i renseanleggene med dykking av utslippene og tiltakstype VII: Kombinasjon av nitrogenfjerning i renseanleggene: Forbedring av oksygenforholdene oppnås på alle dyp ned til 60 m. På 30 m dyp blir forbedringen delvis noe svakere enn uten dykking, men som regel i hovedområdet +0.3 til +0.4 ml/l, best for alternativ VI. På 40 m kan forventes forbedring på rundt +0.4 til +0.6 ml/l, igjen mest for alternativ VI. På 60 m dyp fås en forbedring som tilsvarende det en kan oppnå ved det hypotetiske alternativet med halvering av elvetilførslene, dvs. at oksygeninnholdet ser ut til å ligge stabilt omkring 0.5 ml/l eller høyere.

Hovedkonklusjonen blir at de tiltakene som er prøvd ut her hver for seg kan gi en viss bedring av oksygenforholdene, men ikke slik at forholdene endres totalt. På 30 og 40 m ser det ut til at det er mulig å oppnå oksygenivåer som omtrent aldri kommer under 1 ml/l, og som ofte kommer opp i 3 ml/l. På 60 og 80 m dyp kan en oppnå i hovedsak oksiske vann-masser, men med relativt lavt oksygenivå, men neppe komme opp i stabile verdier på 1 ml/l og høyere. Dykking av kloakkutslipp og nedpumping av overflatevann til 100 m gir en viss bedring på 60 og 80 m, men kan gå noe på bekostning av forholdene rundt 40 m. Ved å kombinere ytterligere rens tiltak med dykking av utslippene ser det ut til at en kan få en forbedring på alle dyp ned til 60 m. Kombinasjonen av bio-nitrifikasjon med dykking faller her gunstigst ut i følge modellkjøringene.



Figur 5.1 Alternative miljømål: Oksygen i dypvannet i fjorden relatert til biologisk mangfold og rekefiske.

5.2 Mål for sikt i vannet relatert til naturvern, plante- og dyreliv i gruntvannsområdene

5.2.1 Situasjonsbeskrivelse

Brakkvannslokaliteter av Drammensfjordens type er relativt sjelden i Sør-Norge. Våtmarksområder har generelt sett stor betydning som oppvekstområde for bunndyr og fisk, hekke- og rasteplass for fugl, og som friluftsområder. I tillegg er det naturlige voksesteder for en del sjeldne og særpregede plantearter. Det finnes også rent naturvitenskapelige verdier i å beskytte slike områder (Hvoslef og Mjelde 1985).

Å bevare og utvikle gruntvannsområdene er således en viktig oppgave for å ha en naturlig miljøkvalitet i et fjordsystem som Drammensfjorden. Ut fra undersøkelser av høyere vegetasjon i 1982-84, ble 8 lokaliteter bedømt ut fra grad av verneverdighet (Hvoslef og Mjelde 1985). De naturtypene som ble vurdert, var sjeldne i nasjonalt sammenheng, men tilsvarende artskombinasjoner og samfunnsutforminger er vernet i naturreservatet i øraområdet. Lokalitetene i Drammensfjorden har derfor interesse som lokale og regionale verneobjekter. I en skala fra 1-3 (1 = mest verneverdig) ble områdene vurdert som følger:

1. Svelviksbukta, Jerdalsbukta og Gullaugsbukta.
2. Gilhusodden, Skjeret og Lahellbukta.
3. Blindeskjær og Solumstranda.

I tillegg er området utenfor Svelvik et viktig område for Breidangen.

Forholdene for plante- og dyrelivet bestemmes i stor utstrekning av lystilgangen i overflatelaget. av ferskvannstilførselen og de forurensninger som tilføres med ferskvannet. Biologisk mangfold i overflatelaget er begrenset til å omfatte de planter og dyr som naturlig hører hjemme i det saltholdighetsregime som finnes i Drammensfjorden. Drammenselva har gjennomgått betydelige forandringer som følge av ferskvannsreguleringer, men det er ikke klarlagt de direkte effekter dette har hatt på fjordens plante- og dyreliv, mer enn at planteplanktonbiomassen i fjordens overflatelag nå er større enn tidligere (Magnusson og Næs, 1986). Årsaken til en større plante-planktonbiomasse kan dels være at reguleringen har ført til lengre oppholdstid på overflatelaget i produksjonssesongen, dels at mindre ferskvannstilførsel også gir mindre erosjonsmateriale, dvs. bedre lysforhold i fjorden. Men forklaringsingen kan også være en kombinasjon av disse faktorer samt mindre utslipp av organisk stoff og partikler fra industrien (treforedlingsindustrien). Forutsetningen for en økt planteplanktonproduksjon ligger imidlertid i tilstrekkelig tilgang på nærings saltene nitrogen og fosfor.

I 1992 (mai-september) ble siktedypet i indre del av fjorden målt til 2-2.5 meter og i de sørlige deler til ca. 3 meter, hvilket viser at lystilgangen og sikten i vannet er betydelig redusert på grunn av partikler og planteplankton.

Mindre nærings saltstilførsler og mindre transport av partikler gi et noe større fotosyntesedyp og mindre "slitasje" på vegetasjonene i overflatelaget. Dette vil ha gunstig effekt på plantene i overflatelaget, ved at livsforholdene blir gunstigere og større grunnområder blir tatt i bruk av planter. Ettersom disse områdene også er av betydning som gyte og oppvekstområder for fisk, vil f.eks. et bedre siktedyp i fjorden gi bedre muligheter for fiske, samt gi bedre egnethet for bading/friluftsliv. Således er det et mål å forebygge transport av erosjonsmateriale fra elva til Drammensfjorden.

Bedre siktedyp i Drammensfjorden vil således ha to effekter. Slitasje på gruntvannsområdene og nedslammingen vil reduseres og fotosyntesesesonen øke med en større vertikal uberedelse av plantene. For ytre del av Drammensfjorden (fortsett innenfor Svelvik) er det imidlertid ikke lyset som begrenser nedre voksegrense for høyere vegetasjon, men saltholdigheten (Hvoslef og Mjelde 1985). Imidlertid er lyset sannsynligvis begrensende faktor i indre del av fjorden. Her er det således en mulighet til forbedring. Imidlertid vil bedre lysforhold også gi gunstigere forhold for marine arter når fotosyntesesesonen når vann med større saltholdighet. Totalt vil således utberedelse av vegetasjon øke.

5.2.2 Alternative miljømål

Et **lavt** ambisjonsnivå vil innebære å opprettholde dagens tilstand og kan formuleres som følger: *Vekstforholdene for plante- og dyrelivet i gruntvannsområdene skal opprettholdes ved å sikre tilstrekkelig lystilgang og siktedyp ned til 2,5-3m.*

Et **middels** ambisjonsnivå kan formuleres slik: *Vekstforholdene for plante- og dyrelivet i gruntvannsområdene skal forbedres gjennom en økning av lystilgang og siktedyp til mellom 3-4m.*

Et **høyt** ambisjonsnivå kan formuleres slik: *Vekstforholdene for plante- og dyrelivet i gruntvannsområdene skal forbedres gjennom en økning av lystilgang og siktedyp til over 4m.*

5.2.3 Aktuelle tiltakstyper

Tiltak/utslippsscenarioer som beskrevet i kapittel 5.1.3 (I-VII) er lagt til grunn for vurdering av virkninger. Ved hjelp av fjordmodellen er konsentrasjonen av partikulært karbon beregnet, som et mål på mengden organisk stoff som igjen kan settes i sammenheng med siktedypet. Modellresultatene gir mengde organisk karbon som funksjon av årstid for de ulike situasjonene, men fordi det er gjort endel forenklinger, kan ikke årstidsvariasjonene ventes å stemme helt. Forskjellen mellom de ulike situasjonene kan likevel sees som en indikasjon på om det blir særlig virkning av de forskjellige tiltakene når det gjelder forholdene i overflaten.

De beskrevne tiltakene viser bare ubetydelige variasjoner mhp. konsentrasjon av organisk stoff i overflatelaget. Når det gjelder reduksjon av lokale forurensningsutslipp, dukking av utslippene og sirkulering av dypvannet viser modellen som forventet ingen virkning på mengden organisk stoff og siktedyp.

Det er næringssalttilførslene med Drammenselva ovenfor Mjøndalen som dominerer, selv om det er bare hhv. 90 og 80% av total N og P i elva som kan anses biotilgjengelige. En halvering av elvetilførslene ser ut til å kunne gi en viss effekt i retning av lavere basisnivå om vinteren, men har svært lite virkning på maksimalkonsentrasjoner av partikulært karbon om sommeren. Dette indikerer at utvekslingen med ytre Oslofjord er av vesentlig betydning for situasjonen i sommerhalvåret.

For å bedre siktedypet i fjorden må det først og fremst settes inn tiltak for å redusere mengden organiske og uorganiske partikler som tilføres fjorden fra Drammenelva. Dette gjelder særlig tiltak for å hindre erosjon fra utsatte strandområder (steinsetting, plastring, forbygging) og ytterligere tiltak for å redusere erosjon fra jordbruksområdene langs elva. I den sammenheng må det antas at en del av de jordbruksiltakene som allerede er gjennomført, f.eks. begrensninger i høstpløying, sannsynligvis har gitt en positiv effekt. Kunnskapen om dette er

mangelfull. Tiltak for å forbedre lystilgang og siktedyp i gruntvannsområdene må defror utredes nærmere.

5.3 Mål for hygienisk vannkvalitet (bakterier) i relasjon til friluftsbad og rekreasjon

5.3.1 Situasjonsbeskrivelse

Målingene som ble utført i Drammensfjorden i 1991 for å vurdere badevannskvaliteten (Fylkesmannen i Buskerud 1991) viste at tarmbakterieinnholdet (TKB) på badeplassene varierte svært mye. Målingene viste også at badevannskvaliteten var dårligere ved badeplassene i tilknytning til strandsonen enn i hovedvannmassene. Det som tilføres av tarmbakterier til fjorden stammer dels fra Drammenselva, Lierelva og fra lokale utslipp langs fjorden. Bakterieverdier (maksimalverdier) for badeplassene er oppgitt i tabellen under (tabell xxx) med klassifisering av egnethet (de nye badevannskriteriene er her lagt til grunn).

Tabell 5.2 Egnethet for friluftsbad og rekreasjon. Resultater av undersøkelsen i 1991, samt bakterieverdier(maksimalverdier) for årene 1992-94 (MVA i Buskerud, 1992), Næringsmiddeltilsynet i Drammen, Næringsmiddeltilsynet for N. Vestfold og helseavd. i kommunene.

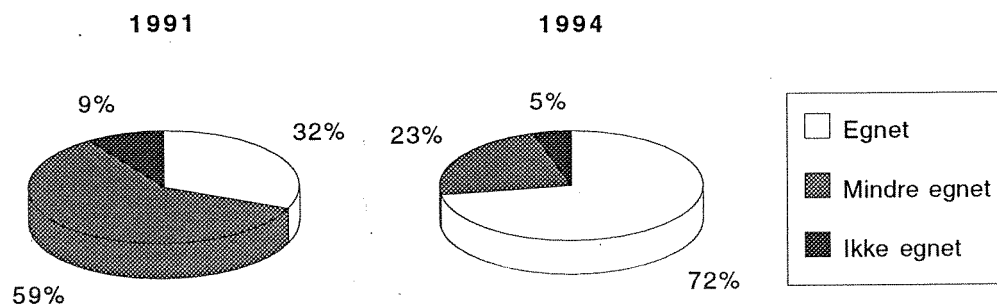
Strandlokalitet	1991 TKB- verdi	Egnethet ^{1,2)}	1992 TKB- verdi	1993 TKB- verdi	1994 TKB- verdi	Egnethet ³⁾
Lahell (Dra.)	46	Egnet	1600	320	60	Egnet
Buktegata (Hur.)	49	Egnet	-	-	-	Egnet ⁴⁾
Jerdalstangen (Røyk.)	52	Egnet	-	-	-	Egnet ⁴⁾
Sandsbukta (Svel.)	52	Egnet	1	-	11	Egnet
Syvertsvollen (Dra.)	65	Egnet	>300	110	120	Mindre egnet
Rørvik (Hur.)	68	Egnet	-	-	-	Egnet ⁴⁾
Ulvika (Svel.)	72	Egnet	1	-	9	Egnet
Stikkern (Svel.)	129	Mindre egnet	314	46	5	Egnet
Rørvik (Svel.)	148	Mindre egnet	3	-	85	Egnet
Skjæra (Svel.)	158	Mindre egnet	12	-	1	Egnet
Engersand (Lier)	210	Mindre egnet	820	400	600	Mindre egnet
Hyggenbukta (Røyk.)	220	Mindre egnet	-	-	-	Mindre egnet ⁴⁾
Tangenhavna (Svel.)	238	Mindre egnet	154	112	32	Egnet
Knemstranda (Svel.)	256	Mindre egnet	28	12	26	Egnet
Bergerbukta (Svel.)	298	Mindre egnet	8	-	0	Egnet
Bogenstranda (Hur.)	400	Mindre egnet	-	-	-	Mindre egnet ⁴⁾
Nordkrok (Svel.)	470	Mindre egnet	0	-	1	Egnet
Homannsberget (Svel.)	490	Mindre egnet	73	-	51	Egnet
Sandtangen (Svel.)	560	Mindre egnet	28	68	12	Egnet
Trulsestranda (Svel.)	800	Mindre egnet	143	52	62	Egnet
Gilhusodden (Lier)	2700	Ikke egnet	970	600	430	Mindre egnet
Bragernes fj.p. (Dra.)	-	Ikke egnet ⁵⁾	-	5100	3100	Ikke egnet

- 1) SFTs nye (1994) grenseverdier er lagt til grunn for klassifiseringen
- 2) Badeplassene er rangert etter egnethet
- 3) Egnethetsklassifiseringen er basert på tallene fra 1994. Klassifiseringen er gjort på grunnlag av enkeltprøver og tilfredsstillende derfor ikke SFTs krav.
- 4) Klassifiseringen er overført fra 1991 (ikke verdier for 1994).
- 5) Klassifiseringen gjelder 1994 (ikke verdier for 1991).

Bare 7 av 21 badeplasser (1/3) tilfredsstilte kravene til badevannskvalitet i 1991 (ut fra maksimumsverdier), dvs. mindre enn 100 TKB. 13 av badeplassene var "mindre egnet", dvs. at det ble målt bakterieverdier i intervallet 100-1000 TKB. Gilhusodden (Lier) innerst i fjorden ble klassifisert som "ikke egnet" (gjelder også Bragernes fjordpark med bakgrunn i resultater fra 1993/94), med bakterieverdier på over 1000 TKB.

For en del av badeplassene som var med i undersøkelsen i 1991, eksisterer kun enkeltmålinger for badesesongene i perioden 1992-94 (ikke prøverserier). Resultatene gir likevel en indikasjon på utviklingen i badevannskvaliteten, men kan neppe sies å være noen fullgod dokumentasjon.

16 av tilsammen 22 badeplasser kan klassifiseres som "egnet" ut fra resultatene i 1994, mens 5 er "mindre egnet" (på grunn av manglende prøvetaking, er resultatene fra 1991 lagt til grunn for enkelte av badeplassene). Kun Bragernes fjordpark ved utløpet av Drammenselva har bakterieverdier på over 1000 TKB og må klassifiseres som "ikke egnet". Resultatene indikerer en fortsatt positiv trend i den hygieniske vannkvaliteten i Drammensfjorden. De fleste badeplassene begynner nå å oppnå en tilfredsstillende og jevn vannkvalitet.



Figur 5.2 Egnethet for friluftsbad og rekreasjon ved badeplassene i Drammensfjorden 1991 og 1994. Prosentvis andel av badeplasser i ulike kategorier (100% = 22 badeplasser).

Helseetaten i Svelvik kommune melder at forholdene i fjorden og på badeplassene nå stort sett tilfredsstillende kravene til hygienisk vannkvalitet. For perioden 1992-94 er det derfor tatt bare få prøver fra de aktuelle badeplassene (stikkprøver i løpet av badesesongen).

Hurum kommune har ikke tatt bakterieprøver fra badeplassene siden 1989. Resultatene fra undersøkelsen som ble gjennomført av Miljøvernavdelingen i -91 er derfor de mest oppdaterte. Det er heller ikke tatt prøver fra badeplassene i Røyken kommune (med unntak av de badeplassene som drives av Drammen kommune).

Drammen melder om en positiv trend for badeplassene som drives av kommunen. Bragernes fjordpark innerst i fjorden er imidlertid påvirket av tilførsler fra industrien i området, og har derfor høye bakterieverdier. I løpet av 1995 skal imidlertid industribedriftene være tilknyttet renseanlegget og det kan derfor forventes en forbedring.

Helseetaten i Lier kommune melder om at vannkvaliteten innerst i fjorden og ved Gilhusodden viser en positiv utvikling selv om det er vanskelig å avlese klare trender. Området er langgrunnt med relativt liten vannutskiftning i perioder. Bakteriepåvirkningen varierer derfor

svært mye med ulike lys-, strøm- og vindforhold. Konsentrasjonene synes spesielt å øke ved sterk pålandsvind.

5.3.2 Alternative miljømål

Et **lavt** ambisjonsnivå for friluftsbad og rekreasjon kan uttrykkes som følger: *De fleste badeplassene skal ha en hygienisk vannkvalitet som tilfredsstillende kravene til "egnet" for friluftsbad og rekreasjon, dvs. at antallet termotabile koliforme bakterier (TKB) skal være lavere enn 100 pr. 100ml. Unntatt er badeplassene Gilhusodden og Engersand der målet settes til "mindre egnet", dvs. bakterieverdiene skal ligge lavest mulig innen intervallet 100-1000 TKB. Bragernes fjordpark ved utløpet av Drammenselva skal i løpet av sesongen stort sett ha bakterieverdier under 1000 TKB, dvs. "mindre egnet", men "enkelte episoder" med høyere verdier, dvs. "ikke egnet" kan aksepteres.*

Et **middels** ambisjonsnivå vil da være: *De fleste badeplassene skal ha en god og stabil hygienisk vannkvalitet over hele badesesongen som minimum tilfredsstillende kravene til "egnet" for friluftsbad og rekreasjon, dvs. at antallet termotabile koliforme bakterier (TKB) skal være lavere enn 100 pr. 100ml. Unntatt er badeplassene Bragernes fjordpark, Gilhusodden og Engersand der målet settes til "mindre egnet", dvs. bakterieverdiene skal ligge lavest mulig innen intervallet 100-1000 TKB.*

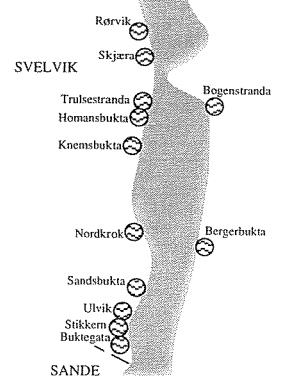
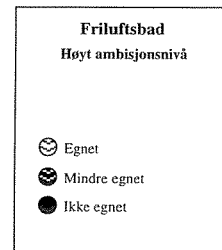
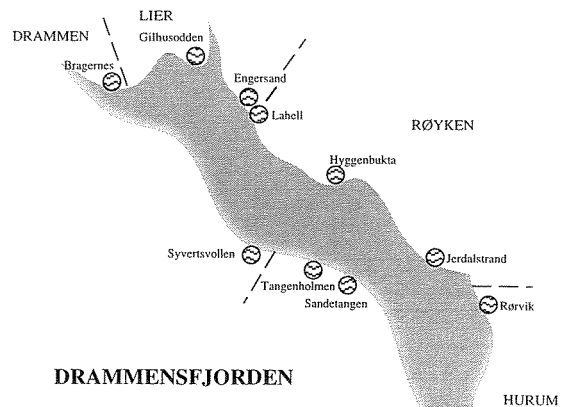
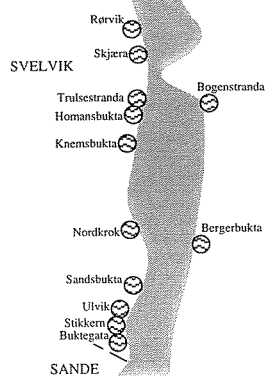
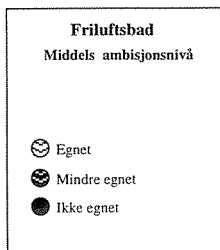
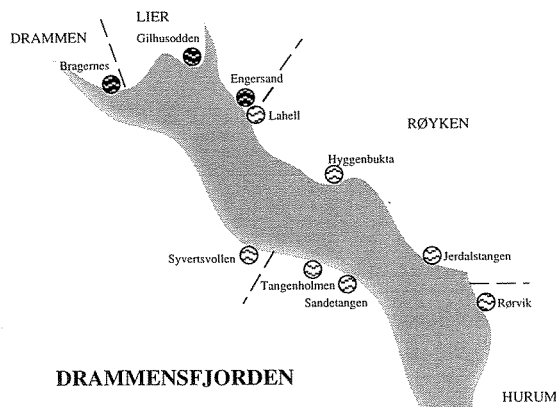
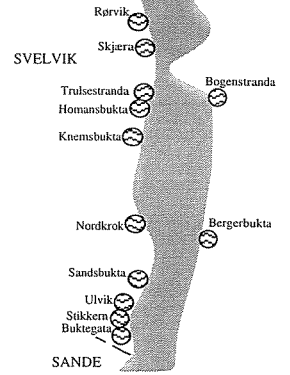
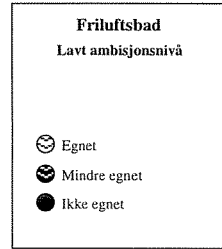
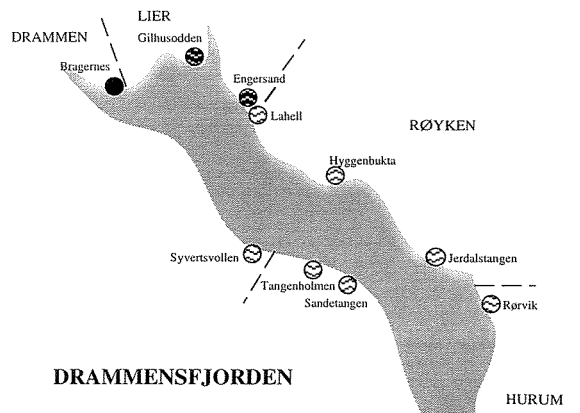
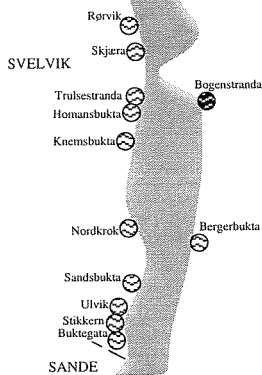
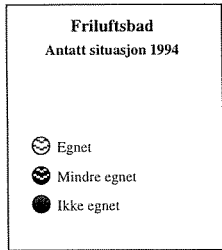
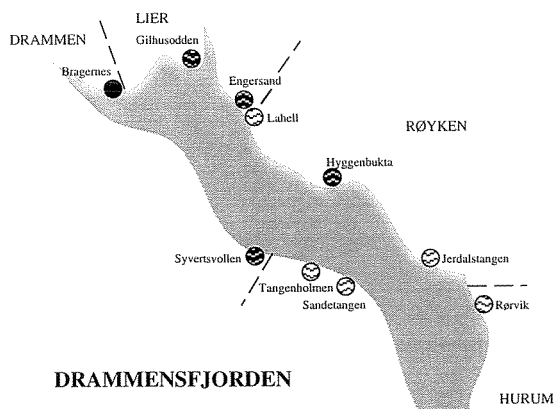
Et **høyt** ambisjonsnivå er: *Badeplassene skal ha en god og stabil hygienisk vannkvalitet over hele badesesongen som minimum tilfredsstillende kravene til "egnet" for friluftsbad og rekreasjon, dvs. at antall termotabile koliforme bakterier (TKB) skal være lavere enn 100 pr. 100ml.*

5.3.3 Aktuelle tiltakstyper

Det laveste ambisjonsnivået forventes oppnådd gjennom de tiltak som allerede er vedtatt innen avløpssanering.

Som tidligere nevnt blir tilknytningen til kommunale renseanlegg tilnærmet 100 % for Drammen kommune i 1995, med kalkfelling og total desimering av bakterier. I tillegg innlagres restutslippet fra renseanlegget på dypt vann. Lierstranda er avklokkert, mens det fremdeles gjenstår tiltak innen kloakksanering i Engersandområdet. Endel lokale kilder bidrar her til relativt høye bakterieverdier i strandområdene.

De videre utfordringene for kommunalt avløp vil i stor grad ligge på opprusting og forbedring av avløpsnett. Begrensning av lekkasjer og bedret drift av avløpsnett vil kunne bedre forholdene ytterligere.



Figur 5.3 Alternative miljømål: Hygienisk vannkvalitet i fjorden (badeplassene) relatert til friluftsbad og rekreasjon.

5.4 Mål for miljøgifter i sedimenter og fisk ("spiselighet av fisk")

5.4.1 Situasjonsbeskrivelse

Drammenselvas munningsområde (der man kan påtreffe saltvannsfisk) er i dette tilfelle regnet som en del av fjorden. Mht. miljøgifter i fisk, var tilstanden i 1991 følgende (kfr. Knutzen et al. 1993b):

- Forhøyet innhold av kvikksølv i abbor og gjedde fanget nederst i elva (derimot ingen overkonsentrasjoner i abbor tatt i fjorden). Forhøyelsen i elve-abbor var opp til ca. 4 ganger "høyt normalnivå" i eldre, store eksemplarer. Tilsvarende forurensningsgrad ble registrert i et par gamle gjedder (7-8 år), mindre enn halvparten i 3-5-åringer. I gjedde var både intervall og maksimum omtrent som konstatert samme år av Skurdal et al. (1992) i Tyrifjorden. Når innholdet i 1 kilos gjedde fra munningen synes å ligge noe over Tyrifjord-gjeddene, antyder dette (med forbehold) at belastningen i estuaret kan være vel så høy som i innsjøen.

- Ål fra elveestuaret viste moderat forhøyet innhold av PCB (ca. 2 ganger), mens forhøyelsen av sum DDT (med nedbrytningsprodukter) var ca. 5-10 ganger. DDT-nivået kan tyde på at kilden(e) for DDT ikke bare har tilknytning til Lierelvas nedbørfelt.

- I lever av torsk fra indre fjord ble det registrert en markert /sterk grad av forurensning med både PCB og DDT (i gjennomsnitt for 5 størrelsesgrupper opp mot 10/5 ganger "høyt normalnivå"). Gjennomsnittsnivåene lå 6/8 ganger høyere enn i torsk fra Rødtangen. For de giftigste PCB-forbindelsene var forskjellen mellom indre fjord og Rødtangen mindre (ca. 3-4 ganger). Dioksininnholdet var svakt/moderat forhøyet i begge bestander, og i indre fjord underordnet PCB mht. giftighets-potensiale (forhold ca. 1:4).

- Sjøøret fanget innerst i fjorden var stort sett mer moderat forurenset med PCB og DDT enn torsk (relativt sett), og skrubbe syntes merkelig lite påvirket.

Den praktiske konsekvens av ovennevnte resultater ble at næringsmiddelmyndighetene har frarådet konsum av lever av torsk fanget innenfor Svelvik-tersekelen. (For så vidt foreligger da også et problem mht. f.eks. hvitting og sei, som har samme høye fettinnhold i lever som torsk, og som i henhold til erfaringer bl.a. fra Frierfjorden akkumulerer like mye av bestandige organiske miljøgifter som torsk).

Nåværende kostholdsrestriksjoner for fisk impliserer at de uakseptable konsentrasjonene også vil opptre i betydelig avstand fra fangststeder der nivåene er konstatert, og dermed også langt fra de sannsynliggjorte kildeområder. Selv om det er klart at fisk som er blitt forurenset i indre fjord, fremdeles vil være det etter å ha vandret lenger ut, vil den etter hvert kvitte seg med stoffene. I Kristiansandsfjorden er det f.eks. dokumentert at gjennomsnittlig miljøgift-innhold regelmessig er betydelig lavere i fisk fanget 3-5 km unna kildeområdet (Knutzen et al. 1994). Følgelig kan man for Drammensfjordens del overveie å formulere miljømål som innebærer at kostholdsrådene gjelder en mindre del av indre fjord enn nå (som nevnt ovenfor). Dette krever imidlertid en nøye kartlegging av PCB, etc. i fisk (flere fangst-områder, dvs. minimum midtfjords i tillegg til innerst).

For sedimentenes del foreligger data fra en større undersøkelse av indre fjord i 1993 (Konieczny et al. 1994), samt observasjoner i et nylig oppdaget dumpeområde for tjærestoffer i Gilhusbukta (Konieczny 1993); foruten eldre studier innen Statlig program for forurensningsovervåking (Næs 1984).

Av PCB ble det overflatesedimentene konstatert tydelige overkonsentrasjoner (>4 ganger "høyt normalnivå") i midtre/vester del av fjorden innenfor Lahell (Koniczny et al. 1994), med den sterkeste grad av forurensning (> 20 gangers overkonsentrasjon) i et begrenset område utenfor Holmen. Opphoping av PCB ble også påvist i et akkumuleringsområde midtfjords.

Utbredelsesmønsteret for DDT viste et maksimum i forlengelsen av utløpet til Lierelva (overkonsentrasjon på 10-15 ganger) og i det samme område lenger ut som hadde forhøyet PCB-innhold.

Ekstrem PAH-forurensning (antatt å stamme fra uoppklart dumping av steinkulltjære eller lignende) ble funnet i et ca. 10 cm tykt lag over ca. 30 x 50 m² bunn i Gilhusbukta. I to paralleller av den analyserte sedimentprøven ble det registrert 35/55g PAH/kg våtvekt, hvilket er mer enn 100.000 ganger innholdet i bare diffust påvirket sediment. Mengden innen de ca. 1.5 mål bunn med ekstrem forurensning er anslagsmessig beregnet til 15 tonn (Koniczny 1993). Forøvrig hadde PAH et mer vanlig utbredelsesmønster, dvs. tydelig påvirkning (50-250 ganger "normalinnholdet") i det havne-pregede området fra elve-munningen sydover mot Tangen og Nøsted.

Blant metallene ble det registrert overkonsentrasjoner av kvikksølv i elvas munningsområde og i ovennevnte akkumuleringsområde 15 km sydover. Verdiene var imidlertid moderate - < 5 ganger "bakgrunnsnivået". Markert/sterk grad av påvirkning med særlig kobber, men også bly, begrenset seg til et mindre område utenfor Tangen, men tydelig ettersporbart 1-2 km østover og sydover, foruten noe forhøyet konsentrasjon på lokaliteten ca.15 km fra elve-munningen.

Konklusjonene fra sedimentundersøkelsene går vesentlig på nærmere oppklaring av hva som er kildene til de påviste forurensningene med PCB, DDT og PAH, samt utredning av behov/muligheter for tildekking/opprensing i Gilhusbukta. Imidlertid tilrås også bl.a. orienterende analyser av PAH i fisk fra de mest PAH-belastede områdene og utvidelse av sedimentobservasjonene med tettere observasjonsnett nedstrøms Holmen, samt analyse av elvesedimenter (kfr. kilder for PCB og kvikksølv med sannsynlig tilknytning til Drammenselva og mulige kilder for DDT i Lierelvas nedbørfelt).

På samme måte som for Drammenselva er det i første rekke fiskeinteressene som påvirkes negativt på grunn av og redusert kvalitet/spiselighet av fisk (lever). Den fysiske ødeleggelse av levesteder for fisk etc. forårsaket av høye konsentrasjoner av olje eller tjære interferer i tillegg med de generelle naturverninteresser lokalt. Ser man bort fra området med dumpet tjære i Gilhusbukta og tilstanden i havneområdene, berøres ikke friluftsbading, dykking og øvrig friluftsliv langs fjorden i særlig grad. I forhold til friluft- og rekreasjonsinteressene representerer miljøgiftene, særlig PAH (tjære, kreosot, olje) mer et forsøplingsproblem enn fare for giftvirkninger. Eventuell bruk av fjorden som råvannskilde til industriformål vil ikke påvirkes av miljøgiftinnholdet med unntak av næringsmiddelindustri, hvilket ansees som lite aktuelt.

5.4.2 Alternative miljømål

Et **lavt** ambisjonsnivå vil i første rekke bestå i en forbedring av kunnskapsgrunnlaget når det gjelder miljøgifttilstanden i fjorden. Målet kan formuleres som følger: *Det skal foreligge ajourførte opplysninger om miljøgifter i sedimenter og fisk i indre fjordområder, spesielt mhp. kvikksølv og persistente klororganiske forbindelser (PCB, DDT, dioksiner). Aktive kilder til forurensningen skal være kartlagt..*

Et **middels** ambisjonsnivå bør i tillegg omfatte en reell miljøforbedring og kan formuleres slik: *All fisk utenfor en linje Lahell-Solumstrand skal være spiselig, det vil si at myndighetene ikke finner det påkrevet med kostholdsrestriksjoner for noen fiskeslag eller deler av fisken.*

Innholdet av kvikksølv og persistente klororganiske forbindelser i organismer og overflatesedimenter skal minst tilfredsstille kravene i tilstandsklasse II, "Mindre god" (for kvikksølv en målt tilstand tilsvarende inntil 3 ganger over naturlig bakgrunnsnivå i organismer og inntil 4 ganger i sedimenter). Innholdet av PAH og metaller i overflatesedimentene skal tilfredsstille kravene i tilstandsklasse III, "Nokså dårlig". Unntatt fra dette er PAH i sedimenter fra selve havneområdene.

Området med dumpet tjære i Gilhubukta skal være overdekket.

Et **høyt** ambisjonsnivå kan settes til: *All fisk fra hele Drammensfjorden skal være spiselig, det vil si at myndighetene ikke finner det påkrevet med kostholdsrestriksjoner for noen fiskeslag eller deler av fisken.*

Innholdet av alle miljøgifter i organismer og overflatesedimenter skal reduseres i betydelig grad, slik at en minst tilfredsstiller kravene i tilstandsklasse II, "Mindre god" (for metaller en målt tilstand tilsvarende inntil 3 ganger over naturlig bakgrunnsnivå i organismer og inntil 4 ganger i sedimenter).

Området med dumpet tjære i Gilhusbukta skal være fjernet.

5.4.3 Aktuelle tiltakstyper

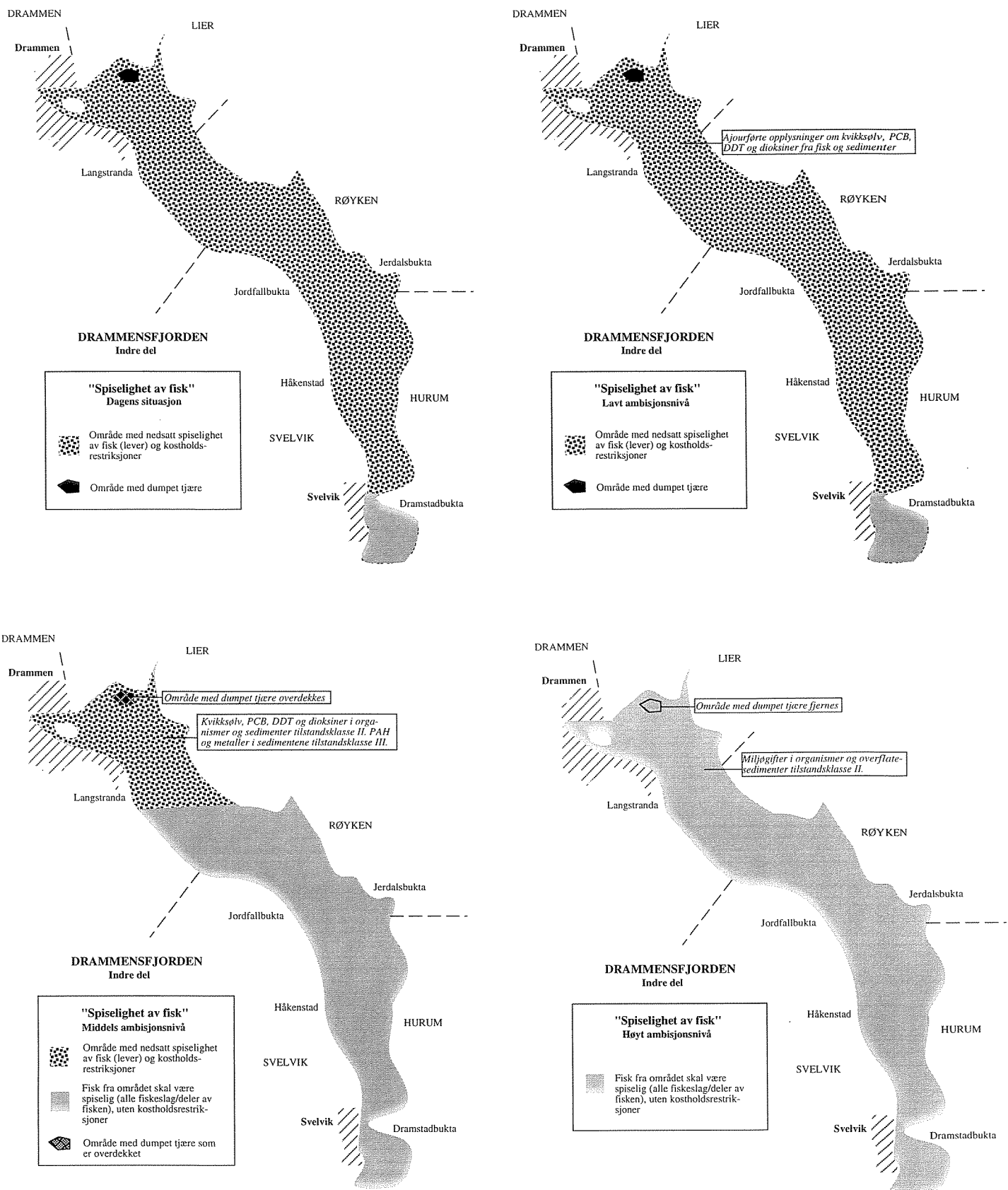
For å få gjort miljømålene operasjonelle, dvs. fastsettelse av konkrete tiltak, er det nød-vendig med økt kunnskap om tilstand, kilder og sammenhenger. For alle ambisjonsnivåer av mål må kartlegging av kilder og nivåer i resipientene inngå som delmål.

De akutte behov for tiltak mot miljøgifter begrenser seg i første rekke til tjæredumpingene i Gilhusbukta og tiltak rettet mot forurensning fra klororganiske stoffer. Et tredje punkt er det mer enn 20 år gamle, men langsomt avtagende problemet med kvikksølv i fisk i Drammenselva fra Tyrifjorden og nedover. Dessuten foreligger en usikkerhet mht. klororganiske stoffer i fisk, særlig i storørret fra Tyrifjorden og nedstrøms. Tilstanden er her ikke analysert på 15 år.

Som nevnt i Knutzen et al. (1993b) er det, som et ledd i ettersporingen av kilder (og generelt sett) ønskelig å få kartlagt innholdet av klororganiske forbindelser i fisk med fast tilhold i Drammenselva (særlig relevant for PCB) og Lierelva (særlig DDT, se nedenfor). Hvorvidt det er nødvendig å ha begrensninger på konsum av torskelerver så langt ut som til Svelvik kan forsøksvis belyses ved å analysere fisk fanget nærmere terskelen, f.eks. utenfor Grimsrud-odden - Sandtangen.

Når det gjelder tidsangivelse for måloppfyllelse vil dette avhenge både av naturgitte forhold (som en ikke har fullgod innsikt i), kunnskaper om ulike forurensningskilders størrelse (som foreløpig kun er kvalitativt bekrevet).

De naturgitte forholdenes innvirkning på forurensningsnivået av de aktuelle stoffer i sedimenter og fisk er det med dagens kunnskap vanskelig å si noe om. Utviklingen vil være forskjellig for ulike stoffer og deler av økosystemet, og dessuten avhenge av utgangspunktet (dagens forurensningsnivå relatert til bakgrunnsnivået) og ukjente diffuse kilder som er utenfor lokal kontroll. Grovt anslått må man for kvikksølv, PCB og DDT i fisk regne med et 5-10 års perspektiv for en halvering av konsentrasjonene forutsatt at man får kontroll over lokale kilder.



Figur 5.4 Alternative miljømål: Miljøgifter i sedimenter og fisk i fjorden relatert til "spiselighet av fisk" (lever).

6. TILTAK INNEN KOMMUNALT AVLØP OG LANDBRUK

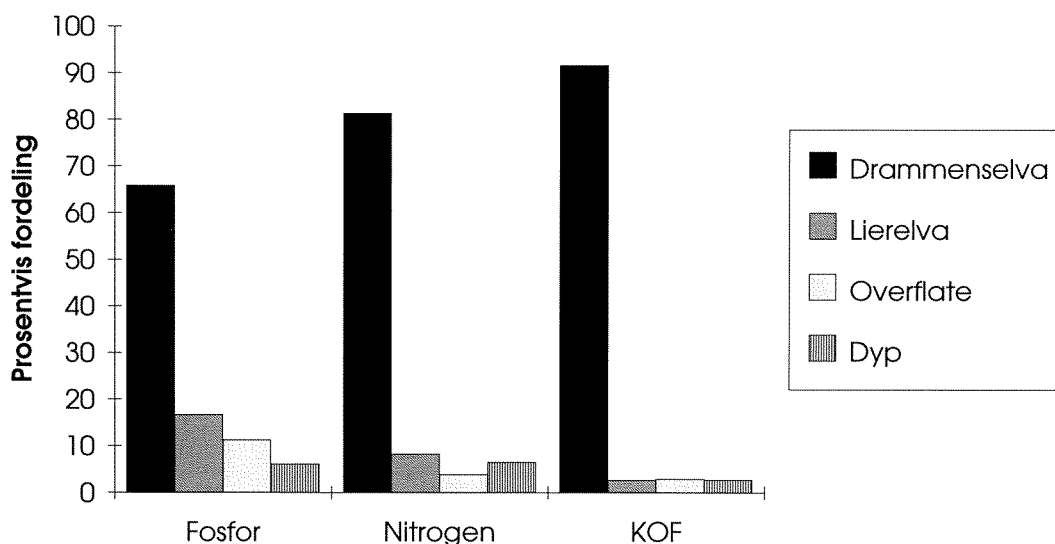
Tilførsler av næringssalter og organisk stoff til fjorden utgjør et hovedproblem. De viktigste forurensningskilder når det gjelder næringssalter, organisk stoff (og bakterier) er kommunalt avløp og landbruksavrenning.

6.1 Antatte tilførsler i 1995

Som et utgangspunkt for diskusjonen om videre avlastninger er det gitt det en oversikt over Drammensfjordens hovedkilder til forurensning og deres innbyrdes betydning slik vi antar at det vil være i 1995.

Dette er satt opp i figur 6.1 der tilførslene er delt opp i:

- Drammenselva
- Lierelva
- Overflateutslipp dvs. Mjøndalen renseanlegg og Muusøya + tap og ikke påkoplede Sundland Eker
- Dypvannutslipp inkl. Linnens renseanlegg, Dyno og Solumstrand med påkoblede industribedrifter



Figur 6.1 Relativ fordeling (%) av fosfor, nitrogen og organisk stoff på hovedkilder for 1995.

Figur 6.1 viser antatte tilførsler til overflate og dyp for 1995. Elvetilførslene fra Drammenselva og Lierelva er tall fra 1991. Tilførslene fra Drammenselva er beregnet på bakgrunn av normaliserte avrenninger (midlet 1970-92).

For alle parametere vil Drammenselva fortsatt være den absolutt største tilførselskilden. For fosfor utgjør imidlertid kloakk/industriutslipp til overflate/dyplaget i fjorden fortsatt 17%. Lierelva bidrar også med 17% av fosfortilførslene til fjorden.

For nitrogen utgjør overflate og dyputslipp fra kloakk og industri 11 %. Lierelva bidrar henholdsvis med 8% og 81% av nitrogentilførslene til fjorden.

Hele 92 % av tilførslene av organisk stoff kommer fra Drammenselva.

Siden Drammenselva i så stor grad bidrar til forurensningene i Drammensfjorden, er det forsøkt ved hjelp av en teoretisk tilførselsmodell, TEOTIL (Tjomsland og Bratli 1994), å inndele disse tilførslene på kilder (tabell 6.1).

Tabell 6.2 Drammenselvas relative tilførsler fordelt på kilder.

KILDER	Fosfor (P) %	Nitrogen (N) %
Jordbruk	24	30
Komm. avløp/spredt bebygg.	30	20
Industri	1	1
Naturlig bakgrunnsavrenning	45	49
Sum	100 (50,8 tonn/år)	100 (3346 tonn/år)

Nesten halvparten av alle tilførslene (både P og N) kommer altså som naturlig bakgrunnsavrenning, som resultat av naturlige prosesser i jordsmonnet og deposisjon fra luft (via nedbør eller tørrdeposisjon). Mye av den naturlige bakgrunnen for N, ca 80%, er imidlertid menneskeskapt (Holtan og Aastebøl 1991), tilsvarende 1312 tonn. Av dette kommer 93% via langtransport fra andre land.

Internasjonale konvensjoner går ut på en stabilisering av NO_x utslippene innen 1998 med basisår i 1987 (SFT 1994). Noen substansiell reduksjon på dette området er lite trolig i framtiden.

6.2 Behov for avlastninger i forhold til miljømålene

Miljømålene for elva knytter seg i første rekke til bading og rekreasjon. Her er det den hygieniske kvaliteten på badevannet som må bedres for å få tilfredsstillende forhold. Hvis man ikke skulle ta hensyn til Drammensfjorden, ville det altså vært tilstrekkelig å gjennomføre tiltak som reduserte tilførslene av termotabile koliforme bakterier. I praksis innebærer dette gjennomføring av tiltak innen kommunal kloakk, spredt bebyggelse og punktkilder innen landbruket.

Med utgangspunkt i miljømålene satt i Drammensfjorden, som særlig er knyttet til oksygensituasjonen i fjorden, så må næringssaltene fosfor og nitrogen, samt organisk stoff reduseres betraktelig.

Det er i det etterfølgende gitt en mer generell beskrivelse av mulige tiltak som kan gjøres innenfor de forskjellige sektorene kommunal, kloakk, spredt bebyggelse og landbruk.

Det er relativt nyligforetatt konkrete tiltaksutredninger i forbindelse med Tiltaksanalysen for Drammenselva og -fjorden. For de tiltak der det er skjedd endringer i den senere tiden, er det gitt en mer detaljert beskrivelse.

6.3 Tiltak innen kommunalt avløp

Tilknytningen til kommunale renseanlegg tilnærmet 100 % for Drammen kommune i 1995. For områdene oppstrøms Drammensregionen kan de tenkes at også tiltak i forbindelse med avløpsrenseanleggene kan gjøres, f.eks:

- Opprusting av eksisterende renseanlegg kan være aktuelt delvis fordi utstyret fungerer dårlig pga. elde eller at renseprosessen er for dårlig. Tiltakene vil være svært forskjellige, og kostnadseffektiviteten deretter. Oppgradering av mekaniske anlegg til mekanisk/kjemiske har ofte svært god kostnadseffektivitet.
- Driftoptimalisering kan skje bl.a. ved bedret kunnskap og jevnlig service. Slike tiltak kan være svært regningssvarende der anleggene idag drives dårlig.
- Bedre rutiner for slamhåndtering innebærer en stabilisering, hygienisering og forsvarlig disponering f.eks. innen jordbruket. Tiltaket har først å fremst med ressursbruk å gjøre.

De videre utfordringene for kommunalt avløp vil dermed i stor grad ligge på avløpsnettet. Begrensning av lekkasjer og bedret drift av avløpsnettet vil kunne bedre forholdene ytterligere. Lekkasjer fra nettet på tørrværsavrenning vil kanskje være det som i størst grad kommer i konflikt med kravet om egnet badevannskvalitet i elva. Driften av nettet inkl. om det er driftsoverløp eller ikke, om pumpestasjonene har skikkelig oppfølging ang. vedlikehold, om det er innstallert alarmer ved pumpestans, vaktordninger etc. vil imidlertid også betyr mye for vannkvaliteten.

Tidligere tiltaksanalyser og saneringsdplanarbeid viser at det innen ledningsnetttiltak ofte er mange forskjellige typer tiltak som har en høyst varierende kosteffektivitet målt som 1000kr pr kg redusert fosfor.

Viktigste ledningsnetttiltak er:

- Tilknytning av randsonerbebyggelse med separate anlegg til kommunalt nett kan være aktuelt hvis avstanden til nettet er kort. Ofte kan en komme billigere ut med å oppgradere separatløsninger. Kostnadseffektiviteten varierer mye.
- Rehabilitering/sanering av eksisterende ledningsnett vil ofte være nødvendig for å hindre utlekking og begrense fremmedvann. Endel tiltak som f.eks utbedring av feilkoplinger er svært kostnadseffektive, mens rene utskiftninger ofte representerer store investeringer.
- Redusert overløpstilførsel kan oppnås ved en overvåking av pumpestasjoner. Slike tiltak får en moderat kostnadseffektivitet hvis en regner over året, men betyr svært mye for vannkvaliteten i perioder med f.eks. pumpestans.

6.4 Tiltak innen spredt bebyggelse

Spredt bebyggelse regnes som enkelthus eller husklynger med færre enn 7 hus som ikke er knyttet til kommunalt ledningsnett/renseanlegg. Dette er våningshus i forbindelse med gårder eller villaer, som har private avløpssystemer. Der noen få hus ligger samlet kan de ha gått sammen om en avløpsløsning, men det vanligste er at det er separate anlegg for hver bolig.

Hovedtiltaket her vil være å oppgradere eller skifte ut gamle avløpsanlegg med dårlig virkningsgrad. Et alternativ kan være å kople denne bebyggelsen til kommunalt nett, se under randsonetilknytning. Særlig den gamle bebyggelsen har ofte enkle og dårlige løsninger med svært marginal renseffekt. Mange har kun enkle synkekummer eller septiktank for utledning i

nærmeste bekk. Bebyggelse fra 70-årene og begynnelsen av 80-årene har ofte kunstige sandfilterløsninger som har vist seg å ikke fungere etter forutsetningene.

I følge forskriften om avløp fra enkeltanlegg i spredt bebyggelse skal første alternativ være en naturlig infiltrasjon til stedege masser. Dette forutsetter at jordarten er egnet til dette, men i mange områder, særlig under marin grense, vil det være leire som er dominerende jordart, noe som umuliggjør naturlig infiltrasjon. I disse tilfeller blir valgt et kjemisk minirensanlegg eller tett tank. Erfaringene med minirensanlegg er at de fungerer dårligere enn forventet, selv om det er stor variasjon (SFT 1994). En tett tank løsning for sortvannet og infiltrasjon/kunstig sandfilter for gråvannet kan her være et godt alternativ (SFT 1993b). En tett tankløsning kan dessuten ofte ha en bedre kostnadseffektivitet enn minirensanlegg (Bratli og medarb. 1993).

6.5 Landbrukstiltak

Det er to hovedtyper tiltak, rettet mot punktkilder og mot arealavrenning. Med tanke på reduksjon av næringssalttilførsler er arealtiltakene de langt viktigste.

6.5.1 Tiltak mot punktkilder

Tiltakene omfatter utbedringer av gjødsellagre og siloanlegg, samt sanering av melke-romsavløp. Tiltakene vil bety mest i områder med mye husdyrhold, dvs. i Hallingdal, Valdes etc. Det har vært lagt ned betydelig innsats de siste årene for å redusere lekkasjer fra punktkilder de fleste steder, og det antas at det ikke står særlig mye igjen å gjøre på dette området. Effektiviteten av tiltakene vil variere endel fra gårdsbruk til gårdsbruk, men kostnadseffektiviteten mhp. næringssaltreduksjon har vist seg å ikke være spesielt god. Pga. ulike tilleggseffekter (bakterier/organisk stoff) og ut fra den positive effekten en reduksjon av slike punktutslipp har på lokale vannforekomster, er det likevel mye som taler for at tiltakene bør gjennomføres.

6.5.2 Tiltak mot arealavrenning

Tiltak mot arealavrenning kan deles i tiltak som vedrører:

- dyrkingsmessige endringer,
- redusert gjødselbruk og
- tekniske miljøtiltak.

I tillegg kan en tenke seg spesielle restriksjoner på enkelte, særlig utsatte arealer.

Foruten å redusere næringssalttilførslene vil den første og den sistnevnte gruppen av arealtiltak også i stor grad kunne redusere partikkeltilførslene ved minsket erosjon, noe som må betraktes som en stor tilleggseffekt. En del av gjødseltiltakene vil redusere tilførslene av smittestoffer fra husdyrgjødsel, som også er viktig.

Viktige tiltak vedrørende dyrkingsmessige endringerer:

- Endret jordarbeiding på åkerarealer, særlig overgang til vårpløying er et godt fosfor- og erosjonstiltak, og har svært god kostnadseffektivitet.
- Alternative vekster på bratte åkerarealer kan tenkes gjennomført ved tilsåing med eng på araler som har større terrengfall enn f.eks. 20%. Kostnadseffektiviteten vist seg å ikke være spesielt høy, men tiltaket reduserer både fosfor, nitrogen og partikler, og kan være aktuelt enkelte steder.
- Å ta arealer ut av produksjon kan gi en betydelig effekt over noen tid. Tiltaket har en dårlig kostnadseffektivitet, og virkemidlene er mangelfullt utviklet.

De viktigste tiltakene som fører til endret eller redusert gjødselbruk er:

- Foretaksøkonomisk riktig gjødsling innebærer bruk av gjødselplan. Tiltaket reduserer både fosfor og nitrogen, og har en svært god kostnadseffektivitet.
- Delt gjødsling innebærer oppsplitting av nitrogentilførselen (kunstgjødsel) i to omganger, og dette nitrogentiltaket har generelt en meget god kostnadseffektivitet.
- Endret tidspunkt for spredning av husdyrgjødsel er for det første knyttet til spredning av husdyrgjødsel i vekstsesongen, men også forskyvninger fra høst- mot mer vårspredning.
- Endret spredearealkrav knytter seg til en økning av spredearealene for husdyrgjødsel, og kan ha en god effekt på fosfor og nitrogen. Kostnadseffektiviteten er god hvis det er "ledige" arealer.
- Særlige restriksjoner på enkeltarealer som f.eks. ligger direkte inntil et vannløp kan ha god effekt, men inntektstapet for bonden kan også være stort, alt avhengig av den tidligere avkastningen på disse arealene.
- Redusert avlingsintensitet kan ha en stor nitrogeneffekt, men har en dårlig kostnadseffektivitet og et mangelfullt virkemiddelapparat.

En kan også tenke seg tiltak som å unngå beiting ned til vannkanten, pleie av bekkeløp o.l.

Tekniske miljøtiltak (utenom punktkildene) kan være:

- Utbedring av planeringsfelt som tidligere har vært bakkeplanert slik at erosjonen har blitt stor.
- Utbedring av hydrotekniske anlegg gjelder anlegging av grasdekte vannveier og avskjæringsgrøfter, nedløpskummer og drenering.

Av alle disse tiltakene er det spesielt høstpløyingstiltaket som betyr mye for Drammenselva, og da spesielt de nedre deler. Tidligere tiltaksanalyser (Bratli og medarb. 1993) viser at i typiske korndistrikter på Østlandet vil dette tiltaket alene utgjør 70-80% mulig P-avlastning innen landbruket, innenfor rammen av realistiske og kostnadseffektive tiltak.

Det vil være svært forskjellige P tap ettersom hvilken jordart og hellingsgrad et gitt areal har. Tapet kan variere fra 35g/daa/år på sandjord under 6% helning til 335g/daa/år for planert jord med over 12% helning (Eggestad 1992). Det er brukt en gjennomsnittlig P-avrenning på 90 g/daa/år for arealer uten tiltak, dvs. høstpløyd. Det er videre regnet en 50 % reduksjon av P i overflateavrenningen ved at arealene ligger i stubb over vinteren.

Hvis hele det resterende arealet på ca 19400 dekar også blir liggende i stubb, vil dette tiltaket alene medføre en reduksjon på 8,7 tonn fosfor. Det har imidlertid ikke vært mulig å få frem noen samlet oversikt over jorderosjonsutattethet for resterende høstpløyde arealer. Endel av det gjenstående arealet vil måtte regnes som mindre erosjonsutsatt, og derfor usikkert om det er

noe særlig å tjene på å vårpløye. Et realistisk tall for hva som fortsatt bør ligge i stubb vil derfor ligge under 19400 daa. Siden den gjennomsnittlige reduksjonen på 45 g/daa/år er satt lavt, vil allikevel et reduksjonsetimat på 8,7 tonn være realistisk.

Tabell 6.2 Kornarealer i Buskerud og Opplandskommuner som fikk tilskudd til å ikke pløye om høsten 1993. (Kilde: Fylkeslandbrukskontorene i Buskerud og Oppland)

Kommuner	Total kornareal, daa	% innvilget 1993	Fortsatt høstpløyd, daa
Drammen	8471	53,7	3922
Ringerike	57446	50,9	28206
Hole	18610	12,3	16321
Flå	3130	44,6	1734
Nes	1071	21,2	844
Gol	326	77,6	73
Sigdal	20531	81,4	3819
Krødsherad	4864	50,7	2398
Modum	35976	54	16549
Øvre Eiker	39642	27,4	28780
Nedre Eiker	6169	14,8	5256
Lier	20143	39,1	12267
Røyken	12507	22,3	9718
Hurum	10649	36,5	6762
Jevnaker	9275	26,1	6854
Gran	49986	23,7	38159
Søndre Land	14079	44,5	7811
Nordre Land	6680	29,6	4704
SUM/SNITT/SUM	319555	39,2	194177

Endel av tilførslene ovenfor Tyrifjorden blir imidlertid holdt tilbake der, nærmere bestemt 62%. Dette betyr at "kun" 5,6 tonn reduseres ved Bybrua i Drammen.

Et tiltak som antas å bety noe i de mer typiske husdyrstrøkene i Valdres, Hallingdal og ved Randsfjorden, er i hvilken grad husdyrgjødsla blir spredd i vekstsesongen. For Buskerud fylke ble ca 83% av all gjødsla spredd under våronna og i vekstsesongen for 1992 (Utvalgstillinga, 1992). For de aktuelle Opplandskommunene Jevnaker, Gran, Søndre Land og Nordre Land, var tallene 64, 83, 88 og 86%. Dette innebærer at det for dette tiltaket fortsatt er et visst forurensningsbegrensende potensiale.

REFERANSER - LITTERATUR

- Abry, T., O.K. Skogheim og D. Hongve, 1983. Sedimentene i Tyrifjorden: tungmetaller og dateringer. Tyrifjordundersøkelsen, fagrapport nr. 191. Tyrifjordutvalget, 41 s. ISBN 82-90356-23-4.
- Alve, E., 1991. Foraminifera, climatic change, and pollution: a study of late Holocene sediments in Drammensfjord, southeast Norway. *The Holocene*, 1,3. pp. 243- 261.
- Armi, L. 1979. Effects of variations in eddy diffusivity on property distributions in the oceans. *J. Mar. Res.*, 37/3, 515-530.
- Arnevik, T.A. 1994. Fax og pers.medd. angående Sundland Eker 15/8-94
- Berge, D. og T. Källqvist 1990. Biotilgjengelighet av fosfor i jordbruksavrenning sammenlignet med andre forurensningskilder. Sluttrapport. Norsk institutt for vannforskning rapport Inr. 2367. 130 sider.
- Bjerkeng, B. 1994a. Eutrofimodell for indre Oslofjord. En modell for omsetning av organisk stoff og næringssalter i innelukkede fjorder med vertikal sjiktning. Rapport 1: Praktisk utprøving på indre Oslofjord. Norsk Institutt for vannforskning, Inr. 3112, 96 sider.
- Bjerkeng, B. 1994b. Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 2: Faglig beskrivelse av innholdet i modellen. Norsk Institutt for vannforskning, Inr. 3113, 134 sider.
- Bjerkeng, B. 1994c. Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 3: EDB-teknisk beskrivelse og praktisk brukerveiledning. Norsk Institutt for vannforskning, Inr. 3114, 105 sider.
- Bjerkeng, B. 1994d. Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 4: Fysiske prosesser. Litteraturstudium og dataanalyse. Norsk Institutt for vannforskning, Inr. 3115, 107 sider.
- Bjerkeng, B. 1995. Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 5: Fytoplanktonprosesser - et litteraturstudium. Norsk Institutt for vannforskning, Inr. 3116, 165 sider.
- Bratberg, O. 1994. Fylkeslandbrukskontret i Oppland, diverse faxer og telefonsamtaler.
- Bratli, J. L., K. Magnussen & R. Aspmo 1993. Restaurering av Borrevannet - Tiltaksanalyse for reduserte fosfortilførsler, Utprøving av nye tiltak mot diffus landbruksforurensning. Hovedrapport. NIVA/Jordforsk-rapport O-92064, E-92426, 97p.
- Buskerud Vann og Avløpsenter (BUVA). Årsrapporter 1988-93
- BUVA/Driftsassistansen (H. Beltesbrekke) 1992. Næringsmiddelavløp til Solumstrand renseanlegg. 22 s.
- Baalsrud, K., J. Lystad, L. Vråle 1986. Vurdering av Oslofjorden. NIVA-rapport. I.nr. 1922. ISBN 82-577-1147-0.
- Drammen kommune, teknisk sektor: Ren elv og fjord. Informasjon om kloakkrammeplanen.

- Egeberg, P.K. 1983. A geochemical survey of sediments and pore waters from the inner Oslofjord. Cand. real. thesis, Inst. of Marine Biology and Limnology, Dept. of Marine Zoology and Marine Chemistry, University of Oslo.
- Eggestad, H.O. 1992. Tiltak mot jorderosjon og avrenningstap av fosfor og nitrogen fra jordbruksarealer. Jordforsk-rapport. 32 s.
- Fylkesmannens miljøvernnavdeling i Buskerud 1992: Badevannskvalitet i Drammensfjorden 1991. Rapport nr. 4, 1992.
- Fylkesmannens miljøvernnavdeling i Buskerud 1992: Drammenselva og Drammensfjorden. Tiltaksanalyse mot forurensning. Rapport nr. 24, 1992.
- Fylkesmannens miljøvernnavdeling i Buskerud (Rusten, B). 1988. Vurdering av industriutslipp til Solumstrand renseanlegg i Drammen. Rapp. nr 14-88.
- Fylkesmannens miljøvernnavdeling i Buskerud (Semb, R) 1992a. Overvåking av vannkvaliteten i Drammenselva 1985-91. Rapport nr 22-1992
- Fylkesmannens miljøvernnavdeling i Buskerud (Wivestad,T) 1992b. Vassdragsundersøkelser i Lierelva 1981-1991. Rapport nr 25-1992.
- Grøttreud. T. 1994. Fylkeslandbrukskontoret i Buskerud, diverse faxer og telefonsamtaler.
- Halvorsen. B. 1994. Div. faxer og pers medd. angående Dynos utslipp.
- Holtan, G. og medarb. 1992. Paris Convention, Report 488B/92. NIVA rapport, l.nr 2777.
- Hjort, Johan and Dahl, Knut, 1900. Fishing experiments in Norwegian fjords. Rep. Norw. Mar. Invest., vol. I, 1:1-215.
- Hjort, Johan and Gran,H.H., 1900. Hydrographic-biological investigations of the Skagerrak and the Christiania Fiord. Rep. Norw. Fish. Mar. Invest., vol. I, 1:1-56.
- Hvoslef, S., L. Kirkerud, J. Knutzen, K. Kvalvågnæs, J. Magnusson, M. Mjelde, K. Næs, A. Pedersen, B. Rygg og Ø. Wiik 1987. Basisundersøkelser i Drammensfjorden 1982-84. Konklusjonsrapport. Norsk institutt for vannforskning rapport lnr. 2045. SFT Overvåkningsrapport nr. 266/86) 38 sider.
- Knutzen, J. og J. Skei, 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer, samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet. NIVA-rappaort O-862602 (l.nr. 2540), 139 s. ISBN 82-577-1855-6.
- Knutzen, J., B. Rygg og I. Thélin, 1993a. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger av miljøgifter. SFT-veiledning 93:03 (TA-923/1993), 20 s.
- Knutzen, J., I. Kopperud, J. Magnusson og J.U. Skåre, 1993b. Overvåking av miljøgifter i fisk fra Drammensfjorden og Drammenselva 1991. NIVA-rapport O-90292 (l.nr. 2838), 50 s. ISBN 82-577-2203-0.

- Knutzen, J., G. Becker, A. Kringstad og M. Ochme, 1994. Overvåkning av miljøgifter i organismer fra Kristiansandsfjorden 1992. Rapport 547/94 innen Statlig program for forurensningsovervåkning. NIVA-rapport O-800357 (l.nr. 2996), 111s. ISBN 82-577-2430-0.
- Knutzen, J. og K. Næs, 1994. Effekter av utslipp fra aluminiumsindustri i det marine miljø. NIVA-rapport O-93131/Q-301 (l.nr. 3103), 45s.
- Konieczny, R.M., 1993. Analyser av tjæreforekomst i Gilhusbukta, Drammensfjorden 1993. NIVA-notat, O-93004/o-93208, 22.12.93, 14 s. m/vedlegg.
- Konieczny, R.M., O. Bruskeland, G. Brønstad, A. Helland og L.R. Hovde, 1994. Kartlegging av miljøgifter i sedimenter i indre Drammensfjorden 1993. NIVA-rapport O-932208, lnr. 3034.
- Lier kommune. Helseavdelingen. Resultater av bakterieprøver fra badeplassene i kommunen.
- Lingsten, L. 1991. Undersøkelser av sedimenter i Loeselva. Tungmetaller, PCB, PAH og dioksiner. NIVA-rapport O-88138 (l.nr. 2662), 28 s. ISBN 82-577-2013-5.
- Lingsten, L. 1985. Undersøkelser i Drammenselva 1982-1984. Vannkjemi. Bakteriologi. Norsk Institutt for vannforskning, O-8000226, rapport lnr. 1941/ SFT overvåkningsrapport nr. 229/86. 105 sider.
- Lofsberg, P. 1994. Vannføringsdata for Drammenselva 1960-92.
- Magnusson, J. og Næs, K. 1986. Basisundersøkelser av Drammensfjorden 1982-84: Delrapport 6: Hydrografi, vannkvalitet og vannutskiftning. Statlig program for forurensningsovervåking. Norsk institutt for vannforskning. Nr. 1892.
- Magnusson, J. 1994. Hydrografi og hydrokjemi i Drammensfjorden. Situasjonen i 1991. NIVA-rapport lnr. 3044, O-90202, 16 sider.
- Magnusson, J., Næs, K. og Andersen, T. 1988. Overvåkning av forurensnings- situasjonen i indre Oslofjord 1987.
- Malone, T.C og H.W. Ducklow 1990. Microbial biomass in the coastal plume of Chesapeake Bay: Phytoplankton-bacterioplankton relationships. *Limnol. Oceanogr.* 35(2), pp 296-312.
- Marthinsen, K., A. Kringstad, H. Drangsholt, G. Tveten, N. Berg, T. Øfsti, R. Ramdahl, N. Gjøs, G.E. Carlberg og J. Riise, 1982. Organiske mikroforurensningen i Tyrifjorden. Tyrifjordundersøkelsen - Fagrapport nr. 18. Tyrifjordutvalget, Fylkeshuset, Drammen. 44 s. ISBN 822-90356-222-6.
- Miljøpakke Drammen, Drammen kommune: Hvordan oppnå bedre badevannskvalitet i Drammenselva og -fjorden? Delrapport 1: Grunnlag for tiltaksvurdering.
- Mjelde, M. og Hvoslef, H., 1985. Undersøkelser i Drammensfjorden 1982-84. Delrapport : Høyere vegetasjon. Statlig program for forurensningsovervåking. Norsk institutt for vannforskning. Nr. 1818.

- Molvær, J., T. Bokn og J. Knutzen 1974. Resipientundersøkelser av Drammenselva og Drammensfjorden. Rapport 1. Generelle forhold - Tidligere undersøkelser - Forurensningstilførsler. NIVA-rapport O-73/73, 56 sider + figurer.
- Mølmen, A. 1993. Notat av 27.09.93.
- Næringsmiddeltilsynet i Drammen. Resultater av bakterieprøver fra Drammenelva og -fjorden.
- Næs, K. 1981. Kjemiske undersøkelser av overflatesedimentet i indre Drammensfjord, Cand. real oppgave, Inst. for marin biologi og limnologi, Universitetet i Oslo, 97 sider.
- Næs, K. 1984. Basisundersøkelse i Drammensfjorden 1982/83. Delrapport: Sedimenter. Rapport 158/84 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800315 (l.nr. 1664), 28 s. ISBN 82-577-0838-0.
- OVA 1990. Forurensningstransport fra Oslo til Oslofjorden. En oversikt for 1989. Oslo vann- og avløpsverk.
- Pedersen, A., Ø. Wiik og K. Kvalvågnæs 1986. Basisundersøkelser i Drammensfjorden 1982-1984. Delrapport 4. Undersøkelse av marine organismsamfunn på grunt vann. Norsk institutt for vannforskning, rapport lnr. 1835 / SFT overvåkningsrapport nr. 218/86, 36 sider.
- Rognerud, S. 1990. Fiberavsetninger i Storelva. NIVA-rapport O-90125 (l.nr. 2529), 24 s. ISBN 82-577-1844-0.
- Sars, G.O. 1869. Undersøgelser over Christianiafjordens Dybvandsfauna, anstillede paa en i Sommeren 1868 foretagen zoologisk Reise. Christiania. 58 s.
- Schaanning, M. 1983. Chemical investigations in the Inner Drammensfjord, an anoxic basin, with particular reference to various redox and solubility equilibria. Cand. Real Thesis, University of Oslo, 154 pp.
- Schaanning, M. 1992. Nutrient cycling at redox boundaries in fjord sediments and deep water. In: Programme on Marine Pollution (PMF): Eutrophication of coastal waters: State of the art and suggestion for future research. (NTNF)
- Skogheim, O. K., M. Lægreid, J. Knutzen, K. Ormerod, P. E.Paus og T. Qvenild 1981. Kvikksølv i Tyrifjorden - data og diskusjon. Tyrifjordundersøkelsen, fagrapport nr. 7. Tyrifjordutvalget, Fylkeshuset, Drammen, 84 s. ISBN 82-90356-08-0.
- Skurdal, J., O. Skogheim, T. Qvenild og E. Garnås 1992. Undersøkelser av kvikksølv i fisk i Tyrifjorden, Buskerud 1977 - 1991. Rapport nr. 21 - 1992 fra Fylkesmannen i Buskerud/Miljøvernavdelingen, 50 s. ISBN 82-7426-120-8.
- Statens forurensningstilsyn (utkast): Miljøkvalitetsnormer for ulike bruk av fjorder og kystfarvann.
- Statens forurensningstilsyn 1993. Patogener i kommunalt avløpsvann. Rapport 93:25.
- Statens forurensningstilsyn 1994. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Klassifisering av bakterieinnhold.

Statens forurensningstilsyn 1994. Klassifisering av miljøkvalitet i jorder og kystfarvann. Klassifisering av egnethet for ulike brukerinteresser.

Stigebrandt, A. og F. Wulff 1987. A model for the dynamics of nutrient and oxygen in the Baltic Proper. *J. Mar. Res.*, 45, pp729-759.

Stumm, W. og J. J. Morgan 1981. *Aquatic Chemistry* 2. edition, John Wiley & Sons.

Svelvik kommune. helseetaten. Fax med resultater av bakterieprøver fra badeplassene i kommunen.

Sørensen, J., J. L. Bratli, J. Magnusson, J. Knutzen 1994. Miljøsmål for Drammenselva og -fjorden. Forslag til tentative miljøsmål. NIVA-arbeidsnotat nr. 1, 29.03 1994.

**Appendiks A. Bruk av NIVAs eutrofimodell for fjorder på
Drammensfjorden.**

Innhold

A.1. Innledning.....	A-5
A.2. Tilpasning av modellen til Drammensfjorden.....	A-5
A.2.1. Topografi.....	A-5
A.2.2. Ferskvannstilførsel og forurensningstilførsler.....	A-7
A.2.2.1. Oppdeling i separate kilder.....	A-7
A.2.2.2. Generelt om hvordan utslippsdata skal gis til modellen.....	A-7
A.2.2.3. Bakgrunn for beregning av tilførsler med Drammenselva ovenfor Mjøndalen.....	A-8
A.2.2.3.1. Tilførsler av organisk stoff.....	A-8
A.2.2.3.2. Tilførsler av nitrogen, biotilgjengelighet og fordeling på partikulært og oppløst.....	A-10
A.2.2.3.3. Tilførsler av fosfor, biotilgjengelighet og fordeling på partikulært og oppløst.....	A-11
A.2.2.4. Bakgrunn for beregning av tilførsler i lokale kloakkutslipp.....	A-13
A.2.2.5. Tilførselstall brukt i modellkjøringene.....	A-16
A.2.2.6. Fysiske utslippsforhold.....	A-19
A.2.2.7. Silikat i elver og avløpsvann.....	A-20
A.2.2.8. Temperatur i ferskvann og avløpsvann.....	A-20
A.2.3. Randbetingelser i ytre Oslofjord, utveksling gjennom Svelvikssundet.....	A-20
A.2.4. Meteorologiske data.....	A-21
A.2.5. Spesielle forhold mht. prosesser i fjorden.....	A-21
A.2.5.1. Forhøyet turbiditet i overflatelaget pga. partikkeltransport.....	A-21
A.2.5.2. Virkningen av lav saltholdighet på plankton og blåskjell.....	A-22
A.2.5.3. Sterkere belastning med uorganisk materiale.....	A-24
A.2.5.4. Vertikalblanding i dypvannmassene.....	A-24
A.2.5.5. Vertikalblanding i overflaten som konstant tillegg (estuarinsirkulasjon).....	A-25
A.3. Kalibrering av modellen, kontroll mot observasjoner.....	A-26
A.3.1. Salt, temperatur og tetthet.....	A-26
A.3.2. Oppholdstid på vannmasser i ulike dyp.....	A-27
A.3.3. Konsentrasjoner av biomasse i overflatelaget.....	A-27
A.3.4. Oksygen/hydrogensulfid og næringssaltkonsentrasjoner i dypvannet.....	A-28
A.3.5. Silikat.....	A-31
A.4. Elementer i massebudsjettet for C, N, P og Si for indre Drammensfjord.....	A-32
A.4.1. Nedsynkning til dyplagene.....	A-32
A.4.2. Akkumulering i sedimenter.....	A-34
A.4.3. Estimert denitrifisering.....	A-37
A.5. Virkning av tiltak ifølge modellen.....	A-38
A.5.1. Ulike situasjoner.....	A-38

A.5.2. Massebudsjett for C, N og P	A-39
A.5.3. Oksygen i dypvannet - oppfyllelse av miljømål.	A-41
A.5.4. Partikulært materiale i overflaten.	A-43
A.6. Modellparametre brukt ved modellkjøringene.	A-45
Forklaringer av noen forkortelser:	A-48

Tabeller

Tabell A.1. Areal- og volumforhold i Drammensfjorden brukt i modellen.	A-6
Tabell A.2. Topografisk beskrivelse av forbindelsen ved Svelvikterskelen	A-6
Tabell A.3. Topografisk beskrivelse av overgangen til ytre Oslofjord ved Holmsbu.....	A-6
Tabell A.4. Estimert tidsutvikling i konsentrasjon av organisk stoff i Drammenselva ved Mjøndalen bruk.	A-9
Tabell A.5. Målinger av TOC innerst i fjorden (stasjon 1) og KOFMn nederst i Drammenselva, etter Magnusson og Næs (1986) og Lingsten (1985).....	A-9
Tabell A.6. Data for utslipp fra lokale renseanlegg til Drammensfjorden.	A-14
Tabell A.7. Statistikk for omregningsfaktorer mellom ulike mål på organisk belastning i kommunalt avløpsvann.....	A-15
Tabell A.8. Anslåtte omregningstall mellom KOF og organisk stoff	A-15
Tabell A.9. Anslåtte tilførselstall fra renseanlegg rundt Drammensfjorden for perioden 1988-1995.....	A-16
Tabell A.10. Fordeling av transporter over året i Drammenselva 1991, beregnet for normaliserte vannføringer 1970-92.	A-16
Tabell A.11. Anslåtte normaliserte årstransporter (biotilgjengelig del) fordelt på ulike kilder for avløpssituasjon i 1991 og 1995.	A-17
Tabell A.12. Kvalifisert gjetning for normaliserte årstransporter (anslått biotilgjengelig del) fordelt på ulike kilder for avløpssituasjon før 1980.....	A-18
Tabell A.13. Data om fysisk utslippsforhold og utslippsarrangementer, fra og med ca. 1985.	A-19
Tabell A.14. Silikat-konsentrasjoner i ferskvann gjennom året, brukt i modellen	A-20
Tabell A.15. Empirisk bestemte parametre i modell for vertikalblanding i dyplagene i indre Oslofjord.	A-25
Tabell A.16. Salinitet og temperatur, sammenligning mellom data og modell.....	A-26
Tabell A.17. Gjennomsnittsverdier for nedsynkning av partikulært materiale i Drammensfjorden 1982-83, målt med sedimentfeller.....	A-33

Tabell A.18. Anslåtte lagtykkelser (pr. år) nedover i sedimentkjerne fra Drammensfjorden(Strøm 1936)	A-34
Tabell A.19. Anslått lagtykkelse (pr. år) nedover i sedimentkjerne fra Drammensfjorden(Næs 1984)	A-35
Tabell A.20. Beregnet permanent akkumulering i sediment av karbon, nitrogen og biotilgjengelig fosfor, sammenlignet med partikkelfluks gjennom 30 og 60 m dyp.	A-36
Tabell A.21. Massebudsjett for organisk karbon, samt biotilgjengelig nitrogen og fosfor i Drammensfjorden innenfor Svelvik ifølge modellkjøringer for ulike situasjoner.	A-39

Figurer

Figur A.1. Sammenheng mellom totalt fosfor, totalt nitrogen og organisk karbon i sedimentene i Drammensfjorden.....	A-12
Figur A.2. Variasjonsområder på månedsbasis for salinitet i Drammensfjorden på ulike dyp ned til 25 m.....	A-22
Figur A.3. Statistisk fordeling av observerte oksygenverdier som funksjon av tid for ulike dyp i Drammensfjorden.....	A-28
Figur A.4. Sammenheng mellom ortofosfat og oksygen-ekvivalenter i vannmassene fra 30 m og nedover i indre del av Drammensfjorden.	A-29
Figur A.5. Sammenheng mellom remineralisert nitrogen (nitrat+ammonium) og oksygen-ekvivalenter i vannmassene fra 30 m og nedover i indre del av Drammensfjorden.....	A-30
Figur A.6. Oksygen i 40 m dyp fra modellsimuleringer i ulike utslippssituasjoner	A-42
Figur A.7. Oksygen i 60 m dyp fra modellsimuleringer i ulike utslippssituasjoner	A-42
Figur A.8. Oksygen i 80 m dyp fra modellsimuleringer i ulike utslippssituasjoner	A-43

A.1. Innledning

En generell beskrivelse av modellen finnes i Bjerkeng (1994a, 1994b). Nedenfor beskrives først hvordan modellen er tilpasset Drammensfjorden, dvs. hvilke endringer av koeffisienter og andre forhold som er gjort i forhold til hvordan modellen ble brukt på indre Oslofjord. Så beskrives en beregning av elementer i et massebudsjett for Drammensfjorden ut fra det som finnes av observasjoner. Dette sammenlignes så med modellkjøringer for historiske situasjoner, og tilslutt rapporteres resultatet av noen kjøring for fremtidige alternative situasjoner som grunnlag for beslutninger om videre tiltak.

A.2. Tilpasning av modellen til Drammensfjorden

A.2.1. Topografi

En fjord blir i modellen beskrevet som bassenger med horisontalmidlede konsentrasjoner som funksjon av dyp, med dynamisk bestemt transport mellom bassengene og blanding mellom lagene innenfor hvert basseng. Beskrivelsen settes opp ut fra en innlest tabell over horisontalt areal som funksjon av dyp for hvert basseng, og en tilsvarende beskrivelse av forbindelsen mellom bassengene ved bredde som funksjon av dyp.

Modellen kan også ha definert buffervolumer på hver side av en forbindelse for lagene over terskeldyp. Hensikten med slike buffervolumer er å kunne ta hensyn til at det ved skiftende strøm frem og tilbake gjennom et sund, f.eks. med tidevann, tildels vil være det samme vannet som strømmer begge veier, dvs. at ikke hele volumstrømmen representerer en effektiv utskiftning av vann. Buffervolumene i modellen vil medføre at når det strømmer vann mellom bassengene, vil det i første omgang være grensene mellom vannvolumene som flytter seg, ved at buffervolumene fylles og tømmes, uten at det fører til permanent massetransport mellom bassengene. Først når buffervolumene er fylt, vil strømmen gi full permanent effekt. Overgang fra en situasjon til en annen skjer gradvis ettersom den ene eller den andre vanntypen fyller en siste del av buffervolumet, definert som et overgangsvolum. Buffervolum kan være avsatt på begge sider av forbindelsen eller bare på den ene siden. Buffervolumene fylles og tømmes uavhengig innenfor hvert lag, slik at en f.eks. i overflatelaget kan ha det fylt med utstrømmende vann fra indre fjord, mens buffervolumet i lagene like over terskelen kan inneholde vann utenfra, pga. innstrømning over terskelen.

Tabell A.1 viser de data som gis inn til modellen for å sette opp lagdeling og beregne volumer og grenseflater mellom lagene for Drammensfjorden. For den innerste delen er data hentet fra Schaanning (1983). For de to ytre delene er arealene anslått ut fra tilnærmet arealmåling på sjøkart.

I modellen er Drammensfjorden delt i to bassenger, innenfor og utenfor Svelvik. Det ytre bassenget omfatter bare området mellom Svelvik og Holmsbu. Området utenfor Holmsbu beskrives som en del av ytre Oslofjord, og er lagt inn som buffervolum for utvekslingen mellom Drammensfjorden og Breiangeren. For det innerste bassenget er også volumdata fra bunnen og opp til og med angitt dyp tatt med i tabellen, beregnet ved trapesintegrasjon ut fra arealdata.

Tabell A.2 og A.3 viser hvilke data som er lagt inn for å beskrive forbindelsen mellom bassengene. Både strømtverrsnittet og buffervolumene er beskrevet ved bredde som funksjon av dyp, og buffervolumene dessuten med lengde i strømetningen, slik at volumene defineres som prismer. Beskrivelsen av buffervolumene inkluderer dessuten en tidskonstant for blanding, som angir hvor raskt vann fra indre Drammensfjord som befinner seg utenfor terskelen vil utveksles videre mot ytre Oslofjord. Det vil gi en viss permanent utveksling pga. av fylling av buffervolumet innenfra. Størrelsen på buffervolumene rundt Svelvikterskelen er valgt skjønnsmessig.

Tabell A.1. Areal- og volumforhold i Drammensfjorden brukt i modellen.

Fjorden innenfor Svelvik:			Svelvik - Holmsbu	
Dyp (m)	Areal (10 ⁶ m ²)	Volum (10 ⁶ m ³) under gitt dyp	Dyp (m)	Areal (10 ⁶ m ²)
0	45.06	92.4	0	11
5	41.85	75.0	10	5
10	40.5	58.6	20	1.8
20	38.44	50.7	36	0
30	36.28	43.2		
40	34.11	36.2		
50	31.55	29.6		
60	29.03	23.5		
70	25.78	18.1		
80	23.43	13.1		
90	20.02	8.8		
100	16.69	5.1		
110	12.45	2.2		
120	2.77	0.7		
124	0.0	0.00		

Holmsbu - Rødtangen	
Dyp (m)	Areal (10 ⁶ m ²)
0	5
10	3.5
20	1.5
71	0

Tabell A.2. Topografisk beskrivelse av forbindelsen ved Svelvikterskelen

Dyp (m):	Transport-bredde (m)	Innenfor Svelvik	Utenfor Svelvik
		Bredde av buffervolum (m)	
0	160	2000	1500
5	120	1700	1000
10	75	1500	0
10.1	0	0	0
Lengde buffervolum (m)		1500	1500
Lengde overgangsvolum (m)		1000	1000
Tidskonstant for blanding mellom hovedbasseng og buffervolum (dager):		1	1

Tabell A.3. Topografisk beskrivelse av overgangen til ytre Oslofjord ved Holmsbu

Dyp (m):	Transport-bredde (m)	Innenfor Holmsbu	Utenfor Holmsbu
		Bredde av buffervolum (m)	
0	900	-	1400
10	400	-	1150
20	250	-	950
23	0	-	0
Lengde buffervolum (m)		0	1000
Lengde overgangsvolum (m)		0	500
Tidskonstant for blanding mellom hovedbasseng og buffervolum (dager):		-	1

For avgrensningen mot ytre Oslofjord, som er lagt ved innsnevringen ved Holmsbu, er det ikke avsatt noe buffervolum på innsiden, mens området ut til Rødtangen er lagt inn som buffervolum på utsiden.

Buffervolumet er dimensjonert slik at det omtrent tilsvarer 2 ganger det volumet som strømmer frem og tilbake gjennom Svelvik-kanalen ved midlere tidevannsforskjell 23 cm i indre fjord, fordelt over 10 m dyp, og 2/3 av dette er definert som et overgangsvolum. Blandingstiden mot ytre fjord er satt til to tidevannsperioder, dvs. omtrent 1 døgn.

A.2.2. Ferskvannstilførsel og forurensningstilførsler

I de etterfølgende underkapitler beskrives hvordan ferskvannstilrenning og forurensningstilførsler er satt opp for modellkjøringene.

A.2.2.1. Oppdeling i separate kilder

Modellen kan behandle et variabelt antall tilførsler fra land. For kjøring på Drammensfjorden er det skilt mellom 6 separate kilder:

1. Drammenselva
2. Lierelva
3. Solumstrand renseanlegg
4. Lannes renseanlegg
5. Lokale overflateutslipp:
Tap fra kloakkledninger,
avløp som ikke er knyttet til renseanlegg,
Mjøndalen og Muusøya renseanlegg,
og for tidligere år også noen industribedrifter.
6. Dyno industrier

Dessuten er modellen satt opp for å kunne inkludere nedpumping av overflatevann på stort dyp inne i Drammensfjorden for å bedre utskiftningen av dypvannet innenfor Svelvik.

A.2.2.2. Generelt om hvordan utslippsdata skal gis til modellen

For hver kilde krever modellen data for tilførsel av ferskvann, samt tilførsler av organisk karbon (C) og næringsstoffer nitrogen (N), fosfor (P) og silikat (Si). Bare antatt biologisk aktive tilførsler skal være med. Totale mengder for hvert stoff angis separat for hver måned gjennom året. Dette legges inn som datatabeller i modellen for en bestemt utslippssituasjon. De totale mengder fordeles på ulike tilstandsformer ved hjelp av fordelingsnøkler gitt som konstant verdi over året. Både mengder og fordeling kan varieres ved koeffisienter.

For organisk C angis en fordelingskoeffisient mellom løst og partikulært som er konstant i tid, men gis separat for hver kilde. Løst karbon bidrar til oppløst organisk karbon (DOC) i fjorden, som i modellen gir grunnlag for vekst av bakterier som binder N og P og inngår i fødegrunnlag for zooplankton, mens partikulært C synker ned og sedimenteres eller brytes ned på linje med biomasse fra planktonalgevekst i fjorden (men med lavere nedbrytningshastigheter).

For N og P angis andelen i partikulært materiale dels som en øvre grense for hvor mye av totalmengden som kan være bundet i partikler, satt som en konstant i tid for hver kilde, og delvis som en øvre grense for N:C- og P:C-forhold i partikulært materiale, gitt som en felles konstant for alle kilder. Mengden partikulært N og P bestemmes hele tiden ut fra den grensen som gir lavest partikulær

andel. Alt løst P regnes som orto-fosfat, mens løst N fordeles på NO_3^- og NH_4^+ etter en fordelingsnøkkel som er gitt som en konstant, separat for hver kilde.

Silikat i ferskvann og avløpsvann angis med en konsentrasjon for hver måned gjennom året, felles for alle kilder. Mengde silikat som tilføres fjorden fra land beregnes ut fra vannføringsdata. Bare løst silikat er inkludert i modellen slik den er nå, det er også det eneste vi har data for. For Drammensfjorden, som har så stor ferskvannstilrenning, kan også partikulært silikat bundet i ferskvannsalger ha betydning for silikatkonsentrasjonene i dypvannet, idet de vil synke ut og frigjøres der. Vi kan derfor ikke vente å gjenskape observerte silikatkonsentrasjoner i dypvannet.

A.2.2.3. Bakgrunn for beregning av tilførsler med Drammenselva ovenfor Mjøndalen.

Som bakgrunn for å sette opp tilførsler av organisk C og biotilgjengelig N og P med Drammenselva, og anslå fordeling mellom partikulær og løst fraksjon, skal vi se på de data som foreligger fra tidligere undersøkelser. Vi ser da først på organisk stoff generelt, i hovedsak knyttet til organisk karbon, og tildels målt som oksygenforbruk, og deretter spesielt på N og P separat.

A.2.2.3.1. Tilførsler av organisk stoff.

Organisk stoff ble tidligere målt som kjemisk oksygenforbruk, KOF, i senere år er istedet målt totalt organisk karbon, TOC. For elvevann brukes permanganat som oksideringsmiddel (KOF_{Mn}). Det oksiderer bare en del av det organiske stoffet, og det er dessuten et variabelt forhold mellom oksygenforbruk og mengden karbon for ulike sammensetninger av organisk stoff.

Noen samtidige målinger av KOF_{Mn} og TOC i Drammenselva i april - juni 1988 ved Hokksund og Mjøndalen gir en faktor (vektforhold) som varierer mellom 1.05 og 1.3 $\text{KOF}_{\text{Mn}}/\text{TOC}$, med et snitt på 1.2. Det ble også målt ved Bybrua, der var gjennomsnittet 1.15. Vi har valgt å basere oss på en faktor 1.2 ved omregning fra KOF_{Mn} til TOC. En 100 % oksydering av karbon i vanlig forekommende typer av organisk stoff (fett, proteiner, karbohydrater) skal gi et oksygenforbruk på omkring 1-1.5 $\text{molO}_2/\text{molC}$, dvs. 2.7-4.0 gO_2/gC , ifølge Stumm og Morgan (1981), med alger og bakterier i øvre del av dette området. Hvis dette er representativt for Drammenselva, og vi tar i betraktning at organisk nitrogen kanskje også gir et visst oksygenforbruk målt som KOF_{Mn} , kan beregningen ovenfor stemme med at rundt 25-40 % av det organiske stoffet i Drammenselva oksyderes av permanganat, slik det er vanlig å gå ut fra.

Tabell A.4 antyder tidsutviklingen i konsentrasjon av TOC ved Mjøndalen bruk, satt opp ut fra ulike kilder. Utviklingen i tilførsler nedenfor Mjøndalen antas regnet inn i kloakktilførslene lokalt, og tas ikke med her, det behandles i kap. A.2.2.4. nedenfor.

Tallene gir for 1991 en normalisert tilførsel på ca. 25,600 tonn organisk C (2.8 mgC/l , vannføring ca. 290 m^3/s). Hvis omregningen mellom organisk karbon og kjemisk oksygenforbruk er riktig, ser det generelt ut til at tilførslene med Drammenselva ovenfor Mjøndalen kan ha vært omtrent konstante siden første del av 1980-tallet, dvs. med bare naturlige variasjoner knyttet til forskjeller i vannføring og flom-mønster. Målingen fra tidlig 1970-tall viser ca. 3 ganger større konsentrasjoner av KOF_{Mn} Molvær et al. (1974). Dette henger vel sammen med produksjonen av sulfittcellulose, som da fortsatt var stor (Næs 1984). Det er ikke mulig å slutte noe om den gjennomsnittlige belastningen ut fra én måling. Det fremgår av Molvær et al. (1974) at det var stor variasjon nedover elva på dette tidspunktet, og det kan bety at det var stor variasjon over tid.

Tabell A.4. Estimert tidsutvikling i konsentrasjon av organisk stoff i Drammenselva ved Mjøndalen bruk.

År	Kilde	Målested:	KOF _{Mn} (mgO/l)	TOC (mgC/l)
1973	Molvær et al. (1974)	Mjøndalen bruk (st.7)	10.4 ⇔	8.6
1982-84	Lingsten (1985)	Mjøndalen, (st. DRA4)	3.2-3.34 ⇔	2.7-2.8
1985-86	Fylkesmannen i Buskerud	Mjøndalen bruk	3.4-3.6 ⇔	2.8-3.0
1987		"	3.6 ⇔	3.0
1988		"		3.7
1990	Magnusson (1994)	Drammensfjorden, overflaten (salinitet <3‰)		2.2-3.5
1991	Fylkesmannen i Buskerud	Mjøndalen bruk		2.8

Sedimenter fra 1930-1980, som var perioden med stor sulfittcellulose-produksjon, viser en økning på 2-3 ganger av vekt-% organisk karbon i forhold til det nivået som antydes ut fra en interpolering mellom ferskt og eldre sediment (Næs 1984). Dette materialet har også et høyere C:N-forhold, og ser derfor ut til å være dominert av mer terrestrisk organisk materiale, som da antagelig også er tyngre nedbrytbart enn det organiske materiale som er produsert i elva eller i fjorden. Hvis det er riktig, behøver ikke den totale belastningen på oksygeninnholdet i dypvannet å ha vært tilsvarende mye større for å gi slike sedimentprofiler som observert. Forholdet mellom total tilførsel av organisk stoff og belastningen på dypvannet kan ha endret seg over tid, idet både sammensetning, nedbrytbarhet og synkeegenskaper kan ha endret seg. Det kan også være stor usikkerhet knyttet til å sammenligne utslippstall for ulike perioder, idet de er målt på forskjellig måte (KOF, BOF, TOC). Fylkesmannens miljøvernnavdeling i Buskerud (1992, rapport 24) angir en reduksjon fra 37,000 til ca. 15,000 tonn BOF₇ fra 1970 til 1980, og til ca. 7000 tonn BOF₇ i 1990 for totale tilførsler nedenfor Tyrifjorden, men det inkluderer da kommunalt avløp.

Tabell A.5. Målinger av TOC innerst i fjorden (stasjon 1) og KOF_{Mn} nederst i Drammenselva, etter Magnusson og Næs (1986) og Lingsten (1985)

Dato	TOC i elve utløpet (stasjon 1) (mg C/l)	KOF (KMnO ₄) i Drammenselva ved Bybrua (mg O ₂ /l)	Anslått omregnings- faktor (gO ₂ /gTOC)
820804	4.6	3.2	3.2/4.6= 0.70
820811		3.3	
820816		3.1	
820819		3.2	
820824		3.2	
821011	5.5	3.7	3.75/5.5= 0.68
821021		3.8	
821026		3.8	

I den forbindelse kan nevnes at noen data fra høsten 1982 antyder en enda lavere omregningsfaktor fra KOF_{Mn} til TOC enn det som ble referert ovenfor. Tabell A.5 viser omtrent samtidige målinger av TOC innerst i fjorden (stasjon 1) og KOF_{Mn} nederst i Drammenselva (Magnusson og Næs 1986, Lingsten 1985) over to korte perioder i 1982. Klorofyllverdiene i prøvene fra fjorden er i begge tilfelle omtrent som en vil vente å finne i elva, på bakgrunn av data fra 1983-84 (3.7 µg/l i august, 1.7 µg/l i oktober), dvs. at det ikke er noen åpenbar virkning av endring ved utsynking av plankton fra

elva eller lokal planteplankton-produksjon innerst i fjorden. Ut fra det kunne en anta at data kanskje er omtrent sammenlignbare.

Begge de to periodene gir omtrent samme omregningsfaktor, men siden vi kan ikke vite sikkert at det dreier seg om det samme vannet i elva og fjorden, vil vi her ikke basere oss på disse verdiene. Det lave KOF_{Mn}/TOC -forholdet sammenlignet med Hokksund og Mjøndalen kan ha ulike forklaringer. Hvis vi går ut fra at prøvene i elva og fjorden i tabell A.5 representerer omtrent de samme vannmassene, kan en forklaring være utslipp til den nederste del av elva (fra Mjøndalen til Bybrua) av partikler som er relativt lite nedbrytbare. Det kan også tenkes at det tilsynelatende lave forholdstallet skyldes tildels utslipp nedenfor Bybrua, men hvis det skulle være hovedforklaringen, måtte disse tilførslene utgjøre et tillegg på minst 70 % på tilførslene ovenfor Bybrua, og det er vel lite rimelig.

I basisundersøkelsen 1982-84 ble også totalt tørrstoff og gløderest målt i Drammenselva (Lingsten 1985). Forskjell mellom totalt tørrstoff og gløderest, som gir omtrent total vekt av partikulært organisk stoff, var typisk 0.5-1.5 mg/l, med årsgjennomsnitt 0.9-1.0 mg/l. Av dette kan ca. 50 vekt-% antas å være karbon, dvs. anslagsvis 0.45-0.5 mgC/l. Mengden partikulært organisk stoff varierte i stor grad proporsjonalt med kjemisk oksygenforbruk, som ut fra omregningen i tabell A.4 tilsvarte ca. 2.8 mg TOC/l i gjennomsnitt.

I modellkjøringene er det derfor antatt at ca. 15 % av TOC i Drammenselva inngår i partikulært materiale, som for en stor del synker ned i fjorden og brytes ned i dyplagene. Resten behandles som oppløst organisk stoff (DOC), som i modellen er tilgjengelig for bakterier og derved også for zooplankton/blåskjell.

En slik konstant fordeling mellom partikulært og løst organisk karbon over tid er en sterk forenkling. Egentlig vil både partikulær andel av TOC og C:N:P-sammensetningen i partikulært materiale variere gjennom året, ettersom det domineres av terrestrisk materiale og industriutslipp, fragmenter av fastsittende alger, eller ferskvannsplankton fra vassdraget, så hvert bidrag burde vært beskrevet for seg som en separat kilde med hvert sitt årsforløp, eventuelt knyttet til varierende vannføringer via en empirisk modell. For å beskrive forholdene i dypvannet, som har oppholdstid ca. 10 år, er det imidlertid ikke så avgjørende å ha riktig fordeling over året på sammensetning og egenskaper ved det sedimenterende materiale, bare gjennomsnittet er noenlunde rimelig. Derimot er det viktig å ha et godt bilde av hvordan de organiske tilførslene har endret seg med endret utslippssituasjon, altså den langsiktige endringen fra år til år. Det gjelder både fordeling løst/partikulært, nedbrytbarhet og synkeegenskaper. Her kan det være behov for en nærmere analyse for å se hvor mye det er mulig å slutte av eldre data og eventuelle supplerende undersøkelser.

A.2.2.3.2. Tilførsler av nitrogen, biotilgjengelighet og fordeling på partikulært og oppløst.

Nitrogen i Drammenselva var i 1982-84 målt i konsentrasjoner på i gjennomsnitt 350-370 µgN/l, og bare ca. 10 µgN/l høyere ved Bybrua enn ved Mjøndalen. Dette er ikke endret i 1991, da var gjennomsnittet 370 µgN/l. Andelen nitrat er ca. 2/3 om vinteren, dvs. at 110-130 µg/l finnes i andre former. Om sommeren øker andelen N utenfor nitratfraksjonen til mellom 150 og 200 µgN/l. Økningen er antagelig i stor grad ferskvannsplankton eller fragmenter av fastsittende alger (Lingsten 1985), den stemmer også godt med klorofyllverdier i elva om sommeren og høsten (3.5 µg/l).

Når det gjelder restmengden på litt over 100 µgN/l, kan vel også en del av den være knyttet til plantemateriale fra elva, men noe kan også være terrestrisk materiale, bl.a. lite nedbrytbart humus, og eventuelt også noe ammonium og nitrogen bundet i bakterier. Data fra de innerste sedimentfellene i Drammensfjorden i 1983 ved sterk flom og stor nedsynkning av partikulært materiale fra elva viser et partikulært C:N-forhold på mellom 20:1 og 30:1. Hvis mengdene av partikulært materiale i elva i snitt settes til 300-600 µgC/l på basis av kap. A.2.2.3.1., tilsvarer det en nitrogenmengde på 10-30 µgN/l.

Fargetallet i elva tilsier at opptil 20 $\mu\text{gN/l}$ kan være bundet i humus (Lingsten 1985). Bakterietallet er ca. $0.5-1.0 \cdot 10^6 \text{ ml}^{-1}$ om vinteren (Lingsten 1985), det tilsvarer antagelig ca. 10-20 $\mu\text{gC/l}$, og derved omtrent 2-4 $\mu\text{gN/l}$. Tilsammen utgjør disse estimatene 30-50 $\mu\text{gN/l}$, dvs. at det fortsatt er $>50 \mu\text{gN/l}$ som ikke er redegjort for. Det foreligger ikke data for hvor mye av dette som kan være ammonium. For de adskillig mindre vassdragene rundt indre Oslofjord varierer ammonium-andel på årsbasis mellom 5 og 18 %, men med stor variasjon gjennom året (OVA 1990).

I modellkjøringene antas at 90 % av nitrogentilførslene i Drammenselva ovenfor Mjøndalen er biotilgjengelig. Det som er biotilgjengelig regnes å være bundet i den partikulære fraksjonen med opptil 40 %, men innenfor et N:C-forhold på maksimalt 1:15. Det løste nitrogenet antas å være fordelt med 10 % som ammonium og 90 % som nitrat.

Naturlig bakgrunnsnivå for nitrogen inkludert langtransporterte forurensninger antas å tilsvare ca. 50 % av tilførslene pr. 1991, dvs. ca. 1650 tonn/år. (se senere tabell A.10).

A.2.2.3.3. Tilførsler av fosfor, biotilgjengelighet og fordeling på partikulært og oppløst.

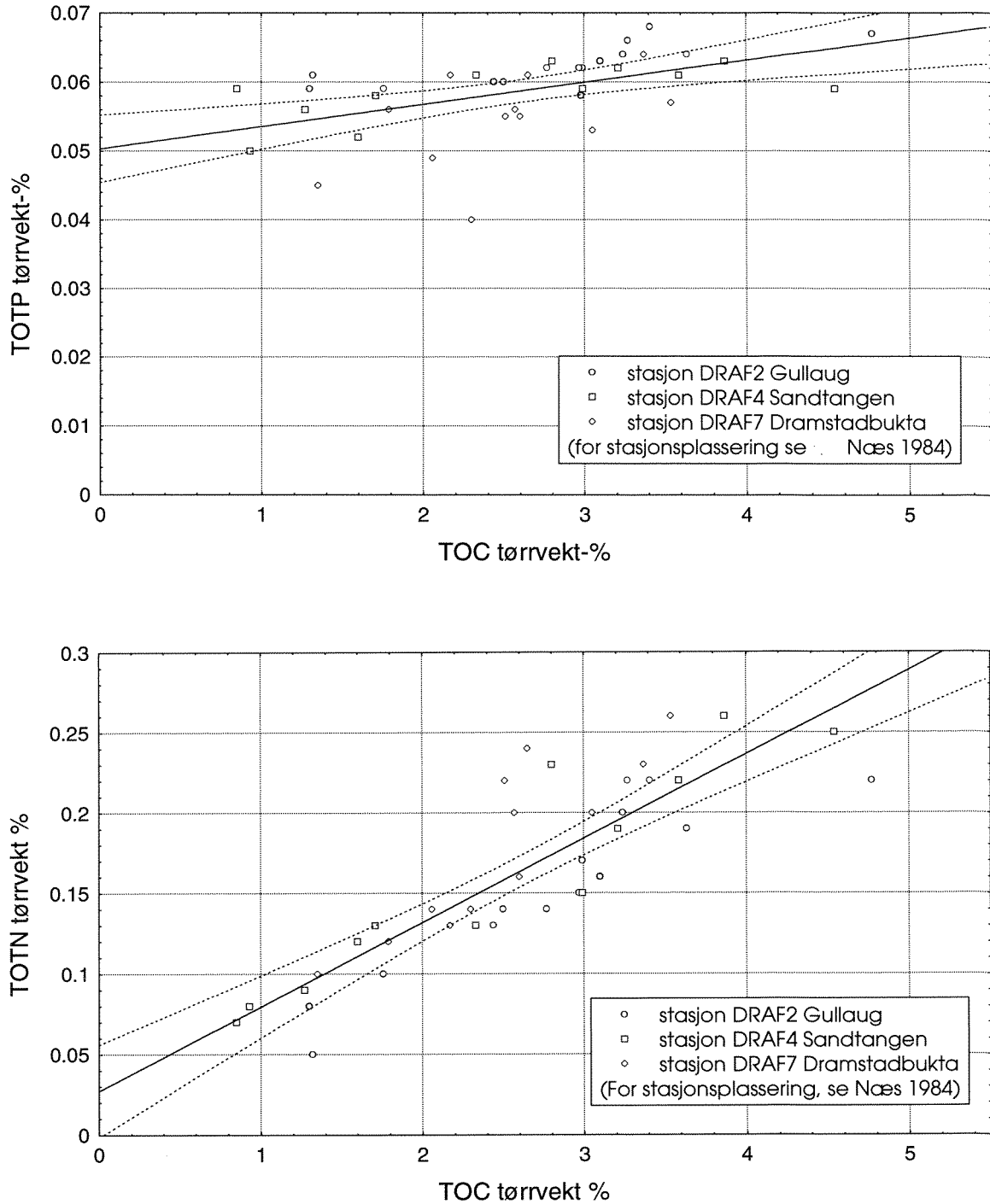
Målt middel-konsentrasjon av total fosfor i 1982-84 ved Mjøndalen var 10-12 $\mu\text{P/l}$, nokså konstant, mens ortofosfat stort sett var under deteksjonsgrensen på 2 $\mu\text{gP/l}$. I 1985-86 var totalkonsentrasjonen nede i 8.3, og i 1991 gjennomsnittlig 5.5 $\mu\text{gP/l}$, og med 1-3 $\mu\text{gP/l}$ som ortofosfat. Det som ikke var ortofosfat i 1991 viste en klar årstidsvariasjon, fra ca. 2-3 $\mu\text{gP/l}$ om vinteren til 4-7 $\mu\text{gP/l}$ i sommerhalvåret.

Det som analyseres som totalt fosforinnhold kan ha sterkt varierende biotilgjengelighet (20-90 %) i ulike typer av vann/partikler, se f.eks. Berge og Kälqvist (1990), iallfall innenfor noen uker. En del av totalt fosfor kan være knyttet mer eller mindre fast til mineralske partikler. Delvis kan det være fosfat bundet fast i mineraler (apatitt), hvor biotilgjengelighet må være meget begrenset eller langsom, og knyttet at mineralet oppløses. Siden slike partikler sedimenterer og dekkes over raskere enn de løses opp, kan en god del være i praksis helt utilgjengelig for det biologiske systemet i en fjord.

Et bilde av hvor mye det kan dreie seg om kan en få ved å se på data for bunnsedimenter fra fjorden, for sedimentering av partikler i Drammensfjorden og for partikkelinnhold i Drammenselva for perioden 1982-1984.

Sedimentkjerner fra Drammensfjorden viser et nokså konstant P-innhold på ca. 0.05-0.06 % av tørrvekt. Figur A.1 viser øverst sammenhengen mellom C og total P i sedimentene, og nederst tilsvarende sammenheng mellom N og C til sammenligning. Variasjonen i C-innhold gjenspeiler delvis endret belastning, og delvis alderen på sedimentet, slik at det eldste sedimentet har lavest innhold av organisk stoff. En ser at N og C-innholdet er proporsjonale innenfor usikkerheten av en lineær-regresjonen, (eventuelt med et noe økende N:C-forhold i eldre sediment, motsatt av hva en vanligvis forventer), mens P-innholdet bare varierer svakt med C-innholdet. En regresjon mellom C og P antyder at rent uorganisk materiale i snitt har et P-innhold på 0.04-0.06 vekt-%, og at C:P-forholdet i restmengdene av organisk materiale i snitt ligger omkring 300:1 på vektbasis. Organisk bundet P utgjør isåfall bare 10-20 % det totale P-innholdet i sedimentet.

1 Malone og Ducklow (1990) for marine bakterier: 20 fgC/celle (1fg=10-15g), for volum $0.036-0.073 \mu\text{m}^3$, dvs. diameter 0.4-0.5 μm , dvs. at $1 \cdot 10^6$ celler/ml blir 20 $\mu\text{gC/l}$.



Figur A.1. Sammenheng mellom totalt fosfor, totalt nitrogen og organisk karbon i sedimentene i Drammensfjorden.

Figurene viser data for sedimentdyp ≤ 30 cm, hentet fra Næs 1984. Utelukket fra datasettet er en måling med angitt TOC-innhold 11.8 og avvikende lavt P-innhold, og hvor det også var innbyrdes uoverenstemmelse i N-innhold (0.26) og angitt N:C-forhold (11.8).

I 1982-83 ble det også målt nedsynkning av partikler med sedimentfeller på flere stasjoner. (Magnusson og Næs 1986). Generelt utgjorde totalt karbon (TC) ca. 3-10 % av total mengde tørrstoff (TPM), med den laveste andelen i flomsituasjoner. For de høyeste sedimentasjonsfluksene, som er 20 ganger høyere enn det normale, og hvor materiale fra elva dominerer, er TPM:P-forhold 1000:1, mens

det ved normale sedimenteringsrater er ca. halvparten. Hvis vi ut fra sedimentdataene omtalt ovenfor antar at et TPM:P-forhold omkring 2000:1 er typisk for det uorganiske materialet, og anslår en nedre grense for organisk P som

$$\text{orgP} = \text{TotP} - (\text{TPM} \cdot 2 \cdot \text{TC}) / 2000$$

fås øvre grenser for C:P-forhold for organisk materiale i sedimentfellene som stort sett varierer mellom 80:1 og 30:1 i normale situasjoner. Ut fra disse antagelsene kan det se ut til at ca. 40% av det fosforet som synker ut tilhører den mineralske fraksjonen, mens 60% inngår i organisk stoff og er biologisk omsettelig. For målinger preget av flomsituasjon med sterkt forhøyde sedimenteringsrater ligger det beregnede organiske C:P-forholdet rundt 80:1.

I Drammenselva er det målt tørrstoff gløderest som gir et mål på mengden mineralske partikler. Forholdet mellom gløderest og $\text{rest-P} = \text{totP} - \text{ortoP}$ går også her mot 1000:1 for flomsituasjoner hvor det er 5-10 ganger mer uorganisk materiale enn normalt, mens det i mer normale situasjoner er 10-100 ganger lavere. Hvis vi antar at geologisk partikkelbundet fosfor utgjør ca. 0.05 % av gløderesten også her, på samme måte som det ser ut til i sedimentene, skulle det ut fra middeltallene for tilførsler i perioden 1982-84 være ca. 5-10 % av P-tilførslene i Drammenselva som er bundet til mineralske partikler.² Ved å anslå organisk partikulært P som $\text{TotP} - \text{OrtoP} - \text{Gløderest} / 2000$ og organisk C som 50 % av organisk TPM ($\text{tørrstoff-gløderest}$) får vi anslått C:P-forhold for organisk materiale som varierer mellom 200:1 og 15:1 på vektbasis. Dette er noe mer varierende enn i sedimentfellene, som en må vente for stikkprøver i forhold til integrerte målinger over ca. 1 måned, men i de fleste tilfellene mellom 80:1 og 20:1 på vektbasis.³ Det er rimelige verdier for organisk materiale.

Vi vil i modellkjøringene anta at omtrent 90 % av P er biotilgjengelig for tilførsler pr. 1982-84. For dagens situasjon (1991), med reduserte tilførsler av P, antas at den absolutte mengden ikke-biotilgjengelig P har holdt seg konstant, slik at det nå er 80 % av totaltilførslene i Drammenselva som er biotilgjengelig.

For begge situasjoner settes øvre grenser for P-innholdet i partikulært organisk materiale i elva slik at totalt partikulært C:P-forhold skal være minst 70:1 (generelt for alle kilder), altså opp mot de høyeste anslåtte verdiene. Egentlig burde C:P-forholdet i materialet med elva varieres over tid ut fra skiftende opphav for det organiske stoffet. Det er dessuten satt en grense slik at maksimalt 70 % av totalt P antas bundet i partikulært materiale. Resten antas å være løst ortofosfat.

Naturlig bakgrunnsnivå for fosfor antas å tilsvare 20-25 tonn/år, rundt 45 % av tilførslene pr. 1991. Ca. halvparten av dette kan være mineralsk partikkelbundet og utilgjengelig for biologisk omsetning ut fra anslag for mineralsk andel av P ovenfor. Endel av det mineralske partikkelinnholdet kan være menneskeskapt ved f.eks. erosjon av jordbruksarealer, og det kan derfor være at bakgrunnsnivået i større grad bør regnes som biotilgjengelig. Det vil avhenge av hvordan bakgrunnsnivået er anslått, dvs. om det er tatt hensyn til sivilisatorisk innvirkning på erosjon.

A.2.2.4. Bakgrunn for beregning av tilførsler i lokale kloakkutslipp

Tabell A.6 oppsummerer en del data for de fire lokale renseanleggene. Mjøndalen og Musøya inngår som en del av overflatetilførslene, og er ikke skilt ut som egne kilder ved modellkjøringene. Organisk stoff er delvis gitt som kjemisk oksygenforbruk (KOF), delvis som totalt organisk karbon (TOC) og delvis er bare den løste andelen av organisk karbon (LOC) angitt. Linnes og Solumstrand renseanlegg har dyputslipp på omkring 30 m dyp, og for Solumstrand er det en viss sjøvannsinnblanding (3-4 % av dimensjonerende vannmengde for anlegget).

² Det forutsettes her at totalfosfor omfatter det samme i alle analyser.

³ Dette baserer seg bare på analyse av et utvalg av data fra Lingsten (1985)

Vi skal ikke se for mye på de enkelte år, men beskrive en gjennomsnittlig situasjon som tilsvarer avløpssituasjonen for 1991 når det gjelder tilknytning til de ulike rensanleggene, og så justere i forhold til det for å kunne kjøre simuleringer for ulike perioder eller situasjoner.

Tabell A.6 viser en del variasjoner og tilsynelatende avvikende verdier (f.eks. middelerdi for LOC for Linnes 1993). Det kan skyldes reelle variasjoner fra år til år, men kan kanskje også henge sammen med at overløp bare delvis er inkludert i oppgitte tilførsler, idet data er samlet fra ulike kilder. En grundigere gjennomgang av bakgrunnen for tallmaterialet vil være nødvendig for å vurdere dette nærmere. For å få et bilde av tilførslene som er mest mulig uavhengig av slike avvik, har vi nedenfor ut fra tabell A.6 beregnet bl.a. medianverdier for forholdstall mellom de ulike komponentene, som kan brukes til å anslå tall der det mangler data, og utnytte tallene i tabell A.6 til å sett sammen et best mulig bilde av tilførslene. Resultatet er vist i tabell A.7. Medianverdiene for de ulike forholdstallene bygger på ulike data, men ved å kombinere dem kan vi få iallfall grovestimater som vist i tabell A.8 for ytterligere et par forholdstall som er av interesse, og som kan brukes til å regne om mellom ulike parametre.

Tabell A.6. Data for utslipp fra lokale rensanlegg til Drammensfjorden.

De tallene som det står spørsmålsteget bak i kolonnen for TOC, er beregnet ut fra forholdstall utledet av de målte verdiene, som redegjort for i teksten.

Anlegg	År	Pe (tilkn.)	Pe (tilf.)	q (l/p/d)	Q (m ³ /d)	TOC t/år	LOC t/år	KOF t/år	N t/år	P t/år
Mjøndalen	1988	13600	8200	860	7052	34 ?		134.7		0.69
	1989	14800	7700	600	4620	36.5				0.28
	1990	13500	9983			31.9				0.55
	1991	13700	9555			42 ?	28.1			0.982
	1992	13700	10215			26.4				0.574
Musøya	1986	10000			8122	50 ?		200		0.6
	1988	14000	8411	1090	9168	35 ?		139.8		0.7
	1989	14500	11084	800	8867	62.25				0.777
	1991	18000			8678	66 ?		262	56.2	0.7
	1995	19089				41 ?		165	56.2	1.2
Linnes	1988		9700	600	5820	19 ?		77.75		0.51
	1989		7900	630	4977	26.2				0.525
	1990	12600	12032			50.3				1.57
	1991	12045	12978			65 ?	43.1			1.042
	1992	12045	7438			26.5				0.454
	1993				9236	80?	38.9	413.8	70.4	0.935
	22.11				12614		119.7	664	90.9	4.973
	06.12				10476		76.47	336	61.2	0.42
20.12				9354		85.37	338	51.2	0.615	
Solumstrand	1986	6000				10 ?		40		0.4
	1988	11000	17000	260	4420	346 ?		1381		12.4
	1989	11000	12000	330	3960	187				7.67
	1991	27000				146 ?		583	128	1
	1995	58116				182 ?		727	185.6	3.7

Tabell A.7. Statistikk for omregningsfaktorer mellom ulike mål på organisk belastning i kommunalt avløpsvann.

	gjennom snitt	antall verdier	median	25 %- fraktil	75 %- fraktil	min.	maks.
TOC/Pe(Tilf.)	0.0053	8	0.0039	0.0033	0.0052	0.0026	0.0156
LOC/Pe(Tilf.)	0.0031	2	0.0031	0.0029	0.0033	0.0029	0.0033
KOF/Pe(Tilf.)	0.0306	4	0.0165	0.012	0.049	0.0080	0.081
KOF/LOC	6.13	4	4.99	4.18	8.1	3.96	10.6
LOC/N	1.20	4	1.28	.90	1.5	0.553	1.67
KOF/N	5.17	8	5.08	4.2	6.2	2.94	7.30
TOC/P	59.9	8	54.0	39	69	24.4	130
LOC/P	76.1	6	41.5	24	90	24.1	182
KOF/P	308	14	198	134	408	100	800
N/P	78.5	8	77.8	49	105.6	18.3	146

Tabell A.8. Anslåtte omregningstall mellom KOF og organisk stoff

KOF/TOC:		LOC/TOC:	
$\frac{\text{KOF/Pe(Tilf.)}}{\text{TOC/Pe(Tilf.)}}$	4.2	$\frac{\text{LOC/Pe(Tilf.)}}{\text{TOC/Pe(Tilf.)}}$	0.79
$\frac{\text{KOF/P}}{\text{TOC/P}}$	3.67	$\frac{\text{LOC/P}}{\text{TOC/P}}$	0.77

Forholdet mellom KOF og TOC for kloakkvann blir høyere enn for elver, fordi KOF da analyseres med dikromat, som kan antas å oksidere omtrent alt organisk stoff, mens permanganat, som brukes ved analyse av ellevann, kan antas å oksidere 25-40 %. På basis av tallene ovenfor anslås helt grovt at forholdet mellom KOF(dikromat) og TOC er ca. 4.0. Det er 1.5 ganger det som tilsvarer oksidering av rent karbohydrat (CH₂O)_x, men innenfor variasjonsområdet for ulike typer organisk stoff (Stumm og Morgan 1981), og tilsvarer omtrent det forholdstallet på 3.5 gO/gC som er brukt i simuleringsmodellen for gjennomsnittlig forhold mellom karbon og oksygenforbruk ved stoffomsetningen i fjorden, når det tas hensyn til at KOF(dikromat) må antas å oksydere også bl.a. nitrogen-andelen i det organiske stoffet. Oksygenbehovet pga. nitrogen i organisk stoff og ammonium kommer inn som et tillegg i massebudsjettet i simuleringsmodellen.

LOC kan ut fra tallene ovenfor anslås å utgjøre 75-80 % av TOC. Dette er noe høyere enn for data fra Bekkelaget renseanlegg, hvor løst fraksjon av organisk C utgjorde ca. 60 % både i innløpet og utløpet (Bjerkeng, 1994a). Etter en helhetsvurdering velger vi å gå ut fra et forholdstall KOF/LOC på 6, dvs. vi antar at 2/3 av TOC er LOC. Dette kan være noe lavt ut fra data fra de lokale renseanleggene.

På basis av dette setter vi opp tilførselstall fra renseanlegg for perioden 1988-1995 som vist i tabell A.9.

Tabell A.9. Anslåtte tilførselstall fra renseanlegg rundt Drammensfjorden for perioden 1988-1995.

Anlegg	År	Pe (tilkn.)	Q (m ³ /d)	Q (l/s)	TOC t/år	N t/år	P t/år
Mjøndalen	1988-1992	13700	8000	90	35	30	0.6
Musøya	1988-1991	14000	9000	105	40	35	0.6
	1995	19000	12000	140	70	60	1.0
Linnes	1988-89	12000	8000	90	40	35	1.0
	1995	?	?	160?	80	70	1.0?
Solumstrand	1988-1989	11000	4500	40	300	250	10
	1995	58000	21000?	240?	200	180	4.0

Partikulær andel for N og P i utslippet fra renseanlegg antas å ligge innenfor henholdsvis 40 og 20 % av totale mengder, og dessuten med øvre grenser hhv. 1:15 og 1:70 i forhold til partikulært karbon (som vektforhold). De siste to tallene settes i modellen generelt for alle kilder, men burde antagelig spesifiseres separat for hver kilde. Løst P inngår som ortofosfat, mens løst N fordeles med 90 % på ammonium og 10 % nitrat.

A.2.2.5. Tilførselstall brukt i modellkjøringene.

Utslippstall til bruk ved modellkjøringene er satt opp på bakgrunn av opplysninger om tilførsler beskrevet annetsteds i denne rapporten, såvel som tidligere beregninger (Molvær et al. 1974, Lingsten 1985, Næs og Magnusson 1986, Hvoslef et al. 1987, Fylkesmannens miljøvernnavdeling i Buskerud 1992, rapport 24).

Tabell A.10. Fordeling av transporter over året i Drammenselva 1991, beregnet for normaliserte vannføringer 1970-92.

Her er totaltilførslene for N og P ført opp, og total årstransport er derfor større enn i tabell A.11, hvor bare den biotilgjengelige delen er med.

	Vannføring m ³ /s	TotP kg/dag	TotN kg/dag	TOC kg/dag
Januar	235	83	8,186	55,800
Februar	245	97	7,233	42,700
Mars	245	86	8,219	51,600
April	271	162	10,258	78,400
Mai	554	244	18,247	136,100
Juni	426	218	11,573	90,700
Juli	263	162	7,529	59,900
August	238	167	6,526	60,490
September	228	117	7,068	54,300
Oktober	278	98	7,249	68,400
November	256	131	9,337	85,000
Desember	239	105	8,745	48,200
SUM (tonn)		51	3,351	25,294

Variasjon over året er bare lagt inn for Drammenselva og Lierelva. For Drammenselva er tilførsler av C, N og P beregnet ut fra foreliggende konsentrasjonsdata for månedlige stikkprøver som beskrevet foran i rapporten, i kap. 3 *FORURENSNINGSTILFØRSLER* for årene 1985, 1986 og 1991. Tilførsler er beregnet ved å multiplisere målte konsentrasjoner med månedsverdi for normal vannføring for perioden 1970-92. Resultatet er vist i tabell A.10.

For Lierelva er tallene for 1991 brukt i alle situasjonene. Her utgjorde ortofosfat 65 % av de totale P-tilførslene. I mangel av detalj-data for Lierelva er de totale tilførslene fordelt over året med samme relative variasjon som i Drammenselva. Selv om det ikke er riktig, er tilførslene fra Lierelva såpass små relativt sett at feilen neppe betyr så mye for resultatene fra modellen.

Utslipp fra de andre kildene, dvs. renseanlegg og lokale overflatetilførsler, er antatt å være jevnt fordelt over året. For det første mangler data om årsvariasjon, og erfaring fra andre renseanlegg rundt indre Oslofjord tilsier dessuten at variasjonen over året ikke er så stor at det har vesentlig betydning (Bjerkeng 1994a). Det vil antagelig være viktigere å legge inn en bedre beskrivelse av variasjonene i ferskvannstilførselen med Drammenselva og Lierelva, f.eks. på ukebasis, og med variasjoner i mønsteret fra år til år, dersom en vil ha et bedre bilde av variasjoner i tid.

Modellberegningene utføres for flere ulike tilførselssituasjoner mht. lokale utslipp. Antatt situasjon i 1991 og 1995 er vist i tabell A.11.

Tabell A.11. Anslåtte normaliserte årstransporter (biotilgjengelig del) fordelt på ulike kilder for avsløpssituasjon i 1991 og 1995.

For N og P er totaltilførsler i Drammenselva gitt i tabell A.10 redusert med faktorer hhv. 0.9 og 0.8 som antatt biotilgjengelig del.

1991	Vannføring (m ³ /s)	C (tonn/år)	N (tonn/år)	P (tonn/år)
Drammenselva	290	25300	3000	41
Lierelva	5	805	240	12.9
Solumstrand	0.11	150	128	1.0
Linnes renseanlegg	0.0875	65	53	1.0
Lokale overflatetilførsler	0.25	560	230	22
<i>Herav renseanlegg Mjøndalen og Musøya</i>	<i>0.195</i>	<i>75</i>	<i>65</i>	<i>1.4</i>
Dyno	0.0002	5	16	0
SUM, tildels avrundet	295	26900	3650	78

1995	Vannføring (m ³ /s)	C (tonn/år)	N (tonn/år)	P (tonn/år)
Drammenselva	290	25300	3000	41
Lierelva	5	805	240	12.9
Solumstrand	0.23	180	180	3.7
Linnes renseanlegg	0.0875	80	70	1.0
Lokale overflatetilførsler	0.27	260	160	8.7
<i>Herav renseanlegg Mjøndalen og Musøya</i>	<i>0.22</i>	<i>85</i>	<i>75</i>	<i>1.7</i>
Dyno	0.0002	4	14	0
SUM, tildels avrundet	296	26600	3650	67

Alternative fremtidige scenarier er skissert i teksten nedenfor. I selve programmet er utslippsdata for 1995 lagt inn, mens de andre situasjonene realiseres ved hjelp av konstante faktorer på de ulike komponentene, separat for hver kilde, og med samme fordeling over året.

Når det gjelder fordeling på partikulært og løst for C, N og P, og fordeling av løst N på ammonium og nitrat, henvises til kap. A.2.2.3. for Drammenselva og Lierelva, og kap. A.2.2.4. for de lokale utslippene.

For å gå tilbake til en situasjon som er representativ for tiden før eller omkring 1980, dvs. uten vesentlig rensing og med alle tilførsler unntatt Dyno industrier til overflatelaget, er det gjort følgende endringer i forhold til situasjonen for 1995:

- Tilførslene i Drammenselva er økt med en faktor 2 for karbon og fosfor, og holdt omtrent uendret for total-nitrogen. For Lierelva er det ikke antatt noen endring.
- Det som i 1991 gikk til Solumstrand og Linnes renseanlegg er økt med faktorer 2.5 for karbon, 1.2 for nitrogen, og 20 for fosfor, og ført til overflatelaget. For Solumstrand kuttes tilsetning av sjøvann.
- Den del av lokale overflatetilførsler som kommer fra Musøya og Mjøndalen renseanlegg er økt på samme måte. For totale overflatetilførsler tilsvarer det faktorer 1.5 for C, 1.09 for N og 4.7 for P.
- Nitrogenutslippet fra Dyno er økt med en faktor 25 til ca. 375 t/år, ut fra opplysninger i Magnusson og Næs (1986). Karbonutslippet fra Dyno er ikke endret i forhold til 1995, det burde kanskje strengt tatt vært økt, men det vil antagelig bety lite totalt.

Ved en slik omregning fås en utslippssituasjon for tiden før 1980 som anslått i tabell A.12. I denne tabellen ligger en ren omregning av tallene til en situasjon helt uten rensing, men med samme antall personekvivalenter tilknyttet nedbørfeltet som helhet, og det kan kanskje gi for høye anslag, spesielt for fosfor.

Tabell A.12. Kvalifisert gjetning for normaliserte årstransporter (anslått biotilgjengelig del) fordelt på ulike kilder for avløpssituasjon før 1980.

	C (tonn/år)	N (tonn/år)	P (tonn/år)
Drammenselva	50,600	3,000	82
Lierelva	805	240	12.9
Solumstrand	450	216	74
Linnes renseanlegg	200	84	20
Lokale overflatetilførsler	175	85	7
<i>Herav renseanlegg Mjøndalen og Musøya</i>	<i>212.5</i>	<i>90</i>	<i>34</i>
Dyno	6	375	0
SUM, tildels avrundet	52,450	4,090	230

For alternative fremtidige situasjoner med ytterligere rensning av N og C i renseanlegg er følgende lagt til grunn (RUST, VAR-prosjekt, direkte meddelelse):

BIO-nitrifikasjon:	Full omdanning av løst ammonium til nitrat, ingen reduksjon i totalt N-utslipp.	Reduksjon av organisk stoff til 5-8 mg/l BOF ₇ eller 30 mg/l KOF(dikromat).
Ammoniumstripping:	70 % fjerning av løst ammonium.	Organisk stoff i utslipp: 90-100 mg/l.
Denitrifisering i renseanlegg:	70 % fjerning av totalt nitrogen (ammonium + nitrat + evt. partikulært).	50 % reduksjon av organisk stoff.

I tabell A.6 finnes noen forholdsvis ferske observasjoner fra Linnes renseanlegg som viser samhørende variasjoner for vannføring og transport av KOF(dikromat). Beregnede gjennomsnittsverdier for konsentrasjon av KOF ut fra disse data ligger fra 88 til 144 mg/l. Ut fra dette, og basert på opplysningene om restkonsentrasjoner av organisk belastning som er gitt ovenfor, antas at ammoniumstripping ikke gir noen vesentlig reduksjon i organisk karbon, mens bionitrifikasjon gir en 70 % reduksjon i organisk karbon, omtrent tilsvarende reduksjonen i KOF. I det siste tilfelle kan en regne med større reduksjon (90-95 %) av BOF₇, slik at restutslippet av organisk stoff antagelig er noe mindre nedbrytbart. Modellen gir imidlertid ikke mulighet til å spesifisere ulik nedbrytbarhet for ulike utslippskilder, og også organisk stoff med nedbrytningstider mye lengre enn 7 dager vil belaste fjorden hvis det synker ned i dypere lag, så vi opererer med reduksjon av KOF som mest relevant.

A.2.2.6. Fysiske utslippsforhold.

For hver kilde skal også de fysiske utslippsforholdene angis, dvs. om det er utslipp til overflaten, eller om det er dykkede utslipp i stråler. For modelltekniske detaljer henvises til Bjerkeng (1994c, d). Tabell A.13 viser hvilke spesifikasjoner som er lagt inn for de ulike tilførsle. Alle de dykkede tilførsle er beregnet med én utslippsåpning, rettet horisontalt.

Tabell A.13. Data om fysisk utslippsforhold og utslippsarrangementer, fra og med ca. 1985.

	Utslippsdyp (m)	Stråle-diameter (m)
Drammenselva	0-2	-
Lierelva	0-2	-
Solumstrand	27	0.1
Linnes renseanlegg	35	0.05
Lokale overflatetilførsler	0-5	-
Dyno industrier	30	0.3

For Solumstrand renseanlegg er det tatt med innblanding av sjøvann fra 20 m dyp, med ca. 3 % av avløpsvannmengden i 1995-situasjon, dvs. 0.005 m³/s. Innblandingmengden må endres i inngangsdata parallellt med vannføringen gjennom anlegget for ulike situasjoner.

For utslippssituasjonen rundt 1980 og tidligere blir de utslippene som nå går dykket fra Solumstrand og Linnes renseanlegg overført til overflateutslipp, med utslippsmengder økt som vist i tabell A.11.

A.2.2.7. Silikat i elver og avløpsvann

Konsentrasjon av silikat i Drammenselva er målt i flere perioder. For perioden 1966-72 finnes ialt 80 målinger (Hydrologisk Dekade), de viser en middelkonsentrasjon på 2.56 mg SiO₂/l, dvs. ca. 40 µM, på en stasjon et stykke opp i elva (middelvannføring 150 m³/s). Verdiene varierer fra 1.0 til 4.2 mg SiO₂/l, de fleste verdiene ligger mellom 2.0 og 3.0 mg SiO₂/l. Det er ofte lavere verdier på sensommeren og høsten, men ikke alle år. Det ser ikke ut til å være noen tydelig sammenheng med vannføring. Fra basisundersøkelsen 1982-84 foreligger konsentrasjoner for 7 tidspunkter (Lingsten 1985), med verdier fra 1.8 til 2.5 mg Si/l, gjennomsnitt er 2.2 mg/l. Ut fra dette er årsforløp i tabell A.14 lagt inn i modellen, og brukt for all ferskvannstilførsel.

Tabell A.14. Silikat-konsentrasjoner i ferskvann gjennom året, brukt i modellen

Periode:	Januar-Mars	April-Juni	Juli-Sept.	Okt. - Des.
mg SiO ₂ /l:	3.0	2.5	2.0	3.0
µg Si/l	1400	1170	930	1400

A.2.2.8. Temperatur i ferskvann og avløpsvann

Temperaturen i avløpsvannet inngår som et riktignok lite ledd i varmebalansen i modellen, og styrer også oksygenkonsentrasjonen i avløpsvannet, som antas å være mettet med oksygen. Temperaturen i avløpsvann kan også ha en viss innvirkning på fortykning og innlagring av dykkede stråler. Inndata omfatter derfor også temperaturforløpet i avløpsvannet. For detaljer henvises til Bjerkeng (1994c).

For kjøringene på Drammensfjorden er brukt følgende spesifikasjoner, valgt rent på skjønn:

- Temperaturen i elvene og i lokale overflatetilførsler settes lik lufttemperatur så lenge den er over frysepunktet, eller =0 °C hvis lufttemperaturen er lavere.
- De dykkede utslippene fra Linnes og Solumstrand renseanlegg og Dyno industrier er gitt en basistemperatur på 8 °C, og temperaturen varierer rundt dette med 10 % av avviket mellom lufttemperatur og basistemperatur, dvs. mellom 7 og 10 °C fra vinter til sommer.

A.2.3. Randbetingelser i ytre Oslofjord, utveksling gjennom Svelvikssundet.

Modellen krever at salt, temperatur og oppløste og partikulære stoffer i fornyingsvannet utenfor Drammensfjorden, dvs. utenfor Holmsbu, spesifiseres som funksjon av dyp og tid. Eutrofimodellen inneholder allerede randbetingelser spesielt for ytre Oslofjord, men basert på data fra stasjon Im2 utenfor terskelen ved Drøbak. Foreløpige kjøringene viste at disse randbetingelsene ga for høy salinitet i dypvannet i Drammensfjorden. Randbetingelsene ble derfor modifisert i henhold til dette, ved å multiplisere alle salinitetsverdier som modellen generer på randen med en faktor 0.95, som f.eks. gir en reduksjon fra 30 ‰ til 28.5 ‰. Dette gir fortsatt litt høy saltholdighet i dypvannet i Drammensfjorden, og litt for stor sjiktning for store dyp, se kap. A.3.1. Det kan se ut til at dette har betydning for resultatet på de største dydene ≥ 100 m, ved at det blir for lite vertikalblanding og for store sulfidgradienter i dyplaget, se kap. A.3.1. og A.3.4. Avviket i disse relativt små vannvolumene behøver likevel ikke ha stor betydning for resultatene i 30-60 m dyp, hvor sjiktningen er nokså rimelig.

Strømmålinger i Svelvikstrømmen i 1974 og 1972 (VHL 1976) viste at ved vannføringer i Drammenselva omkring 200 m³/s går det en i hovedsak tidevannsdominert strøm gjennom kanalen, med omtrent

lik strømhastighet på alle dyp, selv om det er et sekundært strømskjær med strøm utover i overflaten og innover langs bunnen av kanalen. Ved vannføring 700 m³/s i Drammenselva var strømskjæret mer utpreget, men fortsatt var strømmen preget av tidevannsvariasjoner, med skiftende strømrørninger over tidevannssyklusen etter et parallelt mønster i alle dyp. Lengdesnitt av salinitet gjennom fjorden (Magnusson og Næs 1986) viser en klar forskjell mellom indre og ytre fjord når det gjelder overflatelagets salinitet. Det er derfor rimelig å konkludere med at strømmen gjennom Svelvikskanalen i stor grad arter seg som en skiftende tidevannsstrøm, med større saltholdighet ved inngående strøm (stigende vannstand) enn ved utgående strøm, med en sekundær lagdeling med utgående strøm i overflaten og inngående strøm i den nedre del av kanalen. Alt i alt vil dette virke som en gjennompumping av vannmassene på mellomdyp i indre del av fjorden, idet innstrømmende vann vil synke noe ned på innsiden av terskelen, og dels blande seg inn i, dels presse opp gammelt vann som så strømmer ut.

Strømmålinger har vist at innstrømning av tungt vann særlig er knyttet til perioder med sterk og vedvarende nordlig vind (Dahl 1970 ifølge Molvær et al. 1974). Modellen skal gi samme virkning, dels via innvirkning fra vind på sjiktningen utenfor (kfr. Bjerkeng 1994c), og dels fordi det er lagt inn vind-påvirkning på overflatestrømmen med 3 % av vindhastighetens sørlige komponent, med lineært avtagende virkning gjennom det velblandet sjikt pga. vind, og minst til 3m dyp (Bjerkeng 1994b, 1994c). Det medfører at nordlig vind i modellen vil bidra til å skyve overflatevann ut av fjorden, og det gir lavere vannstand og større tendens til horisontal trykkgradient inn i fjorden på større dyp.

A.2.4. Meteorologiske data

Vannmassene påvirkes fra atmosfæren på flere måter. Vinden setter opp overflatestrømmer og gir blandingsenergi, og innvirker også på utveksling av vann og oksygen, og lyset er grunnlaget for algeveksten. Modellen bruker meteorologiske data, dvs. temperatur, luftfuktighet, vind, lufttrykk, skydekke og nedbør, til å beskrive dette. Detaljene er nærmere beskrevet i Bjerkeng (1994d).

I de modellsimuleringer som presenteres i denne rapporten, er det brukt 6-timers registreringer fra Fornebu for perioden 1982-1985, stilt til disposisjon av Meteorologisk Institutt, Blindern. Disse data lå klar til bruk fra anvendelsen på indre Oslofjord. 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. Det er imidlertid ikke undersøkt om den valgte perioden er optimal mht. til dette.

A.2.5. Spesielle forhold mht. prosesser i fjorden

Modellen ble opprinnelig utviklet for indre Oslofjord. I Drammensfjorden er forholdene noe annerledes på grunn av den store ferskvannsgjennomstrømningen, og det er derfor visse ting som må justeres. De modellparametre som er brukt er vist i kap. A.6. De justerte verdiene er delvis et resultat av rent empirisk tilpasning ved prøving og feiling, men noen endringer som er direkte begrunnet ut fra en vurdering av Drammensfjordens karakteristikk er nærmere omtalt i etterfølgende underkapitler.

A.2.5.1. Forhøyet turbiditet i overflatelaget pga. partikkeltransport.

Fordi sikten i overflatelaget i Drammensfjorden er nedsatt pga. uorganiske partikler, vil fytoplanktonproduksjonen, som er avhengig av lys til fotosyntesen, være begrenset til de øvre 4-5 m (Magnusson og Næs 1986). Dette er tatt hensyn til i modellsimuleringene ved å øke den del av lyssvekningen som er uavhengig av organisk karbon. Lyssvekningen beregnes i modellen som

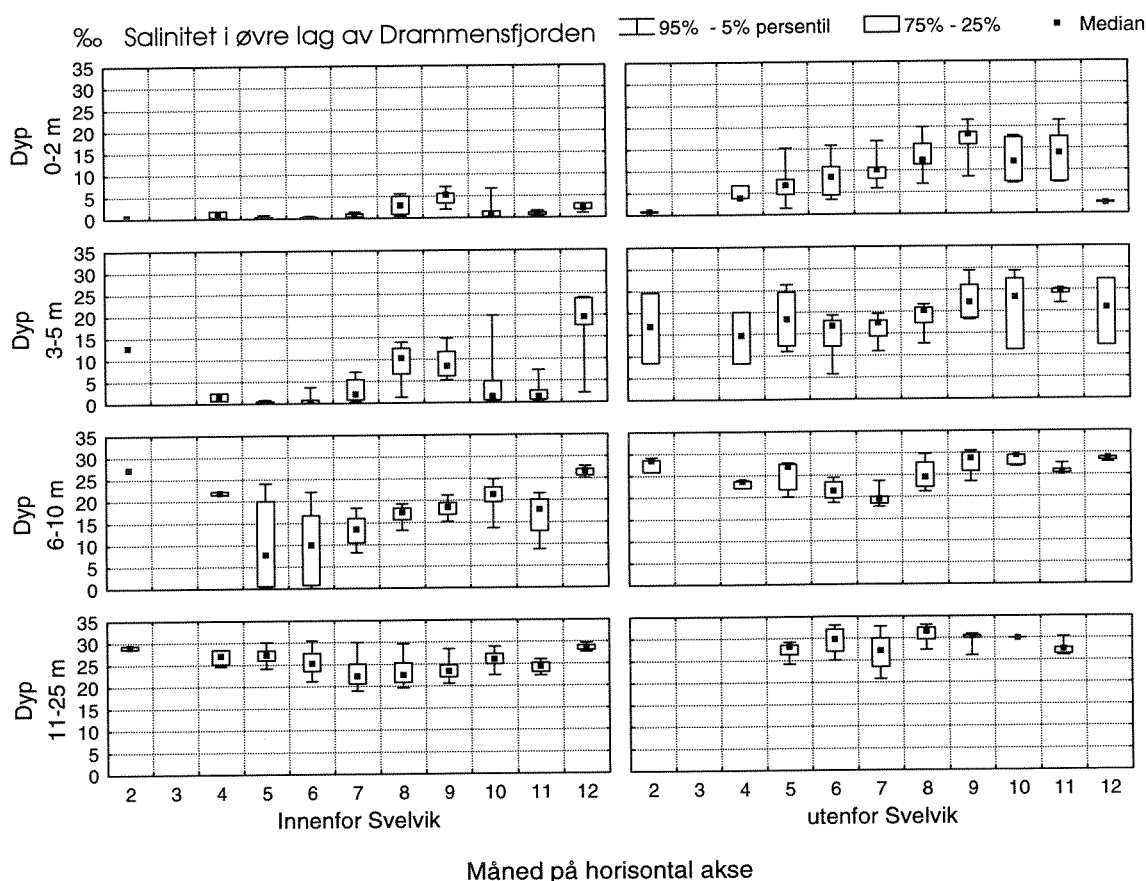
$$k_I = k_{I,1} + k_{I,2} \cdot PARTC \quad [m^{-1}]$$

hvor *PARTC* er summen av alle organiske partikulære C-komponenter med enhet $\mu\text{gC/l}$, dvs. en sum som omfatter både fytoplankton, zooplankton og dødt partikulært organisk materiale, mens $k_{I,1}$ er lyssvekningen pga. farge og uorganiske partikler i vannet, og $k_{I,2}$ angir hvor mye lyssvekningen øker ved økende konsentrasjon av organiske partikler. Det er ikke skilt mellom ulike typer organisk materiale, idet planktonisk materiale produsert i fjorden ble antatt å dominere i indre Oslofjord. For indre Oslofjord ble det brukt koeffisient-verdier basert på Stigebrandt og Wulff (1987): $k_{I,1} = 0.25 \text{ m}^{-1}$ og $k_{I,2} = 0.00025 \text{ m}^{-1} \cdot (\mu\text{gC/l})^{-1}$.

For kjøringene for Drammensfjorden er $k_{I,1}$, som skal beskrives virkningen av farge og uorganiske partikler, økt til 0.5 m^{-1} , det gir en reduksjon i lysstyrke til ca. 4 % over 5 m avstand med *PARTC*=500 $\mu\text{gC/l}$, slik det bør være ifølge Magnusson og Næs (1986). Idéelt sett burde den uorganiske partikkelmengden være med i modellen og beskrives som funksjon av tid på året og vannføring, og en burde også kanskje behandlet virkningen av ulike typer organisk materiale hver for seg.

A.2.5.2. Virkningen av lav saltholdighet på plankton og blåskjell.

Drammensfjorden har som regel forholdsvis lav saltholdighet i overflatelaget i produksjonssesongen. Figur A.2 viser hvordan saliniteten varierer med dyp og gjennom året i Drammensfjorden.



Figur A.2. Variasjonsområder på månedsbasis for salinitet i Drammensfjorden på ulike dyp ned til 25 m.

Figuren viser at det på forsommeren er vanlig med omtrent ferskt vann i de øvre 5 m. Gjennom hele vekstsesongen dominerer saltholdigheter på 5-10 ‰ og lavere. Bare i nedre del av det produktive sjiktet vil saliniteten ligge over 10 ‰ i en vesentlig del av tiden på sensommeren. I området utenfor Svelvik er saliniteten adskillig høyere i overflaten.

Ut fra disse verdiene vil vi vente at det stort sett vil være markerte brakkvannarter som dominerer i indre del av fjorden. Ved saliniteter på 15 ‰ og mer, slik det er vanlig i overflatelagene i indre Oslofjord og utenfor Svelviksterskelen, vil silikat-avhengige diatoméer dominere så lenge det er silikat tilstede i vannmassene. Ved salinitet rundt 5 ‰ og lavere, slik vi vanligvis har i overflaten i indre del av Drammensfjorden, vil det ikke lenger være tilfelle. Selv utpregede brakkvannarter av diatoméer vil da ha sterkt nedsatt veksthastighet, mens det blant flagellater finnes arter som vokser ganske bra ved så lave saltholdigheter (Torbjørn Johnsen, NIVA, personlig meddelelse).

I modellen er ikke saltholdighetens betydning for fytoplanktonvekst lagt inn, men for å ta hensyn til effekten kan vi sette ned veksthastigheten med en konstant faktor i forhold til det som er brukt for Oslofjorden. Ifølge Torbjørn Johnsen kan det være rimelig å sette ned veksthastigheten med 50 % eller mer for diatoméer, mens den gruppen som er uavhengig av silikat kan antas å få en reduksjon på f.eks. 20 %. Etter noe justeringer er det valgt å sette maksimal eksponensiell veksthastighet likt $=1.5 \text{ dag}^{-1}$ for begge grupper, mens det for indre Oslofjord ble brukt 2.5 og 1.9 dag^{-1} . Disse verdiene gjelder ved god næringstilgang og optimalt lys, og ved temperatur 20 °C, og inngår som modellparametre som beskrevet i Bjerkeng (1994b, c og e).

Dette er bare en grov måte å ta hensyn til den generelle gjennomsnittlige virkningen av dels at færre arter greier seg, og dels at også de arter som greier seg vil ha lavere veksthastighet. Ingen av de aktuelle tiltakene for reduksjon av utslipp eller sirkulering av dypvannet vil endre saliniteten i overflaten vesentlig, så det kan være en brukbar løsning å justere en slik reduksjon av veksthastigheten empirisk ved sammenligning med observasjoner. En bedre beskrivelse ville være ønskelig for å få frem forskjellene mellom indre og ytre del av Drammensfjorden, og derved også få et bedre bilde av interaksjonen mellom de to områdene. Simuleringsresultatene for silikat gir for høye restverdier rundt 10 m dyp innenfor Svelvik, og det kan tyde på at diatoméene burde hatt høyere veksthastighet i ytre fjord, slik at fortynningsvannet inn til indre del blir fattigere på silikat. Massebudsjettene fra modellkjøringene viser imidlertid at indre fjord dominerer, og det er den vi legger vekt på å beskrive. Oppdelingen i indre og ytre fjord er gjort mest for å få en realistisk beskrivelse av de fysiske forholdene. Vi går derfor ut fra at det ikke har vesentlig betydning for resultatet at vekstforholdene for fytoplankton blir beskrevet som noe for dårlige i ytre del av fjorden.

Ved empirisk utprøving ble det også funnet nødvendig å gjøre visse andre justeringer i forhold til de modellparametre som ble brukt i indre Oslofjord. Det gjelder veksthastighet og beitekoeffisienter hos mikro-zooplankton, og et spesielt dødelighetsledd ved høye konsentrasjoner i flagellat-gruppen, som ivaretar at denne biomassen må antas å omfatte arter som kan beite på andre arter innen samme gruppe. Disse endringene fremgår av kap. A.6.

Blåskjell inngår som en del av eutrofimodellen, fordi den beiter på fytoplankton, og i indre Oslofjord ble funnet å utgjøre en biomasse av samme størrelsesorden som fytoplankton i overflatelaget. Blåskjell vil også hemmes av så lave saliniteter som en finner i Drammensfjorden. I 1982-84 ble marine organismsamfunn i strandsonen og på grunt vann, dvs. i de øverste 30 m, undersøkt (Pedersen et al. 1986). Vertikalutbredelsen av bunndyr ble bestemt på 4 stasjoner innenfor Svelvik, og på en stasjon utenfor. På den siste stasjonen fantes blåskjell fra 1 til 5 m dyp, og de var dominerende fra 3 til 5 meter. Innenfor Svelviksterskelen ble det ikke funnet blåskjell i det hele tatt. I overensstemmelse med dette er kjøringene av modellen for Drammensfjorden gjort uten blåskjell i indre del, dvs. at nødvendige modellparametre settes slik at mengden blåskjell holdes nede på 0 under hele simuleringen. Det skjer ved at en modellparameter som angir tilgjengelig areal for blåskjell settes $= 0$. I ytre del av fjorden antas blåskjell å være tilstede som normalt.

Andre dyre-organismer i strandsonen eller på bunnen inngår ikke eksplisitt i modellen, istedet må virkningen på omsetningen anses å være inkludert i de generelle nedbrytningsprosessene som er bygd inn i modellen.

A.2.5.3. Sterkere belastning med uorganisk materiale.

Drammensfjorden har forholdsvis stor tilførsel av uorganisk materiale, og det meste antas å sedimentere inne i fjorden. Målinger med sedimentfeller viser at bare ca. 5 % av sedimenterende materiale på 30 og 60 m dyp er karbon (Magnusson og Næs 1986), mens det i indre Oslofjord typisk var omkring 10-20 % karbon på 40-80 m dyp (Magnusson et al. 1987). Dette gjenspeiler seg også i sedimentene, idet andelen organisk karbon i Drammensfjordsedimentene er forholdsvis lavt, 2-3 vekt-% i de øverste lagene (Næs 1984), mot 5-10 % i Bunnefjorden i indre Oslofjord (Egeberg 1983, Haugen og Lichenthaler 1990). Det skyldes at sedimenteringsrater for uorganisk materiale er mye høyere i Drammensfjorden. Sedimentfelledata gir ca. 5000 mg/m²/døgn i Drammensfjorden selv når de kraftigste flomperiodene holdes utenfor, sammenlignet med 1000-1500 mg/m²/døgn i Bunnefjorden. Innerst i Drammensfjorden kan sedimenteringen i flomperioder være opp til 20 ganger større enn normalt pr. døgn, og samlet tilsvare like store totale mengder pr. areal som det som synker ut i hele resten av året (Magnusson og Næs 1986). Ved aldersbestemmelse av sedimentkjerner er det anslått lagtykkelser (pr. år) på ca. 5 mm øverst i sedimentet, 2-1 mm/år lenger ned, se kap A.4.2. Forskjellen i lagtykkelse mellom ferskt og eldre sediment kan delvis skyldes kompaksjon, men forskjellen er såpass stor at den også tyder på større akkumulering som tørrvekt pr. år i de siste tiår, kanskje pga. større jorderosjon. En sedimenteringsrate på 5000 mg·m⁻²·døgn⁻¹ som målt i Drammensfjorden utenfor flomperioder, dvs. 1800 g·m⁻²·år⁻¹, med vanlige verdier for porositet (50 % i eldre sediment) og tetthet (2.5 g/cm³), skulle gi 1.4 mm/år, i god overenstemmelse med beregnet verdi for eldre sediment ut fra aldersdatering og lagtykkelser.

I overenstemmelse med dette er overdekningsraten for sedimentert organisk stoff, som inngår som en spesifikk rate (tid⁻¹) i modellen for mengde/bunnareal, økt i forhold til hva som ble brukt for indre Oslofjord. Der ble det satt en overdekningsrate på 0.2 år⁻¹ for Bunnefjorden og 0.15 år⁻¹ i Vestfjorden. For Drammensfjordens er det brukt en høyere verdi = 0.5 år⁻¹ for indre del, og samme verdi som ble benyttet i Vestfjorden, 0.15 år⁻¹, for fjorden utenfor Svelvikterskelen.

A.2.5.4. Vertikalblanding i dypvannmassene.

Drammensfjordens indre del har svært stagnante dypvannmasser, som fornyes med en rate på ca. 0.1 år⁻¹ ifølge tidligere beregninger (se side A.27).

I modellen beskrives blandingskoeffisienten som funksjon av tetthetssjiktning, etter formelen:

$$K = K_0 \left(\frac{N}{N_0} \right)^{-\alpha} \quad (1)$$

Det antas at interne bølger som genereres av tidevannet driver denne blandingen. Tetthetssjiktningen er uttrykt ved Brunt-Väisälä frekvensen N , gitt av ligningen

$$N^2 = g \frac{d\rho/dz}{\rho} \quad (\text{s}^{-2}) \quad (2)$$

hvor g = gravitasjonskonstanten (m s⁻²)
 ρ = tettheten
 z = dyp (m)

Ligningen for K kan skrives om til en ligning for det arbeid E som utføres mot gravitasjonsfeltet ved vertikalblanding:

$$E \equiv K \cdot N^2 = E_0 \left(\frac{N}{N_0} \right)^{2-\alpha} \quad (3)$$

I modellen antas at denne blandingskilden gjør seg gjeldende i hele vannsøylen. Konstanten K_0 angir blandingskoeffisienten ved sjikting N_0 , og α er en empirisk koeffisient med verdi omkring 1.5. Tabell A.15 viser hvilke verdier som ble benyttet i indre Oslofjord, sammenlignet med de verdier som tilslutt ble valgt for Drammensfjorden. Verdien på α og N_0 er brukt uendret, og det er egentlig bare for den indre delen det er lagt vekt på å tilpasse konstanten K_0 empirisk. Verdien i begge bassenger er justert parallelt slik at oppholdstid for dypvannet, som beregnes av modellen ved simuleringene, blir ca. 10 år. Kanskje burde det vært sterkere blanding i den ytre delen. Imidlertid er den forholdsvis grunn, og det er derfor antagelig den påtrykte overflateblanding omtalt i kap. A.2.5.5. som dominerer der. Modellresultatene tyder på at det er forsterket vertikalblanding mot store dyp, det er drøftet i kap. A.3.1.

Tabell A.15. Empirisk bestemte parametre i modell for vertikalblanding i dyplagene i indre Oslofjord.

	Brukt i indre Oslofjord:	Brukt i Drammensfjorden:
Koeffisient α	1.6	1.6
N_0 (s^{-2})	$0.3 \cdot 10^{-3}$	$0.3 \cdot 10^{-3}$
K_0 (m^2/s)	$1.5 \cdot 10^{-5}$ i Bunnefjorden, $8 \cdot 10^{-5}$ i Vestfjorden,	$0.375 \cdot 10^{-5}$ i indre del, $2 \cdot 10^{-5}$ i ytre del

A.2.5.5. Vertikalblanding i overflaten som konstant tillegg (estuarinsirkulasjon).

I indre Oslofjord er ikke estuarinsirkulasjonen særlig dominerende, og modellen beskriver derfor egentlig bare overflateblanding bare pga. vind. I Drammensfjorden, med sterk estuarin sirkulasjon, vil vi vente at energien i det utstrømmende overflatevannet bidrar vesentlig til blanding i overflaten. Modellen inneholder en enkel mekanisme for å påtrykke en blanding ved en konstant effekt i overflaten, og med dempning nedover i dypet. Dette er brukt til å få en noenlunde realistisk vertikalblanding i overflatelag og mellomdyp (20-30 m). Uten en slik blandingsprosess viser det seg at salt og temperatur i dette dypintervallet blir for preget av dypvannsverdier, og varierer alt for lite over tid i forhold til det som er observert i indre del av Drammensfjorden.

Mekanismen går ut på å addere til blandingsenergien E ovenfor et bidrag

$$E_s = E_{s,0} \frac{\eta(z)}{\eta(z)+1} \xrightarrow{z \rightarrow \infty} E_{s,0} \eta(z) ; \text{ hvor } \eta(z) = e^{-(z-z_s)/h_s} \quad (4)$$

Her er $E_{s,0}$ = blandingsenergi i overflaten ($z=0$), z_s = dypet hvor blandingsenergien er halvert, og h_s = er en vertikal dimensjon som angir hvor raskt blandingsenergien avtar med dypet. Dette gir et tillegg $E_s N^{-2}$ til den totale blandingskoeffisienten K . Ved praktisk utprøving ble det funnet at følgende verdier gir omtrent riktig variasjonsintervall for temperatur og salt i 20-25m:

	Innenfor Svelvik	Utenfor Svelvik
$E_{s,0}$	$2.5 \cdot 10^{-7}$	$4.0 \cdot 10^{-7}$
z_s	10	10
h_s	5	5

Blandingen er satt noe høyere i ytre del av fjorden, fordi den er noe trangere enn indre fjord, men det kan være for høyt, ettersom mye av nedblandingen av ferskvann kan foregå innerst i fjorden, der elvene renner ut.

For Drammensfjorden burde fjordmodellen egentlig utvikles videre til å inkludere en fysisk begrunnet blandingsmekanisme knyttet til strømhastighet og tetthetssjiktning i overflatelaget, slik at den varierte over tid med ferskvannstilførslene, men det antas at den skisserte måten å gjøre det på er tilstrekkelig for å gi noenlunde realistiske resultater for dypvannet. Antagelig burde vertikalblandingen knyttes til hastighetsskjæret mellom utstrømmende overflatelag og det underliggende laget som har en langsommere innstrømning. Det kunne antagelig bidra til lavere salinitet og større tetthetsgradient nær overflaten, mer i overenstemmelse med data, se kap.A.3.1.

A.3. Kalibrering av modellen, kontroll mot observasjoner.

A.3.1. Salt, temperatur og tetthet

I tabell A.16 er typiske variasjonsområder for salt og temperatur i noen utvalgte dyp i Drammensfjorden satt opp ut fra observasjoner i Drammensfjorden 1973-74, 1982 og 1990-91, og sammenlignet med det modellen gir. Det fremgår at det er ganske god overenstemmelse, med unntak av at det som regel er noe for stor saltinnblanding helt mot overflaten i modellen, og at dypvannet har litt for stor salinitet og for stabile verdier på salinitet og temperatur sammenlignet med observasjonene. Det kan altså se ut til at en skulle ha noe større blandingskoeffisient mot store dyp, og noe mindre vertikalblanding i overflaten. Når det gjelder det siste, ville det antagelig rettes ved å la blandingskoeffisienten være et resultat av hastighetsskjær og tetthetssjiktning, som diskutert i kap A.2.5.5. For store dyp kan løsningen ligge i en bedre beskrivelse av vertikalblanding i forbindelse med dypvannsinnstrømninger, som diskutert i Bjerkeng(1994a). En annen mulighet er å la vertikalblandingen øke med forholdet mellom bunnareal pr. dyp og totalt horisontalt areal, som bl.a. foreslått av Armi (1979) ut fra en tanke om at turbulens utløses mot bunnen (diskutert i Bjerkeng 1994d). Dette er ikke lagt inn i eutrofimodellen foreløpig.

Tabell A.16. Salinitet og temperatur, sammenligning mellom data og modell.

Verdier som forekommer, men ikke er typiske, er vist i parentes.

Dyp	Salinitet (‰)		Temperatur (°C)	
	Data:	Modell:	Data	Modell
0 m	0-5 (12)	2-7	0-20	0-18
10 m	14-27 (0-28)	17-26	4-14	6-14
30 m	29-31.5	28-31	5-10	5-9
100 m	30.9-31.2	33.82-33.93	6.2-7.2	ca. 6.3

A.3.2. Oppholdstid på vannmasser i ulike dyp

Modellen kan beregne "alderen" på vannet i hvert dypintervall, definert som gjennomsnittlig tid siden vannet kom inn i fjorden utenfra eller som ferskvannstilrenning. For dypvannet kan dette sammenlignes direkte med anslått oppholdstid ut fra stoff/varmebudsjetter. For dypvannet i Drammensfjorden (dyp >60 m) er oppholdstiden tidligere anslått til ca. 10 år på basis av varmebudsjett (Schaanning 1983 ifølge Magnusson 1994). Det samme estimatet fås ved hjelp av en enkel empirisk fjord-modell som karakteriserer utskiftningsforhold ut fra ferskvannstilførsel og topografi (vannkvalitetsmodellen Fjordmiljø av Anders Stigebrandt, brukt av Magnusson 1994).

Vertikalblandingen i eutrofimodellen er derfor justert slik at oppholdstiden i dypvannet svinger rundt ca. 10 år rundt 60-70 m dyp, og simuleringresultatene skulle derfor gi et noenlunde realistisk resultat når det gjelder omfanget av dypvannsfornyelsen.

Oppholdstiden i overflatelaget innenfor Svelvik er tidligere anslått til å variere mellom 5 og 25 døgn (Magnusson og Næs 1986) bare på grunn av den estuarine sirkulasjonen. Med dagens vannføringer (100-400 m³/s) vil en vente oppholdstider fra 10 til 30 døgn (Magnusson og Næs 1986, figur 9). Når modellen justeres slik at nivåer og variasjonsmønster for salt og temperatur i ulike dyp blir realistiske, gir det en "alder" for vannet i dyplaget innenfor Svelvik som varierer mellom ca. 14 dager og 3 måneder. For overflatelaget må det tas i betraktning at modellen beregner "alder" som oppholdstid innenfor fjorden som helhet, og ikke innenfor et avgrenset lag eller et enkelt basseng. Innblanding av tyngre vann nedenfra blir altså ikke regnet som nytt vann i denne forbindelsen. Det er derfor rimelig at midlere "alder" i modellen kan bli større enn oppholdstiden anslått for overflatelaget separat. Forskjellene mellom estimert oppholdstid i overflatelaget og modellens "alder" på overflatelaget virker ikke urimelige, og nedre grense stemmer ganske godt.

A.3.3. Konsentrasjoner av biomasse i overflatelaget.

I 1982 ble det målt konsentrasjoner av totalt organisk karbon på 3-5 mg/l i overflatelaget i Drammensfjorden. 80-90 % av dette var løst (inkludert bakterier), og mengden partikulært karbon kan anslås til ca. 500 µgC/l (juni, august og oktober).

Konsentrasjon av klorofyll-a var typisk på 5-10 µg/l (Magnusson og Næs 1986). Hvis vi går ut fra et forhold på 0.02-0.03 g klorofyll pr. g C i fytoplanktonet, som er en nokså vanlig verdi (for litteraturhenvisninger se Bjerkeng 1995), kan dette tilsvare 170-500 µgC/l. En god del, eller omtrent alt av det partikulære karbonet kan derfor være fytoplankton. I snitt for juni, august og oktober var mengde organisk karbon anslagsvis 0.5 mg/l, og klorofyllnivået omkring 5 µg/l, men det ble også målt klorofyllverdier på over 15 µg/l, så topper på 1-2 mg/l karbon bundet i fytoplankton er ikke urealistisk. August og september var blant de tidspunktene hvor det var mest klorofyll i fjordens overflatelag.

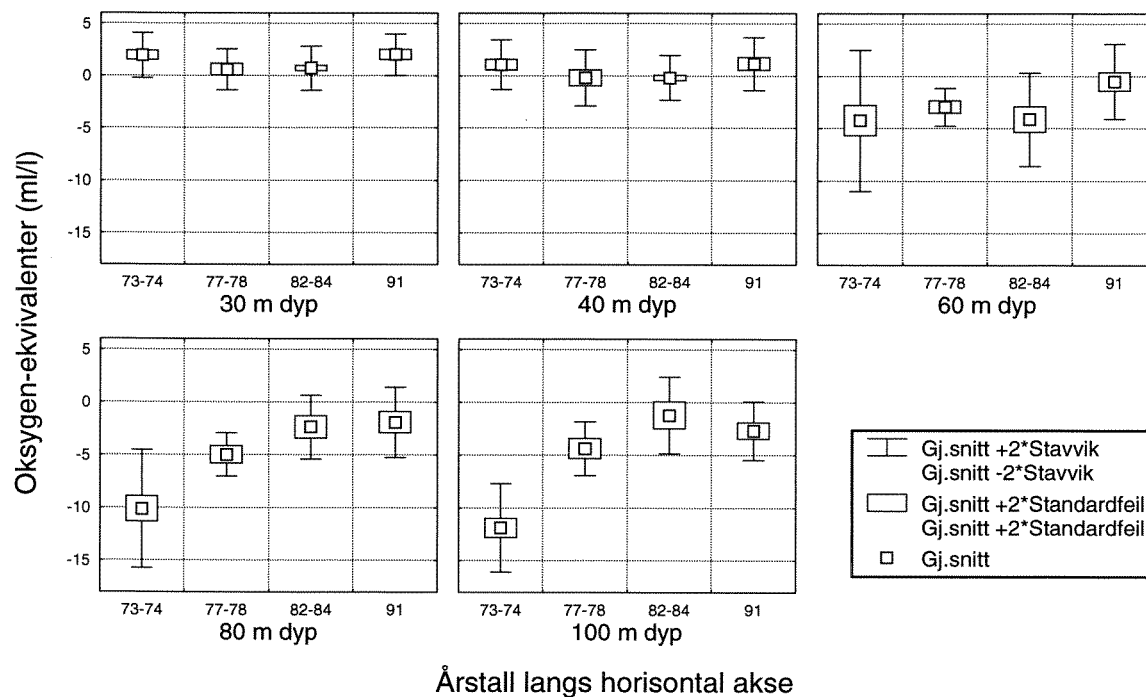
Karbon ble ikke målt i 1991 om sommeren, men klorofyll ble målt tidlig i september på to stasjoner rett innenfor og utenfor Svelviksterskelen. Verdiene lå rundt 7 µg/l, altså innenfor typisk variasjonsområde fra 1982.

Modellen gir topper for organisk partikulært karbon på omkring 600 µg C/l for 1995-situasjonen, og klorofyllverdier på 5-10 µg/l, og det må sies å stemme ganske godt med observasjonene innenfor de usikkerheter og naturlige variasjoner en må regne med. For 1980-situasjonen med mye større tilførsler gir modellen topper noe over 1 mg C/l, det virker også rimelig.

A.3.4. Oksygen/hydrogensulfid og nærings盐konsentrasjoner i dypvannet.

Drammensfjorden innenfor Svelvik er preget av oksygensvikt og H₂S-utvikling på store dyp, selv om forholdene er blitt markert bedret fra 1970-tallet frem til 1991 (Magnusson 1994).

Figur A.3 viser gjennomsnitt med konfidensintervall og spredning for enkeltverdier ut fra tilgjengelige oksygendata for ulike dyp som funksjon av tid. H₂S-konsentrasjoner er regnet om til negativ oksygenkonsentrasjon (oksygengjeld).



Figur A.3. Statistisk fordeling av observerte oksygenverdier som funksjon av tid for ulike dyp i Drammensfjorden.

På 30 og 40 meters dyp har det vært en viss variasjon gjennom årene, men ingen klar trend for perioden som helhet. På 60 m dyp ser det ut til å ha skjedd en forandring, idet H₂S-innholdet i 1991 er sterkt redusert i forhold til alle de tre foregående periodene. Også på større dyp har det skjedd endringer, perioden 73-74 har markert større H₂S-verdier enn de tre senere periodene, men det er ikke så klare tegn til noen bedring fra rundt 1980 til 1991.

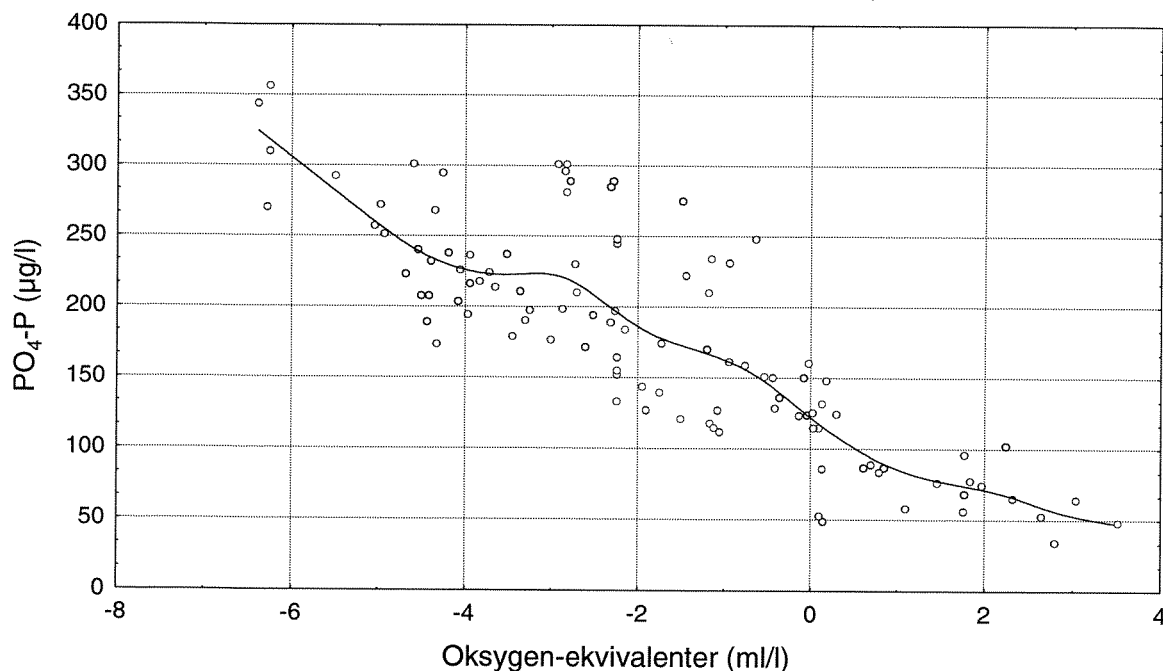
Nærings盐konsentrasjonene i dypvannet er i stor grad knyttet til oksygenforbruket, idet begge deler er knyttet til nedbrytning av organisk stoff. Under oksiske forhold vil nitrogen bli frigjort som nitrat, og oksideringen av ammonium til nitrat bidrar da til oksygenforbruket. I anoksisk miljø blir nitraten frigjort som ammonium. Fosfor frigjøres som ortofosfat. Sammenhengene kompliseres av et par forhold. For det første vil frigjort nitrogen fjernes fra det biologiske kretsløpet ved naturlige denitrifisering i vannmasser med lavt eller manglende oksygen-innhold. Nitrat (NO₃⁻) blir da brukt som oksygenkilde for nedbrytning av organisk stoff av bakterier, og omdannet til molekylært nitrogen (N₂). For det andre vil frigjort ortofosfat kunne bindes til partikler i oksiske vannmasser og løses ut fra partiklene under anoksiske forhold. Nedsynkning av partikler gjennom en vannmasse som i

Drammensfjorden, med overgang fra oksisk til anoksiske miljø ved et visst dyp vil da kunne føre med seg ortofosfat fra den oksiske til den anoksiske vannmassen, slik at ortofosfat anrikes i de dypeste vannmassene og fjernes fra mellomdyp. For en diskusjon av dette, se Schaanning (1992).

Figur A.4 og A.5 viser sammenhengen mellom netto oksygen-innhold i (oksygen-gjeld ut fra H_2S -innholdet) i vannmassene og henholdsvis ortofosfat og løste nitrogenforbindelser, dvs. summen av nitrat og ammonium. I figur A.5 burde egentlig også nitritt (NO_2) vært med, det dannes som et mellomprodukt ved denitrifisering. Målinger av Schaanning (1983), hvis data er inkludert i figuren, viser imidlertid at av 114 målinger med oksygen-ekvivalent fra -6 til +9 ml/l var nitritt-konsentrasjonene lavere enn $9 \mu\text{g N/l}$ i alle unntatt ett tilfelle, hvor den var $120 \mu\text{g N/l}$, så det burde ikke det bety noe. I de andre datakildene er bare nitrat og ammonium målt. Det kan være at oksygen undermetning, definert i forhold til salt og temperatur, burde vært brukt i stedet for oksygeninnholdet. Det brukes ofte som mål på oksygenforbruk (*apparent oxygen utilization*). I dette tilfelle vil det antagelig ha begrenset betydning.

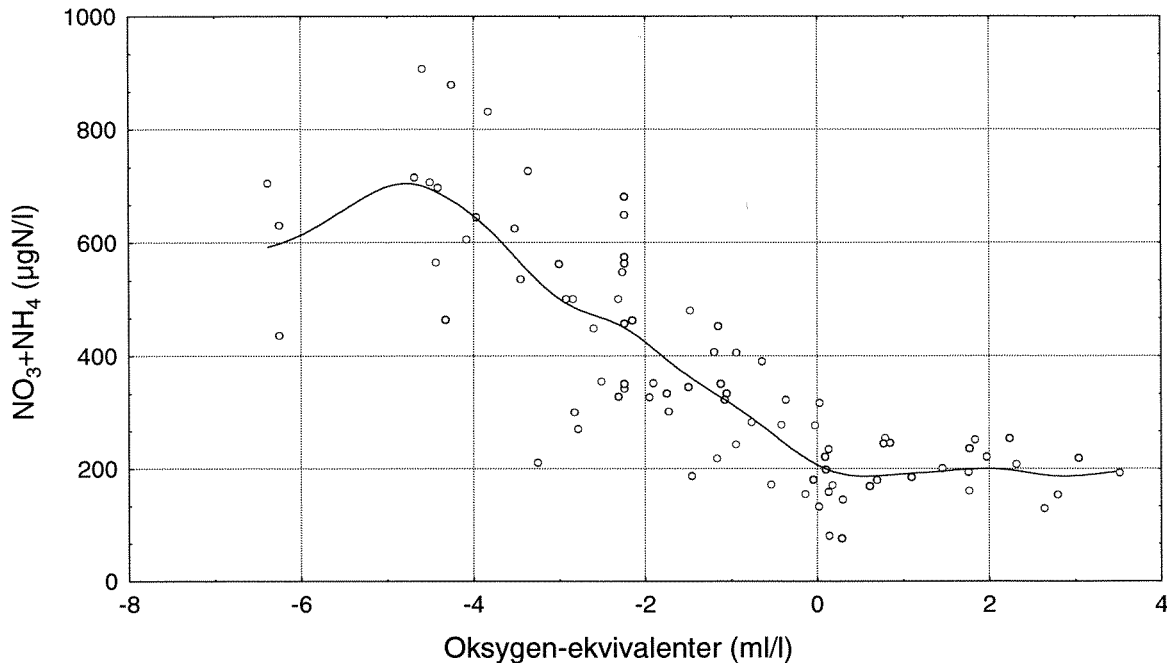
Det er også lagt kurver gjennom punktskyene ved avstandsvektet minstekvadraters glatting, hvor kurvens beliggenhet for et gitt punkt på horisontal akse bestemmes ved regresjon på punktskyen, vektet slik at de nærmeste punktene teller mest (STATISTICA/w v. 4.5, stivhet valgt til 0.1, dvs. lav grad av glatting).

Figur A.4 viser i hovedtrekk en nokså jevn økning av ortofosfat ettersom oksygenkonsentrasjonen synker, men det er et tegn til forhøyede ortofosfatverdier i området fra 0 til -4 ml/l. Det kan være en effekt av at ortofosfat i oksisk vann adsorberes til partikler som synker ned i anoksiske vannmasser hvor ortofosfatet frigjøres.



Figur A.4. Sammenheng mellom ortofosfat og oksygen-ekvivalenter i vannmassene fra 30 m og nedover i indre del av Drammensfjorden.

Data fra Schaanning (1983), Magnusson og Næs (1986) og Magnusson (1994). Bare data hvor både nitrat og ammonium er målt er tatt med i figuren.



Figur A.5. Sammenheng mellom remineralisert nitrogen (nitrat+ammonium) og oksygen-ekvivalenter i vannmassene fra 30 m og nedover i indre del av Drammensfjorden.

Data fra Schaanning (1983), Magnusson og Næs (1986) og Magnusson (1994). Bare data hvor både nitrat og ammonium er målt er tatt med i figuren.

I figur A.5, for nitrogen, er det en mye klarere forskjell mellom oksisk og anoksisk vann. Når oksygenkonsentrasjonen avtar fra 4 til 0 ml/l er det statistisk sett ingen økning i remineralisert nitrogen. Det kan derfor se ut til at det meste av det nitratet som dannes ved nedbrytningen i lag med oksiske vannmasser blir borte. Ser en separat på ammonium og nitrat viser det seg at datamaterialet deler seg i tre områder etter oksygeninnhold: For oksygeninnhold >2 ml/l dypere enn 30 m foreligger nitrogen hovedsakelig som nitrat, og med en viss økning når oksygeninnholdet avtar. I området 0-2 ml/l finnes varierende dominans av nitrat eller ammonium, og totalkonsentrasjonene holder seg omtrent konstante ned til 0.5 ml/l, og avtar ned mot 0 ml/l. I anoksisk vann finnes frigjort nitrogen i hovedsak som ammonium, og mengden øker omtrent lineært med oksygen gjelden i et forholdstall på ca. 100 μgN pr. ml O_2 -gjeld. Hvis vi antar et oksygenforbruk på minst 1 mol O_2 pr. mol C, skulle det tilsvare et N:C-forhold i nedbrutt organisk stoff på høyst 1:5.2 (vekt), eller ca. 10 % mer N enn etter det såkalte Redfield-forholdet, som ofte regnes som normal verdi for marint dannet organisk stoff. Det er et høyere N-innhold enn i det som er målt for sedimenterende materiale på 10, 30 og 60 m, hvor N:C-forholdet typisk er omkring 1:10 (vekt). Nitrogen øker altså raskere i forhold til oksygen gjelden enn det N:C-forholdet i organisk stoff skulle tilsi. Riktignok har sedimentene ennå lavere N:C-forhold, og det peker mot relativt raskere frigjøring av N, men det er såpass små restmengder igjen i sedimentet at avviket ikke får så stor betydning for den totale balansen (se budsjettberegning i kap. A.4.2.).

Vi vil vente en 20-30 % lavere helning på kurven for nitrogen som funksjon av oksygenekvivalent i oksisk vann sammenlignet med anoksisk vann fordi nitratdannelsen øker oksygenforbruket. Forløpet i figur A.5, hvor konsentrasjon av frigjort nitrogen holder seg omtrent konstant og til og med avtar med synkende oksygenkonsentrasjoner mot null, må ha en annen forklaring. en mulighet er at nitrat denitrifisering i tilknytning til vannmasser med oksygeninnhold fra 0 til 2 ml/l. Selve denitrifiseringen må da antas å foregå i soner i partikler eller sediment hvor oksygenkonsentrasjonen er ned mot null, med transport av nitrat inn i disse sonene ved turbulent blanding og diffusjon.

Modellkjøringene for 1995-situasjonen og 1980-situasjonen, hvor denitrifiseringen er justert slik at den tilsvarer ca. halvparten av nedsynkning av partikulært nitrogen, gir noe av denne virkningen, med verdier for nitrat+ammonium på omkring 250-400 µg N/l i mellomdyp, hvor oksygenet er 0-3 ml/l, og frigjøring av nitrogen som ammonium i anoksisk vann. Samlet konsentrasjon av nitrat+ ammonium blir imidlertid tildels for høye når oksygenet reduseres til ca. 0.5 ml/l, sammenlignet med observasjonene i figur A.5.

Ser vi på anoksiske forhold i 1980-situasjonen fra modellkjøringene, får vi av modellen en økning i ammoniumkonsentrasjon på 80-90 µgN pr. ml oksyngjeld, og det er i nærheten, men noe i underkant av det som finnes i observasjonene. Det ser altså ikke ut til at det frigjøres for mye nitrogen i forhold til oksygenforbruket generelt i modellen, men at de noe høye verdiene for frigjort nitrogen skyldes at denitrifiseringen er regnet for lite effektiv for oksygenkonsentrasjoner i området 0-2 ml/l i vannmassene.

En annen mulighet, som kunne bidra ytterligere til å forklare både den svake anrikningen av nitrogen i oksiske forhold, og den relativt sterke akkumuleringen av ammonium i anoksisk vann, ville være om frigjort nitrogen i mellomdyp fanges opp av partikler, f.eks. av bakterier, i sammenheng med begynnende nedbrytning av nitrogenfattig organisk materiale. Nitrogenet kan da frigjøres i dypere lag ved videre forbrenning av organisk materiale. Sedimentfelldata (Magnusson og Næs 1986) gir imidlertid ikke grunnlag for å si at N:C-forholdet i sedimenterende partikler øker med dypet som noen tendens, når en sammenligner dyp 10, 30 og 60 m for samme stasjon og periode kan en ha både økning og minskning med dyp, eller omtrent konstante verdier.

Observasjonene gir N:P-forhold etter vekt på 3:1 i dypvannet og 2:1 i dyp omkring 30 m, og hvis det er et mål på forholdet mellom transport ut ved den spoadiske dypvannsfornyelsen, og vi tar i betraktning N:P-forholdet i sedimenterende materiale er 7:1 (vekt), skulle ca. 60-70 % av frigjort nitrogen i dypere lag bli denitrifisert. Siden det kan foregå en anrikning av fosfat i anoksisk vann i forbindelse med nedsynkning av partikler er det ikke sikkert at dette holder helt, så 50 % er også et brukbart estimat.

Det er alt i alt usikkert i hvor stor grad vi kan si at avviket fra lineært forløp i figur A.5 skyldes denitrifisering, men det kan se ut til at ca. halvparten av nitrogeninnholdet mangler i vann med lave positive oksygenverdier. Det tyder på at en vesentlig del av det nitrogenet som frigjøres i dypere lag (under 30 m dyp) blir denitrifisert. Også ut fra en vurdering av forholdet mellom ortofosfat og nitrat+ammonium i vannmasser med 0-2 ml/l virker dette rimelig.

Fosfatkonsentrasjonene ifølge modellkjøringene varierer mellom 200 og 400 µgP/l når oksygenekvivalenten varierer fra +0.5 til -0.8 ml/l, og disse fosfatkonsentrasjonene er høyere enn observert i forhold til oksygeninnholdet. Her er det behov for justeringer av modellparametre, men avviket har antagelig mindre betydning for forskjellen mellom ulike situasjoner enn for absoluttnivåer. Modellkjøringene gir et P:C-forhold på 50:1 i det sedimenterende materialet, det er omtrent rimelig sammenlignet med data, se nedenfor i kap. A.4.1.

Kjøringene med situasjonen før 1980 gir for de dypeste lagene rundt 100 m for høye verdier av både ammonium, ortofosfat og oksyngjeld. Det kan dreie seg om ca. 3-4 ganger for høye verdier sammenlignet med det en målte før 1980. Det stemmer godt med at salt og temperatur viser tegn til for lite blanding i de dypeste lagene i modellen (se kap. A.3.1.) og det ser derfor ikke ut til det er noen stor feil i hvordan nedsynkning og nedbrytning totalt varierer med utslipps-belastningen. Av den grunn behøver dette avviket heller ikke ha betydning for hvordan forholdene i mellomdyp (30-60 m) varierer med utslippsbelastning ifølge modellen.

A.3.5.Silikat

I 1991 ble det også målt silikat i fjorden ved 4 tidspunkter, bl.a. midt i mai og tidlig i september. I overflatelaget varierte verdiene en del, både over tid og fra stasjon til stasjon. Lavest gjennomsnitts-

verdier, omkring 5 μM , forekom rundt 10 m dyp, mens det varierte fra 4 til 35 μM ved overflaten. Siden optimalt Si:C-forhold i diatoméer kan anslås til ca. 1:15 (atomer) (for litteraturhenvisninger se Bjerkgeng 1995) skulle laveste observerte verdi på 4 μM silikat være tilstrekkelig for en fytoplanktonkonsentrasjon på 60 μM C eller 700 $\mu\text{gC}\cdot\text{l}^{-1}$. Det er derfor ikke tegn til silikatbegrensning i overflaten, men det må tas forbehold for at det ikke ble målt i juni-august.

Modellresultatene for 1995 gir verdier for løst silikat som varierer fra 600 til 1200 $\mu\text{gSi/l}$ i overflaten, dvs. mellom 20 og 40 μM , mens verdiene omkring 10 m dyp var ca. 350 $\mu\text{gSi/l}$, eller 12.5 μM . Modellresultatene gir altså noe for høye silikatkonsentrasjoner i overflatelaget, og det kan tyde på at det ikke er helt riktig balanse mellom diatoméer og annet fytoplankton. Det kan tenkes at en modellering av veksthastighet som funksjon av salinitet istedet for en generell reduksjon i diatoméenes veksthastighet ville fungere bedre, se kap. A.2.5.2. Dette avviket har neppe noen stor betydning for resultatene ellers.

Tilførselene av løst silikat med Drammenselva er ca. 20,000 tonn/år, se kap. A.2.2.7. Observerte konsentrasjoner i dypvannet er typisk 30-35 μM , dvs. ca. 1000 $\mu\text{gSi/l}$. Med et vannvolum under 40 m på ca. $1.8\cdot 10^9$ m^3 gir det en mengde på ca. 1800 tonn løst silikat i dypvannet, og med en anslått oppholdstid på ca. 10 år tilsvarer det en uttransport på bare 180 tonn/år via utskifting av dypvannet. Det er altså bare en liten del av silikattransporten gjennom fjorden som synker ned og frigjøres i dypere lag. Modellresultatene gir mye lavere silikattransport ned i dypvannet, og konsentrasjoner på bare 200-250 $\mu\text{gSi/l}$. Det er forsåvidt naturlig når det også blir for mye silikat igjen i overflaten, som drøftet ovenfor, og kan derfor være en bekreftelse på at det ikke er riktig balanse mellom diatoméer og annet fytoplankton i modellen. Som vi var inne på i kap. A.2.2.2. kan det også tenkes at mye av den observerte akkumuleringen av silikat i dypvannet skyldes ferskvannsarter av kiselalger som følger med Drammenselva og dør og synker ut i fjorden. Selv om en silikatmengde tilsvarende bare 1 % av løst silikat i elva antas bundet i ferskvanns kiselalger, vil det gi en utsynking på ca. 200 tonn silikat pr. år, tilsvarende det som løses ut i dypvannet. Siden slikt partikulært silikat ikke er med i modellen, vil vi ikke vente å gjenskape observerte konsentrasjoner av silikat i dypvannet.

A.4. Elementer i massebudsjettet for C, N, P og Si for indre Drammensfjord

I dette kapitlet diskuteres de elementene av massebudsjettene som har betydning for akkumulering og omsetning av stoffer i dyplagene, og derved også for oksygenforholdene i fjorden. Det kan tjene som referanse for bedømming av modellresultatene i kap. A.5.

A.4.1. Nedsynkning til dyplagene

De målingene som ble gjort av nedsynkning av partikler med sedimentfeller fra 27.6 til 22.10 1982 og fra 13.4 til 17.6 1983 er omtalt tidligere i kap. A.2.2.3.3. Det fremgår av disse data at ved kraftig flom (april-juni 1983) var fluksen av TPM (totalt partikulært materiale), C, N og P grovt sett alle omtrent proporsjonalt mye større på den innerste stasjonen ca. 3 km fra utløpet, med flukser opp til 20-30 ganger større enn normalt både for TPM, C og P, og 10 ganger større for N. Midt i indre Drammensfjord ble det bare registrert en viss økning i TPM (faktor 5 i forhold til normalt), og ikke noe spesielt høye verdier av C, N eller P. I sørenden var det svært liten virkning av flommen på sedimentasjonen (Magnusson og Næs 1986).

Data fra Drammenselva i samme periode viser at tørrstoffmengden var ca. 10 ganger større enn normalt. Mengden organisk stoff (totalt tørrstoff - gløderest) var samtidig bare opp til 3 ganger større enn normalt, det samme gjaldt TotP- PO_4P , mens TotN - NO_3N ikke økte særlig i det hele tatt (Lingsten 1985).

De store tørrstoffmengdene ved flom består altså hovedsakelig av uorganiske partikler, hvorav det meste sedimenterer ut i den indre del av fjorden. Mengden organisk stoff i elvetilførslene øker relativt mye mindre, men ser ut til å sedimentere ennå raskere enn uorganiske partikler, idet virkningen av flom for total karbonfluks er mer konsentrert innerst i fjorden enn for TPM.

Tabell A.17 viser midlere sedimenteringsrater som funksjon av dyp og stasjon for C, N og P, over de periodene det ble målt i. Middelerverdiene er vektet med lengden av måleperioden, slik at de gir et tidsintegret gjennomsnitt for måletidsrommene. Pga. hull i dataserien er ikke alle tall sammenlignbare, som det fremgår av tabellen (se kolonner for samlet antall dager).

Tabell A.17. Gjennomsnittsverdier for nedsynkning av partikulært materiale i Drammensfjorden 1982-83, målt med sedimentfeller.

Stasjon	Dyp (m)	Gjennomsnittlig fluks (mg·m ⁻² ·døgn ⁻¹)			Samlet antall dager i måleperiodene		
		C	N	P	C	N	P
D2, 3 km sør for elvetløp (flompåvirket)	10	339.	30.	7.5	137	137	137
	30	1534.	80.	29.6	202	202	202
	60	1493.	101.	31.3	179	179	202
D3, midt i indre basseng.	10	241.	32.	4.4	73	73	73
	30	235.	22.	8.0	138	138	138
	60	173.	18.	5.9	73	73	73
D4, 1 km nord for Svelvik	10	261.	34.	7.1	137	137	137
	30	207.	22.	6.6	202	202	202
	60	193.	21.	6.0	202	202	202

Hvis vi ser bort fra flomsituasjoner, som preger den innerste stasjonen D2, ser det ut til at vi kan bruke følgende typiske tall for utsynkning av partikulært materiale:

Karbon 200 - 250 mg·m⁻²·døgn⁻¹

Nitrogen 20 - 30 mg·m⁻²·døgn⁻¹

Fosfor 5 - 8 mg·m⁻²·døgn⁻¹, hvorav 60 % er biotilgjengelig ifølge kap. A.2.2.3.3.,
dvs. 3 - 5 mg·m⁻²·døgn⁻¹.

Hvis vi bruker 30 m dyp som grenseflate, har indre Drammensfjord et areal på 36·10⁶ m², og hvis vi skjønsmessig antar at en slik sedimentfluks er representativ som et gjennomsnitt (flompåvirkning vil trekke snittet opp, men til gjengjeld vil verdiene være noe lavere om vinteren), gir det følgende årlige normalflukser:

Karbon 2600 - 3300 tonn /år

Nitrogen 260 - 390 tonn /år

Fosfor 65 - 100 tonn /år, hvorav 60 % er biotilgjengelig ifølge kap. A.2.2.3.3.,
dvs. 40 - 60 tonn/år.

De sammenlignbare totale tilførslene kan anslås ut fra kap. A.2.2.5., når vi går ut fra tallene for 1991 og 1980, og rent skjønnsmessig tar hensyn til at utslippsmengden var redusert i elva i forhold til perioden omkring 1970-75. For karbon kan utslippet anslås til 30,000-40,000 tonn pr. år, og for nitrogen ca. 4000 tonn, mens fosforutslippet kan ha vært mellom 100 og 200 tonn pr. år. Dette bekrefter i hovedtrekk det resultatet Magnusson og Næs (1986) fikk av sine budsjettberegning for en periode i 1982. Nitrogen og karbon passerer for det meste fjorden uten å sedimentere (karbon kan også bli brutt ned i fjorden), og bare omkring 5 % synker ned i dypere lag. Den nitrogenmengden som synker ned er omtrent sammenlignbar med det som idag slippes ut fra Linnes og Solumstrand renseanlegg. Fosfor derimot vil i ganske stor grad synke ut til dypvannet. Det skyldes kanskje delvis omtrent alt mineralsk fosfor synker ut, men selv for det biotilgjengelige fosforet ser det ut til at iallfall 10-20 %, kanskje så mye som 50 % av tilførslene, i første omgang synker ut med partikulært materiale.

A.4.2. Akkumulering i sedimenter

Sedimentet virker som et sluk både for restmengder av organisk stoff (C, N, P, Si) som ikke er nedbrutt, og under anoksiske forhold, hvor nedbrytningen skjer ved reduksjon av sulfat, også for oksyngjeld i form av sulfid. Det finnes noen sedimentprøver fra Drammensfjorden som kan si noe om hvor mye som sedimenterer permanent.

Strøm (1936) så på lagdelingen i en kjerne på 70 cm (gjengitt i Molvær et al. 1973), og antok at et lag tilsvarte et år. Det var avtagende lagtykkelser nedover i sedimentet, som vist i tabell A.18.

Tabell A.18. Anslåtte lagtykkelser (pr. år) nedover i sedimentkjerne fra Drammensfjorden (Strøm 1936)

Dypintervall i sedimentet (cm)	Antall lag (=år)	Antatt sedimenterings-tidsrom (årstall)	Lagtykkelse (mm/år)
0-13	50	1885-1935	2.6
13-50	334	1550-1884	1.1
50-69	255	1300-1550	0.75

De øverste 13 cm var mørkere og løsere enn resten av kjernen. Det kan skyldes økte tilførsler av organiske stoff over tid, men kan også delvis henge sammen med at sedimenter endres over tid (nedbrytning, kompaksjon). Uansett årsak indikerer det et høyere vanninnhold øverst i sedimentet enn lenger nedover. Vanninnholdet i sedimentet har i stor grad sammenheng med økt andel organisk karbon, det fremgår bl.a. av data hos Egeberg (1983).

Næs (1984) har aldersdatert en sedimentkjerne fra Drammensfjorden (stasjon DRAF4 ved Sandtangen) fra 1982. Det gir til sammenligning data vist i tabell A.19.

Tabell A.19. Anslått lagtykkelse (pr. år) nedover i sedimentkjerne fra Drammensfjorden (Næs 1984)

Ca. dypintervall i sedimentet (cm)	Ca. tykkelse (cm)	Sedimenteringstidsrom (årstall)	Lagtykkelse (mm/år)
1.5-6.5	5	1972-1982	5
6.5-9.5	3	1962-1972	3
9.5-13.5	4.5	1944-1962	2.2
13.5-19	5.5	1923-1944	2.6
19-24.5	5.5	1889-1923	1.6

Forskjellene i lagtykkelser nedover i disse kjernene kan delvis forklares av normale prosesser ved aldring av et sediment, med nedbrytning av en del av restmengdene av organisk stoff, og reduksjon i vanninnholdet i sedimentet (kompaksjon). Ved en endring av porositeten (volumandel vann) fra 90 til 60 % med økende dyp nedover i sedimentet, som en har f.eks. i anoksisk Bunnfjordsediment (Egeberg 1983), vil volumet av vått sediment pr. mengde tørrstoff, og derved også tykkelsen av ett års sedimentert mengde, minke med en faktor 4.5, omtrent som observert.

Imidlertid er sedimentet i Drammensfjorden relativt fattig på organisk stoff, med ca. 3-4 % C (tørrvekt) i overflaten, og under 1 % lengre ned. Ifølge Egebergs data skulle det tilsi et vanninnhold på omkring 75 volum % ved overflaten og ned mot 50 % i gammelt sedimentet. Hvis det er riktig, skulle ferskt sediment ha lagtykkelser pr. år på ca. to ganger det en finner langt nede i sedimentet, under forutsetning av uendret sedimentasjon av uorganisk materiale. Materialet fra Strøm (1936) og Næs (1984) sett i sammenheng antyder en faktor rundt 5. Med forbehold for at noe av denne forskjellen kan være forskjell mellom stasjoner peker dette i retning av økt tilførsel av uorganisk materiale, f.eks. økt jorderosjon, over de siste tiår. Data fra sedimentfellene, omtalt i kap. A.2.2.3.3. og A.4.1., tyder på at materiale som følger med flommer, som kan variere fra år til år, dominerer iallfall den innerste delen av indre Drammensfjord.

Eldre sediment under 20 cm dyp inneholder ca. 1 tørrvekt-% karbon (Næs 1984). Typisk C:N-forholdet i dypere lag av sedimentet er ca. 15:1, men det er en tendens til at C varierer litt sterkere enn N, slik at forholdet mellom variasjonen i C og N er 19:1 (vektbasis), se figur A.1. Det fremgår også av denne figuren at innholdet av P er nokså konstant, omtrent uavhengig av dyp og C eller N-innhold, med vanlige verdier rundt 0.06 tørrvekt-%, av dette ble 80-90 % anslått å være av mineralisk opprinnelse i kap. A.2.2.3.3.

I tabell A.20 er beregnet innhold av C, N og P som tørrvekt pr. totalvolum av sediment ved antatt gjennomsnittlig egenvekt rundt 2.5 g/cm^3 for tørrstoffet og porositet 60 %, dvs. tall som er typiske for eldre sediment. Ut fra dette er permanent sedimentering anslått. Tallene gjelder for akkumuleringsrate på 2 mm/år, og for fosfor kan 10-20 % av innholdet som nevnt antas å være organisk. I tabellen er dette sammenlignet med typiske tall for partikkelnedsynkning fra (Magnusson og Næs 1986), målt i 1982 og 1983 utenom de kraftigste flomperiodene.⁴

⁴ Data for porositet som funksjon av dyp i sedimentkjernene ville tillate en bedre beregning.

Tabell A.20. Beregnet permanent akkumulering i sediment av karbon, nitrogen og biotilgjengelig fosfor, sammenlignet med partikkelfluks gjennom 30 og 60 m dyp.

		C	N	org-P	tot-P
Restinnhold i sediment etter nedbrytning	% av tørrvekt	1.0	0.08	0.01	0.06
	mg/cm ³	10	0.8	0.1	0.6
Permanent sedimentering (2 mm/år)	g/m ² år	20	1.6	0.2	1.2
Partikkel-nedsynkning gjennom 30-60m dyp sommerhalvår utenom flomperioder (1982-83)	g/m ² år	70	6.5	1.1	1.8
	mg/m ² døgn	200	20	3	5

Hvis vi antar et effektivt bunnareal på omkring $50 \cdot 10^6$ m², fås en samlet permanent sedimentering pr. år på ca. 1000 tonn organisk C, 80 tonn N og 10 tonn biologisk omsettelig P. Den totale permanente avsetningen i sedimentene av P skulle ligge omkring 60 tonn pr. år, med det meste som mineralsk. Av dette skulle anslagsvis 70 % være under 30 m dyp. Tallene for partikkelfluks gjelder bare sommerhalvåret, utenom flomperioder, og er derfor usikre i forhold til gjennomsnittet over året, idet flomperioder kan gi et vesentlig bidrag til årsgjennomsnittet ifølge Magnusson og Næs (1986), iallfall i den nordlige del av indre basseng i Drammensfjorden. Til gjengjeld kan den organiske partikkelfluksen være langt lavere om vinteren. Tallene kan likevel gi en pekepinn om hvor stor del av den organiske partikkelfluksen gjennom 30 m dyp som sedimenterer permanent. Det ser ut til å kunne dreie seg om ca. 30 %, men siden både partikkelfluks og akkumuleringsrate er usikkert anslått, kan det også være 10 %, eller, hvis vi antar at det meste av totalt P er mineralsk og sedimenterer permanent, så høyt som 40 %. Ut fra karbonprofilen gjennom sedimentet kan det se ut som overflatesedimentet i 1982-83 har innhold av organisk stoff (ca. 2 %) som stemmer godt med bakgrunnsnivået rundt 20 cm dyp, og det kan derfor være at organisk partikkelfluks i 1982-84 er forholdsvis godt representativ for forholdene da de dypere sedimentene ble avsatt i begynnelsen av vårt århundre (Næs 1984). I den mellomliggende perioden ble det avsatt sedimenter med høyere C-innhold.

Dette kan også beregnes på en annen måte, ut fra andel organisk karbon av total tørrvekt i sedimentfluksen gjennom 30 og 60 m dyp (5 %), i overflaten av sedimentet (2 %) og i gammelt sediment (1 %) kan det anslås helt grovt at ca. 60 % av det organiske materialet som synker ned gjennom 30 m blir brutt ned i dypvannet eller i sedimentoverflaten, mens ytterligere 20 % brytes ned over flere 10-år, dvs. et stykke nedover i sedimentet. Isåfall er det en rest på ca. 20 % som akkumulerer permanent i sedimentet.

Det er også av interesse å se på den permanente lagringen av sulfid i sedimentet. Næs (1981) har målt syreløselig sulfid i noen sedimentkjerner. Verdier varierer mellom 0 og 0.8 % (tørrvekt). Sulfidmengdene øker utover i fjorden, eller med bunn-dypet, og viser generelt en reduksjon med dyp nedover i sedimentkjernen. Som et typisk verdiintervall kan settes 0.2-0.5 %. Sulfidet finnes vanligvis i hovedsak som jernsulfid, FeS, eller mindre løselig pyritt (FeS₂). Reduksjonen med sedimentdyp kan skyldes at det var mindre dannelse av sulfid da de dypere sedimentet ble avsatt, eller omdanning til pyritt ved aldring av sedimentet. Ifølge data i Egeberg (1983) kan fordelingen mellom syreløselig og H₂O₂-løselig jern (bl.a. pyritt) variere fra 100:1 til 1:1. Hvis vi antar at en utfelt mengde på 0.5-1 vekt-% S⁻ er typisk for Drammensfjordsedimentene, vil en sedimenteringsrate etter kompaksjon på 1-2 mm/år ut fra beregningene ovenfor gi en lagring av sulfid 5-20 gS/m²år, eller en oksyngjeld 10-40 gO₂/m²år. Omregnet etter 1.0-1.3 molO₂/molC tilsvarer dette en mengde organisk stoff på mellom 3 og 16 gC/m²år, altså kanskje sammenlignbart med det som blir sedimentert permanent av ikke nedbrutt organisk karbon, men likevel begrenset sammenlignet med den mengden organisk stoff som brytes ned i dypvannet.

Arealet under 60 m dyp innenfor terskelen er ca. $3 \cdot 10^7$ m², mens vannvolumet er ca. $1.2 \cdot 10^9$ m³, og en lagring av oksyngjeld som beregnet vil derfor tilsvare 0.25-5 gO₂/m³år, eller 0.17-0.35 ml O₂/l pr. år. Med en anslått oppholdstid for dypvannet på 10 år og et oksygenunderskudd på ca. 10-15 ml/l i forhold til fornyingsvannet for årene rundt 1980, blir den totale transporten av oksyngjeld ut av

fjorden ved dypvannsutskiftninger ca. 1-1.5 ml O₂/l pr. år. Oksygentransport ved vertikalblanding kommer i tillegg, og hvis vi antar at forholdet mellom forskjell i oksygeninnhold og i tetthet er det samme både for vertikalblanding og for dypvannsstrømninger, kan den totale O₂-fornyelsen være opp mot 3 mlO₂/l pr.år.

Hvis mengden karbon som synker ned gjennom 60m dyp er ca. 55-110 g/m²år, og vi antar at 80 % brytes ned og belaster dypvannet, blir det resulterende oksygenforbruket (1.0-1.3 molO₂/molC) fordelt på volumet under 60 m dyp ca. 2.5-6.7 ml O₂/l pr. år. Den nedre grensen her kan stemme med anslått oksygenfornyelse for dypvannet. Dette er selvsagt helt grove anslag som bare kan forventes å stemme innenfor en faktor 2.

Som retningsgivende for modellkjøringene vil vi anta at ca. 20 % av organisk stoff sedimenterer permanent, og at ca. 10 % av oksyngjelden lagres i sedimentet under anoksiske forhold.

A.4.3. Estimert denitrifisering

En pekepinn på hvor stor del av nitrogenet til dypvannet som blir fjernet fra det biologiske kretsløpet ved denitrifisering kan vi få ved å se på forholdet mellom nitrogen og fosfor i dyplag og mellomlag. Det ble gjort foran i kap. A.3.4. Data kan tyde på at anslagsvis halvparten av nitrogen som synker ned i dyplagene blir denitrifisert, kanskje også så mye som 60-70 %.

A.5. Virkning av tiltak ifølge modellen

Modellen er kjørt for ulike utslipps-scenarier inntil det har innstilt seg en omtrentlig likevekt. For å få en slik likevekt etter store endringer i modell-parametre er det nødvendig å simulere ca. 15 år. Det skyldes i hovedsak dypvannets oppholdstid, men også at det tar noen år før innhold i sedimenter innstiller seg på ny likevekt. De resultatene som presenteres her gjelder en avsluttende periode på 6 år etter at en slik likevekt ser ut til å være oppnådd.

A.5.1. Ulike situasjoner

Følgende situasjoner er kjørt og sammenlignet:

- I. Antatt utslipps-situasjonen pr. 1995.
- II. Som 1995, men med ulik grad av fjerning av nitrogen og karbon i renseanleggene, i tre alternativer:

	Reduksjon av N	Reduksjon av org. C
1. Bio-nitrifikasjon:	$\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_3^-$, 0 % av totN	70 % som KOF (90 % som BOF)
2. Ammoniumstripping:	70 % av NH_4^+ , 0 % av NO_3^-	ingen
3. Nitrogenfjerning (denitrifisering):	70 % av $(\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-)$	50 %

For lokale overflatetilførsler til Drammensfjorden er det antatt at reduksjonen utgjør 1/3 av %-verdiene ovenfor, basert på den andelen Musøya og Mjøndalen renseanlegg utgjør. Det innebærer at det er regnet med samme tiltak på disse anleggene som på Linnes og Solumstrand.

- III. Som 1995, men med omtrent en halvering av biotilgjengelige tilførsler av C, N og P i vassdragene, uten ytterligere tiltak på renseanleggene. Faktorene på totalutslipp er for N endret fra 0.9 til 0.45, for C fra 1.0 til 0.5, og for P fra 0.8 til 0.4.
- IV. Som 1995, men med nedpumping av overflatevann hentet fra 2 m dyp. To alternativer er beregnet:
 - IV.1: 1 m³/s med utslipp på 100 m dyp,
 - IV.2: 2 m³/s med utslipp på 120 m dyp.

I begge tilfelle er det antatt utslipp gjennom ett enkelt hull med strålediameter 50 cm.

- V. Som 1995, men med utslippene fra Linnes og Solumstrand renseanlegg dykket til større dyp. For Linnes er det antatt utslippsdyp 60 m, og for Solumstrand 45 meter.
- VI. Kombinasjon av II.1 og V., dvs. bio-nitrifikasjon i renseanleggene kombinert med dykking av utslipp fra renseanleggene.
- VII. Kombinasjon av II.3 og V., dvs. bio-nitrifikasjon i renseanleggene kombinert med dykking av utslipp fra renseanleggene.

Nedenfor skal vi presentere noen av resultatene.

A.5.2.Massebudsjett for C, N og P

Tabell A.21 viser resultatet av modellkjøringene for de ulike scenariene, med utvalgte deler av massebudsjetter for indre del av Drammensfjorden, når det gjelder omsetningene av C, N og P for de ulike situasjonene. Det som tilføres skal balansere mot permanent sedimentering + eksport, for nitrogen også + denitrifisering. Sedimentfluks gjennom 30 m viser bare belastningen på dypvannet for de ulike situasjonene, og vil fordele seg på de andre leddene.

Tabell A.21. Massebudsjett for organisk karbon, samt biotilgjengelig nitrogen og fosfor i Drammensfjorden innenfor Svelvik ifølge modellkjøringer for ulike situasjoner.

Tallene er vist uavrundet for ikke å kamuflere små forskjeller mellom alternativer, selv om det selvsagt er stor usikkerhet i de absolutte verdiene.

	<i>Alle tall i tonn/år</i>	I	II.1	II.2	II.3	III	IV.1	IV.2	V	VI: II.1+V	VII: II.3+V
C	Tilførsel fra land	26620	26378	26620	26432	13572	26620	26620	26621	26378	26433
	Permanent sedimentert	1135	1104	1138	1116	626	1247	1314	1112	1040	1067
	Sed.fluks gj. 30 m dyp	2547	2455	2559	2505	1393	2550	2550	2457	2426	2455
N	Tilførsel fra land	3863	3,863	3737	3632	2147	3863	3863	3863	3863	3632
	Permanent sedimentert	129	125	130	127	74	142	150	127	118	122
	Denitrifisert i fjorden	187	177	189	181	104	188	198	274	205	199
	Eksportert til ytre fjord	3546	3561	3419	3324	1968	3533	3514	3462	3552	3311
	Sed.fluks gj. 30 m dyp	288	276	290	283	163	288	287	276	272	277
P	Tilførsel fra land	65.2	65.2	65.2	65.2	39.4	65.2	65.2	65.2	65.2	65.2
	Permanent sedimentert	16.9	16.9	16.8	16.7	15.3	21.1	24.1	17.5	17.4	17.4
	Eksportert til ytre fjord	48.3	48.3	48.4	48.5	24.1	46.7	41.0	47.6	47.8	47.8
	Sed.fluks gj. 30 m dyp	52.4	50.2	52.6	51.1	35.2	52.6	52.6	50.0	49.4	49.8

De elementene som kan sammenlignes med beregninger ut fra data virker ikke urimelige. Sedimentfluksene gjennom 30 m dyp er sammenlignbare med de usikre gjennomsnittsverdier som er beregnet ut fra sedimentfelledata i kap. A.4.1. side A.33ff. Karbon- og tildels også nitrogen-fluksene fra modellkjøringene ligger i underkant, og det kan være rimelig, fordi sedimentfelledataene er fra 1982 og 83, mens beregningene gjelder utslippssituasjonen i 1995. For fosfor skal en sammenligne med den antatt biotilgjengelige delen, og da ligger modellresultatene for 1995 omtrent midt i intervallet anslått fra sedimentfellene. Det må understrekes at de estimatene som er gjort i kap. A.4.1. er nokså usikre.

Modellresultatene for permanent akkumulering i sedimentene i tabell A.21 kan ikke uten videre sammenlignes med sedimentfluks gjennom 30 meter, fordi basis-arealet er forskjellig for de to tallene. Vertikal sedimentfluks er først og fremst tatt med for å gi et bilde av hvordan de ulike situasjonene slår ut mht. belastningen på dyplaget ifølge modellkjøringene. Selv om vi skalerer ned den permanente sedimenteringen til 80 % av verdiene over, tilsvarende forholdet mellom areal i 30 m dyp og totalt areal, ser det likevel ut til at det er noe for stor andel av det som synker ut som akkumuleres i sedimentene i forhold til det som kan beregnes ut fra sediment-data, og som er satt opp i tabell A.20, side A.36. Det gjelder spesielt karbon og nitrogen hvor ca. 30-40 % av det som synker gjennom 30 m

blir i sedimentet ifølge modellkjøringene. For fosfor ligger det i området 20-30%, og det er mer rimelig i forhold til det empirisk beregnede massebudsjettet. Her burde det gjøres parallelle kjøringene for å se virkningen av å endre modellparametre når det gjelder nedbrytning vs. overdekning. De typiske C:N:P-forholdet i den permanente sedimenteringen ifølge tabellen (C:N=9:1, C:P=70:1) er noe for lave i forhold til det som er anslått ut fra data for gammelt sediment, dvs. at for mye N og P sedimenterer permanent i forhold til C.

Når det gjelder de ulike tiltakene på renseanleggene, med nitrifisering (II.1), ammonium-stripping (II.2) eller nitrogenfjerning (II.3), vil de ha forholdsvis marginale virkninger på de viste elementene i massebudsjettene i forhold til en massiv endring av tilførselene med vassdrag (III.). Det er nokså selvsagt ut fra forutsetningene, fordi det er disse tilførselene som dominerer når det gjelder organisk karbon og nitrogen. Nitrogenfjerning i renseanleggene vil redusere tilførselene med ca. 230 tonn/år, uten at denitrifiseringen i fjorden minsker vesentlig, og gir derfor størst reduksjon i nitrogentransporten ut av fjorden med ca. 220 tonn/år, eller ca. 6-7 %.

Dykking av utslippene fra de to største renseanleggene til 60 og 45 m (V) ser ut til å øke denitrifiseringen i fjorden med ca. 100 tonn/år, slik at N-transporten ut av fjorden reduseres tilsvarende. Kvalitativt virker dette resultatet sannsynlig, fordi nitrogen i kloakkutslippet bringes dypere ned, til vannmasser med lavere oksygennivå, fremdeles så høye at de gir nitrifisering av ammonium, men så lave at det nitrattet som dannes kan diffundere inn i lokale anoksiske soner i partikler og sediment og bli denitrifisert.

Virkningen av dykking på denitrifiseringen kan også henge sammen med at oksygenforholdene mellom 40 og 60 m dyp blir jevnet ut, slik at det blir et større vannvolum som har oksygenkonsentrasjon i området 0-1 ml/l, som i modellen anses gunstig for denitrifisering i sedimentet.

Det å stimulere dypvanns-fornyelse og -sirkulasjon ved å pumpe ned overflatevann på dypet (IV.1 og IV.2) ser ut til å kunne øke denitrifiseringen i fjorden noe, men det er usikkert. Dette resultatet er avhengig av hvordan forholdet mellom nedbrytning og permanent akkumulering av N og C justeres. Andre kjøringene med raskere frigjøring av N relativt til C, og tilsvarende mindre permanent sedimentering, ga en større effekt her. I prinsippet ville en kunne vente at det er gunstig for denitrifiseringen å luften sulfidholdige vannmasser og derved øke volumer med suboksiske vannmasser, men oksygenforholdene bør da ikke bli for gode.

Hvis dykking av utslippet kombineres med bio-nitrifikasjon i renseanleggene (VI), vil denitrifiseringen i fjorden også øke i forhold til i dag, men bare med ca. 30 tonn/år, og det ser altså ikke ut til at dette er gunstig sammenlignet med bare dykking av utslippet(V). Det kan stride mot det en vil vente intuitivt, idet en kunne tro at nitrifiseringen i renseanleggene skulle legge tilrette for en mer effektiv denitrifisering i fjorden fordi nitrogenet da slippes ut i den form det må ha før denitrifisering. Slik modellen er justert i disse kjøringene ser det ut til at dette mer enn oppveies av at oksygenforholdene blir bedre på mellomdyp som følge av nitrifiseringen, og at det hemmer denitrifiseringen (se kap A.5.3.). Ved istedet å slippe ut nitrogen som ammonium bindes oksygen i vannmassene til nitrat, og det gjør at nedbrytningsprosessene i større grad må skje som denitrifisering.

Hvis dykking av utslippet kombineres med nitrogenfjerning i renseanleggene (VII), vil det gi en ytterligere reduksjon av N-transporten ut av fjorden i forhold til om en bare har nitrogenfjerning med dagens utslippsdyp. Det skyldes at denitrifiseringen vil øke noe i forhold til i dag, men det er nokså marginalt (ca. 15-20 tonn N pr. år).

Det må understrekes at disse resultatene er knyttet til Drammensfjorden spesielt, og ikke kan overføres til marine resipienter generelt. Det må også understrekes at det er en god del usikkerhet begge veier i det anslåtte omfanget av denitrifiseringen i fjorden, og når det gjelder hvordan den vil endre seg som følge av endrede kloakkutslipp eller andre tiltak. Resultatene virker fornuftige, men det er behov for nærmere undersøkelser for å si med noenlunde sikkerhet hvor stor effekt en vil få av ulike tiltak, og hva som er en optimal kombinasjon av tiltak.

A.5.3. Oksygen i dypvannet - oppfyllelse av miljømål.

Når det gjelder oksygenkonsentrasjonen i 40-80 meters dyp gir modellkjøringene et resultat som er vist i figur A.6 til A.8. Resultatene har følgende hovedtrekk når det gjelder virkning av de ulike tiltakene.

For situasjon I. med utslipp pr. 1995, etter at likevekt er innstilt, gir modellen et oksygen-nivå rundt 30 m dyp som varierer mellom 2 og 4 ml/l og for 40 m dyp mellom 0.5 og 3 ml/l. Rundt 60 m gir modellen oksygenkonsentrasjoner som stort sett ligger ned mot null, men uten sulfidutvikling i vannet, og i enkelte perioder med oksygenkonsentrasjoner opp mot 0.5-1 ml/l. Omkring 80 m ligger oksygenkonsentrasjonene også rundt null, men i perioder med litt sulfidutvikling ut i vannmassene (ca. 0.2 ml/l oksygen gjeld). Endringen er ikke så stor i forhold til nå på dyp omkring 40-60 m, men modellresultatet gir adskillig mindre sulfid i vannmassene dypere ned enn ved de siste målingene (1991). Det er naturlig, fordi en ikke kan vente at tilstanden i fjorden i 1991 skulle være i likevekt med den nye utslippssituasjonen.

Alle endringer for de andre situasjonene er sett i forhold til beregnet tilstand for 1995-situasjonen (alternativ I.).

Av de tre situasjon med ulike former for N- og C-fjerning i renseanlegg, II.1- II.3, er det faktisk bionitrifikasjon (II.1) som gir den største forbedringen på 30 m dyp. Oksygenkonsentrasjonene her øker typisk med 0.3-0.5 ml/l i forhold til 1995-situasjonen, mest for lave oksygenkonsentrasjoner. Nitrogenfjerning i renseanlegg (II.3) gir noe mindre positiv effekt på oksygenet, forbedringen er typisk ca. 70 % av det en oppnår med alternativ II.1. Ammoniumstripping (II.2) gir en oksygenforbedring som typisk er på 30-40 % av II.1.

Det samme gjør seg gjeldende lengre ned i vannmassene. Alternativ II.1 gir en bedring omkring 0.2 ml/l i 40 m dyp, og 0.15 ml/l på 60 m dyp, og her gir II.3 en effekt på bare 50 % av dette, mens II.2 ikke har så stor virkning i det hele tatt.

Det ser altså ut til at for oksygeninnholdet i mellomdyp i fjorden vil den positive virkningen av å tilføre en oksygenreserve som nitrat ved alternativ II.1 mer enn oppveie virkningen av å fjerne nitrogen som næringssalt i alternativ II.2 og II.3.

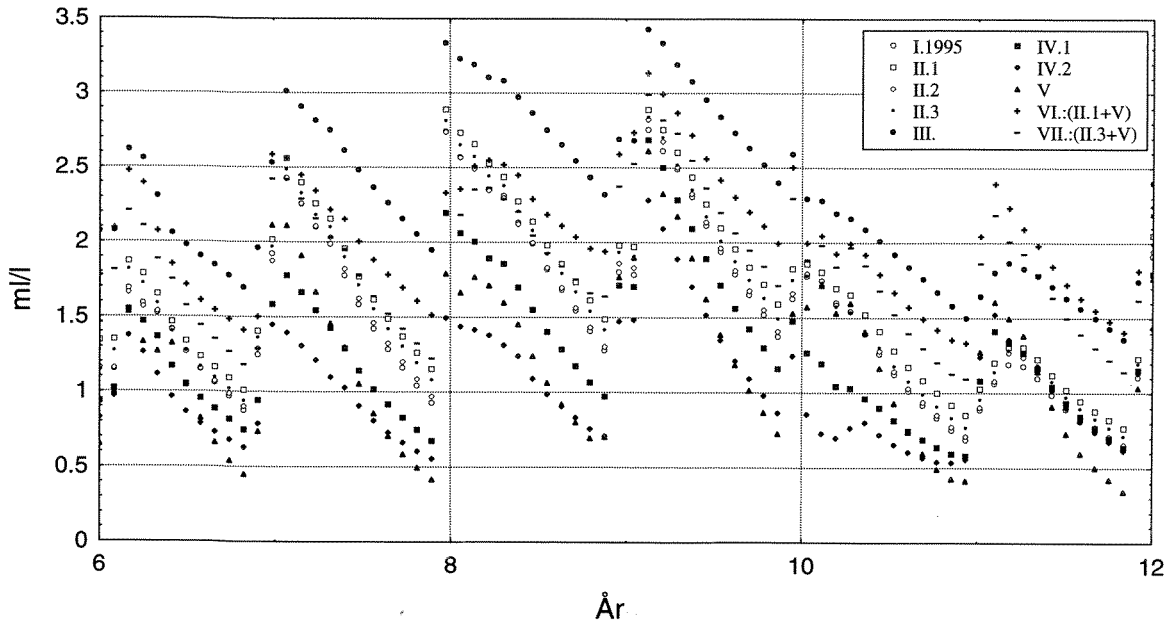
Situasjon III, med halvering av tilførselene av både C, N og P med Drammenselva, vil gi en mye større bedring, en økning av oksygeninnholdet med ca. 0.8 ml/l rundt 40 m dyp, og permanent oksisk tilstand med et nokså jevnt oksygeninnhold på omkring 0.4-0.6 ml/l rundt 60 m. Oksygeninnholdet på 80 m ligger helt ned mot null, men uten sulfid i vannmassene.

De to siste situasjonene, med hhv. nedpumping av overflatevann til 100-120 m, og dykking av utslipp fra renseanlegg til 45 og 60 m dyp, vil gi noe lavere oksygennivåer rundt 40 m dyp sammenslått med 1995-situasjonen, men til gjengjeld bedre oksygenforhold rundt 60 m dyp.

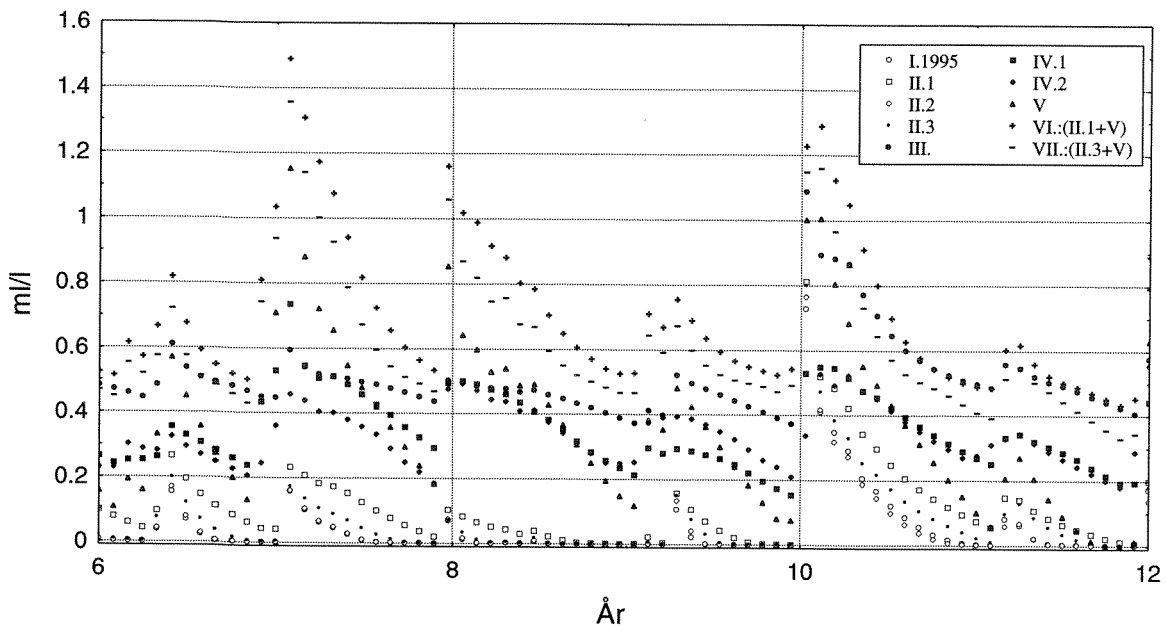
Nedpumping av overflatevann til 100-120 m dyp gir reduksjon i oksygen-nivået rundt 40 m dyp, endringen kan variere mellom -0.3 og -0.5 ml/l for alternativ IV.1 og kan bli så stor som -1 ml/l for IV.2. Til gjengjeld blir oksygenivået på 60 m forbedret, og en får oksygeninnhold som svinger mellom 0.2 og 0.6 ml/l for IV.1. Rundt 80 m dyp blir det stort sett positive oksygenverdier, men ofte svært lave, 0.-0.3ml/l, bare av og til over 0.5 ml/l. For disse alternativene kan en bedre beskrivelse av vertikalblandingen på store dyp ha stor betydning. De kjøringene som er gjort kan gi overdrevet effekt på store dyp, fordi blandingen uten kunstig sirkulering er estimert for lavt, se kap. A.3.1. og kap. A.3.4.

Dykking av utslippene fra Linnes og Solumstrand renseanlegg til 45 og 60 m dyp gir omtrent tilsvarende oksygen-reduksjon rundt 30-40 m dyp. Oksygeninnholdet rundt 60 m kan i perioder komme opp mot 1.5 ml/l, men også med regelmessig reduksjon ned mot 0 ml/l innimellom. Vannet rundt 80 m vil veksle mellom å være oksisk (0-0.5 ml/l) og inneholde små sulfidmengder.

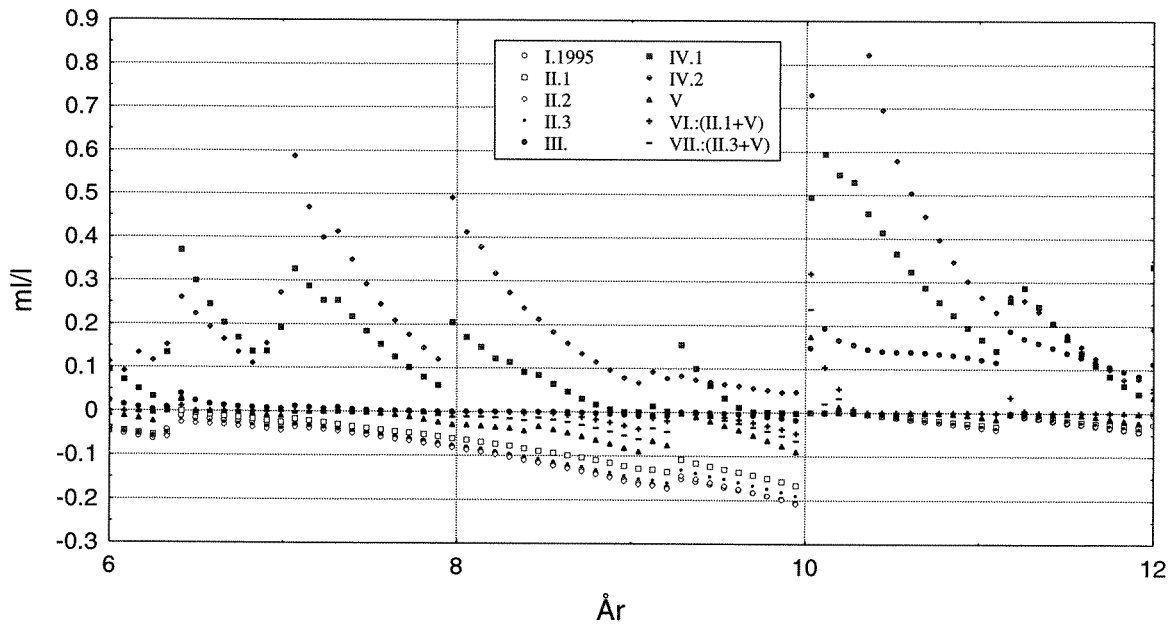
Ved å kombinere N- og C-fjerning i renseanlegget med dykking av utslippene (VI og VII) oppnås forbedring av oksygeninnholdet på alle dyp ned til 60 m. I 30 m dyp blir forbedringen i forhold til alt. I delvis noe svakere enn uten dykking, men som regel i området +0.3 til +0.4 ml/l, best for alternativ VI. På 40 m dyp kan det ventes forbedring på rundt +0.4 til +0.6 ml/l, igjen mest for alternativ VI. På 60 m dyp fås en forbedring som tilsvarende det en kan oppnå ved alternativ III. med halvering av elvetilførslene, dvs. at oksygeninnholdet ser ut til å ligge stabilt omkring 0.5 ml/l eller høyere.



Figur A.6. Oksygen i 40 m dyp fra modellsimuleringer i ulike utslippssituasjoner



Figur A.7. Oksygen i 60 m dyp fra modellsimuleringer i ulike utslippssituasjoner



Figur A.8. Oksygen i 80 m dyp fra modellsimuleringer i ulike utslippssituasjoner

Hovedkonklusjonen blir at de tiltakene som er prøvd ut her kan gi en viss bedring av oksygenforholdene, men ikke slik at forholdene endres totalt. På 30 og 40 m dyp ser det ut til at det er mulig å oppnå oksygenivåer som omtrent aldri kommer under 1 ml/l, og som ofte kommer opp i 3 ml/l uten ytterligere tiltak. På 60 og 80 m dyp kan en gjennom tiltak oppnå å få i hovedsak oksiske vannmasser, men med relativt lavt oksygenivå, og neppe komme opp i stabile verdier på 1 ml/l og høyere. Dykking av kloakkutslipp og nedpumping av dypvann til 100-120 m gir en viss bedring på 60 og 80 m dyp, men det kan gå noe på bekostning av forholdene rundt 40 m. Ved å kombinere ytterligere rensetiltak med dykking av utslippene ser det ut til at en kan få forbedring på alle dyp ned til 60 m. Kombinasjonen av bionitrifikasjon med dykking faller her gunstigst ut i følge modellkjøringene.

Det må presiseres at resultatene er usikre. Det vil være ønskelig å foreta en nærmere gjennomgang av eksisterende data for å sette opp så sikre massebudsjetter som mulig for kalibrering av modellen, og for å gjøre en følsomhetsanalyse på sentrale antagelser i modellen.

A.5.4. Partikulært materiale i overflaten.

Som en del av modellresultatene beregner modellen også konsentrasjonen av partikulært karbon, som et mål på mengden organisk stoff. Det kan settes i sammenheng med siktedypet.

Basert på Stigebrandt og Wulff (1987) ble det for indre Oslofjord antatt at lysvekningskoeffisienten øker med 0.25 m^{-1} når mengden partikulært organisk C øker med 1 mgC/l . Det er rimelig å anta en invers sammenheng mellom siktedyp og lysvekningskoeffisient, og det er vanlig å anta at produktet av siktedyp og lysvekningskoeffisient er ca. 1-5-1.7.⁵ Den refererte sammenhengen mellom svekning og organisk karbon skulle tilsi en sammenheng:

⁵ Det vil i praksis si at siktedypet tilsvarer det dypet hvor en loddrett rettet lysstråle er svekket til omtrent 20% av opprinnelig styrke. Siden refleksjonskoeffisienten for rett innfallende lys på vannflaten er ca. 0.02, og

$$D = \frac{D_0}{k_0 + 0.25 \cdot C}, \text{ med } D_0 = 1.5 \text{ til } 1.7 \text{ m}$$

hvor C er konsentrasjonen av organisk karbon og k_0 =svekningskoeffisient i vann pga. farge og uorganiske partikler. For Østersjøen ble det brukt en verdi $k_0=0.25 \text{ m}^{-1}$, tilsvarende et siktedyp på 6 m. For indre Oslofjord ble det i 1986 målt siktedyp på i snitt 5.2 m, med konsentrasjon av organisk karbon = 4.9 mgC/l. Med $D_0=1.5-1.7 \text{ m}$ gir det $k_0=0.16-0.2 \text{ m}^{-1}$.

For Drammensfjorden ser det ut til at k_0 er en del større, noe som er rimelig ut fra den større påvirkningen av uorganiske partikler. Observert midlere siktedyp var i gjennomsnitt 2.7 m i 1982-84 (Magnusson 1994). Konsentrasjonen av organisk stoff i overflaten kan i samme periode anslås til i snitt ca. 0.5 mgC/l = 50 % av totalt tørrstoff-gløderest, se Magnusson og Næs (1986). Hvis vi bruker formelen over, gir det en verdi $k_0=0.4-0.5 \text{ m}^{-1}$, altså 2-3 ganger større enn anslått for Oslofjorden. En øvre grense for siktedyp ved reduksjon av organisk karbon-innhold til ned mot 0 mgC/l skulle da gi siktedyp 3.4-3.8 m. Siden dette selvsagt er urealistisk, kan det bety at det ikke er mulig å vinne så mye ut over det som var situasjonen i 1991, med et gjennomsnittlig observert siktedyp på 3.2 m.⁶ Det vil selvsagt kunne være variasjoner i gjennomsnittet fra år til år knyttet til "tilfeldige" variasjoner i tilførsler.

Modellresultatene gir ut som et resultat mengde organisk karbon som funksjon av årstid for de ulike situasjonene, men fordi det er gjort en del forenklinger, kan ikke årstidsvariasjonene ventes å stemme helt. Vi kan imidlertid se på forskjellen mellom de ulike situasjonene, som en indikasjon på om det blir særlig virkning av de forskjellige tiltakene når det gjelder forholdene i overflaten. De kjøringene som er gjort viser forholdsvis liten variasjon her. Når det gjelder reduksjon av lokale tilførsler, dukking av utslippene og sirkulering av dypvannet er det som en må vente ingen virkning. Det kan en også si nokså sikkert uavhengig av modellkjøringene, fordi det er tilførslene med Drammenselva ovenfor Mjøndalen som dominerer, selv om det er riktig at bare hhv. 90 og 80 % av total N og P i elva kan anses biotilgjengelige. En halvering av elvetilførslene ser ut til å kunne gi en viss effekt i retning av lavere basisnivå om vinteren, men har svært lite virkning på maksimalkonsentrasjoner av partikulært karbon om sommeren. Dette indikerer at utvekslingen med ytre Oslofjord er av vesentlig betydning for situasjonen i sommerhalvåret. På dette punktet er imidlertid modellen nå for konservativ, fordi det er lagt inn faste grensebetingelser i ytre Oslofjord, mens forholdene her i stor grad må antas å være et resultat av nettopp tilførslene med Drammenselva. Her kunne modellen nokså enkelt endres noe, slik at grensebetingelsene delvis er en funksjon av hva som strømmer ut i randområdet, dvs. ytre Oslofjord. Det burde gi noe bedre respons på endringer i tilførslene enn det som fremkommer av modellen slik den er nå. Et spørsmål her kan være om partikkeldannelse ved sjøvannsinnblanding i ferskvann kan ha betydning for siktedypet.

reflektert lys fra sikteskiven vil ha en styrke på maksimalt $0.2^2=0.04$ redusert med sikteskivens refleksjonskoeffisient, virker det rimelig som det største dypet hvor det er mulig å skimte sikteskiven i forhold til refleksjoner i overflaten.

⁶ En sikrere analyse burde kunne gjøres ut fra primærdataene, i stedet for å bare bruke gjennomsnittsverdier.

A.6. Modellparametre brukt ved modellkjøringene.

Nedenfor gjengis modellparametre slik de leses inn til modellen i starten av en kjøring. Bare prosessparametre gjengis her, de som gjelder utslipp vil fremgå av det foregående. For en forklaring av de forskjellige parametre, og en beskrivelse av de valg som ble gjort for indre Oslofjord, henvises til Bjerkeng (1994c, 2. korrigerede utgave).

```
'----- vertikalblanding og horisontalutveksling -----'
S MIXEXP = 1.6
S MIXFAC = 0.5
S MIXCF = 0.75e-5, 0.4e-4
S SFMIXC = 2.5e-7, 4.0e-7
S SFMIXZ = 10, 10, 5, 5
S GMIXDC = 1.25, GMIXDX=0.4
S DPEFF = 0.8, 0.8
S HTRMIX = 1.0, 0.0
S GMIXFR = 0.015, 0.02
  'Vind-indusert horisontaltransport mellom bassengene:'
S WVFAC = 2* 0.03
S WVDIR = 0.0, 0.0
S WVHMIN = 3.0, 3.0

' ----- Påvirkning fra randen ----- '
S EXTBIO = 0.9, 0.0
S FIXTMP = .true.

'----- Overflateutveksling -----'
S cefac=1.0
S IRFRAC = 0.4, ICEFAC = 1.0
S RADFAC(3) = 0.5
S ATTNCF(1) = 0.5

'----- OKSYGENUTVEKSLING -----'
s oxsfac = 1.0
s oxbubl = 1.0

' ----- Oksygen_karbon forhold -----'
s OXCFAC = 1.3

'----- Fytoplankton -----'
S DSRATE = 0.02, 0.8
S DSNINV = 1.5
S DSNEXP = 4.0
S DSCLIM = 0.1
S PLUXUS = 1.0
S F2SINK = 0, F2RIZE = 0
S Pcopt = 2*0.027, pccmin=2*0.0027
s gmx20 = 1.5, 1.5
s FDEATH = 0, 0.9
S FDCSAT = 10000, 400
S FDNUTR = 0, 0.2
S FTRESP = 0.06, 0.06
S NFIXRR = 0

'----- Zooplankton -----'
S CZOON = 10.0
S ZRESP = 0.05, ZTRESP = 0.06
S ZOONR = 1.0, 0.1
S ZCCRIT = 10.0, 1000.0
S ZOONMIN = 1.0, ZOONOPT = 1.5
s ZMIGRV = 10
S ZFMX20 = 1.0
S ZCFMIN = 10
S ZCFSAT = 500
s grzfyt = 1.0, 1.0, grzbac = 0.2
S ZOOEFF = 0.5, 1.0, 1.0
```

```

S ZFCOMP = 0.0
s zdcycl = 0.5, zgcycl=0.5

'----- Blåskjell -----'
s musldp = 6.0
S CMUSIN = 1.e+11, MCOVER = 0.0, 2.0
s grmfyt = 1.0, 1.0, grmbct = 0.2, grmzoo = 0.2
s mfwfac = 1, mfiltn = 0.3, 0.3
s MXDETR = 0.0
s MCFMIN = 20.0
s MUSLDR = 1.0, 0.0, 0.0, 1.0
s MSAGMX = 10.0
s TMSETL = 200
s TMSAWN = 15.0
S MSERMX = 0.9
S MSREXP = 0.33
S MSINDW = 0.007, 0.35
S MSWR = 3.0 $ 'gDw'
S MSQW = 1.0, 0.7
S MSBW = 1.0, 0.7
S MSEASS = 0.5, 1.0, 1.0
S MSVC = 0.2 $ '1/h'
S MSCREQ = 300
S MSCWXP = 0.00
S MRSP15 = 0.000007 $ '1 O2/day '
S MRASSF = 0.15
S MTRESP = 0.065

'----- Sedimenterende materiale -----'
s RESUSP = 0.0
s sedvel = 1.0, 0.2
s BURIAL = 0.5, 0.15

'----- Pelagiske bakterier og DOC -----'
S BACTIN = 1.0, EXCRF=0.1, 0.2
S GMX20B = 0.5
S BACDET = 0.05

'----- Nedbrytning -----'
S DGNFAC = 1.0, DGPFAC = 2.0, DGSFAC = 1.2
S DGDETZ = 0.10
S DGRATE = 0.6, 0.1, 0.01
s ACCLRC = 2.0, ACCLXP= 0.0
s DGCMAX = 1000.0, 10000.0
S DGWSF = 0.5
S DOXBRR = 0.1, 0.5, DOXKB = 1, DOXKM = 1
S DOXKS = 0.05
S DOXLIM = 0.5
S DNITRR = 1.0, DNITKS = 50, KOXN=300, DNITF = 0.01, DNITXP = 1.0
S DNOXFR = 0.8
S FDNH3 = 0.8
S SULFRR = 1.0, SULFOX = 0.1, 0.2, SULFXP = 1.0

'----- Sulfidbufring i sediment som O2-gjeld. -----'
s ASEDMX = 180
s ASEDLR = 0.02, 20.0
s ASEDUX = 0.2
s ASOXTL = 0.0

'----- Utfelling av P -----'
s PPAMAX = 1.0
s PPRMAX = 0.2
s PPOXEX = 1.0
s PPOXMX = 0.1

'----- Fiksering/frigjøring av P fra sediment -----'
s PADRET = 0.5
s PADMAX = 3000

```

s PADRLS = 0.002
s PADASD = 180
s PSBURF = 0.2

' ----- Nitrifisering/Denitrifisering av ammonium -----'
s RAMMOX = 0.05
s KAMMOX = 0.01

Forklaringer av noen forkortelser:

TOC	Totalt organisk karbon.
KOF	Kjemisk oksygenforbruk
KOF _{Mn}	Kjemisk oksygenforbruk med permanganat som oksideringsmiddel
BOF ₇	Biologisk oksygenforbruk over de første 7 dager.
BOF	Biologisk oksygenforbruk
TPM	Totalt partikulært materiale
LOC	Løst organisk karbon.



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2695-8