

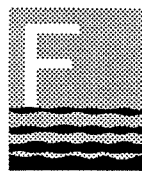
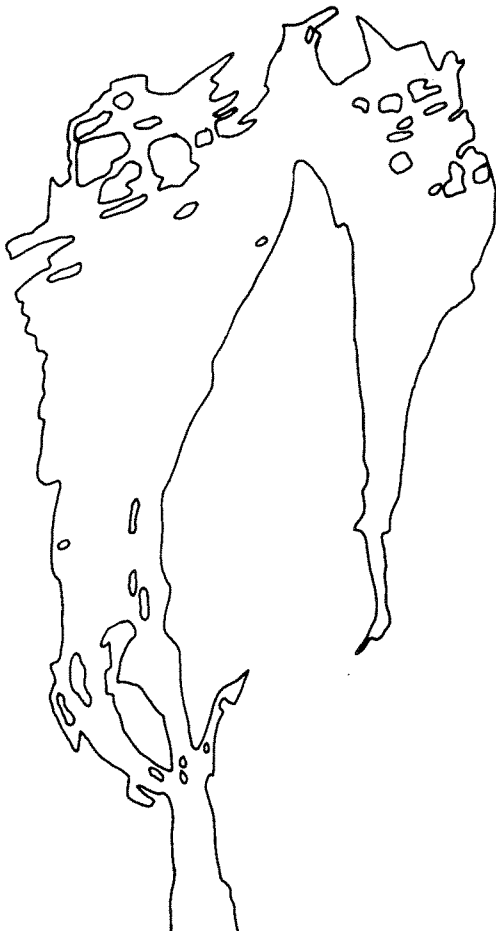
RAPPORT

Lnr. 3112/94

Eutrofimodell for indre Oslofjord

En modell for omsetning av organiske stoff og næringsalter i innelukkede fjorder med vertikal sjiktning

Rapport 1: Praktisk utprøving på indre Oslofjord



Fagrådet



Miljøverndepartementet

Oversikt over rapporter:

EUTROFIMODELL FOR INDRE OSLOFJORD
En modell for omsetning av organisk stoff og næringsalter
i innelukkede fjorder med vertikal sjiktning.

Rapport 1: Praktisk utprøving på indre Oslofjord. NIVA-rapport lnr. 3112

Hovedrapport som også presenterer modellen ved å vise resultater fra kjøring, sammenligne med observasjoner, og gi eksempler på hvordan den kan belyse virkningen av ytterligere tiltak mot forurensninger i indre Oslofjord.

Rapport 2: Faglig beskrivelse av innholdet i modellen NIVA-rapport lnr. 3113

Her gis det en oversikt over hvordan både fysiske, biologiske og kjemiske prosesser er beskrevet matematisk i modellen, og hvilke faglige forutsetninger og forenklinger som ligger til grunn.

Rapport 3: EDB-teknisk beskrivelse og praktisk bruker-veiledning. NIVA-rapport lnr. 3114

Her beskrives hvordan modellen skal brukes rent teknisk og hva som må gjøres for å tilpasse modellen til andre fjordområder. Det gis også noe informasjon om hvordan programmet er bygd opp, til veiledning for eventuell videre-utvikling. Rapporten inneholder også en beskrivelse av hvordan modellen er verifisert, dvs. hva som er gjort for å bygge inn internkontroll og luke ut feil i programkoden og sikre at EDB-programmet fungerer etter forutsetningene.

Rapport 4: Fysiske prosesser. Litteraturstudium og dataanalyse. NIVA-rapport lnr. 3115

Her beskrives hvordan fysiske forhold behandles i modellen. Rapporten redegjør også for hva modelleringen av fysiske forhold bygger på av litteratur og data.

Rapport 5: Fytoplankton-prosesser - et litteraturstudium. NIVA-rapport lnr. 3116

Denne rapporten beskriver bakgrunnen for modelleringen av de viktigste fytoplankton-prosessene, spesielt når det gjelder fotosyntese og næringsopptak, og viser hvordan modellbeskrivelsen er utviklet.

Rapport 6: Filtrering og vekst hos blåskjell som funksjon av miljøforhold.

NIVA-rapport lnr. 3117

Beskriver en feltundersøkelse som ble gjort i 1989 for å få et biomasse-estimat, og et litteraturstudium som har dannet grunnlag for delmodellen for blåskjellbestanden og dens betydning for omsetningen i fjorden.

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-90188	Undernr.:
Løpenr.: 3112	Begr. distrib.: Fri.

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

Rapportens tittel: Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 1: Praktisk utprøving på indre Oslofjord.	Dato: 17/8-94	Trykket:
	Faggruppe: Marin økologi	
Forfatter(e): Birger Bjerkgeng	Geografisk område: Indre Oslofjord	
	Antall sider: 96	Opplag:

Oppdragsgiver: Fylkesmannen i Oslo og Akershus.	Oppdragsg. ref.:
--	------------------

Ekstrakt:

Rapporten beskriver hvordan en eutrofimodell for fjorder som er utviklet ved NIVA i perioden 1988 - 1992, er utprøvd og anvendt på indre Oslofjord. Rapporten legger først og fremst vekt på å presentere modellen ved å vise resultater fra kjøring, sammenligne med observasjoner, og gi eksempler på hvordan den kan belyse virkningen av ytterligere tiltak mot forurensninger i indre Oslofjord.

Modelltypen ser ut til å være velegnet til å fange inn de relevante hovedtrekkene ved eutrofisituasjonen i indre Oslofjord og gir langt på vei en realistisk beskrivelse av forholdene og responsen på endringer. Det er imidlertid behov for dels å fremskaffe et større datamateriale, og delvis å kalibrerer modellen bedre ut fra et slikt utvidet materiale. En del kan oppnås ved å sammenstille eksisterende data, men en samordnet innsamling av ulike typer data over f.eks. et år ville være svært verdifullt.

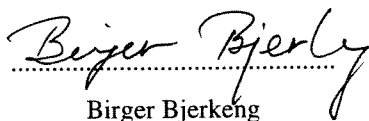
4 emneord, norske

1. Eutrofiering
2. Marin økologi
3. Simuleringsmodell
4. Fjord

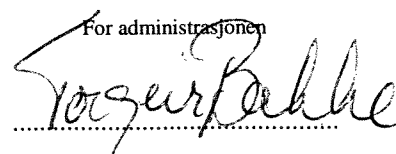
4 emneord, engelske

1. Eutrophication
2. Marine Ecology
3. Simulation model
4. Fjord

Prosjektleder


Birger Bjerkgeng

For administrasjonen


Torgeir Bakke

ISBN 82-577-2543-6

Norsk institutt for vannforskning

O-90188

EUTROFIMODELL FOR INDRE OSLOFJORD

En modell for omsetning av organisk stoff og næringsalter
i innelukkede fjorder med vertikal sjiktning.

Rapport 1: Praktisk utprøving på indre Oslofjord.

17.08.94

Birger Bjerkeng

Forord

Dette er hovedrapporten i en serie på seks rapporter som beskriver resultatet av et modell-utviklingsprosjekt utført ved NIVA. Prosjektet ble først skissert i et programforslag (Bjerkeng et. al. 1987) og siden i et forprosjekt finansiert av NIVAs basisbevilgning (Bjerkeng et. al. 1988).

Prosjektet er gjennomført som et kombinert oppdrags- og forskningsprosjekt. Miljøverndepartementet og Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord bevilget 1.5 mill. kr. hver, og NIVA har skutt inn omtrent samme beløp av egne forskningsmidler, slik at den totale rammen har vært omkring 4.5 mill kr. Oppdragsgiver og kontraktpartner har vært Fylkesmannen i Oslo og Akershus, på vegne av de bevilgende instanser.

Prosjektet har hatt en styringsgruppe som har vært sammensatt slik:

*For Miljøvernavdelingen,
Fylkesmannen i Oslo og Akershus: Leif Nielsen (formann)*

For Fagrådet for indre Oslofjord: Per Hallberg

*For OVA: Oddvin Tokheim til juni 1992,
deretter Ole Jacob Johansen.*

*For SFT: Helge Fjeldstad 1988,
Isabelle Thélin, 1989 og ut 1993
Ingvild Marthinsen i 1994.*

*Fra NIVA: Tor Bokn til ut 1990
Torgeir Bakke fra og med 1991.*

Arne Rosendahl har deltatt på styringsgruppens møter som observatør for Fagrådet for indre Oslofjord. Kjell Baalsrud har også deltatt på møtene gjennom hele prosjektet. De takkes alle for et positivt samarbeid. Sekretær for gruppen har vært undertegnede.

Det er også holdt flere møter og fagseminarer underveis i prosjektet, hvor det faglige innholdet i modellen er presentert for faglige ressurspersoner utenfor NIVA, og diskutert. De som har deltatt på et eller flere av disse seminarene i tillegg til styringsgruppens medlemmer er:

*Dag Aksnes, Universitet i Bergen;
Eystein Paasche, Universitetet i Oslo;
Henrik Rye, Veritas-Miljøplan A/S,
Lars Petter Røed, Nansen Senter for Miljø og Fjernmåling (Nersc);
Paul Sagberg, Vestfjorden Avløpsselskap;
Hein Rune Skjolddal, Havforskningsinstituttet i Bergen;
Bjarne Slyngstad, Miljøvernadv., fylkesmannen i Oslo og Akershus;
Anders Stigebrandt, Universitetet i Gøteborg;
Morten Svelle, Statens Forurensningstilsyn;
Jan Erik Weber, Universitet. i Oslo;
Fredrik Wulff, Universitetet i Stockholm.*

De har alle bidratt med verdifulle synspunkter og råd.

Oslo vann- og avløpskontor (OVA) og Vestfjorden Avløpsselskap (VEAS) har stilt til rådighet utdrag av sitt datamateriale om tilførsler og transport gjennom renseanlegg.

Professor Eystein Paasche ved Universitetet i Oslo har stilt til rådighet datamateriale fra 1986 for næringsalter og partikulært materiale i overflatelagene i indre Oslofjord.

Lars Kirkerud har foretatt feltundersøkelse av strandsonen og litteraturstudium på blåskjell (Rapport 6 i denne serien, Kirkerud og Bjerkeng 1994).

Mange personer på NIVA har bidratt på forskjellig måte i gjennomføringen av prosjektet. Gjertrud Holtan har tilrettelagt tilførselsdata. Kjell Baalsrud har spilt en aktiv rolle hele veien, han var aktivt med i etableringen av prosjektet, og var også sammen med Jan Magnusson, John Arthur Berge og undertegnede med i den arbeidsgruppen som utformet forprosjektrapporten.

Ellers har prosjektleder hatt nyttige diskusjoner med mange personer på NIVA. Spesielt kan nevnes Kjell Baalsrud, Kari Nygaard, Morten Schaaning, Torbjørn Johnsen og Jan Magnusson, som alle har gitt verdifulle bidrag til prosjektet.

Ifølge kontrakten er resultatet av prosjektet åpent tilgjengelig, dvs. at alle som ønsker det kan få tilgang til den programkoden som er utviklet av NIVA.

Oslo 17.08.94

Birger Bjerkeng

INNHOOLD

Sammendrag og konklusjon	13
Beskrivelse av modellen	13
Sammenligning av modellen med data	14
Utprøving på ytterligere tiltak mot forurensninger	16
Konklusjon.....	17
1. Innledning.....	19
2. Kortfattet beskrivelse av eutrofi-modellen.....	19
3. Forholdene i indre Oslofjord	25
3.1. Beskrivelse av området - historisk bakgrunn og tidligere studier - eksisterende datagrunnlag.	25
3.2. Typisk årsforløp i eutrofisituasjonen - forskjell mellom bassenger.....	29
3.2.1. Vinter	29
3.2.2. Senvinter og vår	29
3.2.3. Sommer.....	30
3.2.4. Høst.....	31
4. Inngangsdata til modellen for bruk på indre Oslofjord	32
4.1. Topografi.....	32
4.1.1. Bassengoppdeling med arealer og volumer	32
4.1.2. Forbindelsen mellom bassengene	33
4.2. Forurensningstilførsler og ferskvannstilrenning	34
4.2.1. Vannmengder samt transport av nitrogen, fosfor og organisk karbon.....	34
4.2.1.1. Tilførsels-situasjon 1985-90: normalt årsforløp som inndata til modellen.	37
4.2.1.2. Tilførselssituasjon 1975-80.	40
4.2.2. Silikat.....	42
4.2.3. Temperatur.....	42
4.3. Randbetingelser: kobling mot ytre Oslofjord.....	42
4.3.1. Vannstandsvariasjon	43
4.3.2. Vertikalfordelingen av temperatur, salinitet, oksygen og totalkonsentrasjon av næringsstoffer (N,P og Si).	43
4.3.3. Fordeling av næringsstoffer på ulike tilstandsformer i ytre rand.....	44
4.4. Bruk av meteorologiske data som inndata til modellen	44
5. Hvor godt beskriver modellen tilstanden i indre Oslofjord? En sammenligning av modellresultater med data for indre Oslofjord.	45

5.1.	Temperatur og saltvariasjoner gjennom året som funksjon av dyp.....	47
5.2.	Dypvannsfornyelser og vertikalblanding	49
5.2.1.	Vestfjorden.....	49
5.2.2.	Bunnefjorden.....	51
5.3.	Næringssalt-konsentrasjoner i overflaten.....	52
5.4.	Partikulært materiale i overflaten.....	54
5.5.	Oksygen-forhold i dypvannet.....	57
5.5.1.	Vestfjorden	58
5.5.2.	Bunnefjorden	59
5.6.	Næringssalt-konsentrasjoner i dypvannet	61
5.6.1.	Vestfjorden	61
5.6.2.	Bunnefjorden	63
5.6.3.	Respons i blåskjell-populasjonen på endring i tilførsle	65
6.	Bruk av modellen på noen praktiske problemstillinger som gjelder indre Oslofjord.....	66
6.1.	Endring av nitrogenutslipp.....	66
6.2.	Tvungen sirkulering av dypvannet i Bunnefjorden.....	69
7.	Diskusjon - virkning av endringer i forurensningssituasjonen	71
8.	Hva kan gjøres for å forbedre modellen.	72
	Forklaring av ord og uttrykk.....	74
	Litteratur	76
Appendiks 1.	Analyse av data for renseanlegg	78
A.1.1	Bekkelaget renseanlegg	78
A.1.2	Vestfjordens Avløpsselskap (VEAS)	81
A.1.3	Andre renseanlegg.	82
Appendiks 2.	Analyse av vassdragsdata.	84
A.2.1	Oppegård og Follo	84
A.2.2	Elver i Oslo.....	84
A.2.3	Asker og Bærum.....	87
A.2.4	Røyken, Åroselva.....	88
A.2.5	Samlet årstransport i vassdrag ved målestasjonene - med korreksjon for manglende data.	90
A.2.6	Årsvariasjon i vannføring og forurensningstransport i vassdrag	91

A 2.7. Fordeling av forurensningstilførsler til Lysakerfjorden mellom hovedbassengene	92
Appendiks 3. Tidevannskomponenter ved Oscarsborg.....	93
Appendiks 4. Kontroll av at EDB-programmet fungerer i henhold til modell- beskrivelsen.	94
A.4.1. Utskrifter av mellomresultater.	94
A.4.1. Volumbevaring, kontroll av fysiske transporter.	94
A.4.2. Innblanding av dykkede utslipp	94
A.4.3. Kjemiske massebalanser.	95
A.4.4. Følsomhet for vertikalinnndeling.	96

Tabeller

Tabell 1.	Topografisk beskrivelse av hovedbassengene i indre Oslofjord.....	32
Tabell 2.	Topografisk beskrivelse av forbindelsen mellom Bunnefjorden og Vestfjorden.	34
Tabell 3.	Topografisk beskrivelse av forbindelsen mellom Vestfjorden og ytre Oslofjord (Drøbaksterskelen)	34
Tabell 4.	Beregnete tilførsler av nitrogen, fosfor og karbon til indre Oslofjord de seneste år delt opp på ulike typer av kilder, på basis av data for 1987-1991.....	39
Tabell 5.	Beregnete årsmidler for tilførsler av nitrogen, fosfor og karbon til indre Oslofjord de seneste år delt opp etter hovedbasseng og utslippsdyp, på basis av data for 1987-1991.....	39
Tabell 6.	Beregnete tilførsler av nitrogen, fosfor og biologisk oksygenforbruk til indre Oslofjord omkring 1960.	40
Tabell 7.	Beregnete tilførsler av nitrogen, fosfor og biologisk oksygenforbruk til indre Oslofjord omkring 1960, fordelt på de to hovedbassengene Bunnefjorden og Vestfjorden.....	41
Tabell 8.	Anslåtte årsmidler for tilførsler av nitrogen, fosfor og karbon til indre Oslofjord 1975-80, med Bekkelaget og Lysaker renseanlegg i drift, men før VEAS ble satt i drift	41
Tabell 9.	Silikat-konsentrasjoner i ferskvann gjennom året, brukt i modellen	42
Tabell 10.	Nitrogenbudsjett for indre Oslofjord, beregnet av eutrofimodellen for ulike utslipps-situasjoner.	67
Tabell 11.	Modell-resultater for nedsynkning av organisk stoff gjennom 43 m dyp som funksjon av nitrogentiltak på renseanlegg.....	69
Tabell 12.	Årstransport og midlere rensegrad for karbon, nitrogen og fosfor ved Bekkelaget Renseanlegg 1987-1988.....	80
Tabell 13.	Omregningsfaktorer fra dagens utslipp fra Bekkelaget (1989) til tidligere utslipps-situasjoner.	80
Tabell 14.	Oversikt over omfang og type av datamateriale for VEAS,1989-1991.....	81
Tabell 15.	Statistisk fordeling av fosfortransport ved Sentralrenseanlegg Vest, 1990-1991.	82
Tabell 16.	Gjennomsnittlig transport og rensegrad for mindre renseanlegg rundt indre Oslofjord.....	83
Tabell 17.	Estimert nitrogentransport i mindre renseanlegg.....	83
Tabell 18.	Gjennomsnittlig årstransport i Gjersjøelva og Årungenelva.	84

Tabell 19. Middelverdier for vannføring og transport av nitrogen, fosfor og organisk karbon i elver i Oslo, beregnet på grunnlag av data for 1987-1988.....	85
Tabell 20. Beregnet årsvariasjon for vannføring og transport av nitrogen, fosfor og organisk karbon i elver i Oslo, summert over alle vassdragene, beregnet på grunnlag av data for 1987-1988.....	86
Tabell 21. Beregnet årsvariasjon for vannføring og transport av nitrogen, fosfor og kjemisk oksygenforbruk (dikromat) i Øverlandselva og Sandvikselva.....	87
Tabell 22. Beregning av vannføring samt transport av nitrogen, fosfor og kjemisk oksygenforbruk for Neselva og Askerelva.....	88
Tabell 23. Beregnet månedsmiddel for transport i Åroselva, ut fra data for 1986-1988.	90
Tabell 24. Beregning av samlet årstransport via vassdrag rundt indre Oslofjord, basert på data fra 1986-1988, med fordeling mellom Bunnefjorden og Vestfjorden.	91
Tabell 25. De viktigste tidevannskomponentene i Oslofjorden.....	93

Figurer

Figur 1.	Prinsippskisse av den fysiske inndelingen av en fjord, som idealisert vertikalsnitt.	22
Figur 2.	Skisse av elementene i den fysiske modellen for et basseng	23
Figur 3.	Hovedkomponenter i den biologiske delmodellen og sammenhengen mellom dem.	24
Figur 4.	Hovedstruktur for nedbrytning av dødt organisk materiale i modellen	25
Figur 5.	Kart over Oslofjordområdet med topografisk lengdesnitt, og med modellområdet avmerket.	27
Figur 6.	Kart over indre Oslofjord med dybdeforhold i bassenger og på terskler.	28
Figur 7.	Estimert utvikling i tilførsler av nitrogen og fosfor til indre Oslofjord 1910 - 1990	29
Figur 8.	Utviklingen i oksygen-konsentrasjoner på 80 m dyp i oktober måned gjennom årene 1933-1991.	30
Figur 9.	Kart over indre Oslofjord med de viktigste elver og renseanlegg avmerket.	37
Figur 10.	Variasjonsmønster for månedstransport av nitrogen, fosfor og organisk karbon i vassdragene rundt indre Oslofjord, basert på data for 1987-1988.	40
Figur 11.	Observert temperatur og saltholdighet som funksjon av tid for utvalgte dyp i Bunnefjorden, stasjon EP1.	50
Figur 12.	Modellsimulering av temperatur og saltholdighet som funksjon av tid for utvalgte dyp i Bunnefjorden.....	50
Figur 13.	Observert tetthet i dyplagene i Vestfjorden, 1973-1992.....	52
Figur 14.	Modellsimulering av tetthet i dyplagene i Vestfjorden, for utslipps-situasjon 1985-90.....	52
Figur 15.	Observert tetthet i dyplagene i Bunnefjorden, 1973-1992, sammenlignet med tetthet i Vestfjorden omkring terskeldyp ved Bygdøy.	53
Figur 16.	Modellsimulering av tetthet i dyplagene i Bunnefjorden, for utslipps-situasjon 1985-90.....	53
Figur 17.	Observerte verdier og modellresultater for totalfosfor i overflaten i Bunnefjorden og Vestfjorden som funksjon av årstid, for perioden før og etter 1983.	55
Figur 18.	Observerte verdier og modellresultater for nitrat i overflaten i Bunnefjorden og Vestfjorden som funksjon av årstid, for perioden før og etter 1983.	56

Figur 19.	Partikulært organisk karbon i overflatelaget i indre Oslofjord, observert i 1986 og beregnet av modellen for tilførsler (1985-90).....	57
Figur 20.	Partikulært P:C-forhold i overflatelaget i indre Oslofjord, modell for tilførsler 1985-90 og observasjoner 1986.	58
Figur 21.	Partikulært N:C-forhold i overflatelaget i indre Oslofjord, modell for tilførsler 1985-90 og observasjoner 1986.	59
Figur 22.	Observert oksygeninnhold i Vestfjorden, stasjon DK1, på 80 m dyp.....	60
Figur 23.	Simuleringsresultater for oksygeninnhold i Vestfjorden på ca. 80 m dyp.....	60
Figur 24.	Observert oksygeninnhold i Bunnefjorden, stasjon EP1, på 80 m dyp.....	61
Figur 25.	Simuleringsresultater for oksygeninnhold i Bunnefjorden på ca. 80 m dyp.....	61
Figur 26.	Observerte konsentrasjoner av nitrat, st.Dk1, på 80 m dyp i Vestfjorden.	63
Figur 27.	Observerte konsentrasjoner av ortofosfat, st. DK1, på 80 m dyp i Vestfjorden.	63
Figur 28.	Modell-resultat for konsentrasjoner av nitrat på 80 m dyp i Vestfjorden.	64
Figur 29.	Modell-resultat for konsentrasjoner av ortofosfat på 80 m dyp i Vestfjorden.	64
Figur 30.	Observerte konsentrasjoner av nitrat og ammonium, st. EP1, på 80 m dyp i Bunnefjorden.	65
Figur 31.	Observerte konsentrasjoner av ortofosfat, st. EP1, på 80 m dyp i Bunnefjorden.	65
Figur 32.	Modell-resultat for konsentrasjoner av nitrat på 80 m dyp i Bunnefjorden.....	66
Figur 33.	Modell-resultat for konsentrasjoner av ortofosfat på 80 m dyp i Bunnefjorden.	66
Figur 34.	Virkning av tilnærmet 100% nitrifisering i renseanleggene - modellberegning av endring i oksygeninnholdet på 30 m dyp i Bunnefjorden og Vestfjorden.	70
Figur 35.	Virkning av å pumpe overflatevann ned på 120 m dyp i Bunnefjorden - modellberegning av endring i oksygeninnholdet på 80 m dyp	72

Sammendrag og konklusjon

Rapporten beskriver hvordan en eutrofimodell for fjorder, som er utviklet ved NIVA i perioden 1988-1992, er utprøvd og anvendt på indre Oslofjord. Arbeidet med modellen har helt fra starten tatt spesielt sikte på å beskrive denne fjorden, men det har også vært en forutsetning at den skal kunne tilpasses andre fjorder. Rapporten legger først og fremst vekt på å presentere modellen ved å vise resultater fra kjøring, sammenligne med observasjoner, og gi eksempler på hvordan den kan belyse virkningen av ytterligere tiltak mot forurensninger i indre Oslofjord.

Beskrivelse av modellen

Modellen skal kunne beskrive eutrofi-tilstanden i forholdsvis lukkede fjorder, spesielt fjorder med dypbassenger avstengt av terskler. Den skal beskrive dynamisk hvordan biomassen i overflatelaget og oksygeninnholdet i dypere lag i fjorden utvikler seg gjennom året og over en rekke år, under ulike forurensningssituasjoner. Den skal kunne beregne hvordan tilstanden varierer som funksjon av:

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

Modellen skal også kunne brukes til å beskrive hvordan de biologiske og kjemiske forhold i fjorden kan forandre seg med endrede fysiske forhold. Eksempler på aktuelle tiltak er tvungen sirkulering av dypvannet i Bunnefjorden ved nedpumping av overflatevann, og en åpning av Drøbakjetéen med endret vertikalblanding i Vestfjorden som mulig resultat.

Eutrofimodellen er bygd opp av flere samarbeidende delmodeller. En hydrofysisk modell beskriver vertikale transporter mellom lagene i et basseng og horisontale vanntransporter mellom bassengene, og beregner massetransporter av de forskjellige oppløste og partikulære komponentene i vannet. Denne modellen beskriver både de naturlige prosessene i fjorden og virkningen av dykkede utslipp av ferskvann eller overflatevann. Biokjemiske modeller beskriver biologisk omsetning i vann og på bunnen innenfor hvert lag eller dybdeintervall.

En fjord beskrives som et antall naturlig avgrensede bassenger forbundet med hverandre og med et randområde, dvs. et utenforliggende fjord/havområde som fjorden står i forbindelse med og påvirkes av, og hvor forholdene derfor må spesifiseres som inngangsdata til modellen. For modellkjøringene er indre Oslofjord delt i de to hovedbassengene Bunnefjorden og Vestfjorden. Innenfor hvert basseng beskrives tilstanden midlet horisontalt, men med vertikale oppdeling av vannvolumet.

Biologisk aktive komponenter er først og fremst planteplankton (fytoplankton) som produserer biomasse ved hjelp av solenergi, dessuten zooplankton og bakterier i vannmassene og blåskjell i strandsonen. I tillegg til de biologisk aktive komponentene inngår oppløst organisk karbon utskilt fra fytoplankton som utnyttes av bakteriene, og partikulært organisk materiale som remineraliseres. Nedbrytning av dødt organisk materiale skjer delvis mens det synker nedover i vannmassene, og delvis etter at det er avsatt på bunnen.

Sammenligning av modellen med data

Modellen er bygd slik at den kjøres for mange år. Jo flere år som kjøres, jo mindre betyr den valgte utgangssituasjonen, og jo bedre statistisk bilde av svingningene fra år til år kan en vente å få. Modellen er kjørt for to ulike tilførselssituasjoner, en for perioden 1975-80, og en for perioden 1985-90. For hver av disse situasjonene er det gjort to parallelle simuleringer av et 20 års forløp, under ellers like forhold. I tillegg er modellen forsøkt anvendt på et par fremtidige situasjoner, hhv. nitrifisering eller nitrogenfjerning i renseanlegg og kunstig sirkulering av dypvannet i Bunnefjorden.

En sammenligning av modellresultater med observasjoner viser tildels ganske god overenstemmelse:

Både temperatur og salinitet varierer omtrent som de skal på ulike dyp, selv om modellen gir et noe mer regelmessig mønster enn virkeligheten. Det siste er ikke overraskende, siden de uregelmessigheter som forekommer i naturen bare delvis er lagt inn i modellen.

Når det gjelder tetthetsvariasjoner i dypvannet og dypvannsutskiftninger gjengir modellen forskjellen mellom de to bassengene ganske bra. I Vestfjorden gir modellen omtrent samme konstante reduksjonsrate for tettheten som i observasjonene i perioden mellom dypinnstrømmingene, og med stort sett parallell variasjon på ulike dyp. Den kan også reprodusere den nedgangen i tetthet over flere år som av og til observeres i fjorden. Det er et visst avvik, dette er delvis et spørsmål om riktig variasjonsmønster i randområdet, dvs. ytre Oslofjord, og også et spørsmål om å justere de koeffisientene som styrer innstrømnings- og blandingsprosessene. Bunnefjorden har mye mindre vertikalblanding og et vekslende variasjonsmønster, hvor stagnasjonsperioder på 2-4 år uten dypvannsfornyelser adskilles av perioder på 3-6 år med årlige fornyelser av større eller mindre omfang. Disse hovedtrekkene gjenspeiles ganske bra av modellen, men et jevnere forløp mellom innstrømmingene og kanskje noe for liten tetthetsgradient i dyplagene.

Totalfosforkonsentrasjon i overflatelaget viser mindre variasjon enn observasjonene, og det er naturlig, siden tilførslene er jevnet ut på månedsbasis i modellen. Gjennomsnittlig nivå ser ut til å stemme bra, og modellen ser også ut til å gi realistisk variasjonen gjennom året og forskjell mellom bassenger. Både modell og observasjoner viser tendens til noe høyere verdier i overflaten i Bunnefjorden om sommeren i den tidligere perioden sammenlignet med Vestfjorden, og lavere og nokså like nivåer i de to bassengene for dagens situasjon.

For nitrogen er det er valgt å se på nitrat fremfor totalnitrogen, fordi det er usikkert hvor mye av observert total-nitrogen som er biotilgjengelig. Ut fra det som finnes av observasjoner etter 1983 ser det ikke ut til å ha skjedd noen vesentlig endring av nitratkonsentrasjonene i overflaten i forhold til tiden før 1983, og modellen viser også omtrent samme nivåer om vinteren for de to utslipps-situasjonene.

Når det gjelder partikulært materiale i overflaten viser en sammenligning av modellresultatene for tilførsler tilsvarende 1975-80 med observasjoner fra 1986 at konsentrasjonen av partikulært materiale ut over sommeren er omtrent som observert, men våroppblomstringen av diatoméer blir for stor og for langvarig, og en får ikke frem mønsteret med to topper, en i mars og en i mai-juni. Det ser ut til at koeffisientene i ligningene for utsynking av diatoméer må justeres i retning av en tidligere og mer fullstendig utsynkning, dette er noe det må arbeides videre med. Det må likevel bemerkes at de observasjonene som modellresultatene er sammenlignet med, bare gjelder ett bestemt år. Årene 1962-1965 var alle nokså forskjellige (Braarud og Nygaard 1966).

Når det gjelder mengdeforholdet C:N:P i partikulært organisk materiale, gjensker modellen kvalitativt et viktig trekk ved observasjonene: C:P-forholdet varierer sterkt, mens C:N-forholdet er noe mer konstant. På grunn av de forholdene som er nevnt ovenfor gir modellen noe større variasjon i C:P og C:N-forhold enn det som er observert i 1986.

Partikulært materiale som synker ned i dypere lag vil delvis brytes ned på veien, delvis akkumulere på bunnen i forskjellige dyp og brytes ned der. Resultatet viser seg i oksygenforbruk og utløsning av næringssalter.

For oksygen på 80 m dyp i Vestfjorden viser simuleringsforløpet samme type variasjon som observasjonene, med en mer eller mindre regelmessig svingning knyttet til dypvannsinnstrømmingene om høsten. Simuleringsforløpene i Vestfjorden er omtrent like for de to tilførsels-situasjonene. Det stemmer forsåvidt med observasjonene, som ikke viser klare tegn til noen vesentlig endring fra 75-80 og frem til 85-90, når en tar i betraktning variasjonene fra år til år.

Oksygenforholdene i Bunnefjorden er mye mer variable, og har et forløp som er knyttet til de uregelmessige dypvannsinnstrømmingene. Modellsimuleringene viser på mange måter omtrent det samme forløpet som observasjonene. Modellen gjensker den utflatingen omkring oksygennivå 0 som observasjonene viser, med en akselererende utvikling av sulfid etter en viss tid. Oksygenforbruket er litt for stort i modellen, slik at reduksjonen går for raskt, spesielt for tilførsler tilsvarende 1975-80. For tilførsler 1985-90 gir modellen rater for oksygenreduksjon som ligger adskillig nærmere observerte forløp, men her flater oksygenverdiene ut på et for høyt nivå.

Observerte konsentrasjoner av frigjorte næringssalter (nitrat og ortofosfat) på 80 m dyp i Vestfjorden viser en regelmessig fluktusjon i takt med oksygenforbruket. Nitratkurven viser en økende trend fra år til år, mens det er tendens til en reduksjon av fosfor gjennom observasjonsperioden. Reduksjonen i fosfor-verdier skyldes rimeligvis nedgangen i tilførselene. Økningen i nitratkonsentrasjon i perioden kan skyldes at sammensetningen av organisk materiale er endret, men kan også være en følge av at denitrifisering har avtatt. Modellkjøringene viser kvalitativt det samme forløpet som observasjonene, men med et litt annet forhold mellom nitrogen og fosfor. Både nivåene og de relative variasjonene er større enn observert for nitrat og mindre enn observert for fosfor. Det første kan bety at denitrifisering beregnes for lavt av modellen. Forskjellen mellom de to kjøringene går imidlertid riktig retning.

I Bunnefjorden er utviklingen for nitrat på 80 m helt annerledes enn i Vestfjorden. Øvre grense for nitratkonsentrasjoner er omtrent som i Vestfjorden i perioden 1973-76, litt over 200 µg/l. Kurven for nitrat viser fire tilfeller av at alt nitrat ble forbrukt, og åpenbart denitrifisert, i løpet av 2 måneder til et halvt år. Slike episoder skjedde i 1974, 1976, 1983 og 1988, dvs. i 4 av de 19 år dataserien omfatter. Fosforkurven viser også et forløp knyttet til oksygenforbruket. Når vannmassene er oksiske øker fosforkonsentrasjonene omtrent som i Vestfjorden. Etter at oksygenet er redusert til 0, fås en akselerert utløsning av fosfor. Dette skyldes mest sannsynlig frigjøring av fosfor som var bundet til utfelte partikler så lenge vannet var oksisk. Også her viser modellkjøringene kvalitativt det samme forløpet som observasjonene. For nitrat er det også ganske god overensstemmelse kvantitativt. Det observerte forløpet kan synes å ligge et sted mellom de to simuleringsforløpene. Fosforutløsningen er alt for liten, og på dette punktet er modellen altså ikke justert inn. Tidligere kjøring har gitt bedre forløp på dette punktet, så prosessbeskrivelsen er i stand til å fange inn fenomenet.

Blåskjell ser ut til å ha avgjørende betydning for modellresultatene. Det er også blåskjell som viser den mest markante endringen i biomasse når tilførsler reduseres fra 1975-80 til 1985-90 situasjon. Blåskjellbestanden reduseres til det halve. En feltundersøkelse i november 1988 ga et biomasse-estimat på 1160 ± 500 karbon, og begge modell-resultatene ligger innenfor dette.

Utprøving på ytterligere tiltak mot forurensninger

Det er gjort to kjøringar hvor nitrogentilførslene er endret i forhold til dagens situasjon, for å gjenspeile de tiltak som er i ferd med å bli iverksatt på renseanleggene. Det innebærer delvis nitrifisering, dvs. oksidering til nitrat før utslipp. I tillegg skal 70% fjernes av det nitrogenutslippet som går fra renseanleggene i dag. Det gir en reduksjon i estimert totalutslipp av nitrogen til indre Oslofjord på 47%. Modellresultatene tyder på at den største effekten av nitrogenfjerningen er en markert endring i transporten av nitrogen ut av indre Oslofjord fra 3500 til 1600 tonn/år, men bare mindre endringer i stoffomsetningen og oksygenforholdene i indre Oslofjord. Nitrifisering kan gi en forbedring på opp mot 0.4 ml/l både i Bunnefjorden og i Vestfjorden. Siden oksygen-nivåene her ofte kommer ned i 1 ml/l eller lavere, kan denne forbedringen være vesentlig. Bortsett fra dette kan forholdene i indre Oslofjord isolert sett ikke ventes å endre seg så mye på grunn av tiltakene på nitrogenutslippene. Nitrogenrensingen vil imidlertid være koblet med fjerning av organisk stoff. Dette er ikke med i de modellkjøringene som er vist i denne rapporten, og den totale virkningen av tiltakene kan derfor ble større enn beregnet her.

I tiltaksanalysen for indre Oslofjord (SFT 1989) ble det skissert som et mulig tiltak å pumpe 6.5 m³/s ned på 150 m dyp i Bunnefjorden. Hensikten er å bedre fornyelsen av dyplagene og derved få bedre oksygenforhold. Som negative sideeffekter av tiltaket kan en tenke seg mer næringssalter tilført øvre lag, og mindre naturlig nitrogenfjerning. For å belyse dette tiltaket er modellkjøringar gjort for nedpumping til et noe mindre dyp, ca. 120 m av vann fra overflatelaget (0-2m), enten 6 m³/s gjennom hele året, eller 4 m³/s fra 1. mars til 1. desember. De fysiske forholdene endrer seg som forventet pga. nedpumpingen: dypvannet blir litt mer homogent, og tettheten avtar mye raskere i periodene mellom dypinnstrømmingene, slik at det blir hyppigere og sterkere innstrømminger. Oksygenforholdene på dypere lag blir markert forbedret, med årlige fornyelser til nivåer som varierer mellom 2 og 4 ml/l, og med minimumsverdier om høsten på opp mot 1 ml/l. Oksygen-nivåene vil fortsatt gå ned mot kritiske verdier, men sjansen for å få helt anoksiske vannmasser og sulfidutvikling synes liten. Forskjellen på de to alternativene er merkbar, men ligger innenfor 0.1-0.2 ml/l. Tiltaket fører til at toppene i fosfatkonsentrasjonene blir lavere, og nitratkonsentrasjonen får mindre svingninger, fordi denitrifiseringen minsker i omfang. Reduksjonen i denitrifisering blir ikke dramatisk, ca. 20% i Bunnefjorden og ikke merkbar i Vestfjorden. Eksporten av nitrogen til ytre fjord på grunn av bedre oksygenforhold i Bunnefjorden øker derfor bare med ca. 3%.

Disse resultatene er foreløpige. Modellen kan bli ytterligere justert inn når det gjelder omsetningen av P og N i dypvannet. Utløsningen av P fra sedimenter i forbindelse med omslag til anoksiske tilstander er antagelig underestimert, og denitrifiseringen i dagens utslippssituasjon kan være noe for lavt beregnet, så forbedringene kan bli større enn angitt her.

Virkningen på den biologiske omsetningen i overflatelaget ved å pumpe ned overflatevann er som ventet uvesentlig.

Konklusjon

Modelltypen ser ut til å være velegnet til å fange inn de relevante hovedtrekkene ved eutrofisituasjonen i indre Oslofjord, og gir langt på vei en realistisk beskrivelse av forholdene og responsen på endringer. Det er imidlertid behov for dels å fremskaffe et større data-materiale, og delvis å kalibrere modellen bedre ut fra et slikt utvidet materiale. Endel kan oppnås ved å sammenstille eksisterende data, men en samordnet innsamling av ulike typer data over f.eks. et år ville være svært verdifullt. Dette er nærmere drøftet i kapittel 8.

1. Innledning

Denne rapporten beskriver hvordan en eutrofimodell for fjorder som er utviklet ved NIVA i perioden 1988-1992, er utprøvd og anvendt på indre Oslofjord. Utgangspunktet for prosjektet var vurderinger NIVA tidligere hadde foretatt av virkningen av forurensningsbegrensende tiltak i indre Oslofjord (Baalsrud 1968 med underrapporter, Bjerkeng 1972, Andreassen, Bjerkeng og Magnusson 1975, Baalsrud, Lystad og Vråle 1986, Magnusson og Bjerkeng 1985). Arbeidet med modellen har helt fra starten tatt spesielt sikte på å beskrive denne fjorden, men det har også vært en forutsetning at den skal kunne tilpasses andre fjorder.

Rapporten legger først og fremst vekt på å presentere modellen ved å vise resultater fra kjøring, sammenligne med observasjoner, og gi eksempler på hvordan den kan belyse virkningen av ytterligere tiltak mot forurensninger i indre Oslofjord. Fem andre rapporter beskriver selve innholdet i modellen, gir faglig bakgrunnsstoff, og inneholder tekniske detaljer om hvordan modellen fungerer og hvordan den kan brukes. En rapport-oversikt finnes helt foran i rapporten, på innsiden av permen.

2. Kortfattet beskrivelse av eutrofi-modellen

Modellen skal kunne beskrive eutrofi-tilstanden i forholdsvis lukkede fjorder, spesielt fjorder med dybbassenger avstengt av terskler. Den skal beskrive dynamisk hvordan biomassen i overflatelaget og oksygeninnholdet i dypere lag i fjorden utvikler seg gjennom året og over en rekke år, under ulike forurensningssituasjoner. Den skal kunne beregne hvordan tilstanden varierer som funksjon av:

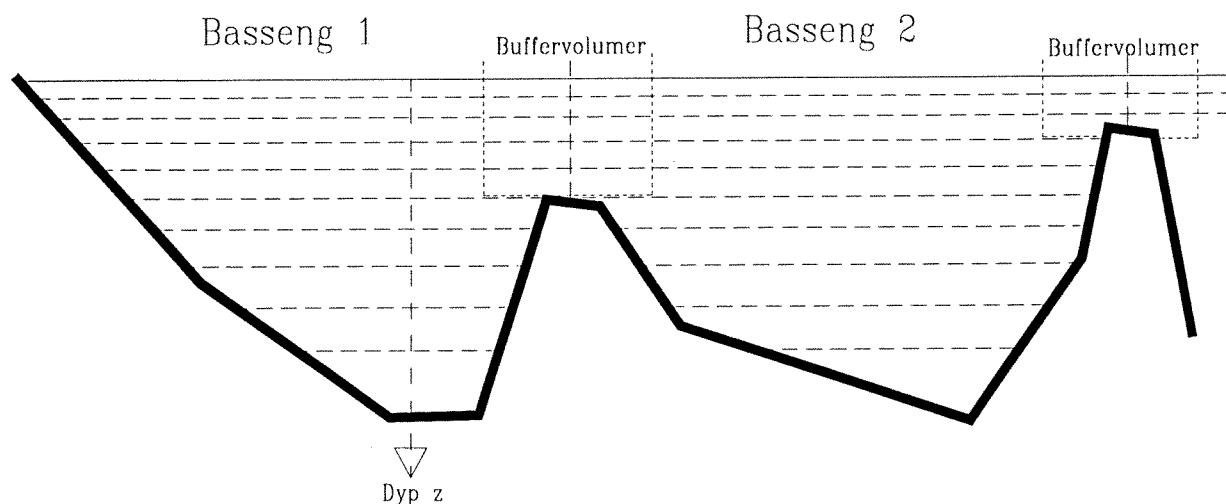
- endrede tilførsler av næringssalter (N, P) og organisk stoff,
- endret fordeling mellom overflateutslipp og dyputslipp,
- endret fordeling av utslipp mellom hovedbassengene i fjorden.

Modellen skal også kunne brukes til å beskrive hvordan de biologiske og kjemiske forhold i fjorden kan forandre seg med endrede fysiske forhold. Eksempler på aktuelle tiltak er tvungen sirkulering av dypvannet i Bunnefjorden ved nedpumping av overflatevann, og en åpning av Drøbakjetéen med endret vertikalblanding i Vestfjorden som mulig resultat.

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

Eutrofimodellen er inspirert av en modell for Østersjøen utviklet av Stigebrandt og Wulff (1987), hvor hovedvannmassene i Østersjøen ble beskrevet som et horisontalmidlet basseng med vertikal oppdeling. I eutrofimodellen blir en fjord beskrevet som et antall naturlig avgrensede bassenger. Alle bassengene må stå i forbindelse med et randområde, dvs. et utenforliggende fjord/havområde som fjorden står i forbindelse med og påvirkes av, og hvor

forholdene derfor må spesifiseres som inngangsdata til modellen. Denne forbindelsen kan enten være direkte eller gå via andre bassenger. Innenfor hvert basseng beskrives tilstanden midlet horisontalt, men med forholdsvis detaljert beskrivelse av den vertikale variasjonen ved at vannvolumet deles opp i et antall lag etter en dypinndeling som ligger fast i tid. Figur 1 illustrerer denne oppdelingen.



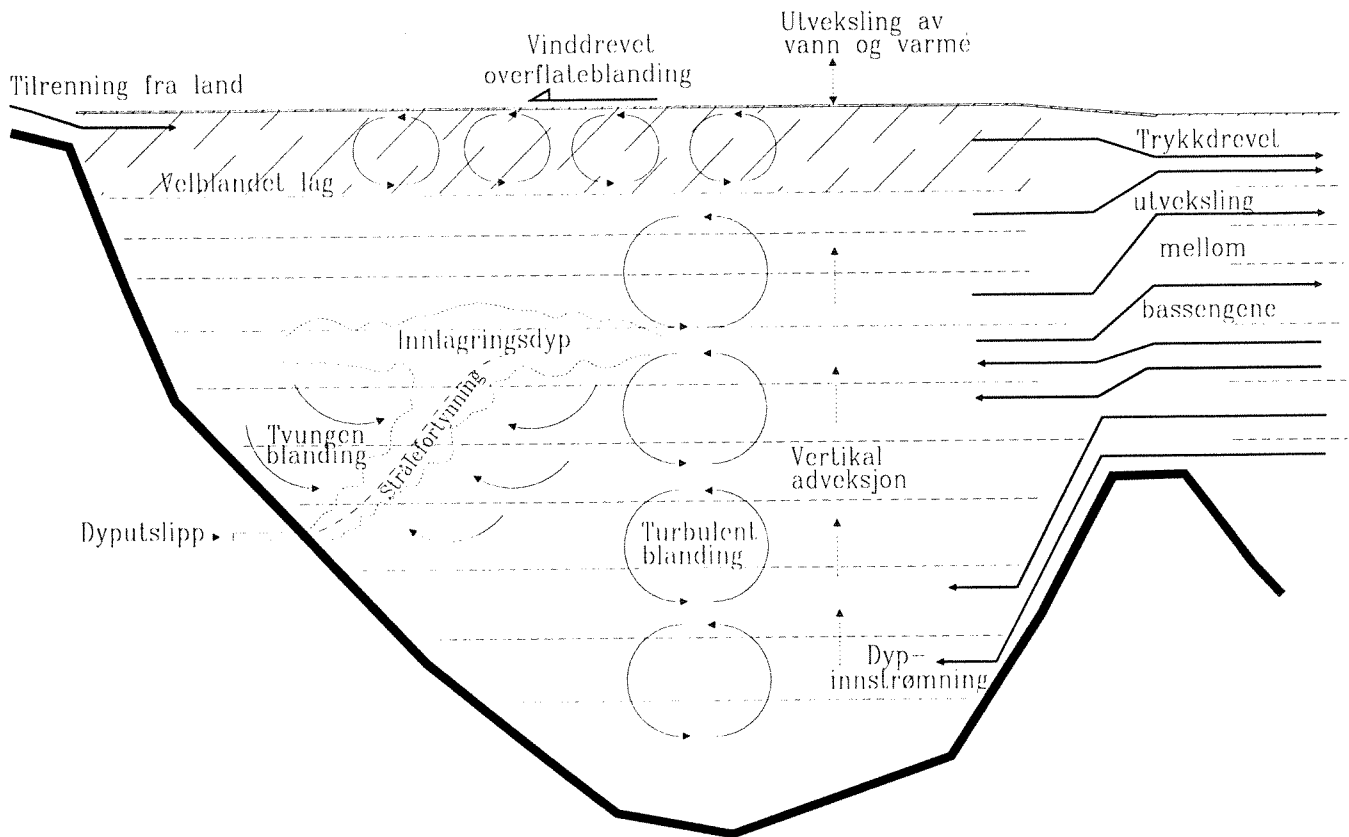
Figur 1. Prinsippskisse av den fysiske inndelingen av en fjord, som idealisert vertikalsnitt.

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

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

Den ytre påvirkningen består av:

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



Figur 2. Skisse av elementene i den fysiske modellen for et basseng

Figur 2 gir en oversikt over de prosesser og transportere som inngår i den fysiske modellen. De viktigste elementene i den fysiske modellen er:

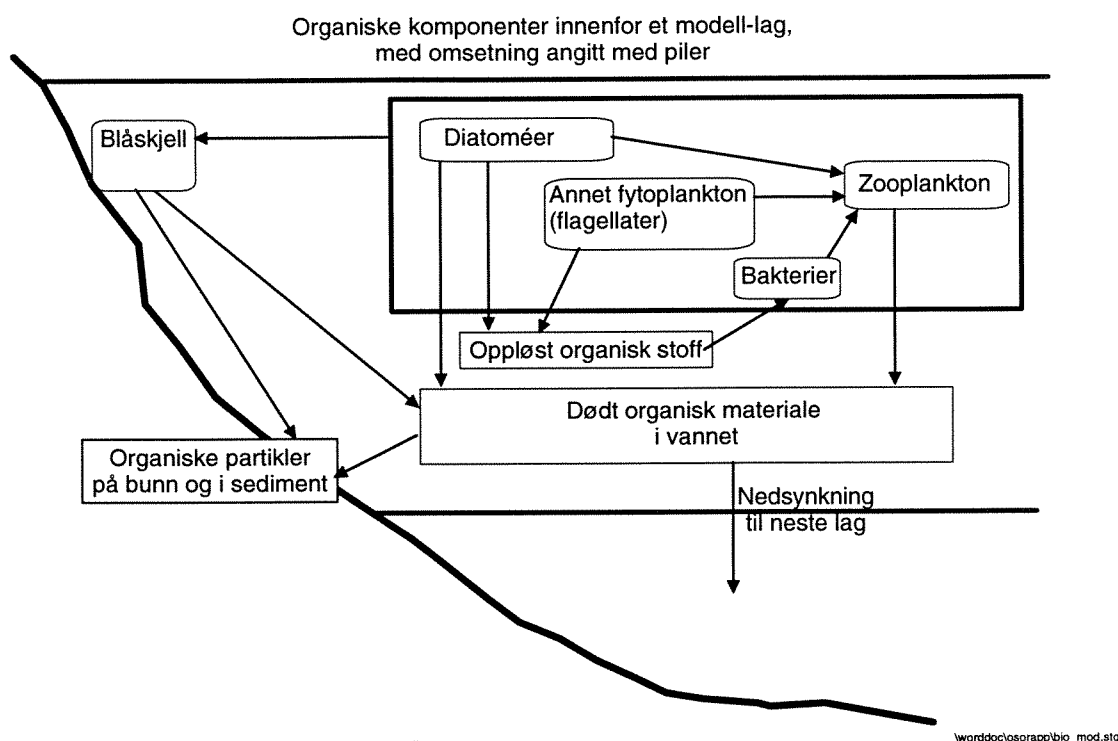
- vanntransporter mellom bassengene innbyrdes og mot ytre randområder
- vertikal transport og utveksling av vann mellom lagene innenfor hvert basseng.

Begge deler er dels bestemt av ytre påvirkning, men styres også av tetthetsvariasjoner i bassengene, gitt som funksjon av temperatur og salinitet. Utviklingen av temperatur og salinitet er igjen en funksjon av de fysiske prosessene, det vil si at den fysiske modellen inneholder en rekke tilbakekoblinger. Detaljene i dette er nærmere omtalt i fysikk-rapporten.

De biologiske prosessene beregnes i hovedsak uavhengig innenfor hvert lag. Prosessene forbruker eller produserer de aktive eller passive komponentene med rater som er funksjoner av ytre miljøvariable og konsentrasjon av stoffer eller aktive komponenter som inngår i prosessene. Hovedkomponentene i den biologiske delmodellen er vist forenklet i figur 3.

All biomasse beskrives i modellen som sammensatt av karbon (C), nitrogen (N) og fosfor (P). Dette regnes som de essensielle elementene når det gjelder sammenhengen mellom forurensningstilførsler, stoffomsetning og oksygenforhold. Karbonforbindelsene er den viktigste byggesteinen og energibæreren i organisk stoff, mens nitrogen og fosfor er de to viktigste grunnstoffene som kan begrense produksjon av organisk stoff, sett i sammenheng med forurensningstilførsler. Et sentralt siktemål med modellen er å kunne beskrive virkningen av å endre tilførselene av biotilgjengelig N og P. For en gruppe av planteplankton, diatoméer,

som er skilt ut som en egen biomasse i modellen, er også silisium (Si) tatt med i sammensetningen, fordi det er potensielt begrensende, og det er derfor også med i sammensetningen av dødt organisk materiale.



Figur 3. Hovedkomponenter i den biologiske delmodellen og sammenhengen mellom dem.

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

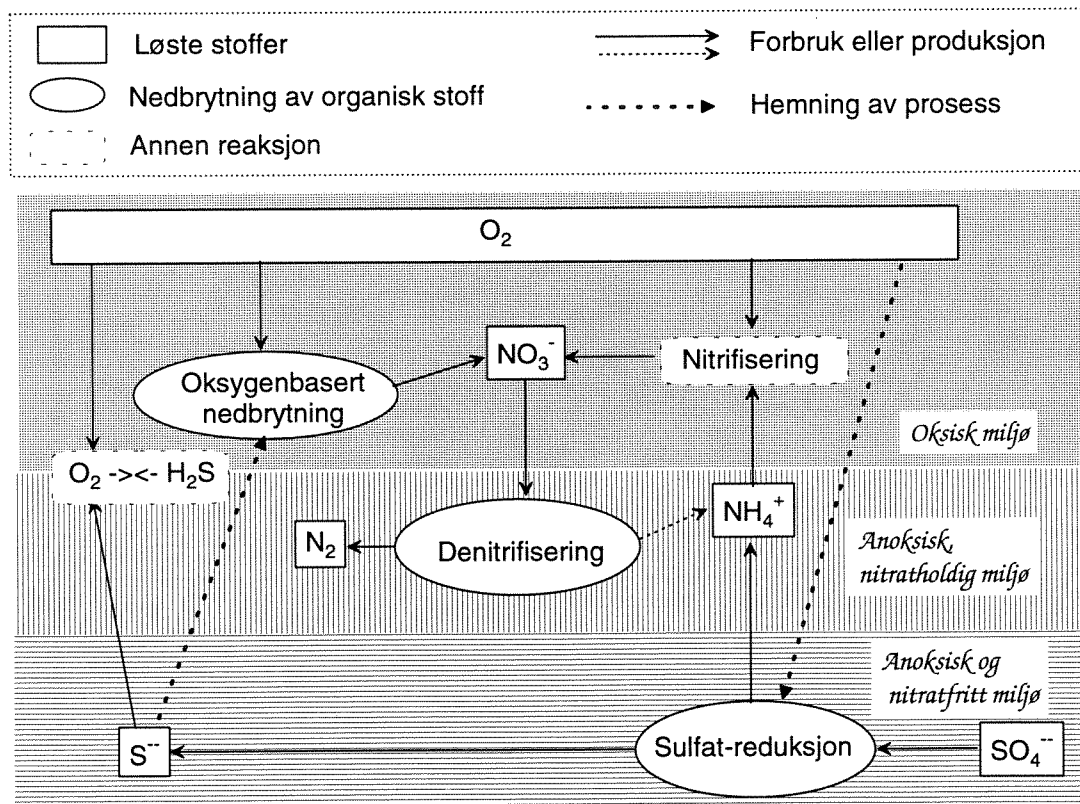
Fastsittende alger (tang og tare) er ikke med i modellen. Som en del av modellprosjektet ble det i november 1989 foretatt en feltundersøkelse for å finne bestandsestimat for blåskjell og andre organismer i strandsonen. Den indikerte at mengden fastsittende alger var av forholdsvis liten betydning mengdemessig, spesielt når det gjelder nitrogen og fosfor (Rapport 6: Kirkerud og Bjerkeng 1994), og det er derfor ikke prioritert å få det med i modellen. Det må understrekes at det ikke er gjort noen vurdering av årstidsvariasjoner i biomassen av tang og tare, eller av om denne biomassen kan ha spilt en større relativ rolle tidligere, da forurensningstilførslene var større. Fisk og andre større arter er heller ikke modellert spesifikt. De høyere nivåene i næringsnettverket må bare anses som inkludert på en meget forenklet måte som tapsledd for zooplankton og blåskjell.

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

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

I denne rapporten er begrepet *nærings salt* brukt spesifikt om de uorganiske N-, P- og Si-forbindelser, mens *næringsstoff* betegner grunnstoffene N, P og Si generelt i deres rolle som essensielle og mulig begrensende for organisk produksjon. Når det gjelder tilgang på organisk stoff generelt i sammenheng med beiting hos zooplankton og blåskjell brukes begrepet *føde*.

Ved primærproduksjonen reduseres karbondioksid til organiske forbindelser, og derved frigjøres oksygen til vannmassene. Nedbrytning av dødt organisk materiale skjer delvis mens det synker nedover i vannmassene, og delvis etter at det er avsatt på bunnen. Det organiske materialet utgjør en oksyngjeld som tilsvarer det oksygenet som ble frigjort da det ble produsert, nedbrytning fører til forbruk av oksygen. Det antas at det meste av nedbrytningen på bunnen foregår i relativt god kontakt med vannmassene. Bunn sediment i modellen omfatter derfor bare et enkelt lager av partikulært materiale, som antas å utveksle oppløste stoffer direkte med de fri vannmassene. Det er altså ikke innført noen vertikal sjiktning av sedimentet. Figur 4 viser hvilke prosesser som foregår under nedbrytningen. Oksygen til nedbrytningen tas i første rekke fra beholdningen av fritt oksygen i vannmassene, men når det er brukt opp, blir først nitrat, deretter sulfat tatt i bruk som oksygenkilde av ulike typer bakterier. Hvis også sulfatet brukes opp kan en tilslutt få ufullstendig nedbrytning til metan og karbondioksid, men det er ikke med i modellen.



Figur 4. Hovedstruktur for nedbrytning av dødt organisk materiale i modellen

Målet med modellen er ikke å beskrive tilstanden i sedimentet i og for seg, men å ha med bunn og sediment som omsetningsledd og lager for uomsatt organisk stoff ved modellering av forholdene i vannmassene. Modellen inkluderer en grov beskrivelse av binding og frigjøring av sulfid (= oksyngjeld) med betydning for den del av nedbrytningen som antas knyttet til

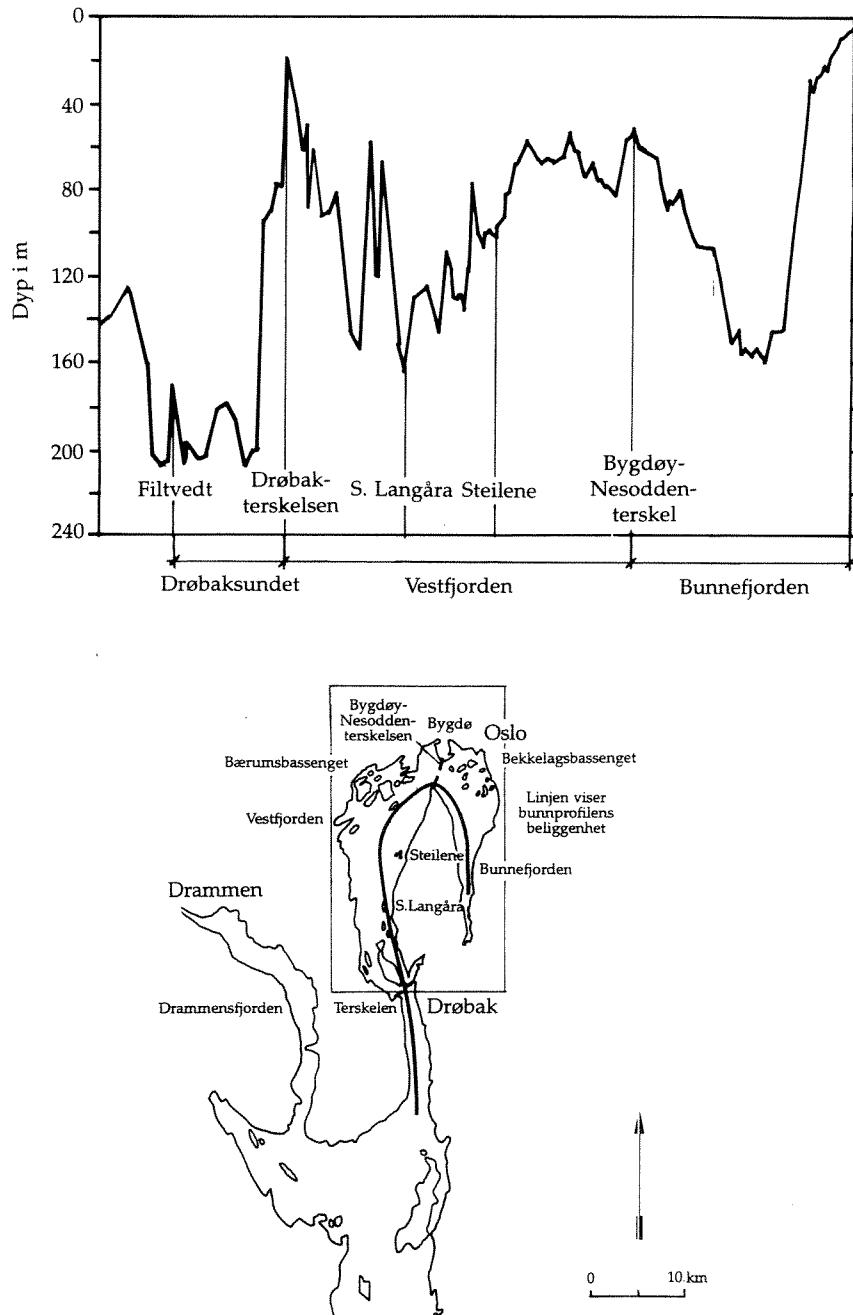
bunnfauna, og også binding og frigjøring av fosfat i sedimentene. Bortsett fra dette er det antatt at porevannet og sedimentet ikke er noe vesentlig lager for oppløste eller adsorberte uorganiske forbindelser i forhold til de mengdene som er frigitt til vannmassene.

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

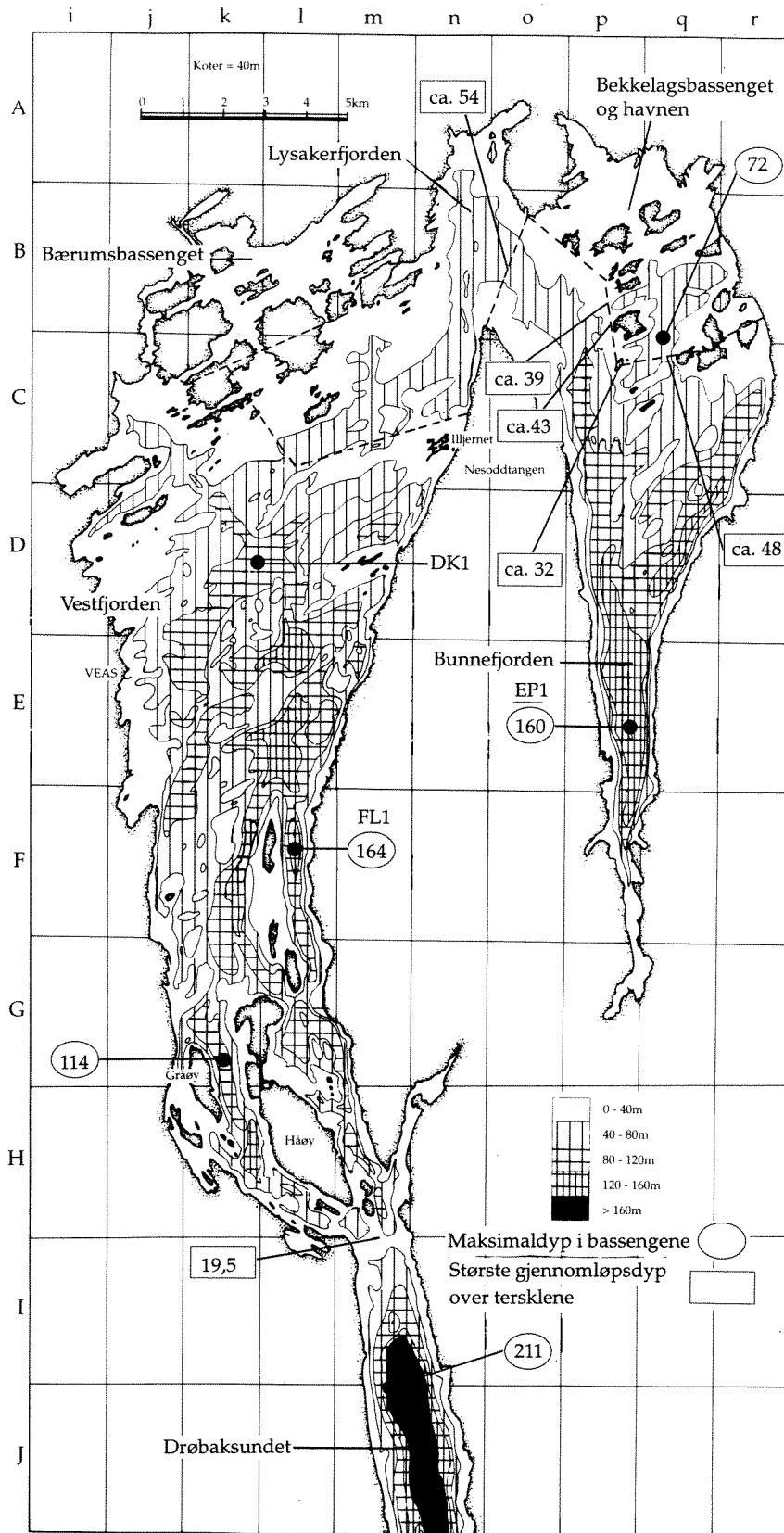
3. Forholdene i indre Oslofjord

3.1. Beskrivelse av området - historisk bakgrunn og tidligere studier - eksisterende datagrunnlag.

Det aktuelle området er vist i figur 5 med modellområdet avmerket, og et mer detaljert kart over modellområdet er vist i figur 6.



Figur 5. Kart over Oslofjordområdet med topografisk lengdesnitt, og med modell-området avmerket.



Figur 6. Kart over indre Oslofjord med dybdeforhold i bassenger og på terskler.

Indre Oslofjord er området innenfor Drøbaksterskelen, denne delen av fjorden har et overflateareal på ca. 190 km², og er delt i to hovedbassenger, Bunnefjorden og Vestfjorden. I de nordlige delene av de to hovedbassengene finnes noen naturlig avgrensede, mindre bassenger: Indre havn og Bekkelagsbassenget i Bunnefjorden, og Bærumsbassenget i Vestfjorden. De behandles ikke spesielt i denne rapporten, idet de ikke er skilt ut som egne vannvolumer i den første utgaven av modellen, men de kan innarbeides uten vanskelighet.

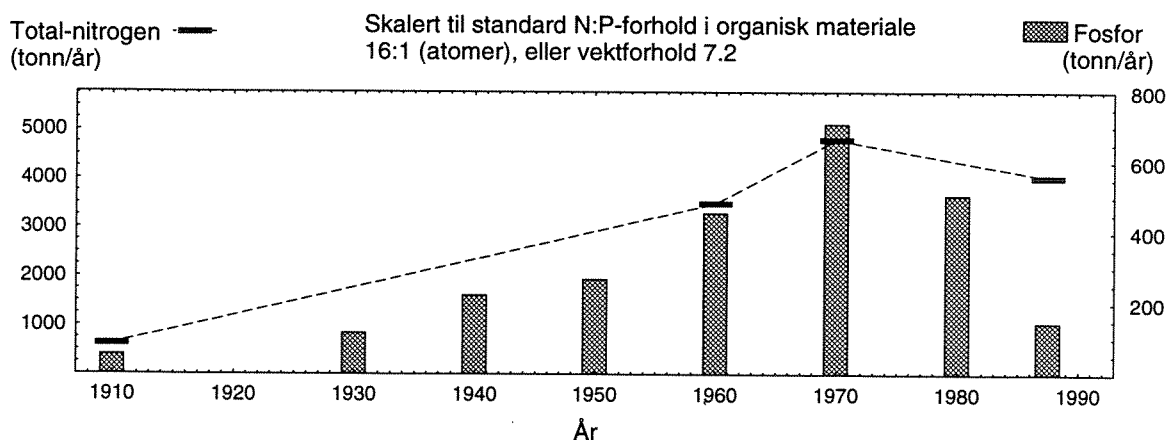
Bunnefjorden og Vestfjorden har begge maksimumsdyp på ca. 160m. De dypere delene av de to bassengene er avstengt fra hverandre med en terskel på 54 m dyp. Vestfjorden står i forbindelse med ytre Oslofjord gjennom en ca. 1 km bred åpning med terskeldyp 20 m ved Drøbak. Dypvannmassene er stagnante det meste av tiden, det vil si uten fornyelse av nytt vann utenfra, slik at hovedfornyelsene skjer episodisk. Vestfjorden har markert utskiftning av dypvannet hvert år, mens det i Bunnefjorden kan gå flere år mellom hver store utskiftning av dypvann.

Tidevannsamplituden er bare 20-30 cm, med vind- og lufttrykksinduserte vannstandsvariasjoner normalt innenfor ± 1 m, så vannutvekslingen er også begrenset i overflatelagene.

Det er liten direkte ferskvannstilførsel til indre Oslofjord, bare ca. 20-30 m³/s. Til tross for dette er det markert vertikal tetthetssjiktning gjennom det meste av året, med overflatesalinitet fra 25 til 15‰, mens den i dypere lag er 32-34‰. Sjiktningen i indre fjord skyldes i stor grad den store ferskvannstilførselen til ytre Oslofjord, som mottar mer enn 1000m³/s fra de to største elvene, Glomma og Drammenselva.

Den historiske utviklingen av forholdene i indre Oslofjord er nærmere beskrevet av Magnusson et al. (1974-1994) og av Baalsrud (1987). Nedenfor skisseres bare noen hovedtrekk.

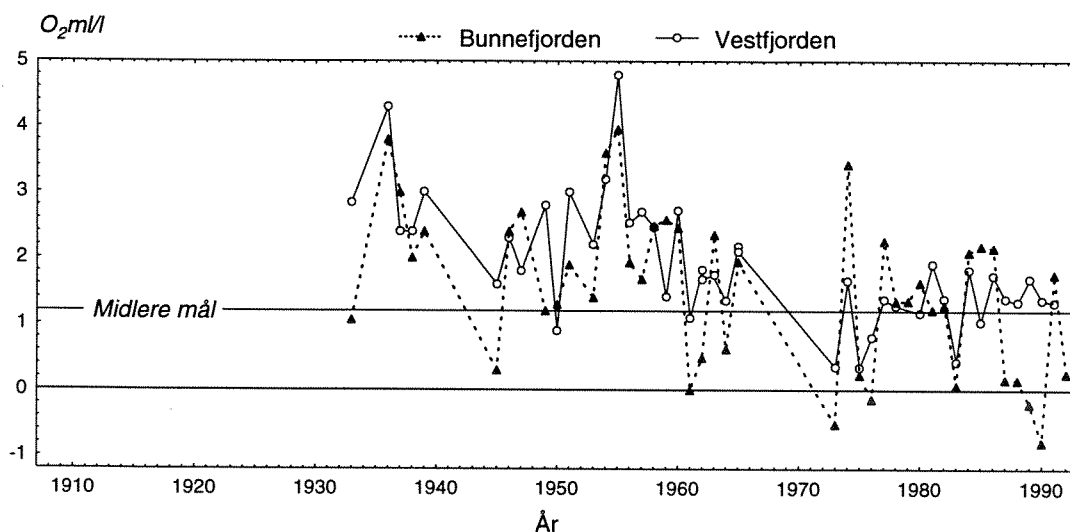
Figur 7 viser hvordan forurensningssituasjonen har utviklet seg i vårt århundre når det gjelder eutrofiering (overgjødning). I perioden fra 1910 til 1970 økte forurensningstilførselen til fjorden kraftig som resultat av befolkningsøkning og innføring av nye sanitær- og avløps-systemer. Utslippet av fosfor er beregnet å ha økt fra ca. 50 tonn/år til 600 tonn/år, og nitrogenutslippet fra 700 tonn/år til 5000 tonn/år. Bare mindre deler av dette ble fjernet ved rensing.



Figur 7. Estimert utvikling i tilførsler av nitrogen og fosfor til indre Oslofjord 1910 - 1990

Den økte algeveksten som dette førte til i fjorden ga en forverring av overflatelagets vannkvalitet, og reduserte oksygen-innholdet i dyplagene. I Bunnefjorden ble dypvann og bunn-sedimenter oksygenfrie med sulfidutvikling i lange perioder, og det forekom episoder med svært lavt oksygen-innhold ganske nær overflaten. I Vestfjorden nådde oksygennivåene kritiske verdier nokså regelmessig hvert år, omkring eller under 1 ml/l. Siden 1970 er rensetiltak gradvis gjennomført, i hovedsak ved kjemisk fjerning av fosfor, samtidig som det har foregått sanering av ledningsnett og omlegging fra overflateutslipp til de mindre bassengene via elver og bekker til dykkede utslipp av kommunalt avløpsvann. Det største enkelt-tiltaket kom i 1982-83, da Sentralrenseanlegg Vest ble tatt i drift. Dette anlegget håndterer nå ca. 70% av det kommunale avløpsvannet til indre Oslofjord.

De siste årene er forholdene i overflatelaget blitt forbedret. Det gjelder særlig i de mindre bassengene i nordenden av fjorden, som tidligere mottok store deler av avløpsvannet, men virkningen har også vært markert i hovedvannmassene, som ikke hadde så dårlige forhold fra før som i de mindre bassengene.



Figur 8. Utviklingen i oksygen-konsentrasjoner på 80 m dyp i oktober måned gjennom årene 1933-1991.

Oksygen-nivåene under sprangsjiktet har ikke bedret seg tilsvarende. Figur 8 viser hvordan oksygen på 80 m dyp i Bunnefjorden har forekomst av hydrogen-sulfid omtrent som tidlig på 70-tallet, og oksygeninnholdet i Vestfjorden på 80 m dyp når fortsatt ned mot kritiske verdier hvert år. Ytterligere tiltak er nå under gjennomføring, bl.a. fjerning av organisk stoff og nitrogen. I denne rapporten skal vi se i hvilken grad den utviklede modellen kan gjenspeile den utvikling som har foregått, og hva den kan si om virkningen av videre tiltak.

3.2. Typisk årsforløp i eutrofisituasjonen - forskjell mellom bassenger.

Eutrofisituasjonen i Oslofjorden er først og fremst preget av planteplanktonveksten. I likhet med mange andre norske fjorder karakteriseres veksten av arter som trives i fjorder med store variasjoner i saltholdighet og temperatur. Professor Trygve Braarud fant for perioden 1962-65 at diatoméen *Skeletonema costatum* var den algen som karakteriserte algesamfunnet (Braarud og Nygaard 1966). Så lenge det var silikat tilgjengelig i vannmassene pleide denne algen å dominere, gjenere med gjentatte blomstringer fra år til år. Det er imidlertid store variasjoner i mengde og artssammensetning fra år til år, og man skal være forsiktig med å generalisere.

Nedenfor er likevel skissert et typisk årsforløp i fysiske og biologiske forhold som kan være til en viss orientering.

3.2.1. Vinter

Det er relativt høye næringsstoff-konsentrasjoner i overflaten, på grunn av:

- Stor transport opp fra dypere lag, pga. liten sjiktning, og oppstrømmende næringsrikt vann i forbindelse med dypvannsutsiftninger. Slike utsiftninger forårsakes av tyngre (saltere og kaldere) vann i fjorden utenfor Drøbaksterskelen, ofte i kombinasjon med lengre perioder med nordavind.
- Lavt forbruk av næringsstoff.

Det er lav biologisk aktivitet i overflatelaget. Planteplanktonveksten er hemmet av lite lys og i noen grad også av den lave temperaturen. Dette forsterkes av at det er stor vertikalblanding, som ofte transporterer alge-cellene til dyp med for lav lysstyrke for fotosyntese. Planteplanktonet har god tilgang på uorganiske næringssalter, men begrenset evne til å utnytte dette. Graden av isdekke vil variere fra år til år, det har betydning både for hvor sterkt lyset dempes og for hvor mye av blåskjellbestanden som fjernes ved isskuring.

3.2.2. Senvinter og vår

Det blir sterkere lys og mindre vertikalblanding pga. sterkere vertikal tetthetssjiktning. Dette gir økt vekst av fytoplankton, og våroppblomstringen starter. Veksten er i første rekke regulert av lys, i noen grad også av temperatur. I den første fasen av en oppblomstring er det god tilgang på næringsstoffer. Etterhvert som næringsstoff brukes opp, skjer en overgang fra lys- og temperatur-begrensning til næringsstoff-begrensning.

Våroppblomstringen, som typisk kommer i mars måned, domineres av diatoméer, som har silisiumskall og derfor er avhengig av silikat i tillegg til nitrogen og fosfor for å kunne vokse. Når silikatet er brukt opp, avsluttes den første oppblomstringen. Den neste kommer ofte i mai-juni, og domineres også av diatoméer. Det kan skyldes at vårflommen har bragt nytt silikat til fjorden. Dette ble funnet som et typisk trekk for perioden 1962-65 av Braarud og Nygaard (1966), og det samme mønsteret ble påvist i 1986 av Paasche og Erga (1988).

Vårblomstringen avsluttes typisk med at algemassen dør og synker ned i dypere lag. Også beiting fra en zooplanktonbestand som etterhvert vokser frem bidrar til sedimentering av biomasse. Transporten av biomasse fra overflatelaget ned til dyplagene fjerner næringsstoff (N,P og Si) fra overflatelaget.

Siden det under våroppblomstringen skjer en overgang fra lys- og temperatur- begrensning til næringsstoff-begrensning, kan selve opptakshastigheten av N, P og silikat ha betydning for forløpet. Data fra Oslofjorden viser at typiske andeler av totalt N og P som foreligger som løste næringsalter, avtar fra mars og utover, men de fluktuerer en god del, og kan i enkelte situasjoner være ganske høye frem til juni.

Blåskjell lever av partikler, først og fremst planteplankton, som de filtrerer ut av vannet. Blåskjellbestanden starter sin gyting ved temperaturer 7-10°C, og det gir opphav til larver som lever i vannmassene som endel av zooplanktonet, inntil de bunnslår om sommeren og danner nye blåskjell.

3.2.3. Sommer

Prosessene i overflatelaget om sommeren synes å være i en slags fluktuerende balanse. Det meste av tilgjengelig næringsstoff (N,P, Si) vil være bundet i organisk stoff. Imidlertid er ikke alt næringsstoff slik det måles ved kjemiske analyser, tilgjengelig for algene. Fytoplankton-biomassen er et resultat av balanse mellom tilførsler av næringsstoffer, som er avgjørende for brutto tilvekst, beiting og andre prosesser som resirkulerer næringsstoff, og nedsynkning som fjerner næringsstoffer fra produksjonslaget. Totalt innhold av næringsstoff i overflatelaget holder seg på et lavere nivå enn om vinteren, fordi nedsynkning av døde organismer og fekalie-partikler fjerner næringsstoff. Det kan forekomme forholdsvis store svingninger, og oppblomstringer av ulike algearter følger hverandre i såkalte suksesjoner. Slike svingninger kan være et resultat av vekselvirkningen mellom fytoplankton og zooplankton.

Blåskjell, og i mindre grad fastsittende alger, vil også bidra til å binde opp endel av næringsstoffene. Tilførslene av næringsstoffer til overflatelaget er lavere enn om våren, men svinger endel. Bunnslåing av larver kan pågå fra midten av juni til midten av oktober (Bøhle 1965) og kan sent på høsten utgjøre tette matter av blåskjell. Yngelen kan utgjøre 30% av total blåskjellbiomasse (Kirkerud og Bjerkeng 1994).

Så lenge det meste av næringsstoffene i overflatelaget er bundet i organisk materiale, er det ikke sammenhengen mellom veksthastighet og restkonsentrasjoner av næringsalter i vannet som avgjør hvor stor biomassen blir. Veksthastigheten vil i stedet være bestemt av næringsinnholdet i planktonalgene, og synker når innholdet av næringsstoff (N, P og Si) avtar i forhold til den totale biomassen i algecellene. Balanse vil det være hvis algebiomassen er omtrent så stor at næringsinnholdet gir en veksthastighet som balanserer respirasjon, beiting og nedsynkning. Disse prosessene er igjen en funksjon av blant annet algebiomassen. Forholdene vil i praksis svinge rundt en likevektstilstand som skifter over tid. Både mengde og sammensetning av biomassen vil variere.

De prosessene som regulerer algebiomassen i overflatelaget, vil også avgjøre hvor stor belastningen på dypvannet blir. Hvis tilførslene til overflaten endres, slik at forholdet mellom f.eks. fytoplankton på den ene siden og protozoer/zooplankton på den andre siden endrer seg, kan det medføre endring også i forholdet mellom tilførsler til overflatelaget og belastningen på dypvannet.

Biomasse som synker ned til dypvannet brytes ned i vannmassene eller i bunnsedimentene. Dette tærer i første omgang på oksygenbeholdningen der. Nedbrytningen pågår hele året, men er avhengig av mengde organisk stoff, mengde oksygen og andre kjemiske komponenter, og av temperatur. Oksygenet brukes både ved at organisk stoff omsettes til CO₂ og vann

(respirasjon i heterotrofe organismer: dyr og bakterier), og ved at ammonium oksideres til nitritt/nitrat (bakterier, som danner ny biomasse).

Når oksygenet er brukt opp, blir organisk stoff fortsatt nedbrutt av heterotrofe bakterier. I først omgang skjer det ved at fritt nitrat/nitritt (NO_3^- , NO_2^-) brukes som oksygen-kilde, og disse nitrogenforbindelsene reduseres da til molekylært nitrogen N_2 . Dette kan bidra vesentlig til å fjerne nitrogen som tilgjengelig næringsstoff fra vannmassene. Alternativt kan det i stedet skje en videre reduksjon til ammonium.

Når også nitrat/nitritt er brukt opp, blir organisk stoff nedbrutt ved at oksygen tas fra sulfat, og en får utvikling av hydrogensulfid. Nitrogen fra nedbrutt biomasse blir frigjort som ammonium, og blir ikke oksidert videre til nitritt/nitrat.

Nedbrytning av organisk stoff under oksygenfrie (anoksiske) forhold skjer ofte mye langsommere enn vanlig aerob nedbrytning. Lave oksygenverdier og utvikling av sulfid i vannmasser og sediment er hovedproblemet i dypvannet. Sulfid er en sterk gift for de aller fleste organismer.

3.2.4. Høst

Utnyttelsen av næringssalter i overflatelaget avtar etterhvert, fordi algeveksten igjen blir delvis begrenset av lys. Utpå høsten kommer likevel gjerne en periode med nye oppblomstringer, som følger av økte tilførsler av næringssalter med høstflommene.

Nedbrytning av organisk materiale i dyplaget fortsetter. Ettersom oksygen brukes opp, kan en del av sedimentene bli anoksiske, og etterhvert også dypvannet. Denitrifiseringen tiltar, og det kan bli sulfidutvikling. Vertikalblandingen i de øvre lag av vannmassene kan ventes å øke ettersom sjiktingen avtar. Det kan gi en viss vertikal utjevning av oksygenunderskuddet.

I Vestfjorden har vertikalblandingen medført at dypvannet er blitt lettere, og senhøstes eller ut på vinteren skjer det regelmessig store utskiftninger av vann på midlere og store dyp med tyngre vann fra ytre Oslofjord, som fører med seg nytt oksygen. De mest kritiske oksygenforholdene her vil som regel opptre i oktober-november, dvs. like før det skjer fornyelse av dypvannet.

I Bunnefjorden går vertikalblandingen mye langsommere, og her kan det gå flere år mellom store vannutskiftninger ved innstrømning av tyngre vann fra Vestfjorden over terskelen til Bunnefjorden.

I begge bassengene blir vannet i de øvre lagene mer homogent i vertikalretning, og vi kommer tilbake til vintersituasjonen.

4. Inngangsdata til modellen for bruk på indre Oslofjord

4.1. Topografi

For å kunne simulere et fjordområde må modellen ha en beskrivelse av volumer og arealer som funksjon av dyp i hvert basseng, og en tilsvarende beskrivelse av hvordan bassengene er forbundet med hverandre og med fjord- eller kystvannmasser utenfor det fjordområde som skal modelleres.

4.1.1. Bassengoppdeling med arealer og volumer

For hvert enkelt basseng leses inn en tabell over horisontalt areal som funksjon av dyp. Dette brukes av modellen til å sette opp en tilnærmet beskrivelse av volumene i de forskjellige vannlagene, horisontalt areal for grenseflaten mellom lagene, og også tilnærmet størrelse på bunnareal mellom gitte dyp. Som siste dyp angis maksimaldypet innenfor bassenget, det indikeres med at arealet for dette dypet settes = 0. Modellen stiller ingen krav til dyp-inndelingen for de topografiske data som leses inn, den kan uansett generere en beskrivelse for modell-lag med forskjellige vertikale oppdelinger ved å interpolere.

Tabell 1. Topografisk beskrivelse av hovedbassengene i indre Oslofjord.

Dyp (m)	Bunnefjorden med Bekkelags-bassenget og havnebassenget		Vestfjorden med Bærumsbassenget	
	Horisontalt areal (10^6 m^2)	Volum (10^6 m^3)	Horisontalt areal (10^6 m^2)	Volum (10^6 m^3)
0	57.99	543	134.56	1257
10	50.57	469	116.85	1080
20	43.14	393	99.10	908
30	35.46	332	82.57	754
40	31.00	285	68.31	618
50	25.95	235	55.23	490
60	21.11	193	42.79	369
70	17.47	159	31.04	270
80	14.26	126	23.01	200
90	10.87	95	16.9	133
100	8.11	71	9.68	77
110	6.04	53	5.63	46
120	4.64	39	3.58	26
130	3.12	28	1.68	11
140	2.47	19	0.61	3.1
150	1.32	6.6	0.0	
160	0.0		§	
SUM:		3045		6243

§ Områder med dyp > 150 m i Vestfjorden er svært små, og er derfor neglisert i modellen.

Tabell 1 viser de data som er satt opp for indre Oslofjord. Tallene er delvis hentet fra Munthe-Kaas (1967) og delvis avlest av kart. Volum av hvert 10 m sjikt er tatt med som tilleggsinformasjon.

Lysakerfjorden med et anslått areal på ca. 6 km² og et største dyp 89 m er regnet inn i Vestfjordens areal og volum i tabellen. Den har i virkeligheten en mellomstilling. Det er en terskel mellom Bunnefjorden og Vestfjorden på 54 m i linjen Bygdøy - Nesodlandet, og den kan bidra til å plassere Lysakerfjorden mest naturlig i Vestfjorden. Også ut fra den naturlige strømretningen for Lysakerelva ut av Lysakerfjorden hører den kanskje mest hjemme der, se appendiks 2.7. På den annen side er det en noe trangere forbindelseskanal mellom 20 og 40 m dyp på linjen mellom Snarøya og Nesodlandet, og med en terskel omkring 50 m mot hoveddelen av Vestfjorden, så det kunne også være aktuelt å plassere Lysakerfjorden som en del av Bunnefjorden. Disse forholdene tas i betraktning når en skal fordele forurensings-tilførslene mellom Vestfjorden og Bunnefjorden, se appendiks 2.

4.1.2. Forbindelsen mellom bassengene

Bassengene kan være forbundet med hverandre, og alle bassenger må være forbundet med en ytre rand, enten direkte eller via andre bassenger. Hver slik forbindelse beskrives for seg.

For det første må transportbredden på åpningen tabelleres som funksjon av dyp, med valgfritt antall punkter, ned til terskeldyp. Terskeldypet angis som siste linje i tabellen, med bredde =0.

I tillegg må dimensjonene på noen buffervolumer som ligger på hver side av åpningen ned til terskeldyp angis. Plasseringen av buffervolumene er antydnet i figur 1. Buffervolumenes rolle er å dempe den permanente vannutvekslingen forbundet med skiftende horisontale strømmer. Enkelt sagt brukes buffervolumene som en grense for hvor mye nylig innstrømmet vann fra det andre bassenget som kan ligge nær åpningen som "fremmed" vann, uten å ha blandet seg inn, og derfor kan strømme uendret tilbake hvis strømmen skifter retning. Mekanismen for dette er nærmere beskrevet i fysikkrapporten. Buffervolumene beskrives som prizmer, med bredde som funksjon av dyp, og med en maksimal lengde som gjelder uavhengig av dyp. Den siste delen av buffervolumet angis som et "overgangsvolum", spesifisert ved en noe mindre lengde. Etter som det fylles opp vil strømmen gå mer og mer direkte inn i bassenget. I tillegg skal det for hvert buffervolum angis en tidskonstant for hvor raskt "fremmed" vann i buffervolumet blander seg inn i hovedvannmasser.

For indre Oslofjord må vi for det første beskrive forbindelsen mellom Bunnefjorden og Vestfjorden. Her er det tatt ut av kartet minste bredde for ulike dyp, delvis fra linjen Snarøya - Nesodlandet, og delvis fra linjen Bygdøy - Nesodlandet, etter hvor en finner den største innsnevringen. Terskeldypet er satt ut fra den grunneste terskelen, dvs. mellom Bygdøy og Nesodden. Tabell 2 viser de verdiene som er brukt. I de modellkjøringene som presenteres i denne rapporten, er det valgt å sløyfe buffervolumer mellom Vestfjorden og Bunnefjorden, det gjøres ved å sette lengdene til 0.

I tillegg trenger modellen en tilsvarende beskrivelse av forbindelsen mellom Vestfjorden og ytre fjord i Drøbaksundet. Tabell 3 viser hvilke verdier som er lagt inn i modellen for denne forbindelsen. For modellkjøringene i denne rapporten er området ned til Filtvet spesifisert som buffervolum sør for Drøbaksterskelen, med en innblandingstid mot ytre Oslofjord på 5 dager.

Tabell 2. Topografisk beskrivelse av forbindelsen mellom Bunnefjorden og Vestfjorden.

Dyp (m):	Transport-bredde (m)
0	2500
20	900
40	600
54	0

Tabell 3. Topografisk beskrivelse av forbindelsen mellom Vestfjorden og ytre Oslofjord (Drøbaksterskelen)

Dyp (m):	Transport-bredde (m)	Vestfjorden	Ytre Oslofjord
		Bredde av buffervolum (m)	
0	1500	2300	2500
2	700	1800	2000
10	500	1500	1800
19	200	1200	1500
20	0	0	0
Lengde buffervolum (m)		5000	10,000
Lengde overgangsvolum (m)		1000	2000
Tidskonstant for blanding mellom hovedbasseng og buffervolum (dager):		2	5

Transportbreddene og breddene av buffervolumene er lest direkte ut av kart med dybdekoter i Munthe-Kaas (1967) og av sjøkart, mens lengden av buffervolumene og blandingstidene er valgt skjønnsmessig på basis av de samme kartene.

4.2. Forurensingstilførsler og ferskvannstilrenning

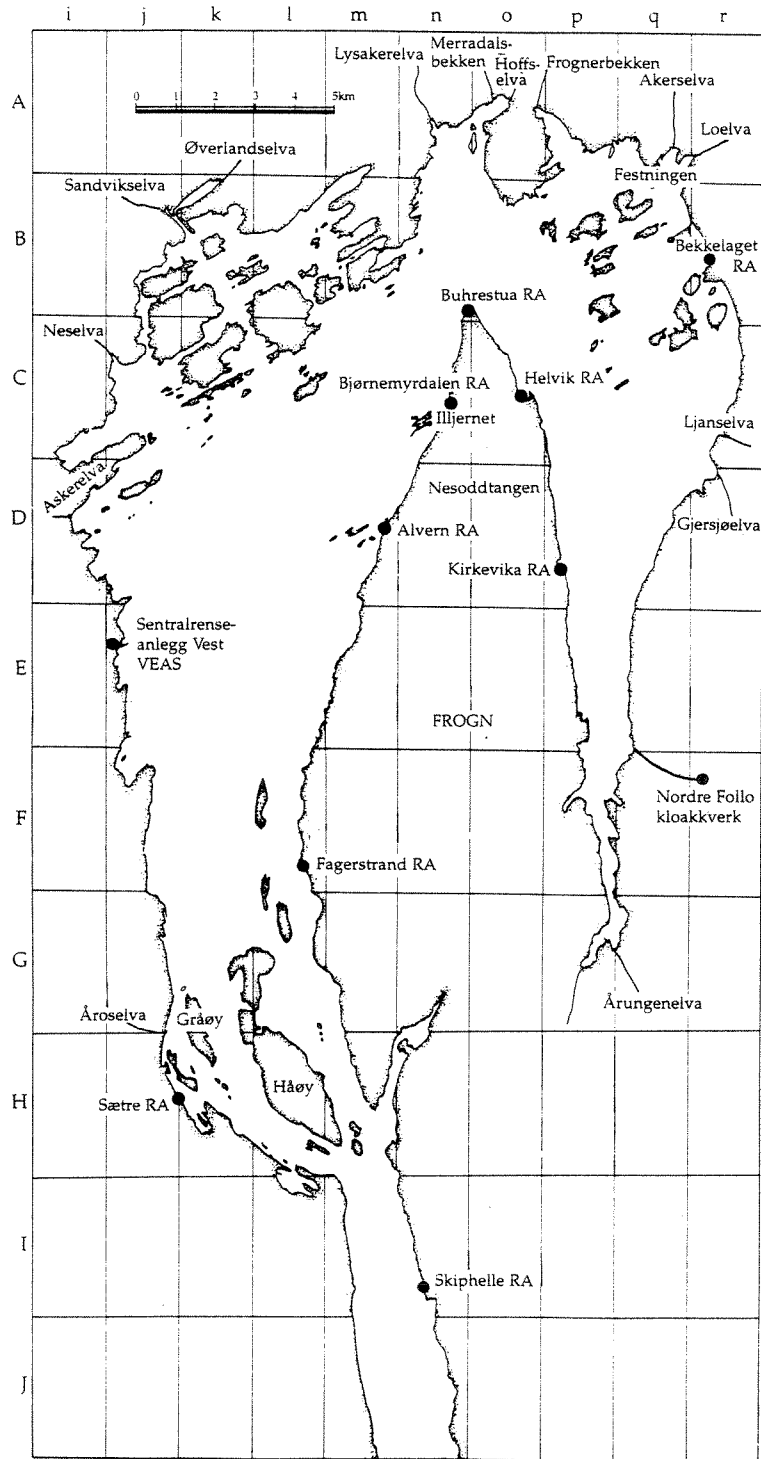
For å prøve ut modellen mot virkeligheten, er det helt sentralt å ha en brukbar beskrivelse av forurensningstilførslene fra land. Det inkluderer både geografisk fordeling og angivelse av utslippsdyp og utslippsmåter, og dessuten hvordan tilførslene varierer gjennom året. Som en del av modellen spesifiseres vannmengder, samt transportmengder av nitrogen, fosfor, silikat, og i prinsippet også temperaturen på vannet, selv om det siste har relativt liten betydning for den totale varmebalansen i indre Oslofjord.

4.2.1. Vannmengder samt transport av nitrogen, fosfor og organisk karbon

Den siste omfattende beregningen av tilførsler til indre Oslofjord ble gjort av NIVA i 1989 for Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord (Rosland og Stene-Johansen 1989). Den rapporten gir en forholdsvis detaljert oversikt over vassdrag og renseanlegg rundt indre Oslofjord, og presenterer estimater for årstransport fra de forskjellige kildene. Den sammenligner også med tidligere estimater.

Nedenfor er disse beregningene komplettert, og det er i tillegg sett på hvordan tilførslene varierer gjennom året. Beregningene tar i stor grad utgangspunkt i og bygger på opplysningene i Rosland og Stene-Johansen (1989). Beregningen bygger delvis på det samme datagrunnlaget

som den tidligere rapporten, men også på noe materiale som ikke var tilgjengelig da. Figur 9 viser de viktigste kildene på et kart over indre Oslofjord.



Figur 9. Kart over indre Oslofjord med de viktigste elver og renseanlegg avmerket.

Fordi det meste av arbeidet med analyse av tilførsler er gjort i en forholdsvis tidlig fase av modellprosjektet, er det stort sett datamateriale fra 1987 og 1988 som er brukt. Noe data for 1986 inngår, og også for noen kilder data fra 1989-91, men det er unntak. For perioden 1987 - 1988 finnes et bredt og forholdsvis detaljert datagrunnlag for mange av tilførslene, og dette brukes til å sette opp en beskrivelse som mer eller mindre gjelder i dagens situasjon, før nitrogen-rensing er innført på renseanlegg. Dette datagrunnlaget gjør det mulig å sette opp et mønster for hvordan tilførslene varierer gjennom året.

I den nåværende utgaven av modellen er det lagt inn datatabeller som beskriver tilførslene med oppdeling på månedsbasis. Ut fra disse tabellene genererer modellen tilførselstall for alle tidspunkter. Det samme mønsteret for årstidsvariasjon gjentas for hvert år gjennom hele simuleringen. I virkeligheten varierer tilførslene på svært kort tidsskala, og det kan iallfall være aktuelt å gå ned i en tidsoppløsning på en uke med et mer fullstendig datagrunnlag. Alternativt kan en legge inn usystematiske variasjoner rundt de gjennomsnittlige verdiene for å gjenspeile fluktuasjoner.

Dataomfanget for 1987-88 er nokså ulikt for forskjellige kilder, både med hensyn til antall målinger, dekning av tidsrom og hvilke stoffer som er analysert. For å få et mest mulig fullstendig bilde er det derfor i endel tilfeller nødvendig å anslå manglende tall ved å sammenligne med andre kilder hvor det finnes mer data, eller bruke eldre beregnede verdier som bygger på avrenningskoeffisienter etc. Det betyr at resultatet ikke er et fullstendig og dekkende bilde av tilførslene, men fortsatt delvis må betraktes bare som estimater. Det innebærer også at vi ikke er i stand til å beskrive et helt riktig historisk forløp, men bare kan gjengi et typisk variasjonsmønster gjennom året.

Datamaterialet er i dag mer komplett enn i 1988, og også av bedre kvalitet. For videre bruk av modellen bør datagrunnlaget utvides. Det må imidlertid presiseres at en fortsatt kan være avhengig av eldre data for å kunne si noe om tidligere situasjoner.

Fordi modellen er prøvd ut med oppdeling av fjorden bare i to hovedbassenger, er det ikke noe poeng å splitte opp tilførslene på mange stedfestede kilder. Det brukes derfor samletall med samme geografiske oppdeling som i modellen, dvs. med oppdeling i utslipp til Bunnefjorden og Vestfjorden. Utskilling av de mindre delbassengene kan være aktuelt senere. Tall for vassdrag og renseanlegg oppgis hver for seg, og fordelt på hvert basseng. For utslipp fra renseanlegg spesifiseres også utslippsdyp og andre variable som gir grunnlag for beregning av primærfortynning og innlagring. Slik beregning er lagt inn som en del av eutrofimodellen.

De data-tabellene som er lagt inn i modellen beskriver i hovedsak de siste årenes tilførsels-situasjon. Tilsvarende gode data finnes ikke fra tidligere perioder. For å prøve ut modellen mot historiske situasjoner, som f.eks. tidlig i 1970-årene, regner vi tilbake ut fra dagens tall. Data om mengder i innløp til renseanlegg i dag brukes sammen med tidligere estimater til å sette omregningsfaktorer som regner om dagens tilførsler til en tidligere situasjon, både i mengde og når det gjelder geografisk fordeling og utslippsdyp. For å kunne bruke dette, er det lagt inn i modellen et enkelt sett av justerbare koeffisienter som kan forandre utslippene på forskjellige måter, enten helt generelt, bare for visse kilder, eller for enkelte stoffer. Det er også mulig ved hjelp av koeffisientene å flytte hele eller deler av en kilde til alternative utslippssteder. Beregningen av disse koeffisientene for en tidligere situasjon er beskrevet i avsnitt 4.2.1.2. Koeffisientene er ellers omtalt nærmere i den praktiske brukerbeskrivelsen i rapport 3.

4.2.1.1. Tilførsels-situasjon 1985-90: normalt årsforløp som inndata til modellen.

Restutslipp fra renseanlegg og utslipp via overløp sto i 1987-88 for ca. halvparten av tilførslene av nitrogen og fosfor til indre Oslofjord, ifølge Rosland og Stene-Johansen (1989). Viktigst er Bekkelaget renseanlegg i Bunnefjorden og Sentralrenseanlegg Vest (VEAS) i Vestfjorden, men det finnes også (pr. 1989) 10 mindre renseanlegg fordelt rundt fjorden. Alle anleggene har en eller annen form for dykket utslipp.

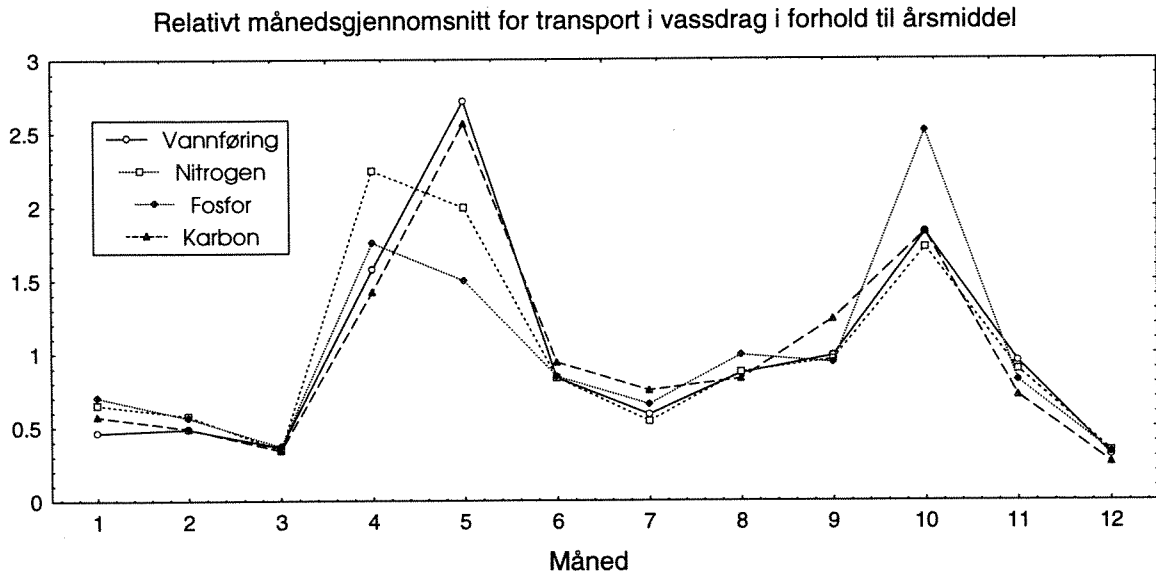
I appendiks 1 analyseres data fra renseanleggene. Datamaterialet viser at tilførslene varierer noe gjennom året, men relativt lite, og ikke slik at det gir statistisk grunnlag for å sette opp et fast variasjonsmønster. Det er derfor valgt å fordele utslippene fra renseanlegg jevnt på alle årets måneder. Utslippene fra Bekkelaget og VEAS dominerer innenfor hvert sitt basseng, og for modellkjøringene er i denne omgang utslippene fra de andre anleggene slått sammen med hovedanleggene. Det er imidlertid ikke vanskelig å skille de små anleggene ut ved senere bruk av modellen, men det ble ikke ansett for nødvendig pga. usikkerheten i det datagrunnlaget som er brukt. I modellkjøringene er det tatt hensyn til utslippsmåten på Bekkelaget med tunnel-utslipp og sjøvannsinnblanding deler av året, og på VEAS med dyputslipp gjennom diffusor.

En viss mengde avløpsvann går urensset i overløp. Her er det ikke gjort noen ny analyse i forbindelse med modellarbeidet, vi baserer oss delvis på tall for 1987 og 1988 fra Rosland og Stene-Johansen (1989) og delvis på opplysninger for 1989-91. Det kan se ut til at overløpsmengdene er minsket de siste år, det skyldes vel delvis endret fordeling av vann mellom Bekkelaget og VEAS, men kanskje også andre nedbørforhold, bl.a. med mindre vårflommer. Det er valgt å basere inngangsdata til modellen på estimatene som ble gjort i 1989, siden det kanskje gir det beste bilde av den midlere situasjon etter 1984, da VEAS ble tatt i bruk, og derfor det bredeste grunnlaget for sammenligning med overvåkningsdata for perioden etter de store forandringene i forurensningssituasjonen. For å kunne bruke modellen til å analysere betydning av overløp er en mer grundig analyse påkrevet. Overløpene er nå lagt til som en del av overflatetilførslene generelt, og da med samme tidsvariasjon gjennom året som i vassdragene. I virkeligheten vil en vente at overløpene varierer sterkere, fordi de bare trer i funksjon ved flomtopper.

Dagens tilførsler til overflatelaget domineres av ca. 15 vassdrag av forskjellige størrelse som renner ut i indre Oslofjord. Tilgjengelige data for disse vassdragene er analysert i appendiks 2. Her er det store variasjoner gjennom året, og selv om mønsteret tildels er ulikt fra år til år, og tildels også når en sammenligner vassdragene, er det satt opp en variasjonsprofil på månedsbasis for samlet tilførsel til hvert basseng, som vist i figur 10. Fordi ikke alle vassdrag har et komplett datagrunnlag er det valgt å sette sammen det som finnes av vassdragsdata til et mest mulig komplett bilde av årstransportene, og så bruke det samme relative variasjonsmønsteret gjennom året for alle vassdragene.

Tilførsler med vassdrag som renner ut i Lysakerfjorden er fordelt likt mellom Vestfjorden og Bunnefjorden, ut fra at dette bassenget har en slags mellomstilling. Det gjelder først og fremst Lysakerelva, men også Hofselva og Merradalsbekken. Dette drøftes nærmere i neste avsnitt.

Som tilførsler til modellbassengene fordeles tilrenningen fra vassdragene mellom 0 og 5 m dyp. Det er et forsøk på å ta hensyn til blanding ved dissipering av bevegelsesenergien i elvene.



Figur 10. Variasjonsmønstre for månedstransport av nitrogen, fosfor og organisk karbon i vassdragene rundt indre Oslofjord, basert på data for 1987-1988.

For andre overflatekilder er tallene fra Rosland og Stene-Johansen (1989) brukt direkte. Det gjelder lekkasjer og tilførsler fra arealer nedstrøms målestasjonene, og direkte nedfall på vannoverflaten. Disse kildene er forenklet tatt med ved å justere opp vassdragstransportene, og følger da samme variasjonsmønster gjennom året som vassdragene. Rosland og Stene-Johansen konkluderte med at lekkasjene sannsynligvis er mindre enn tidligere antatt, og har ikke med dette som eget ledd i sin oppstilling over totale tilførsler. Vi har her basert oss på dette. Tilførsler fra arealer nedstrøms målestasjonene er fordelt på bassengene proporsjonalt med vannføringen i vassdragene til de to bassengene. Direkte nedfall på overflaten er fordelt proporsjonalt med vannoverflaten i de to bassengene.

Tabell 4 viser hvilke tall som er brukt for tilførslene til indre Oslofjord de siste årene ved modellkjøringene i denne rapporten. Nitrogenutslippet fra Dyno industrier, angitt til 140-190 tonn N/år i Rosland og Stene-Johansen (1989), er ikke tatt med i denne oppstillingen. Ekstremt store N-verdier i sedimentet ved utslippet kan tyde på at iallfall endel av nitrogenet i dette utslippet sedimenterer og ikke deltar i vanlig biologisk omsetning (Konieczny 1994).

For at det skal være lettere å se sammenhengen mellom tallene er det overalt i denne rapporten valgt å ikke runde av tilførselstall i forhold til nøyaktighet. Selv om tallene er angitt forholdsvis presist i tabellene er de i realiteten nokså grove anslag.

Totaltallet for nitrogen er omtrent det samme som i Rosland og Stene-Johansen (1989). Fosfor-utslippene er derimot litt lavere, det skyldes i hovedsak at nyere resultater for rensanleggene er benyttet, og at mengden i overløp er litt redusert. Organisk stoff er anslått ut fra nitrogenmengdene for de vassdrag hvor det mangler data, og for tilrenning nedstrøms målestasjoner. N:C-forholdet varierer mellom elvene, og tallet for organisk karbon er derfor forholdsvis usikkert. Det samme gjelder de vannføringsverdiene som bare er anslått, bl.a. kan vannføring i tilrenning nedenfor målestasjonene være overdimensjonert.

Tabell 4. Beregnede tilførsler av nitrogen, fosfor og karbon til indre Oslofjord de seneste år delt opp på ulike typer av kilder, på basis av data for 1987-1991.

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

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

I tabell 5 er vist fordelingen av disse tilførslene på overflatetilrenning og dykkede utslipp fra renseanlegg. Med en viss avrundning er det disse tilførselstallene som er lagt inn i datatabellen i EDB-modellen. Overflatetilførslene er da fordelt med variasjon fra måned til måned som vist i figur 10 mens dykkede utslipp fra renseanlegg er fordelt likt på alle måneder.

Tabell 5. Beregnede årsmidler for tilførsler av nitrogen, fosfor og karbon til indre Oslofjord de seneste år delt opp etter hovedbasseng og utslippsdyp, på basis av data for 1987-1991.

		Vannføring mill m ³ /år	N t/år	P t/år	TOC t/år
Bunnefjorden	1. Overflatelag	481	617	48	2673
	2. Dykket utslipp	37	798	20	987
Vestfjorden	3. Overflatelag	448	680	37	2506
	4. Dykket utslipp	129	1750	13	2113
SUM		1095	3845	117	8279

Det antas forenklet at alt N og P er biologisk tilgjengelig, og at alt organisk karbon er nedbrytbart. Disse antagelsene er ikke helt realistiske, og ved senere bruk av modellen bør det legges vekt på å gjennomgå både datamaterialet og de antagelser som er gjort. Et viktig punkt her vil være å få med at organisk karbon i vassdrag og i avløpsvann ikke er like nedbrytbart. Det er vel grunn til å tro at organisk C i vassdrag i større grad er bundet i tungt nedbrytbart humus enn organisk C i avløpsvann.

Ca. 10% av organisk C i vassdragene er satt som partikulært, med en tilsvarende andel av N og P-utslippet (C:N:P=100:10:1 etter vekt, dvs. noe mindre N og P enn vanlig i ferskt

organisk materiale). For avløpsvann behandles alt som oppløst stoff. Disse antagelsene er ikke bygd på data. Det har vært prøvd med høyere andeler partikulært, som stemmer bedre med data, men det ga lett alt for store tilførsler av organisk stoff til dypvannet. Det er derfor valgt å behandle utslippene stort sett som oppløst stoff, dvs. det antas at de i hovedsak vil bli omsatt i overflatelaget, og ikke synker ut direkte.

For oppløst N settes ammonium-andelen til 15% i overflatetilførslene (i hovedsak vassdrag), og 90% fra renseanlegg (før denitrifisering). Resten er behandlet som nitrat i modellen. Alt oppløst fosfor behandles forenklet som ortofosfat.

Ikke alle disse antagelsene er like gode eller vel underbygget, og ved en fornyet matematisk/statistisk analyse av tilførselsdata bør de gjennomgås nærmere.

4.2.1.2. Tilførselssituasjon 1975-80.

Det som i dag går gjennom renseanlegg, gikk tidligere i stor grad ut med vassdrag eller via omtrent urensede kloakkutslipp til overflatelaget. Tidligere forurensningssituasjoner uten rensing kan grovt estimeres ved å anta at de totale utslippsmengdene er omtrent de samme, og fordele det avløpsvannet som i dag behandles i renseanleggene som overflateutslipp med en rimelig geografisk fordeling. En slik omregning er selvsagt usikker, og gir bare en omtrentlig beskrivelse.

Ved Oslofjordundersøkelsen 1962-65 (Baalsrud 1968) kom en fram til en fordeling av forurensningstilførsler til fjorden som vist i tabell 6. Ifølge dette estimatet gikk mer enn 80% av tilførslene til indre havn og Bekkelagsbassenget, som vi i modellsammenheng har regnet som en del av Bunnefjorden. Tallene er summert opp på hvert av hovedbassengene i tabell 7. Det er da antatt at tilrenning til Lysakerfjorden fordeler seg likt på Vestfjorden og Bunnefjorden, uavhengig av utslippsmåte.

Tabell 6. Beregnede tilførsler av nitrogen, fosfor og biologisk oksygenforbruk til indre Oslofjord omkring 1960.

Oslofjordundersøkelsen 1962-65 (Baalsrud 1968)

Fjordbasseng	N (tonn/år)	P (tonn/år)	BOF (tonn/år)
Bunnefjorden	76	17	381
Indre havn og Bekkelagsbassenget.	2675	443	1176
Lysakerfjorden	417	66	1422
Bærumsbassenget	201	42	1022
Vestfjorden	114	28	584
	+1	+2	+51
SUM	3484	598	4636

Tabell 7. Beregnede tilførsler av nitrogen, fosfor og biologisk oksygenforbruk til indre Oslofjord omkring 1960, fordelt på de to hovedbassengene Bunnefjorden og Vestfjorden.

Oslofjordundersøkelsen 1962-65 (Baalsrud 1968)

Fjordbasseng	N (tonn/år)	P (tonn/år)	BOF (tonn/år)
Til Bunnefjorden	2960	493	2268
Til Vestfjorden	524	105	2368
SUM	3484	598	4636

De data vi sammenligner modellkjøringene med i denne rapporten, dekker perioden 1973-1991. Det er derfor mest aktuelt å gå tilbake til en før-situasjon som er representativ for tiden fra 1973 til 1982, dvs. før VEAS ble satt i drift.

Bekkelaget renseanlegg ble satt igang med kjemisk felling i 1974. Det er valgt å regne tilbake til en situasjon rett etter at Bekkelaget ble satt i drift, og anta en rensegrad for fosfor på ca. 80% i den første tiden for dette renseanlegget, dvs. at utslippet blir omtrent dobbelt så stort som i dag. Utslippene av N og C er justert opp til en situasjon uten vesentlig rensing, dvs. at mengden N er økt med 15% og organisk karbon med en faktor 2.5.

Det avløpsvannet som i dag kommer inn til VEAS har tidligere gått til overflatelagene, og med lav grad av rensing. Dessuten gikk en god del av det ut i Bunnefjorden eller Lysakerfjorden. Det antas helt grovt at omtrent 1/4 av disse fosformengdene ble fjernet ved rensing (Skarpsno, Festningen, Lysaker renseanlegg), og ut fra dette er dagens restutslipp fra VEAS multiplisert opp med en faktor 15 for å komme tilbake til en tidligere situasjon. Nitrogenmengden er økt med 25%, tilsvarende situasjon uten vesentlig rensing, og mengden organisk karbon er multiplisert opp med en faktor 2.5. Avløpsvannmengdene til VEAS er fordelt likt mellom Bunnefjorden og Vestfjorden. Tabell 8 viser hvilke tall dette gir for sum av tilførsler til hvert basseng. Det er antatt at dette kan representere situasjonen omkring 1975 og årene etterpå, og disse tallene er lagt til grunn for en av modellkjøringene. Månedsvariasjon er satt opp på samme måte som for nå-situasjonen, dvs. årsprofilen i figur 10 er lagt inn for elver, vassdrag og de andre av dagens overflatetilførsler, mens kommunalt avløpsvann forenklet antas å være konstant i tid, også etter overføring til urensset overflateutslipp.

Tabell 8. Anslåtte årsmidler for tilførsler av nitrogen, fosfor og karbon til indre Oslofjord 1975-80, med Bekkelaget og Lysaker renseanlegg i drift, men før VEAS ble satt i drift

Fjordbasseng	N (tonn/år)	P (tonn/år)	Organisk karbon (tonn/år)
Til Bunnefjorden	2600	230	7400
Til Vestfjorden	1800	180	5100
SUM	4400	410	12500

I modellkjøringen for den tidligere tilførsels-situasjonen er det antatt at alle kloakkutslipp går til overflatelaget, det vil si at de fordeles jevnt mellom 0 og 10 meters dyp. Det innebærer en

antagelse om at tidligere utslipp i en viss utstrekning var neddykket, og at kinetisk energi i utløpsvannet har gitt en viss blanding. Vassdragstilførslene er i alle kjøring fordelt mellom 0 og 5 m dyp. Det har vist seg å gi vertikalfordeling av næringssalter i overflatelagene som stemmer godt med det som er observert.

4.2.2. Silikat

Det finnes ikke tall for silikat i det datamaterialet som her er brukt for tilførslene til indre Oslofjord, men på basis av data for Glomma og Drammenselva er det lagt inn en enkel konsentrasjonsprofil gjennom året, vist i tabell 9. Det er brukt de samme konsentrasjonene for alle typer ferskvann og avløpsvann, og for alle utslippssituasjoner.

Tabell 9. Silikat-konsentrasjoner i ferskvann gjennom året, brukt i modellen

Periode:	Januar-Mars	April	Mai-August	September - Desember
mg SiO ₂ /l:	3	2.5	1.5	3.0

4.2.3. Temperatur

Temperatur i ferskvannstilrenningen inngår prinsipielt i varmebalansen, men er antagelig av marginal betydning. Den er derfor behandlet svært forenklet. Temperaturen i elver og avløpsvann modelleres som et vektet middel av et spesifisert temperaturforløp for hver kilde og lufttemperaturen som oppgis som del av de meteorologiske data. Det er dessuten lagt inn en generell nedre grense på 0°C som gjør at temperaturen i tilførslene aldri kommer under frysepunktet for ferskvann.

For de modellkjøringene som presenteres her, er det lagt inn verdier som gjør at temperaturen i elver og bekker i stor grad følger lufttemperaturen når den er >0°C. Antall °C i vannet settes da til 80% av antall °C i luften. Når lufttemperaturen er under frysepunktet til vannet holde seg på 0°C. For avløp fra rensanleggene er det i utgangspunktet satt en konstant basistemperatur på 8°C, og temperaturen i avløpsvannet varierer med 10% av avviket i lufttemperatur rundt denne verdien. Det vil si at temperaturen i avløpsvannet vil variere fra 6-7°C om vinteren til ca. 10°C om sommeren.

4.3. Randbetingelser: kobling mot ytre Oslofjord

I den topografiske beskrivelsen som leses inn av modellen, må det inngå en eller flere randområder, knyttet til modellbassengene ved definerte strømmingstverrsnitt. For indre Oslofjord er det bare ett randområde, terskelen mellom Vestfjorden og ytre Oslofjord ved Drøbak. Topografiske data for åpningen leses inn som en del av den generelle topografiske forbindelsen. Dette er beskrevet foran i avsnitt 4.1.2.

Simuleringsforløpet i modellen påvirkes av vannutvekslingen med området utenfor randen, og som inngangsdata trenger modellen derfor data for hvordan vannstand og tetthetssjiktning utenfor randen varierer over tid. Det siste innebærer å spesifisere vertikallprofiler for salt og

temperatur som funksjon av tid. I tillegg trengs tilsvarende tidsserier for konsentrasjoner av de andre stoffene som inngår.

4.3.1. Vannstandsvariasjon

Vannstandsvariasjonen blir i den første versjonen av modellen forenklet beskrevet ved en empirisk sammenheng med lufttrykket etter Johannesen (1968), overlagra en tidevannsvariasjon satt sammen av de viktigste tidevannskomponentene ved Oscarsborg, ut fra tidevannstabeller (Norges Sjøkartverk 1993). Vannstanden influeres i virkeligheten også av lufttrykk og vind, men det er ikke lagt inn foreløpig.

4.3.2. Vertikalfordelingen av temperatur, salinitet, oksygen og totalkonsentrasjon av næringsstoffer (N,P og Si).

Vertikalfordelingen av temperatur, salinitet og andre stoffkomponenter i randområdet må gis inn til modellen som funksjon av tid og dyp. Dette gjøres ut fra datatabeller som er lagt inn i en egen modul i EDB-programmet. Datatabellene beskriver på månedsbasis det gjennomsnittlige årsforløp i sjiktning og næringsstoffkonsentrasjoner i overflatelag og dyplag, og angir også hvor mye forholdene varierer rundt gjennomsnittet for de forskjellige månedene i året. Dette utgjør en enkel statistisk beskrivelse av årstidsvariasjonen, og den brukes av modellen til å skape en tidsserie som i hovedsak følger det gjennomsnittlige forløpet, men med usystematiske variasjoner rundt dette. Variasjonene gir et mønster som ligner på det som kan observeres. Modellen er innrettet slik at en kan velge å få frem ulike variasjoner fra kjøring til kjøring, eller gjenta eksakt samme forløp. Den statistiske beskrivelsen baserer seg på data fra overvåkningsprogrammet for indre Oslofjord for stasjon IM2 som ligger 2-3 km sør for Drøbaksterskelen.

I modellen genereres tetthetssjiktningen i de øverste 20-30 meter utenfor Drøbaksterskelen som en profil med gradvis overgang fra et lettere overflatelag gjennom et sprangsjikt til et tungt dyplag. Det er som nevnt ovenfor lagt inn tabeller for temperatur og saltholdighet i overflate og dyplag, og for beliggenhet og tykkelse av sprangsjiktet. Når det gjelder beliggenheten til sprangsjiktet er det bygd inn en viss sammenheng med vind. Det kan finnes en ytterligere lagdeling dypere ned i vannmassen, men det er ikke antatt å ha betydning for utvekslingen over Drøbaksterskelen, og er derfor ikke tatt i betraktning for modellen. For hvert tidspunkt gjennom simuleringen genererer modellen først øyeblikksverdier ut fra tabellene for temperatur, salt og dyp, og det brukes så til å danne en kontinuerlig profil, dvs. med et sett av verdier for hvert modell-lag.

Tilsvarende tabeller som for temperatur og salt er lagt inn for oksygen, totalnitrogen og totalfosfor, og det brukes til å sette opp vertikalprofiler på tilsvarende måte. Det er antatt at alt fosfor er biotilgjengelig. For nitrogen er det tegn til at endel av totalnitrogenet er svært lite tilgjengelig for den biologiske omsetningen. Dette er også drøftet nedenfor i sammenheng med nitrogenkonsentrasjoner i dypvannet i Vestfjorden, avsnitt 5.6.2. Det kan se ut til at ca. 100µgN/l finnes i en lite biotilgjengelig fraksjon, f.eks. som humus. Modellen opererer bare med bioaktivt N, og randbetingelsene bruker derfor observerte verdier for total-nitrogen redusert med 100µgN/l.

For silikat finnes lite data, og her er det i stedet lagt inn en tabell for ferskvann og en tabell for dypvannet. Ferskvannsverdien er basert på data for Glomma og Drammenselva, og varierer over året som vist i tabell 9, side 42. Den brukes til å beregne en overflateverdi ut fra

saliniteten i overflaten ved en fortynningsbetraktning. Dette støtter seg på silikatanalyser fra Oslofjorden som viser en ganske klar sammenheng mellom øvre grense for silikatverdier og saltholdigheten i overflatelaget (datamateriale fra prof. Paasche for 1986). Vertikalprofilen for silikat dannes deretter på samme måte som for de andre stoffene.

4.3.3. Fordeling av næringsstoffer på ulike tilstandsformer i ytre rand

Total mengde næringsstoff (N, P, Si) i innstrømmende vann er som nevnt ovenfor spesifisert av tabeller på samme måte som temperatur og salt, og det settes opp vertikalprofiler på tilsvarende måte. Disse totalkonsentrasjonene er derfor uavhengig av hva som skjer inne i modellen.

Det er imidlertid anledning til å spesifisere at næringsstoff i det innstrømmende vannet fra randområdet skal fordeles mellom oppløst næringsstoff og de forskjellige organiske komponentene på samme måte som i modellbassengene. Dette gjøres ved å beregne et arealvektet snitt av konsentrasjonene inne i modell-bassengene på hvert dyp, og bruke det som fordelingsnøkkel på randen i det samme dypet, ut fra en tanke om at omsetningen er omtrent den samme inne i modellbassengene og på randen. Etter utprøving er det valgt å kjøre simuleringene slik at andelen i organiske komponenter på randen er 90% av andelen inne i modellen. Det har vist seg å sikre mot ustabilitet, samtidig som en unngår en urealistisk påvirkning utenfra i form av steril næringsoppløsning. Antagelig er dette bare viktig i marginale situasjoner, men det kan f.eks. tenkes å ha betydning for tidspunkt for algeoppblomstringer. Det er også forsøkt å modellere mengden DOC ut fra mengde fytoplankton, men det har lett for å gi en ustabil løsning som tvinger næringsstoffene over i en urealistisk stor bakteriebestand. Det er derfor valgt å holde mengden DOC i innstrømmende vann på 0 ved simuleringene.

4.4. Bruk av meteorologiske data som inndata til modellen

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 rapport 4: "Fysiske prosesser. Litteraturstudium og dataanalyse."

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. For lange simuleringen 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.

5. Hvor godt beskriver modellen tilstanden i indre Oslofjord? En sammenligning av modellresultater med data for indre Oslofjord.

I dette kapitlet skal vi se litt på hvordan modellen stemmer med virkeligheten. For dette formålet er det gjort simuleringer for perioder på ca. 20 år med to forskjellige tilførsels-situasjoner, fra eksakt samme starttilstand, og med samme tidsforløp av meteorologiske data og for de fysiske og hydrokjemiske forhold på randen.

For de fysiske forhold vil vi derfor vente nokså likt forløp, eventuelle forskjeller vil bare være knyttet til endret fordeling av ferskvannsutslipp, det vil si innføring av dykket utslipp fra renseanlegg og overføring av utslipp fra et basseng til et annet. Vi ser derfor stort sett bare på den ene kjøringen når det gjelder fysikken. Vi vil sammenligne modellresultater og måledata når det gjelder:

- Variasjonsmønsteret for salt og temperatur gjennom året som funksjon av dyp i de to bassengene.
- Vertikale gradienter og rater for endring over tid i dypvannet i stagnasjonsperioder, for salt og temperatur, både i Bunnefjorden og Vestfjorden.
- Hyppighet og omfang av dypvannsfornyelser, forløp av salt og temperatur i dypvannet.

Når det gjelder oksygen, uorganisk og totalt N og P og organisk partikulært stoff er derimot forskjellene mellom de to kjøringene av primær interesse. De to forurensningssituasjonene som er valgt er:

- A. Med de tilførselene som er beregnet som dagens tilførsler i avsnitt 4.2.1.1., dvs. situasjonen omkring 1987-1990. Dette kan sies å være typisk for perioden etter 1982/83, dvs. etter at VEAS ble satt i drift.
- B. En tidligere tilførsels-situasjon med mye mindre grad av rensing, antatt å representere perioden fra 1974 til 1982. Det dekker perioden etter at kjemisk felling var tatt i bruk i Bekkelaget, Festningen og Skarpsno renseanlegg, i slutten av perioden også i renseanlegget på Lysaker, men før VEAS ble satt i drift. Utslippstall for denne tilførsels-situasjonen er satt opp ved å multiplisere dagens utløp fra renseanlegg med faktorer for de forskjellige stoffene slik at en får tall opp mot det som kommer i tilløpet til renseanleggene, og legge dem inn som overflateutslipp fordelt mellom 0 og 10 m, se avsnitt 4.2.1.2., side 40. Den opprinnelige fordelingen på fjordbassengene av det avløpsvann som i dag går til VEAS, er anslått å ha vært 50-70% til Bunnefjorden og Lysakerfjorden, og resten til Vestfjorden. Fordi Lysakerfjorden ligger mellom Vestfjorden og Bunnefjorden, er det valgt å fordele det som nå går til VEAS likt på de to hovedbassengene for modellkjøringene. Andelen ammonium av total-nitrogen i avløpsvann er satt ned fra 90 til 80%.

For oksygen og næringssalter sammenligner vi med data fra perioden 1973-1992. I løpet av denne tiden har det skjedd en utvikling fra situasjon B til situasjon A, med den store forandringen i 1982/83 da VEAS ble satt i drift. Det kunne da være nærliggende også å simulere denne overgangen ved å la utslippene endre seg i løpet av simuleringssperioden.

Imidlertid vil første og siste del av en enkelt simuleringsserie som regel ha ulike fysiske forhold, spesielt når det gjelder omfanget av dypvannsutskiftninger, slik at det blir vanskelig å isolere virkningen av endringer i forurensingstilførslene. Det er derfor i stedet valgt å kjøre to parallelle serier, under identiske ytre fysiske forhold. Det kan gi et bedre sammenligningsgrunnlag.

Når det gjelder de biokjemiske forholdene vil vi se på:

- Oksygenforhold i overflatelag og dyplag.
- Konsentrasjon av N og P i overflaten
- Utviklingen i dyplaget mht. N og P, sett i sammenheng med fysikk og oksygenutvikling
- Sammensetning og mengde av organisk partikulært materiale.

Modellen kan ikke forventes å simulere helt konkrete historiske forløp. Det skyldes delvis rett og slett at det eksisterende datagrunnlaget er for spinkelt når det gjelder de drivende kreftene som er med i modellen, særlig når en går et stykke bakover i tid, slik at det er umulig å gjenskape de reelle tidsseriene. Der vi mangler data for ytre påvirkning må vi fylle ut ved interpolering eller med middelveidier.

Datagrunnlaget er forholdsvis godt for meteorologiske data, hvor det foreligger lange og tette tidsserier, men mer sparsomt når det gjelder randbetingelser (ytre Oslofjord) og ferskvannstilførsler og forurensningstilførsler.

Når det gjelder randbetingelsene finnes det tette dataserier fra Drøbaksundet for de seneste årene, innsamlet av NIVA og Universitetet i Oslo, hvor temperatur, salinitet og oksygen er registrert på enkelte dyp, men det vil kreve endel arbeid å tilrettelegge dem for bruk som inngangsdata i modellen, og de gir ikke noe fullstendig beskrivelse av randbetingelsene som konkrete historiske forløp.

Som nevnt i avsnitt 4.2. er det først fra de seneste år at det finnes sammenhengende registreringer av tilførslene, og de dekker ikke alle kilder. For noen elver og vassdrag foreligger bare målinger for enkelte perioder eller tidspunkter. For tidligere utslippssituasjoner har vi bare grove anslag på årsbasis, og både datagrunnlag og estimeringsmetoder er blitt revurdert, slik at de forskjellige anslagene ikke uten videre er sammenlignbare innbyrdes. Noe fullstendig bilde av den historiske utviklingen har vi ikke.

Selv med kontinuerlige historiske registreringer av inndata til modellen ville det imidlertid være vanskelig å gjenskape bestemte forløp. I naturlige systemer kan utviklingen styres av en mengde små og større hendelser som for oss fremtrer som tilfeldige på den måten at de ikke kan forutsies, og som ikke kan inngå i den forenklete modellbeskrivelsen annet enn som statistiske sammenhenger. Fenomener som varierer på mye mindre tids- og romskala enn det modellen skal oppløse, kan ofte håndteres tilfredsstillende ved beskrivelse av middelveidier, men slike fenomener kan også samvirke og gi utslag på makroskala som ikke kan forutsies, men som likevel kan være avgjørende for fjordsystemets tilstand ved et bestemt tidspunkt.

Det modellen kan ventes å gjøre for indre Oslofjord, er å gi et forløp som ligner observerte historiske forløp på den måten at simuleringen viser omtrent det samme variasjonsmønster som observasjonsmaterialet, med episoder av hyppighet, omfang og varighet som stemmer med de episoder som er observert. De naturlige variasjonene vi ikke kan forklare, må i

modellen gjenskapes som usystematiske eller *stokastiske* fenomener, dvs. at vi behandler dem som tilfeldigheter. Dette er nødvendig for å få riktig variasjonsmønster, men gjør samtidig at vi ikke kan vente å simulere helt bestemte hendelser. Hittil er slike variasjoner lagt inn for randbetingelsene, det kan også være aktuelt for tilførselene.

I de modellkjøringer som vises ble det stort sett brukt et "observasjonsintervall" på 30 dager, det vil si at dette er tiden mellom hver registrering av mellomresultater for senere plott og statistiske beregninger. Det er noe hyppigere enn i hoveddelen av materialet fra overvåkningen av indre Oslofjord, hvor det i gjennomsnitt er foretatt 7 observasjonstokt pr. år. Ved sammenligning må en derfor ta i betraktning at modellresultatene må forventes å vise noe skarpere overganger ved brå forandringer enn observasjonene.

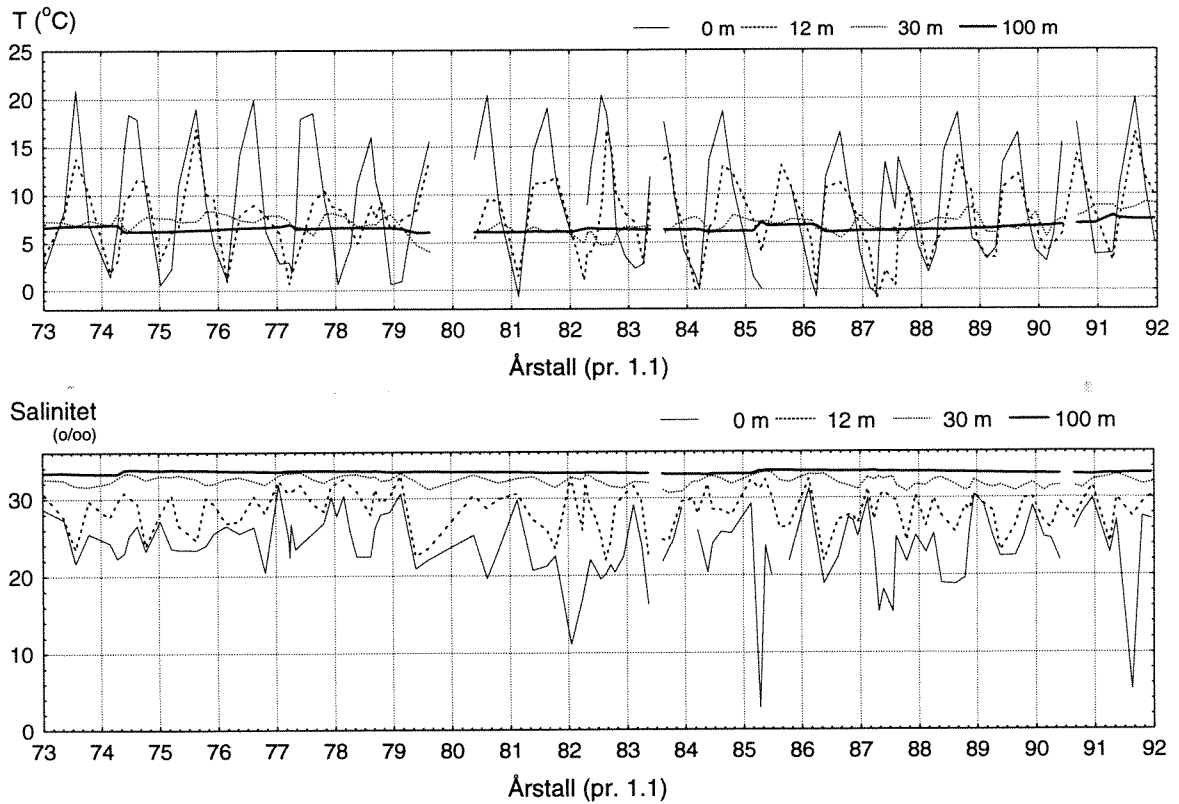
Datagrunnlaget er stort sett fra overvåkningsprogrammet for indre Oslofjord, utført av NIVA med Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord som oppdragsgiver. For en beskrivelse av datagrunnlaget henvises til serien av årlige overvåkningsrapporter fra NIVA.

De resultatene som presenteres i denne rapporten, vil ikke uten videre kunne gjenskapes fullt ut av modellen slik den vil foreligge senere. Modellen vil bli videre utviklet ut fra erfaring med bruken av den, og det vil også alltid kunne avdekkes ting som bør rettes i programkoden. Når denne rapporten trykkes, er modellen allerede rettet opp på et par punkter. Senere kjøringene kan derfor gi litt annerledes resultater selv for nøyaktig samme inngangsdata som er brukt her, men hovedtrekkene ventes å være de samme. En versjon av modellen slik den var da disse kjøringene ble gjort, og slik den foreligger idet rapporten går i trykken, vil imidlertid bli tatt vare på.

5.1. Temperatur og saltvariasjoner gjennom året som funksjon av dyp.

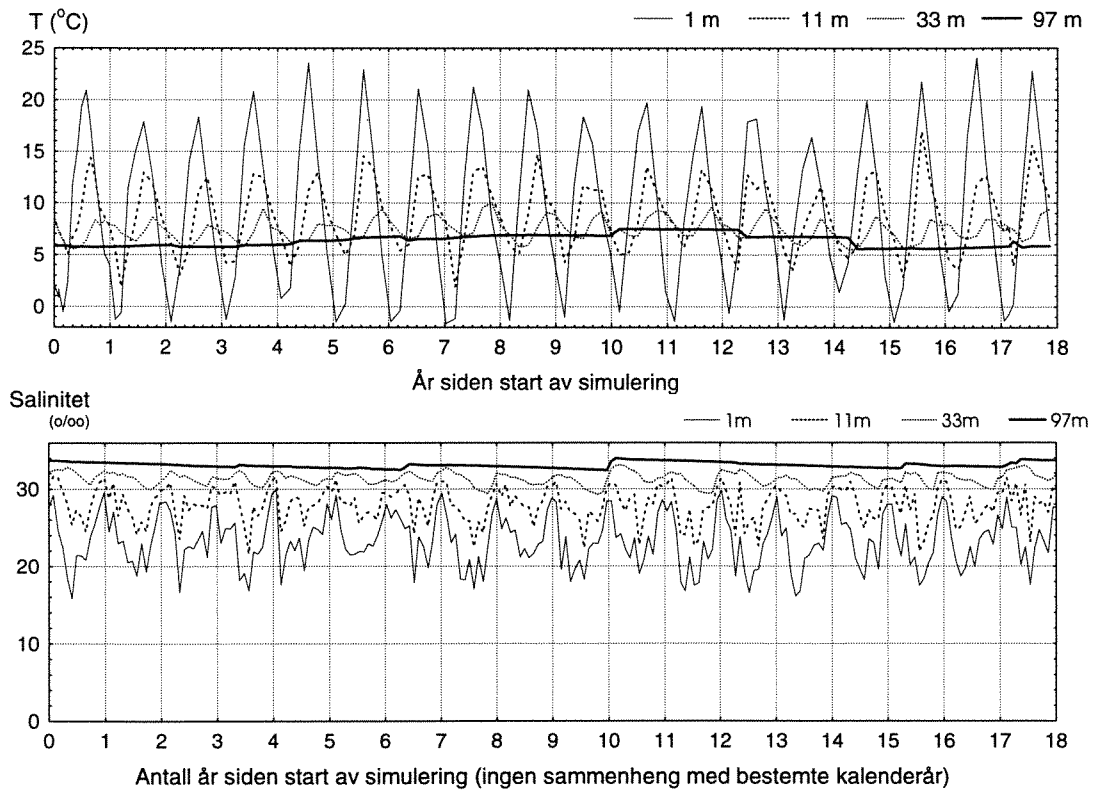
Hvis modellen har en riktig beskrivelse av samvirket mellom horisontale strømmer i overflatelagene, dypvannsinnstrømninger over tersklene og vertikal-blanding, skal den gi omtrent riktig variasjon i temperatur og salinitet både som funksjon av dyp og av tid. Figur 11 viser observert temperatur og saltholdighet for utvalgte dyp i Bunnefjorden som funksjon av tid. Figur 12 viser tilsvarende modellresultater for omtrent de samme dypene. Det er her valgt å vise resultatet av utslipps-situasjon A, dvs. for tidsrommet 1985-90. Kjøringen for utslipps-situasjon B avviker litt, men ikke vesentlig i de fysiske forhold, pga. av at utslipp av avløpsvannet har en annen geografisk og dybdemessig fordeling.

Figurene viser at både temperatur og salinitet varierer omtrent som de skal på ulike dyp. Modellen gir et noe mer regelmessig mønster enn virkeligheten. Det er ikke overraskende, siden de uregelmessigheter som forekommer i naturen bare delvis er lagt inn i modellen. På 30-36 meters dyp gir modellresultatene noe for stor og for regelmessig variasjon i temperatur gjennom året. I virkeligheten er temperaturen omkring dette dypet (30 m) mye mer preget av skiftninger fra år til år og med en mer uregelmessig svingning gjennom året. Dette avviket kan være en indikasjon på at vertikalblandingen ikke er optimalt justert, det kan også være at det er randbetingelsene på utsiden av Drøbaksterskelen som ikke har et helt riktig svingningsmønster. Salinitet i overflaten er observert med noen svært lave verdier som ikke forekommer i modellkjøringen, det henger nok sammen med at vannføring i vassdrag er jevnet ut på månedsbasis i modellen.



Figur 11. Observert temperatur og saltholdighet som funksjon av tid for utvalgte dyp i Bunnefjorden, stasjon EP1.

I middel ca. 7 observasjoner pr. år.



Figur 12. Modellsimulering av temperatur og saltholdighet som funksjon av tid for utvalgte dyp i Bunnefjorden.

12 datapunkter tatt ut pr. år

5.2. Dypvannsfornyelser og vertikalblanding

For å se hvordan modellen er i stand til å simulere vertikalblandingen i dyplagene kan observasjoner og modell-resultater sammenlignes på flere måter. For det første kan vi se på om modellen realistisk beskriver hvordan tetthet i dyplagene fra 70-120 m dyp varierer over tid i de to bassengene. Et annet kriterium er om vertikalsjiktningen varierer omtrent riktig med dyp og over tid, og hvordan dette er koblet til tetthetsvariasjonene i tid.

Dynamikken i dypvannsutskiftninger og vertikalblanding er bestemt av tettheten, og det er derfor valgt å fokusere på det når det gjelder dypvannet. Tettheten i sjøvann er en funksjon av saltholdighet og temperatur. Den angis vanligvis i såkalte sigma-t enheter (σ_t), definert som $\sigma_t = \text{kg/m}^3 - 1000$. Ferskvann ved 4°C har tetthet $\sigma_t=0$. Saltinnholdet øker tettheten med $0.7\sigma_t$ -enheter pr. ‰, mens tettheten avtar med økende temperatur i det aktuelle variasjonsområdet, sterkere jo høyere temperaturen er. Tetthetsforholdene i dyplagene er hovedsakelig knyttet til variasjoner i saltholdigheten, idet temperaturen ligger lavt og er nokså konstant (4-6°C).

5.2.1. Vestfjorden

Figur 13 viser hvordan tettheten faktisk har variert i dyplagene i Vestfjorden i perioden fra 1973 og ut 1991, basert på datamaterialet fra overvåkningen av indre Oslofjord. Figur 14 viser til sammenligning hvordan tettheten på omtrent tilsvarende dyp varierer i en modell-simulering.

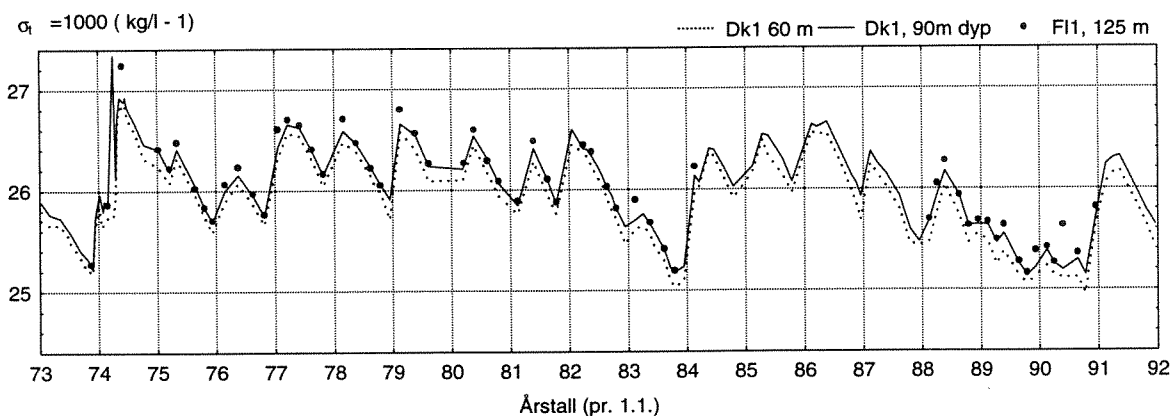
Det dominerende trekket i observasjonsmaterialet er en nokså jevn reduksjon av tettheten gjennom vår, sommer og høst, forholdsvis konstant, med rater omkring 0.1 σ_t -enhet pr. måned, som regel etterfulgt av en markert økning av tettheten igjen i løpet av vinteren. Nedgangen i sommerhalvåret skyldes vertikalblanding mellom dyplagene og de lettere vannmassene lenger opp, og reduksjonsraten er et godt kriterium for å justere vertikalblandingen. Den brå økningen om vinteren skyldes at saltre og tyngre vannmasser strømmer inn over Drøbaksterskelen og fortrenger (og blander seg med) det gamle dypvannet.

Som det fremgår av figur 13, vil innstrømningen ikke alltid gi en like stor økning i tettheten i Vestfjorden. I periodene 1974-76, 1982-83 og 1988-90 avtok tettheten i Vestfjorden etter innstrømning fra år til år. Dette kan henge sammen med lavere tetthet i innstrømningsvannet, og/eller mindre innstrømning. Dypvannsfornyelsen viser seg også ved økt oksygeninnhold i dypvannet. Oksygenkonsentrasjonen i dypvannet i Vestfjorden (figur) er mer konstant fra år til år enn tettheten. Den varierende tettheten i Vestfjorden fra år til år henger altså mest sammen med varierende tetthet i fornyingsvannet omkring terskeldyp utenfor Drøbaksterskelen. Lav tetthet på fornyingsvannet kan også gi mindre innstrømningsvolum, idet tetthetsforskjellene regulerer innstrømningen. Magnusson og Johnsen (1993) har beregnet dypvannsfornyelsen i hele indre Oslofjord for årene 1973-1992 (1.11-31.10) og det fremgår at i 1975-76, 1983 og i 1989-90 var utskiftningen mindre enn gjennomsnittet.

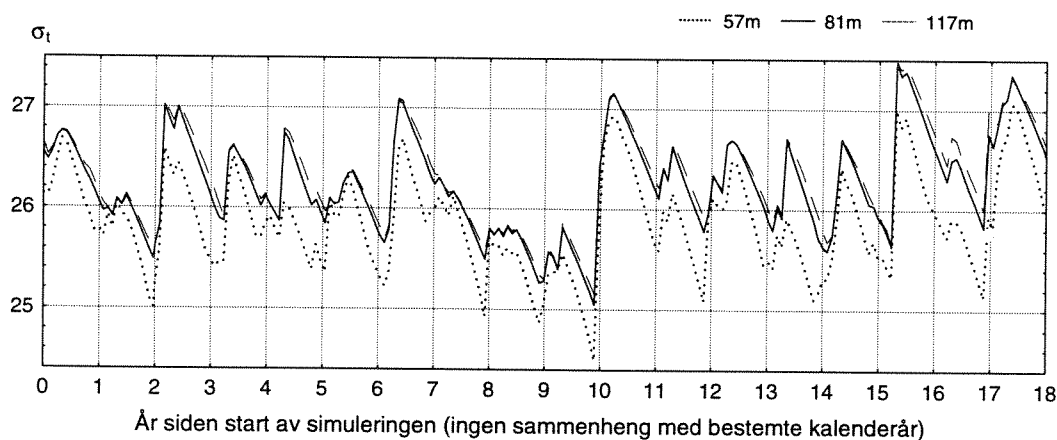
Figur 13 viser at tettheten i stor grad varierer parallelt på alle dyp opp til 50 m, med en nokså konstant tetthetsforskjell mellom de forskjellige dypene. Rett etter innstrømningene kan det være litt tyngre vann (forskjell 0.1 σ_t) på FL1 sør i Vestfjorden og DK1 lenger nord ved Steilene, men stort sett er det så å si homogen tetthet under 90 m i hele Vestfjorden.

Modellresultatene i figur 14 viser mye av de samme trekkene som observasjonene. Som drøftet på side 46f, kan vi ikke vente å finne det historiske forløpet i figur 13 gjenskapt av modellen, i den forstand at variasjonene fra år til år skal ha samme rekkefølge som i

observasjonene. Det vi kan håpe på er at variasjonen gjennom året er omtrent den samme, og at variasjonene fra år til år er omtrent like store, og følger et omtrent tilsvarende statistisk mønster.



Figur 13. Observert tetthet i dyplagene i Vestfjorden, 1973-1992



Figur 14. Modellsimulering av tetthet i dyplagene i Vestfjorden, for utslipps-situasjon 1985-90.

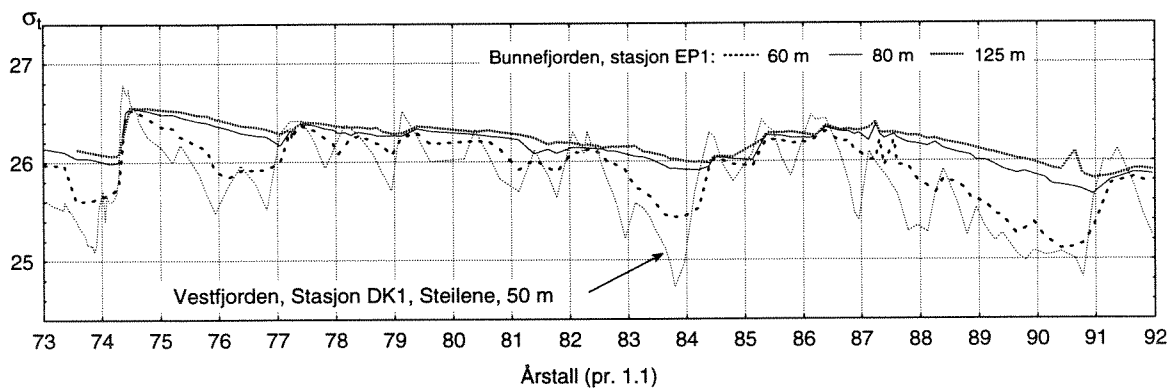
En sammenligning mellom de to figurene viser at modellen har omtrent den samme konstante reduksjonsraten som i observasjonene, med stort sett parallell variasjon på ulike dyp. Modellen ser også ut til å kunne reprodusere den nedgangen i tetthet over flere år som av og til observeres i fjorden (1982-83, 1987-90 sammenlignet med simuleringsår 6-9).

Modellkjøringen gir imidlertid kanskje en litt for rask reduksjon av tettheten, og det er også for stor tetthetsgradient i dyplagene sammenlignet med observasjonene. Dette er delvis spørsmål om riktig variasjonsmønster i randområdet, og også et spørsmål om å justere de koeffisientene som styrer innstrømnings- og blandingsprosessene. De fysiske prosess-

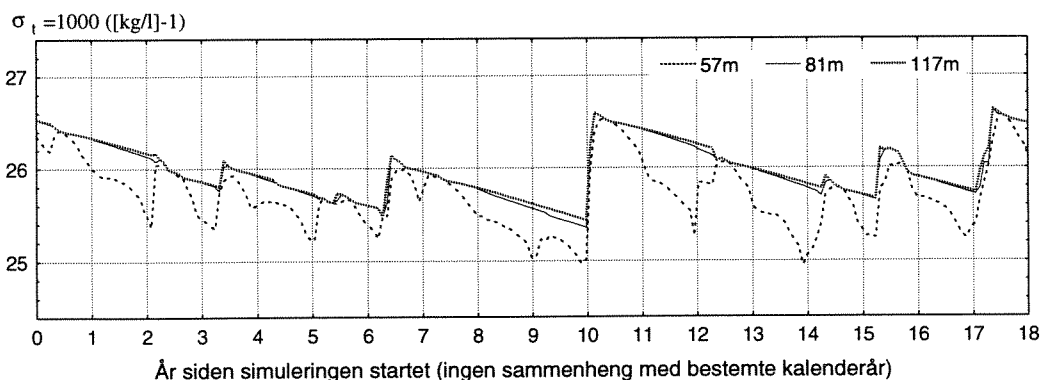
beskrivelsene i modellen er blitt noe modifisert i slutfasen ut fra erfaring med tidligere kjøring av modellen. Tetthetsøkningen ved de årlige dypvannsfornyelsene fremtrer som kraftigere og bråere, men det kan delvis skyldes at simuleringene er registrert 12 ganger i året, mens observasjonene for det meste er gjort 6 ganger i året.

5.2.2. Bunnefjorden

Figur 15 viser hvordan observert tetthet har variert i dyplagene på stasjon EP1 midt i søndre del av Bunnefjorden (kart). Det fremgår at dette bassenget har et vekslende variasjonsmønster, hvor stagnasjonsperioder på 2-4 år uten dypvannsfornyelser adskilles av perioder på 3-6 år med årlige fornyelser av større eller mindre omfang. Det er naturlig ut fra de vekslingene som observeres i Vestfjorden mellom ulike år. Dataserien er for kort til å si at dette er et generelt mønster, men det preger iallfall den observerte 20-årsperioden vi ser på her. Figur 16 viser tilsvarende modellresultater til sammenligning.



Figur 15. Observert tetthet i dyplagene i Bunnefjorden, 1973-1992, sammenlignet med tetthet i Vestfjorden omkring terskeldyp ved Bygdøy.



Figur 16. Modellsimulering av tetthet i dyplagene i Bunnefjorden, for utslipps-situasjon 1985-90.

Observasjonene i figur 15 viser at i stagnasjonsperiodene vil tettheten i dyplagene i Bunnefjorden avta nokså jevnt, men mye langsommere enn i Vestfjorden. Reduksjonsraten er 0.1-0.2 σ_t -enheter pr. år, tilsvarende en reduksjon i i saltholdighet på 0.15 - 0.2 ‰ pr. år, fra omkring 80 m dyp og nedover. Forskjellen mellom Bunnefjorden og Vestfjorden er antatt å skyldes at Vestfjorden har mer blandingsenergi, knyttet til interne tidevannsbølger (Stigebrandt 1976). Figuren viser at Bunnefjorden hadde slike stagnasjonsperioder 1974-1976, fra 1983-1984, og fra 1987-1990.

Dypvannsfornyelsene i Bunnefjorden vil igjen øke saltholdigheten og tettheten, men det er ikke alle slike fornyelser som gir en markert tetthetsøkning. Tilsvarende fremstilling av observerte oksygenkonsentrasjoner (figur 24, side 59) viser at i perioden 1974-1984 var det en vesentlig dypvannsfornyelse både i 1977, 1979 og 1982, idet oksygenkonsentrasjonene hver gang økte med 2-3 ml/l, men saltholdighetsøkningen ved hver fornyelse var bare ca. 0.1‰. Nettoresultatet for hele denne perioden var at tettheten i dyplagene ble redusert med ca. 0.5 σ_t -enheter til ca. 26. Etter en periode med innstrømninger i 1984-1986 var det sammenhengende stagnasjon i perioden fra 1987 til 1990, med ny nedgang til $\sigma_t < 26$. Bare innstrømningen i 1974 ga en markert tetthetsøkning, ellers ser det ut til at det ofte kreves innstrømninger flere år på rad etter en slik stagnasjonsperiode for at tettheten skal bli like høy som ved starten av perioden.

I figur 15 er tettheten omkring 50 m dyp i Vestfjorden også tegnet inn, dvs. omkring maksimaldyp på terskelen mellom Bunnefjorden og Vestfjorden. Det fremgår nokså tydelig at vekslingen mellom stagnasjonsperioder og dypvannsfornyelser i Bunnefjorden er knyttet til variasjoner i tetthet i Vestfjorden omkring dette dypet.

Sammenligning av observert tidsforløp i figur 15 med modellresultatet i figur 16 viser at hovedtrekkene gjenskapes ganske bra av modellen. I de dypeste lagene avtar tettheten langsomt, og store dypvannsinnstrømninger skjer stort sett bare med noen års mellomrom, og knyttet til høyere tetthet omkring 50 m i Vestfjorden. Det er likevel forskjell mellom modell og virkelighet, ved at modellen gir et enda noe jevnere forløp i dyplagene, dessuten er det her kanskje noe for liten tetthetsgradient i dyplagene. Det kan også se ut til at endel mindre innstrømninger uteblir i modellen. Det er nærliggende å sette det i forbindelse med at temperaturen omkring 30 m i Vestfjorden varierer for regelmessig og kraftig gjennom året i modellen, som nevnt på side 47. Det kan også tenkes å gjelde litt dypere ned mot terskelen ved Bygdøy, uten at det foreløpig er undersøkt spesielt. Med en mer uregelmessig variasjon her kan en tenke seg at det oftere vil oppstå marginale situasjoner med litt tyngre vann som gir en viss innstrømning på dypere lag.

5.3. Næringssalt-konsentrasjoner i overflaten.

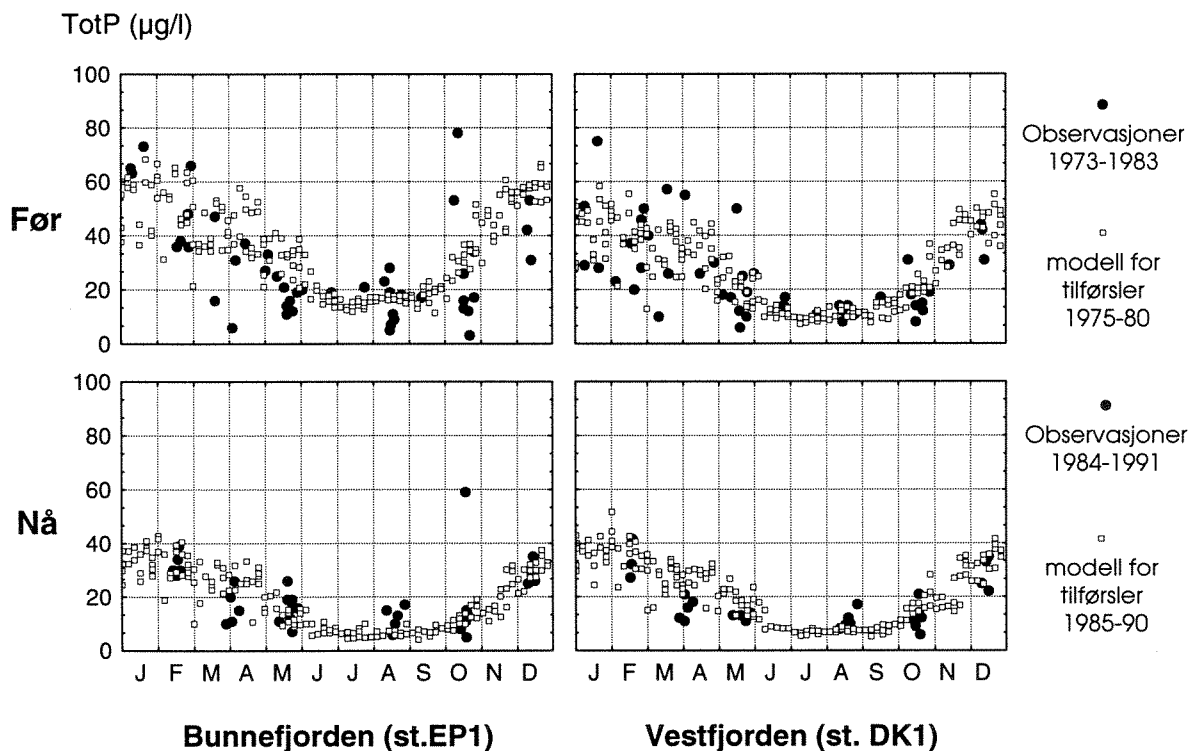
For næringsstoff-konsentrasjoner i overflaten er det også variasjoner fra år til år. For å sammenligne observerte næringsstoff-konsentrasjoner i overflaten med modell-resultatene, er det valgt å legge data for alle år på hverandre i en grafisk fremstilling av variasjonsmønsteret gjennom året. Dette gir et statistisk/grafisk bilde av hvordan næringsstoff-konsentrasjon varierer statistisk som funksjon av tid på året. Det gir grunnlag for å bedømme visuelt hvordan modell-resultatene stemmer med observasjonene.

For næringssalter er det sentralt å se på de endringer som har skjedd i løpet av perioden fra 1973 til 1992. Den største forandringen i utslippssituasjonen skjedde i 1983, som var første år

sentralrenseanlegget på Slemmestad (VEAS) var i full drift, og det er derfor valgt å dele observasjonsperioden ved 1983. Når observasjonene deles opp på denne måten, gir de et visuelt bilde av hvordan forholdene har endret seg, som kan sammenlignes med tilsvarende fremstillinger av resultatene fra de to modellkjøringene for tidligere og nåværende utslippssituasjon. En slik sammenligning vil vise om modellen gir en realistisk respons på endringer i tilførslene.

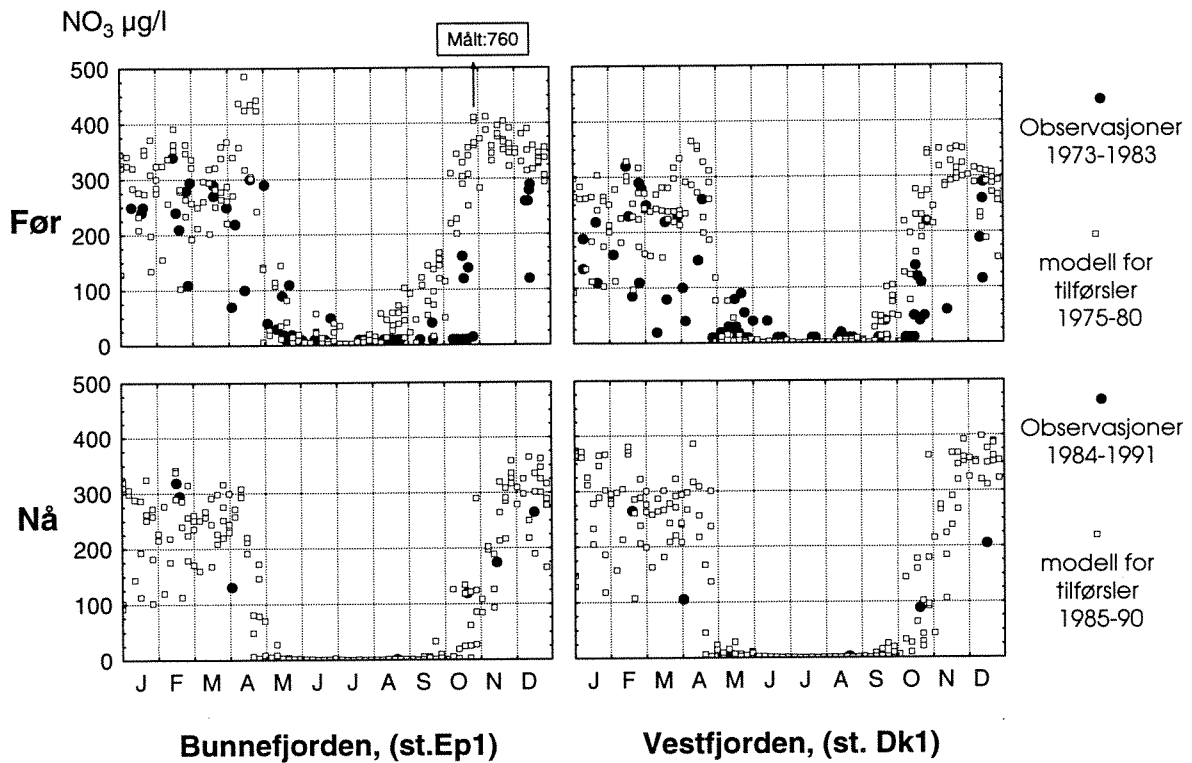
Figur 17 viser et visuelt statistisk bilde av hvordan total fosforkonsentrasjon i 0 og 2 meters dyp varierer gjennom året. Figuren viser observasjoner sammen med resultat av modellkjøringene. Forløpet er vist separat for Bunnefjorden og Vestfjorden, og både før og nå-situasjon er vist. Observasjonsperioden 1973-1983 er sammenholdt med modellkjøringen for tilførsels-situasjonen omkring 1975-80, og perioden etter 1983 med modellkjøring for dagens tilførsler (1985-90).

Modell-resultatene viser mindre variasjon enn observasjonene, og det er naturlig, siden tilførslene er jevnet ut på månedsbasis i modellen. Gjennomsnittlig nivå ser ut til å stemme bra, og modellen ser også ut til å gi realistisk variasjonen gjennom året og forskjell mellom bassenger. Både modell og observasjoner viser tendens til noe høyere verdier i overflaten om sommeren i den tidligere perioden sammenlignet med Vestfjorden, og lavere og nokså like nivåer i de to bassengene for dagens situasjon.



Figur 17. Observerte verdier og modellresultater for totalfosfor i overflaten i Bunnefjorden og Vestfjorden som funksjon av årstid, for perioden før og etter 1983.

Figur 18 gir en tilsvarende fremstilling av resultatene for nitrat i overflaten. Det er valgt å bruke nitrat fremfor totalnitrogen, fordi det er usikkert hvor mye av observert total-nitrogen som er biotilgjengelig (se side 63). Figuren viser ikke så mange observasjoner for perioden etter 1983 (1992-93 ikke kommet med her), men ut fra det som er med, ser det ikke ut til å ha skjedd noen vesentlig endring av nitratkonsentrasjonene i overflaten i forhold til tiden før 1983. Modellen viser også omtrent samme nivåer om vinteren for de to utslipps-situasjonene.



Figur 18. Observerte verdier og modellresultater for nitrat i overflaten i Bunnefjorden og Vestfjorden som funksjon av årstid, for perioden før og etter 1983.

5.4. Partikulært materiale i overflaten.

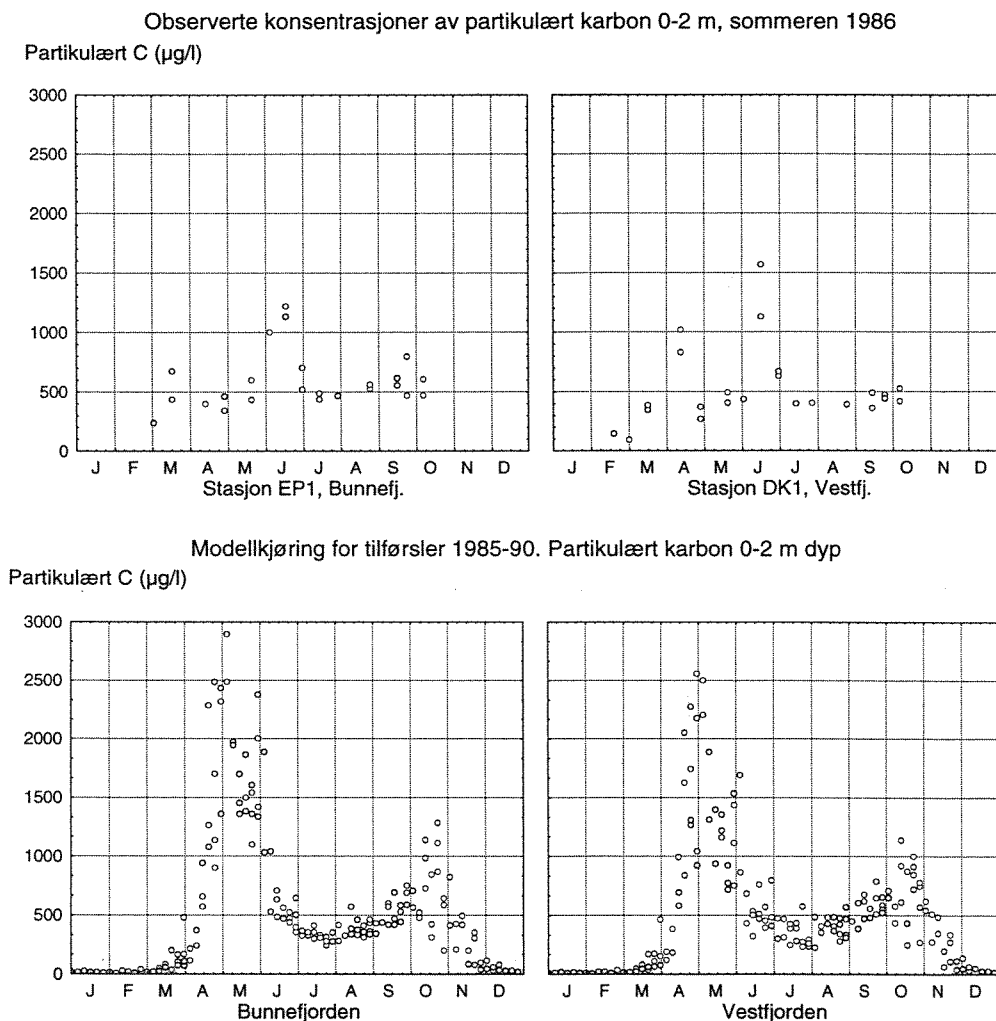
Det er også interessant å se hvordan modellen stemmer overens med observasjoner når det gjelder mengde og sammensetning av partikulært organisk materiale.

Den årstids-variasjon i næringsalter som er beskrevet i forrige avsnitt har sin årsak i de biologiske prosessene i overflatelag, som beskrevet tidligere i avsnitt 3.2. fra side 29. Om sommeren brukes tilgjengelige næringsstoffer i vannet i algeveksten, og bindes altså til partikulært materiale. Totalt innhold av næringsstoffer i overflatelaget reduseres, som vist for fosfor i figur 17, fordi endel transporteres ned til dypere lag med synkende partikulært materiale. Dette forsterkes av at det er forholdsvis lave tilførsler av nye næringsstoffer fra land, og begrenset transport nedenfra på grunn av den markerte lagdelingen av vannmassene. Som nevnt tidligere er det vekst og omsetning av partikulært materiale i overflaten som er årsak til nedsynkningen av partikulært materiale, og som gir oksygenbelastning på dypvannet.

I modellen vil sammensetningen av alger og dødt organisk materiale variere ut fra balansen mellom de forskjellige komponentene og prosessene. Spesielt gjelder det C:N:P-forholdene. I modellbeskrivelsen er veksthastigheten hos algene knyttet til deres kjemiske sammensetning.

Diatoméer antas å synke med økende rater ved tiltagende næringsstoffbegrensning. Beiting vil bidra til både resirkulering av næringsalter og utsynking av biomasse til dypere lag, og holde den spesifikke veksthastigheten oppe, og derved regulere C:N:P-forholdet hos algene. De koeffisientene som er lagt inn i modellen innebærer at planktonalgene er mye mer fleksible mht. behovet for fosfor enn når det gjelder N generelt, og Si for diatoméer.

Som indikasjon på om modellen gir et realistisk bilde av prosessene i overflatelaget skal vi se på mengde og sammensetning av partikulært stoff i overflatelaget. Vi sammenligner da med et datamateriale fra indre Oslofjord 1986 stilt til rådighet av professor Paasche ved Universitet i Oslo, bl.a. beskrevet i Paasche og Erga (1988). I dette materiale er næringsalter og partikulært C:N og P målt på flere stasjoner hver 14. dag gjennom produksjonssesongen (februar - oktober) fra 0 til 32 m dyp. Data gjelder for totalt partikulært materiale, dvs. at det også vil omfatte ikke-organiske partikler, men vi vil anta at det i hovedsak er organisk materiale. Figur 19 viser øverst hvordan observert mengde organisk partikulært stoff i 0-2m dyp varierte gjennom sesongen på de to hovedstasjonene i Bunnefjorden og Vestfjorden, og nederst tilsvarende modellresultater for sjiktet 0-2m for de to bassengene i nå-situasjonen, dvs. for tilførsler i perioden 1985-90.



Figur 19. Partikulært organisk karbon i overflatelaget i indre Oslofjord, observert i 1986 og beregnet av modellen for tilførsler (1985-90)

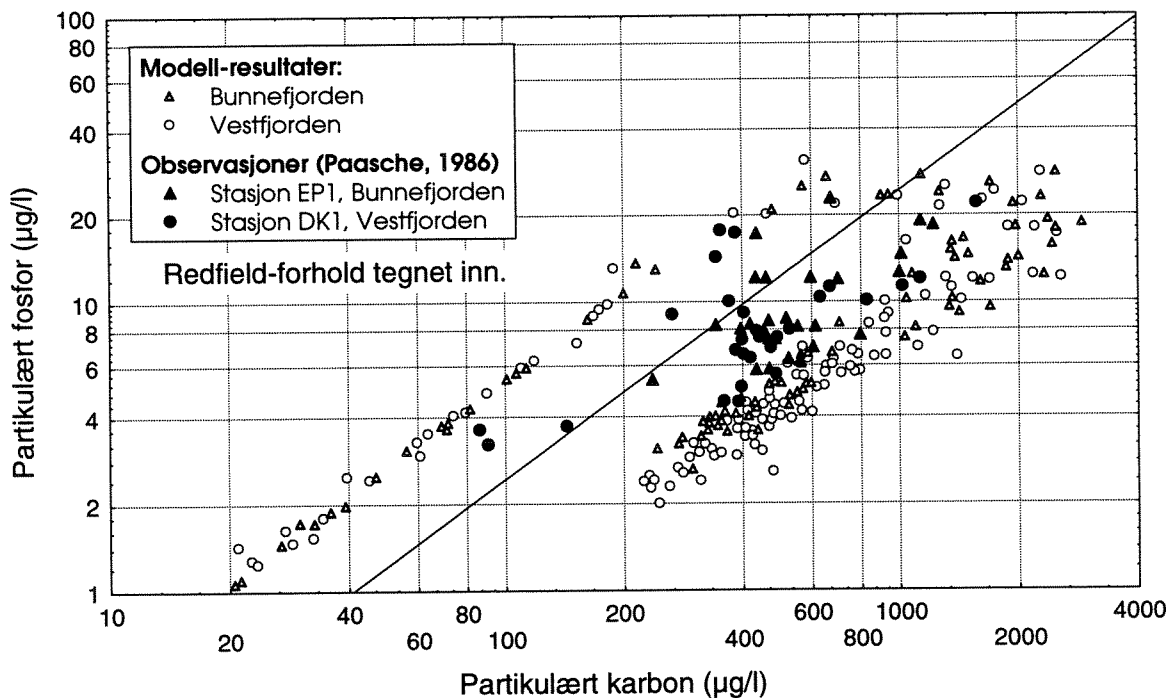
Data fra E. Paasche, kfr. Paasche og Erga (1988).

Når det gjelder observasjonene, er det diatoméene som dominerer de forholdsvis kortvarige toppene. Det fremgår både av celle-antall for ulike arter (Paasche og Erga 1988), og av at økningen i partikulært karbon faller sammen med at fritt silikat forbrukes. Det samme er tilfelle i modellresultatene, idet de store toppene er diatoméer, mens det i mellomliggende perioder er relativt mer plankton fra modellgruppe 2 (flagellater) og zooplankton.

Konsentrasjonen av partikulært materiale mellom toppene er omtrent som observert. Modellen slik den er kalibrert for disse kjøringene greier imidlertid ikke helt å gjenskape de toppene som er observert. Diatomé-toppen blir i middel for stor og for langvarig, og modellen får ikke frem mønsteret med to topper, en i mars og en i mai-juni, som også har vært typisk tidligere, ifølge Braarud og Nygaard (1966). Istedet gir modellen bare én, ganske langvarig diatomé-topp om våren, og en sent på høsten. Det ser ut til at koeffisientene i ligningene for utsynking av diatoméer må justeres i retning av en tidligere og mer fullstendig utsynking, dette er noe det må arbeides videre med.

Det må likevel bemerkes at de observasjonene modellen er sammenlignet med bare gjelder ett bestemt år. Modellresultatene gir et statistisk bilde av variasjonene gjennom 20 år, og det fremgår at størrelsen på toppene er sterkt variabel fra år til år. Det er derfor ikke uten videre gitt at det gjennomsnittlige modellforløpet skal stemme akkurat med observasjonene i 1986. Iallfall når det gjelder størrelsen på toppen ligger de observerte verdiene innenfor variasjonsområdet for modellresultatene.

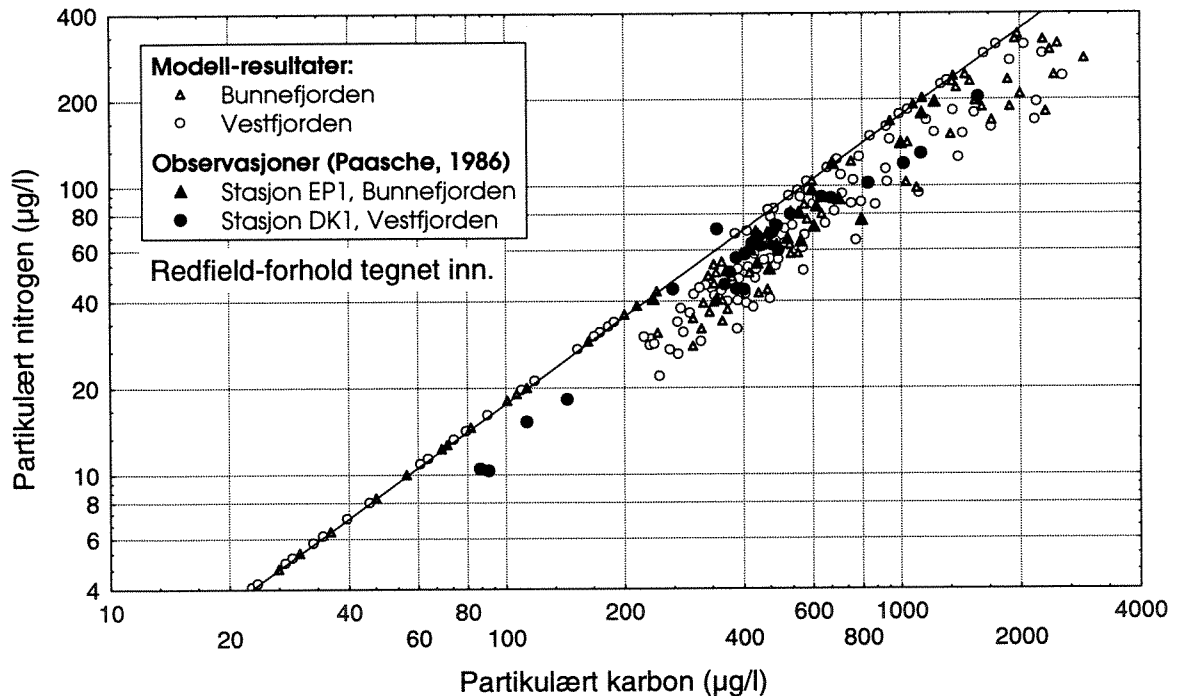
I figur 20 og 21 er mengdeforholdet C:N:P i partikulært organisk materiale fra modellen sammenlignet med tilsvarende verdier fra Paasches data. Det fremgår at modellen kvalitativt gjensker et viktig trekk ved observasjonene: C:P-forholdet varierer sterkt, mens C:N-forholdet er noe mer konstant. På grunn av de forholdene som er nevnt ovenfor gir modellen også noe større variasjon i C:P og C:N-forhold enn det som er observert.



Figur 20. Partikulært P:C-forhold i overflatelaget i indre Oslofjord, modell for tilførsler 1985-90 og observasjoner 1986.

Data fra E. Paasche, kfr. Paasche og Erga (1988).

I modellen er variasjonene knyttet til at veksthastigheten til planteplankton er mer kritisk avhengig av N-innholdet i algecellene enn til P-innholdet. Det er også lagt inn et luksusopptak av P som gjør at C:P-forholdet blir lavere enn Redfieldforholdet om vinteren ved lave konsentrasjoner. Det gir et variasjonsområdet som for såvidt stemmer brukbart med det en finner i observasjonene, når en tar i betraktning at modellresultatene omfatter flere år, og derfor også variasjon mellom ulike år, mens observasjonene bare er fra et bestemt år. Det gjenstår imidlertid å vurdere om de ting som er lagt inn i modellen er representative for hva som skjer i virkeligheten, og om f.eks. variasjonen over tid i C:P og C:N-forhold er realistisk.



Figur 21. Partikulært N:C-forhold i overflatelaget i indre Oslofjord, modell for tilførsler 1985-90 og observasjoner 1986.

Data fra E. Paasche, kfr. Paasche og Erga (1988).

En sammenligning av de viste modellresultatene med simuleringen for før-situasjonen (tilførsler 1975-80) viser at diatométoppene blir noe redusert ved reduserte tilførsler i modellen, men ikke så mye. Zooplankton og blåskjell blir omtrent halvert, mens de andre planktonalgene blir redusert noe mindre, ca. 20-30%. Vi har ikke hatt tilgang til data som gjør at en kan se direkte hvor riktig dette er.

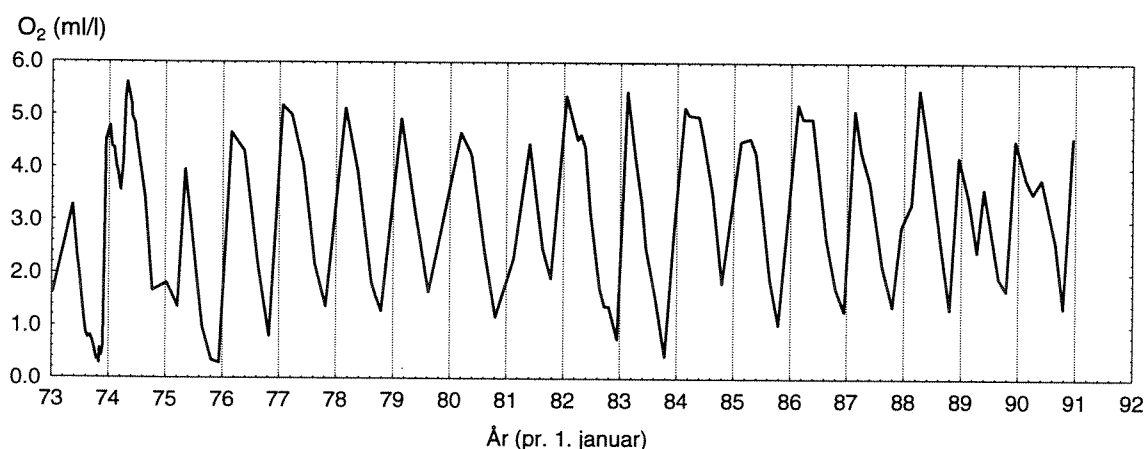
5.5. Oksygen-forhold i dypvannet.

Partikulært materiale som synker ned i dypere lag vil delvis brytes ned på veien, delvis akkumulere på bunnen i forskjellige dyp og brytes ned der. Resultatet viser seg i oksygenforbruk og utløsning av næringssalter. Nedenfor skal vi først se hvilke resultater modellen gir for oksygenforbruket i de to hovedbassengene, og hvordan det stemmer med observasjonene.

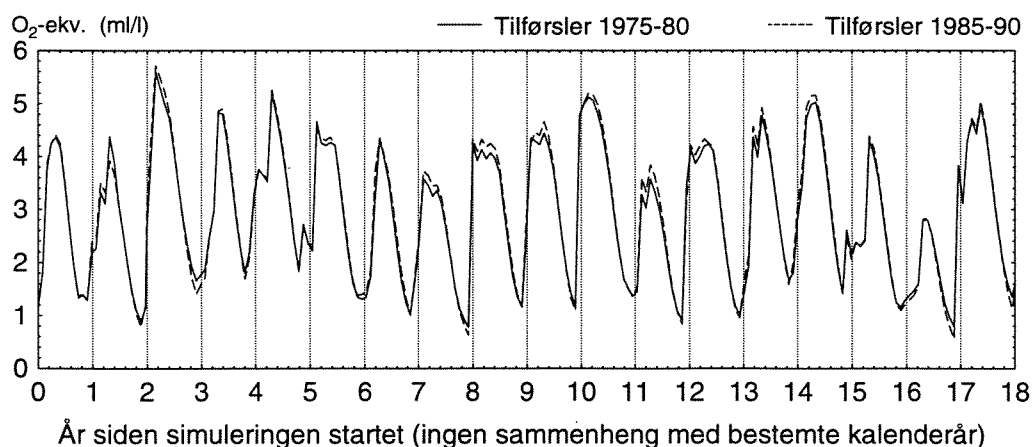
5.5.1. Vestfjorden

Figur 22 viser observerte oksygenkonsentrasjoner på 80 m dyp i Vestfjorden, og figur 23 tilsvarende for de to modellkjøringene. Simuleringsforløpet viser samme type variasjon som observasjonene, med en mer eller mindre regelmessig svingning knyttet til dypvannsinnstrømningene om høsten. Både maksimumsnivå og minimumsnivå er omtrent riktig i modellen, og viser også samme type variasjon fra år til år. De ulike årene viser litt ulike mønstre, og også når det gjelder variasjonene fra år til år gjensker modellen meget nær observerte forhold. Både observasjon og simulering har enkelte år hvor oksygenfornyelsen skjer raskt til verdier rundt 5 ml/l eller høyere, og andre år hvor fornyelsen skjer langsommere eller er av mindre omfang.

Som det fremgår av figur 23, er simuleringsforløpene for oksygen på 80 m i Vestfjorden omtrent like for de to tilførsels-situasjonene. Reduksjonen i utslipp fra 1975-80 til 1985-90 gir en økning i oksygenivå på bare 0.2 ml/l. Det stemmer for såvidt med observasjonene, som ikke viser klare tegn til noen vesentlig endring fra 75-80 og frem til 85-90, når en tar i betraktning variasjonene fra år til år.



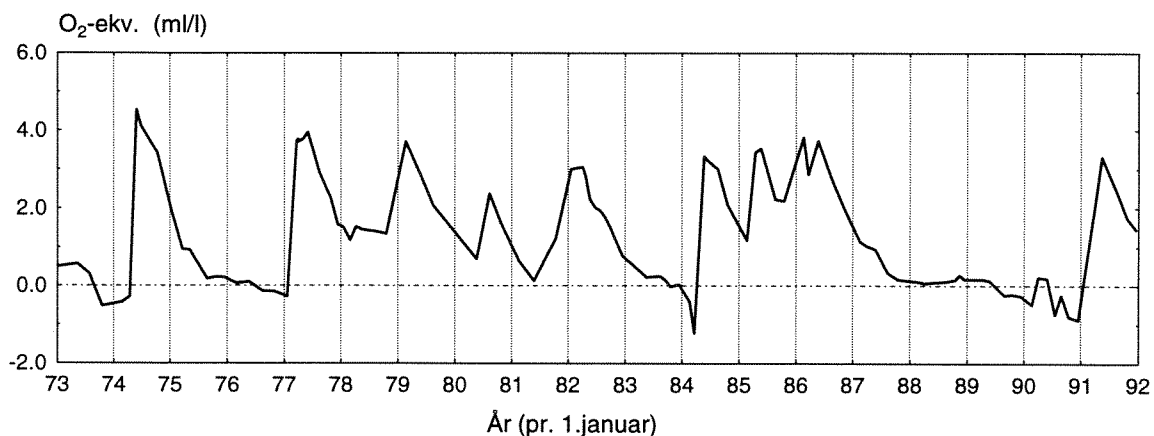
Figur 22. Observerte oksygeninnhold i Vestfjorden, stasjon DK1, på 80 m dyp.



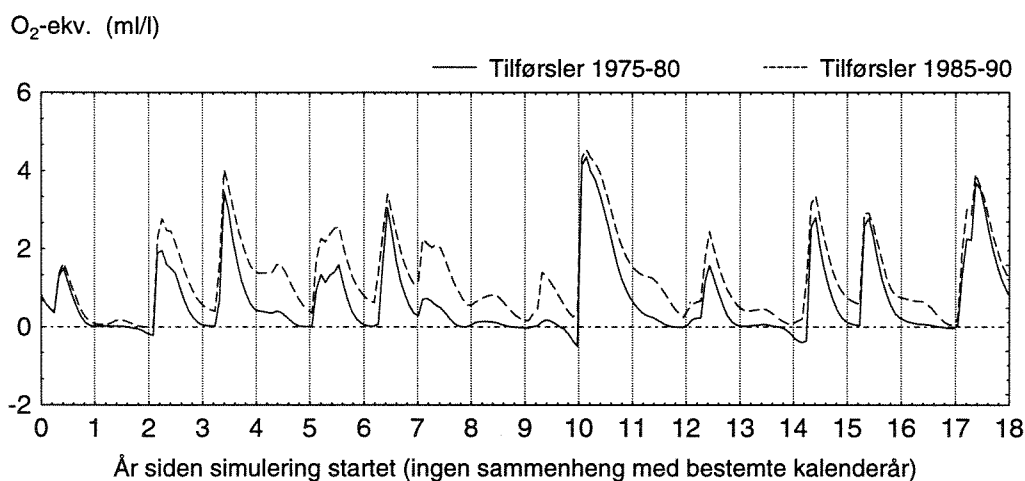
Figur 23. Simuleringsresultater for oksygeninnhold i Vestfjorden på ca. 80 m dyp.

5.5.2. Bunnefjorden

Oksygenforholdene i Bunnefjorden er mye mer variable, og har et forløp som er knyttet til de uregelmessige dypvannsstrømningene. Figur 24 viser observert oksygeninnhold på 80 m dyp i Bunnefjorden, og figur 25 tilsvarende kurver for de to modellkjøringene.



Figur 24. Observert oksygeninnhold i Bunnefjorden, stasjon EP1, på 80 m dyp.



Figur 25. Simuleringsresultater for oksygeninnhold i Bunnefjorden på ca. 80 m dyp.

En sammenligning av det observerte oksygen-forløpet i figur 24 med tetthet i figur 15 viser tydelig at oksygenfornyelsene skjer når vannet i Vestfjorden omkring 50 m blir tyngre enn dypvannet i Bunnefjorden. I stagnasjonsperiodene (1975-76, 1983 og 1987-90) flater oksygenivået ut like over 0, og kan holde seg på det nivået i ett til to år før det utvikles sulfid i vannmassene. Tidsserien er for kort og uregelmessig til å si om de endringene i tilførsler som har skjedd i perioden, har endret oksygen-forholdene vesentlig. Det kan se ut til at oksygenreduksjonen går noe langsommere (1988-87 i forhold til 1974-75), selv om observasjonsserien er for kort til å si om det er representativt. Det er vanskelig å sammenligne første og siste del av dataserien direkte, fordi de fysiske forholdene er ulike. En kan legge merke til at under den 4 år lange sammenhengende stagnasjonsperioden i siste del av perioden går det 2-3 ganger lengre tid før det utvikles hydrogen sulfid i vannmassene enn ved de tidligere, kortere stagnasjonsperiodene. Det kan kanskje være en respons på at den organiske belastningen på dypvannet har avtatt.

Modellsimuleringene i figur 25 viser på mange måter omtrent det samme forløpet som observasjonene. Modellen gjenskaper den utflatingen omkring oksygenivå 0 som observasjonene viser, med en akselererende utvikling av sulfid etter en viss tid. For å få til et slikt forløp, er det lagt inn i modellen en sammensatt prosessbeskrivelse av nedbrytningen, med følgende hovedelementer, forenklet fremstilt:

- Aerob nedbrytning reduseres ved lavt oksygenivå, og også av sulfid i sedimentet. Det siste antas å henge sammen med dårligere vilkår for faunaen.
- Redusert oksisk nedbrytning gir anaerob nedbrytning, først ved denitrifisering, men etterhvert som nitrat brukes opp, også ved sulfatreduksjon. Anaerob nedbrytning antas å foregå i en økende del av sediment eller i partikler ettersom oksygeninnholdet synker.
- Sulfatreduksjonen gir utvikling av sulfid. Det bindes i første omgang til sediment eller partikler som metallsulfider, vesentlig jernsulfid, idet jern går over fra treverdig til toverdig. Fosfor som før var bundet i jernhydroksidpartikler blir samtidig løst ut.
- Sulfidutviklingen i sedimentet antas å hemmes aktivt av selv lave oksygenkonsentrasjoner i vannmassene, og kommer først igang for fullt når det også blir sulfid i vannmassene. Det skjer når kapasiteten til å binde sulfid til utløst metall er brukt opp.
- Når utlekking av sulfid starter, vil det kunne hindre oksisk nedbrytning selv om det er oksygen i de frie vannmassene, ved at det skyver oksygenfronten ut av sediment og partikler.

Prosessbeskrivelsen er kvalitativt begrunnet i observasjoner og opplysninger i litteraturen (mer detaljert beskrivelse og referanser i rapport 2), og er i stand til å gjenskape det observerte forløpet kvalitativt, men den er svært følsom for endringer i de koeffisientene som inngår. Det er derfor ikke helt enkelt å justere den empirisk, og det er da også visse forskjeller mellom observasjoner og modell-resultater.

Generelt ser det ut til at oksygenforbruket er litt for stort i modellen, slik at reduksjonen går for raskt i forhold til det som er observert, spesielt for tilførselssituasjon tilsvarende 1975-80. Det kan skyldes at nedsynkningen av organisk materiale er for stor i modellen, at nedbrytningen hemmes for lite av sulfidutvikling i bunnsedimentet, eller at en for liten del av utviklet sulfid bindes permanent i sedimentet.

Simuleringen for tilførsler 1985-90 gir rater for oksygenreduksjon som ligger adskillig nærmere observerte forløp, men her flater oksygenverdiene ut på et for høyt nivå.

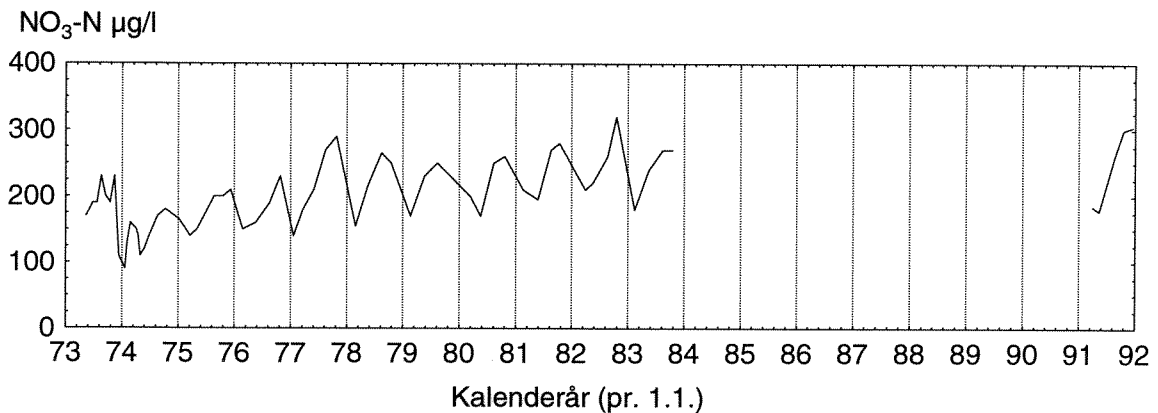
For å justere modellen bedre når det gjelder forholdene i Bunnefjorden vil det være av stor interesse å utvide observasjons-tidsserien, delvis ved å få med eldre data, og delvis å oppdatere med de seneste års observasjoner. Spesielt det å få med eldre data vil gjøre det mulig å sammenligne med modellresultater for et større spektrum av historiske situasjoner, og derved få bedre grunnlag for å vurdere modellen mot virkeligheten. Det er også mulig at beskrivelsene av sedimenteringsprosessen burde utvides med en enkel dypinndeling av sedimentet som bedre kunne beskrive de kjemiske endringene, med binding og utløsning av sulfid og fosfor som resultat.

5.6. Nærings salt-konsentrasjoner i dypvannet

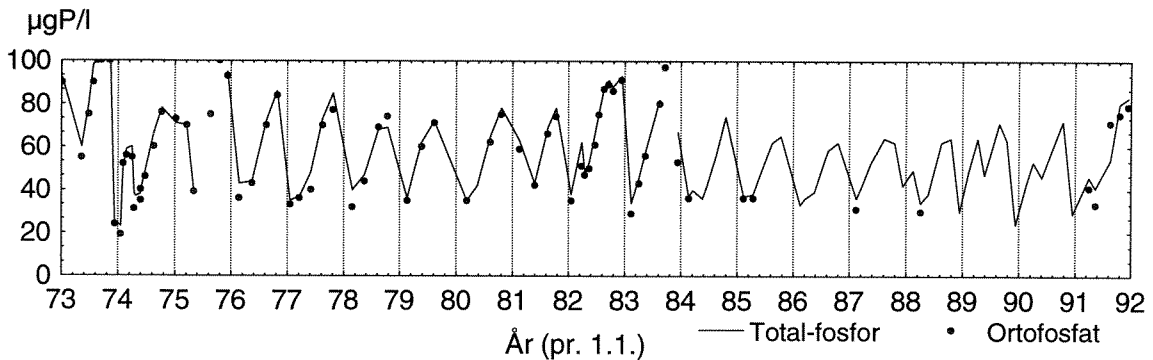
Variasjonene i oksygeninnhold i dypvannet som ble omtalt i forrige avsnitt, er i hovedsak et resultat av nedbrytning av organisk stoff som har sunket ut fra overflatelaget. Nedbrytningen remineraliserer nitrogen, fosfor og silikat, og gir derfor tilsvarende endringer i konsentrasjonene av nitrat, ammonium, ortofosfat og silikat. Vi skal her begrense oss til å se på nitrogen og fosfor.

5.6.1. Vestfjorden

Figur 26 viser observerte konsentrasjoner av nitrat på 80 m dyp i Vestfjorden. Ammoniumkonsentrasjonene er stort sett ikke målbare, og er derfor ikke tatt med. Totalt nitrogen er ikke vist, det ligger i snitt anslagsvis $100\mu\text{g/l}$ over verdien for nitrat+ammonium, selv om analyseusikkerhet gjør at det er store enkeltavvik fra dette. Denne forskjellen er nok så gjennomgående uavhengig av årstid og dyp, og gjelder begge bassenger. Det er nærliggende å tolke dette som en fraksjon som er lite biologisk tilgjengelig. Modellen omfatter bare det biologisk aktive nitrogenet, og det vil derfor antagelig ikke være riktig å sammenligne totalnitrogen i modellen med totalnitrogen i observasjonene.



Figur 26. Observerte konsentrasjoner av nitrat, st.Dk1, på 80 m dyp i Vestfjorden.

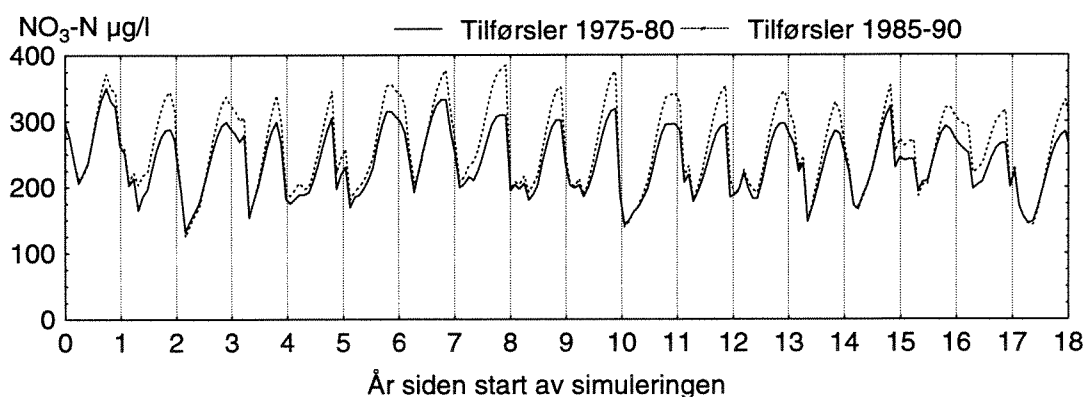


Figur 27. Observerte konsentrasjoner av ortofosfat, st. DK1, på 80 m dyp i Vestfjorden.

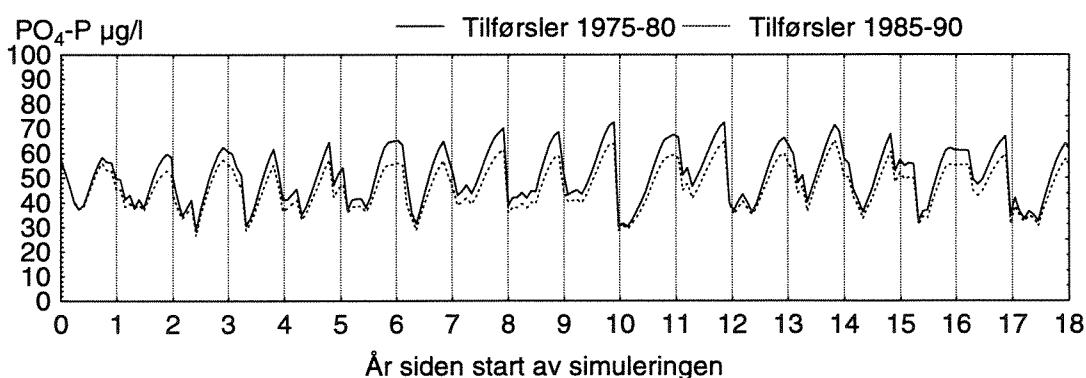
Figur 27 viser observerte konsentrasjoner av totalfosfor og ortofosfat på 80 m dyp i Vestfjorden. Total-fosfor er vist som kurve fordi det er mere data for det enn for ortofosfat,

men som figuren viser er omtrent alt fosfor i dypvannet ortofosfat, så den kan sammenlignes direkte med modellkurven for ortofosfat.

Begge kurvene viser en regelmessig fluktuasjon i takt med oksygenforbruket. Nitratkurven viser en økende trend fra år til år, mens det er tendens til en reduksjon av fosfor. Reduksjonen i fosfor-verdier skyldes rimeligvis nedgangen i tilførslene. Økningen i nitratkonsentrasjon i perioden kan skyldes at sammensetningen av organisk materiale er endret, men kan også være en følge av at denitrifiseringen har avtatt. Plott av akkumulert oksygenforbruk, fosfor og nitrat mot hverandre vil vise at oksygen og fosfor endrer seg omtrent slik en vil vente ut fra sammensetningen av det organiske materialet som synker ned, målt i sedimentfeller i 1985-86. Nitrat akkumulerer derimot i lavere konsentrasjoner enn forventet, og det relative avviket øker med økende fosfor-konsentrasjoner og oksygenforbruk. Akkumulering i sediment utgjør bare en forholdsvis liten del av totalt budsjett, og kan ikke forklare avviket. Ut fra dette kan det se ut som 25-50% av frigjort nitrogen blir fjernet ved denitrifisering i dypvannet.



Figur 28. Modell-resultat for konsentrasjoner av nitrat på 80 m dyp i Vestfjorden.



Figur 29. Modell-resultat for konsentrasjoner av ortofosfat på 80 m dyp i Vestfjorden.

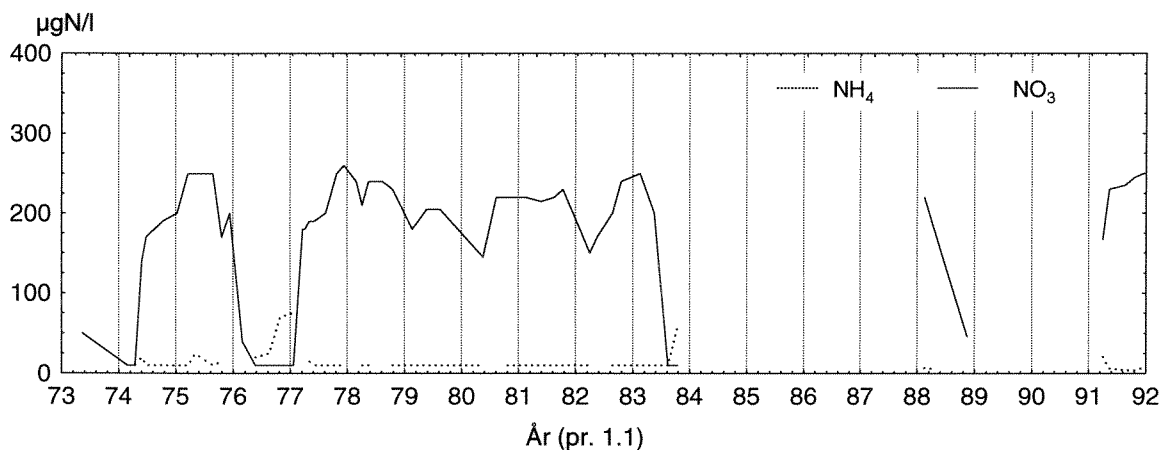
Modellkjøringene i figur 28 og 29 viser kvalitativt det samme forløpet som observasjonene, men med et litt annet forhold mellom nitrogen og fosfor. Både nivåene og de relative variasjonene er større enn observert for nitrat og mindre enn observert for fosfor. Det kan bety at denitrifiseringen beregnes for lavt av modellen. Forskjellen mellom de to kjøringene går imidlertid riktig retning: Tilførsler pr. 1985-90 gir høyere nitratverdier og lavere fosforverdier

sammenlignet med tilførsler pr. 1975-80, og det går samme vei som forskjellen mellom siste og første del av det observerte forløpet.

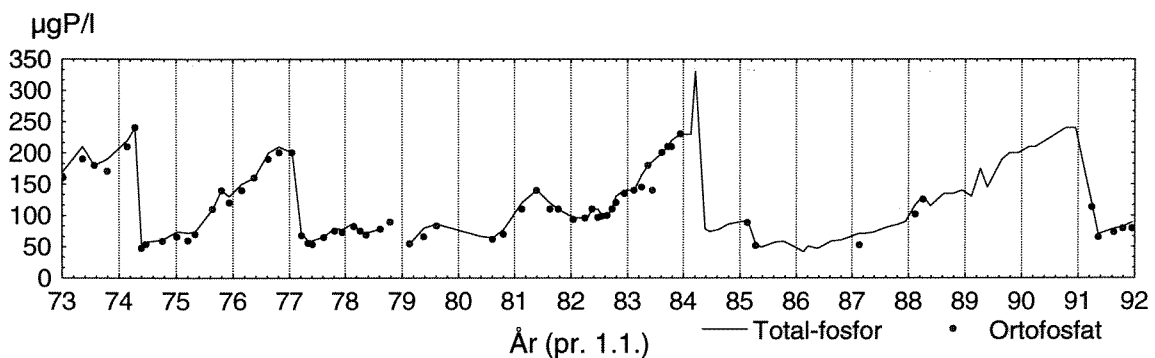
En analyse av modellresultatene viser at den beregnede denitrifiseringen i Vestfjorden i modellkjøringene er omkring 30% av beregnet total transport av partikulært nitrogen gjennom 20 m dyp. Det stemmer med det som er anslått ut fra observasjoner av N og P i dypvannet, dersom vi går ut fra at det meste av denitrifiseringen i modellen skjer under 20 meter (bare totalverdien pr. basseng skrives ut av modellen slik den er satt opp nå).

5.6.2. Bunnefjorden

Figur 30 viser observert nitrat og ammonium og og figur 31 totalfosfor på 80 meters dyp i Bunnefjorden. Også i dette tilfellet er det valgt å se på uorganisk næringssalt fremfor totalnitrogen, av samme grunner som for Vestfjorden (se forrige avsnitt).



Figur 30. Observert konsentrasjoner av nitrat og ammonium, st. EP1, på 80 m dyp i Bunnefjorden.



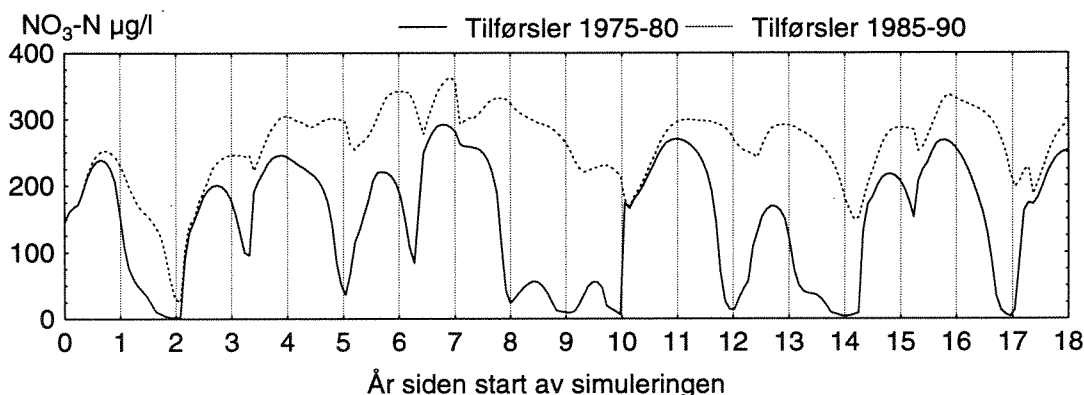
Figur 31. Observert konsentrasjoner av ortofosfat, st. EP1, på 80 m dyp i Bunnefjorden.

For nitrat er utviklingen helt annerledes enn i Vestfjorden. Øvre grense for nitratkonsentrasjoner er omtrent som i Vestfjorden i perioden 1973-76, litt over 200µg/l. Kurven for nitrat viser fire tilfeller av at alt nitrat ble forbrukt, og åpenbart denitrifisert, i løpet av 2 måneder til et halvt år. Slike episoder skjedde i 1974, 1976, 1983 og 1988, dvs. i 4 av de 19 år dataserien omfatter. En sammenligning med figur 24 viser at disse episodene alle skjedde idet

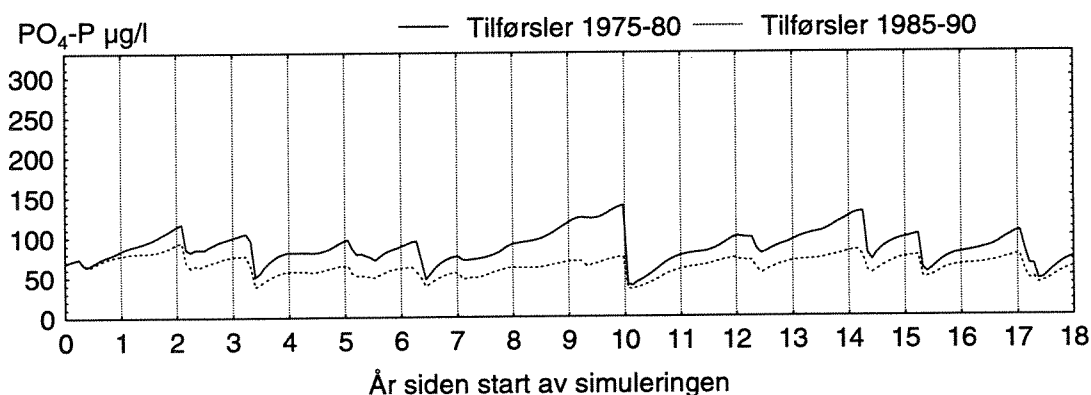
oksygenmangel inntraff i dypvannet. Ut fra oksygenkurven er det lite trolig at det har vært tilsvarende episoder av total nitratreduksjon i noen av de årene hvor det ikke er målt nitrat.

Når nitraten reduseres, begynner etterhvert ammoniumkonsentrasjoner å bygge seg opp, så det ser ut til at nedbrytningen fortsetter, men det går ca. et halvt år fra nitraten er brukt opp til det begynner å utvikle seg hydrogensulfid i vannmassene.

Fosforkurven viser også et forløp knyttet til oksygenforbruket. Når vannmassene er oksiske øker fosforkonsentrasjonene omtrent som i Vestfjorden. Etter at oksygenet er redusert til 0, fås en akselerert utløsning av fosfor. Et plott av fosfor mot akkumulert oksygenforbruk vil vise at det skjer en økning på ca. $100\mu\text{gP/l}$ i den perioden hvor oksygenet ligger rundt 0 ml/l . Noe av fosforøkningen i denne perioden vil skyldes den fortsatte nedbrytningen ved denitrifisering og etterhvert sulfatreduksjon. Det er imidlertid lite trolig at disse prosessene gir raskere nedbrytning enn de aerobe prosessene, og den økte utløsningen av fosfor skyldes derfor mest sannsynlig frigjøring av fosfor som var bundet til utfelte partikler så lenge vannet var oksisk.



Figur 32. Modell-resultat for konsentrasjoner av nitrat på 80 m dyp i Bunnefjorden.



Figur 33. Modell-resultat for konsentrasjoner av ortofosfat på 80 m dyp i Bunnefjorden.

Også her viser modellkjøringene i figur 32 og 33 kvalitativt det samme forløpet som observasjonene.

For nitrat er det også ganske god overensstemmelse kvantitativt. For tilførselssituasjonen 1975-80 blir maksimalnivået for nitrat omtrent som observert, og en ser at modellbeskrivelsen er i stand til å gjengi episodene med stor denitrifisering ganske godt. De opptrer oftere enn i observasjonene, men det skyldes at oksygenforløpet avviker. Simuleringsforløpet for tilførselssituasjonen 1985-90 viser en mellomsituasjon, med noen episoder hvor endel av nitrattet forsvinner. Det observerte forløpet kan synes å ligge et sted mellom de to simuleringsforløpene.

De modellkjøringene som er vist her gir et kvalitativt riktig forløp for fosfor, og når en sammenligner de to modellkjøringene ser det ut til å være en viss effekt av utløsning fra sediment og partikler for tilførsels-situasjonen 1975-80. Utløsningen er imidlertid alt for liten, og på dette punktet er modellen altså ikke justert inn. Tidligere kjøring har gitt bedre forløp på dette punktet, så prosessbeskrivelsen er i stand til å fange inn fenomenet.

5.6.3. Respons i blåskjell-populasjonen på endring i tilførslene

Forsøk med å endre vekst- og beite-karakteristikk for blåskjell i modellen tyder på at resultatet er svært følsomt for dette, og det ser derfor ut til at interaksjonen mellom blåskjell og plankton er av vesentlig betydning for å fange inn dynamikken i utviklingene. Tidligere forsøk på å kjøre modellen helt uten blåskjell har gitt helt andre resultater for plankton enn når blåskjell er med, det ser også ut som modellforløpet er svært følsomt for endringer i de koeffisienter som styrer blåskjellveksten. Det kan indikere at blåskjell er en kritisk faktor i utviklingen av eutrofisituasjonen.

Slik modellen er satt opp for kjøringene i denne rapporten, er det også blåskjell som viser den mest markante endringen i biomasse når tilførsler reduseres. For tilførsler pr. 1975-80 er ifølge modellen den samlede bløtdelsvekt for blåskjellbestanden om høsten på ca. 1500-2000 tonn karbon. Når tilførslene reduseres til situasjonen pr. 1985-90 reduseres blåskjellbestanden til det halve, og den når da maksimalverdier på omkring 700 tonn karbon om høsten.

En feltundersøkelse i november 1988 ga et biomasse-estimat på 1160 ± 500 karbon, og begge modell-resultatene ligger innenfor dette. Dette viser at modellen er justert slik at blåskjellbestanden oppnår en realistisk størrelse.

Vi har ikke data som kan brukes til å kontrollere modellresultatene når det gjelder responsen på tilførselsendringer.

6. Bruk av modellen på noen praktiske problemstillinger som gjelder indre Oslofjord

Modellen er prøvd på følgende problemstillinger:

1. Sammenligning av dagens situasjon med situasjonen i perioden rundt 1970, da tilførslene antas å ha vært på det høyeste.
2. Virkning av ulike former for nitrogenbehandling, dvs. nitrifisering og rensing.
3. Nedpumping av overflatevann/ferskvann i Bunnefjorden for å redusere vannets egenvekt og dermed øke mulighetene for fornyelse av bunnvannet.

Ut over dette har følgende problemstillingene vært nevnt som interessante:

4. Virkning av ytterligere reduksjon av fosfor, primært ved å minske overløp.
5. Betydning av lagret oksyngjeld i dypvann/sediment.
6. Konsekvenser av episodiske utslipp av ubehandlet avløpsvann.
7. Samling av overløpene til fjorden fra tunnelsystemet ved mest mulig å bruke overløpet ved Lysaker.
8. Dypinnlagring av overløp.
9. Overføre mest mulig vann til VEAS i fordelingsstasjonen ved Fagerlia.

Når det gjelder punkt 5 om lagret oksyngjeld, inngår det som en hypotese i modellen at sulfid lagret i sedimentet hemmer den nedbrytning som er avhengig av oksygen i vannmassene, og derved faktisk bidrar til å forsinke oksygenreduksjonen i vannet etter en dypvannsfornyelse. Det bør vurderes nærmere om dette er riktig, eller om det er andre ting som ligger bak det fenomenet som søkes forklart av hypotesen, nemlig at oksygenreduksjonen er langsommere i Bunnefjorden enn i Vestfjorden ved samme oksygenkonsentrasjon i vannmassene. Både data-analyse og modell-resultater tyder ellers på at lagret oksyngjeld ikke gir noen massiv påvirkning av vannmassene, og ikke vil sette langvarig preg på forholdene der når det gjelder oksygenforholdene. Den negative virkningen på bunnfaunaen vil imidlertid i seg selv være en negativ effekt av lagret oksyngjeld, som bare langsomt vil forsvinne etter en eventuell forbedring f.eks. ved kunstig sirkulering av dypvannet. En mer detaljert bunn- og sediment-modell er kanskje påkrevet for å kunne si noe mer om dette.

Spørsmålet om overløp og fordeling av vann mellom renseanleggene må ses i sammenheng med en mer detaljert analyse av tilførsler og variasjon i avløpsvannmengder, basert på de nyeste data.

6.1. Endring av nitrogenutslipp

Det er gjort to kjøring hvor nitrogentilførslene er endret i forhold til dagens situasjon, for å gjenspeile de tiltak som er i ferd med å bli iverksatt på renseanleggene.

For det første er det gjort en kjøring hvor det er antatt 70% fjerning av det nitrogen-utslippet som går fra renseanleggene i dag. Det gir en reduksjon i estimert totalutslipp av nitrogen til indre Oslofjord på 47% slik tilførslene er satt opp i modellen. I tillegg antas restutslippet av nitrogen fra renseanleggene å bli nitrifisert, dvs. ammonium blir oksidert til nitrat før utslipp,

Nitrifiseringen i seg selv minsker ikke totalt nitrogenutslipp, men medfører at oksygenbehovet pga. utslipp blir noe mindre.

Det er også gjort en kjøring hvor det ikke fjernes mer nitrogen i renseanleggene enn i dag, men hvor alt ammonium blir nitrifisert for å minske oksygen-forbruket i fjorden.

I modellkjøringene er det antatt at 90% av nitrogen fra renseanleggene før disse tiltakene går ut som ammonium. Det er omtrent i overensstemmelse med data for VEAS, men noe høyere enn målt ved Bekkelaget renseanlegg. For Bunnefjorden kan derfor effekten av nitrifiseringen kanskje bli beregnet noe for høyt.

Ved nitrifiseringsprosessen blir samtidig organisk stoff nedbrutt. Dette er ikke tatt med i de modellkjøringene som er vist her, og vil medføre at den reelle oksygenforbedringen kan bli endel større enn beregnet. I tabell 4 på side 39 fremgår at det i dagens utslipp fra renseanleggene er ca. 1.2 tonn organisk C pr. tonn N. Baalsrud et al. (1990) har beregnet at nedbrytning av ett tonn organisk karbon gir en virkning på restbehovet for oksygen som er 45% av virkningen av nitrifisering på ett tonn totalnitrogen. Det skulle bety at den reelle virkningen på oksygenkonsentrasjonene av nitrifiseringen kan bli 50-60% større enn angitt nedenfor.

Modellresultatene tyder på at den største effekten av nitrogenfjerningen er en markert endring i transporten av nitrogen ut av indre Oslofjord. Tabell 10 viser beregnet nitrogeneksport til ytre Oslofjord som middel over siste 16 år i 18-års simuleringer for de ulike situasjonene som er beregnet. Også før-situasjonen helt uten nitrogenrensing er tatt med for sammenligning.

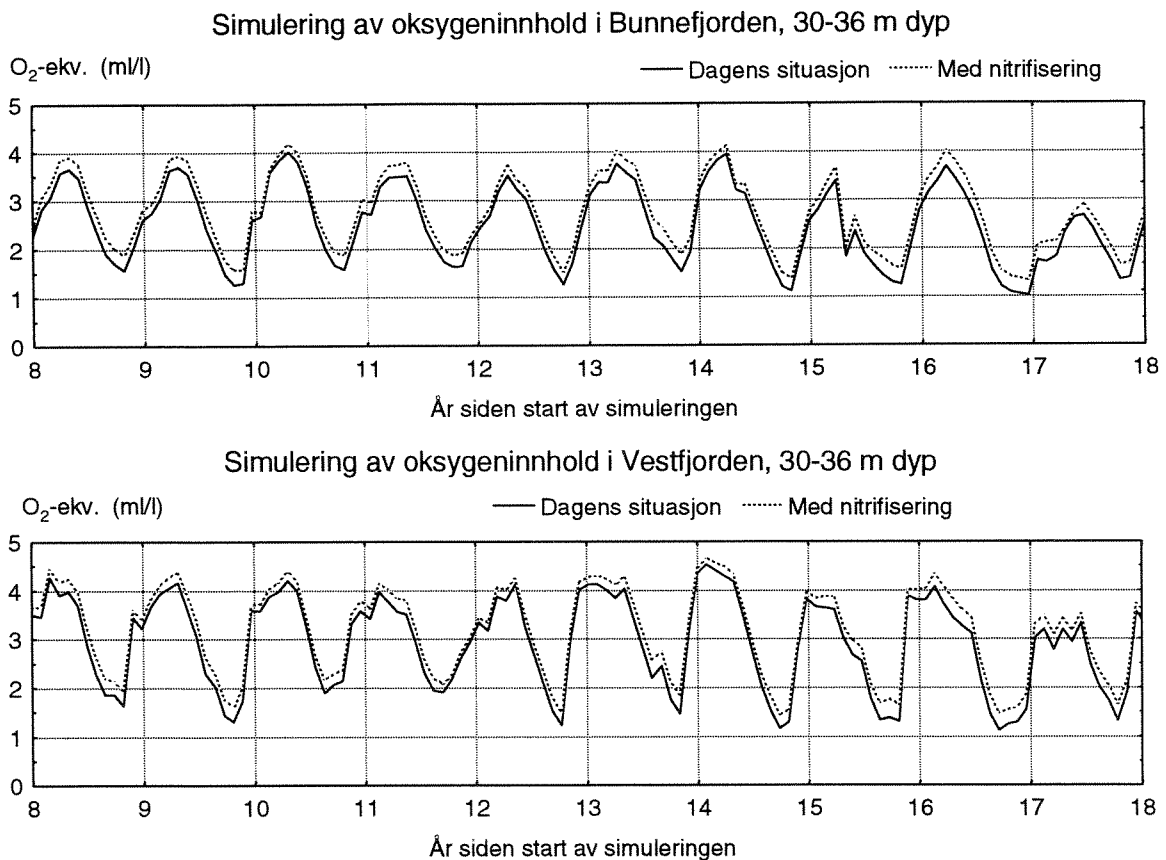
Tabell 10. Nitrogenbudsjett for indre Oslofjord, beregnet av eutrofimodellen for ulike utslipps-situasjoner.

Eksporttallet er justert for en liten minskning i nitrogen-innholdet i fjordsystemet i løpet av den aktuelle perioden.

Alle tall i tonn/år	Tilført fra land	Denitrifisert i fjorden	Permanent sedimentert	Eksport til ytre Oslofjord.
1. Før-situasjon (1975-80):	4387	530	51	3806
2. Dagens situasjon (1985-90):	3822	423	28	3372
3. Nitrifisering på renseanlegg:	3822	356	26	3465
4: som 3. + 70% nitrogenfjerning	2015	369	26	1643

Modellkjøringene viser altså en klar reduksjon i netto nitrogen-transport fra indre Oslofjord til kystområdene utenfor. Denitrifiseringen i fjorden minsker noe pga. disse tiltakene, men ifølge modellen slik den er kjørt her, teller det lite sammenlignet med reduksjonen i utslippet. Riktignok er omfanget av denitrifisering usikkert beregnet i modellen, men sann verdi for dagens situasjon burde ligge et sted mellom situasjon 1 og situasjon 2. Det bygger på en sammenligning av modell-resultatene for nitrogen i dypvannet med det som finnes av data for nitrogen i dypvannet, se avsnitt 5.6.2. side 63. Selv om denitrifiseringen skulle reduseres mer enn beregnet her, virker det derfor lite sannsynlig at det skulle rokke ved hovedkonklusjonen, som er at reduksjon av den naturlige denitrifiseringen i fjorden neppe vil være vesentlig sammenlignet med hva som vil bli fjernet i renseanleggene. Transporten av nitrogen ut av fjorden bør derfor bli redusert sterkt som følge av denitrifiseringen.

Hensikten med nitrifisering er å bedre oksygenforholdene, ved at nitrogenutslippet ikke lenger skal representere et oksygenforbruk. Størst virkning vil en vente omkring innlagringsdyp for utslippene. En sammenligning av modellverdier for oksygenkonsentrasjonene i laget mellom 30 og 36 m dyp i Bunnefjorden, beregnet med og uten nitrifisering, viser at en her kan vente en forbedring på opp mot 0.4 ml/l både i Bunnefjorden og i Vestfjorden (figur 34) bare pga. nitrifisering. Siden oksygen-nivåene her ofte kommer ned i 1 ml/l eller lavere, kan denne forbedringen være vesentlig. I tillegg kommer virkningen av den samtidige nedbrytningen av organisk stoff i renseanleggene, slik at en forbedring på 0.6 ml/l i forhold til dagens situasjon kan være realistisk. En sammenligning av modellresultater og observasjonsdata viser at modellen gir et for regelmessig forløp fra år til år, men det trenger ikke ha betydning for den gjennomsnittlige endringen. Det kan tenkes at den største virkningen kommer litt lenger opp i vannmassene, rundt innlagringsdyp som ofte er 25-30 m. Innlagringsdyp for fortynnet utslipp kan hentes ut av modellen som funksjon av tid, men det er ikke gjort i disse kjøringene.



Figur 34. Virkning av tilnærmet 100% nitrifisering i renseanleggene - modellbergning av endring i oksygeninnholdet på 30 m dyp i Bunnefjorden og Vestfjorden.

En kan altså vente en forbedring av oksygenforholdene på mellomdyp pga. nitrifisering, og dette forplanter seg også nedover i vannmassene, og øker f.eks. oksygenkonsentrasjonen på 80 m dyp i Bunnefjorden med opp til 0.2 ml/l.

Bortsett fra dette kan forholdene i indre Oslofjord isolert sett ikke ventes å endre seg så mye på grunn av tiltakene på nitrogenutslippene.

Ut fra modellresultatene vil nitrifisering alene ikke gi noen merkbar endring av forholdene i overflatelaget. Når nitrogenfjerning kommer i tillegg, blir maksimale vinterverdier av total-nitrogen i overflatelaget redusert, i Bunnefjorden fra 500 µg/l til ca. 300µg/l, og i Vestfjorden fra ca. 400µg/l til 300µg/l, men sommerverdiene blir omtrent de samme, og partikkelmengde og sammensetning i sommerhalvåret endres ikke mye. Det må bemerkes at vinterverdiene delvis avhenger av randbetingelsene. Hvis det i virkeligheten er slik at de målte konsentrasjonene i Drøbaksundet delvis er avhengig av tilførselene til indre Oslofjord, kan effekten av nitrifiseringen være for lavt beregnet, både når det gjelder nitrogen-konsentrasjoner i overflaten om vinteren og når det gjelder nitrogen-transporten ut av fjorden .

Nedsynkningen av partikulært materiale blir ifølge modellen litt endret, men helt marginalt, og ikke entydig redusert. Tabell 11 viser vertikal partikkelfluks gjennom 43m dyp i de tre situasjonene som sammenlignes. Endringene for karbon ligger innenfor 5%, og viser ingen entydig reduksjon. Nitrogenfjerning ser faktisk ut til stort sett å gi en liten økning i partikkeltransport ned i dyplagene. Det skyldes antagelig at en liten endring i f.eks. oksygenforhold gir litt andre relasjoner mellom de forskjellige komponentene i modellen. Endringene her er nok bare tilfeldige utslag innenfor usikkerheten i den valgte modellformuleringen, og gjenspeiler ikke reelle endringer.

Tabell 11. Modell-resultater for nedsynkning av organisk stoff gjennom 43 m dyp som funksjon av nitrogentiltak på renseanlegg.

	Partikkelfluks (tonn/år)					
	Bunnefjorden			Vestfjorden		
	Karbon	Nitrogen	Fosfor	Karbon	Nitrogen	Fosfor
Dagens situasjon:	1520	153	33.6	3614	374	81.1
Nitrifisering på renseanlegg:	1487	149	33.0	3566	366	80.1
+70% nitrogenfjerning	1505	145	33.9	3711	369.5	83.1

Nitrogentiltakene har også forholdsvis begrenset effekt på næringssaltkonsentrasjoner og oksygenforhold i dyplagene (80 m og dypere). Både ved nitrifisering alene og i kombinasjon med nitrogenfjerning blir oksygennivåene noe høyere, men innenfor en endring på maksimalt 0.2ml/l. På 80 m dyp vil nitrifisering alene gi en økning i nitrat-konsentrasjoner med anslagsvis 5%, det kan delvis skyldes litt mindre denitrifisering i fjorden pga. økningen i oksygenforhold, og delvis overgangen til nitrat fra ammonium. Når nitrogenfjerning kommer i tillegg antydes i stedet en reduksjon på ca. 10-15% av nitrat-nivåene i dypvannet i forhold til dagens nivåer. Noe av den beregnede reduksjonen i nitrogentransport skyldes denne reduksjonen, som ellers ser ut til å ha liten virkning på den biologiske omsetningen i indre Oslofjord.

6.2. Tvungen sirkulering av dypvannet i Bunnefjorden

I den tiltaksanalysen for indre Oslofjord som ble gjort av Statens Forurensningstilsyn i 1989 (SFT 1989) ble det skissert som et mulig tiltak å pumpe 6.5 m³/s ned på 150 m dyp gjennom hele året ved hjelp av en flåte med pumpeutstyr oppankret over det dypeste punktet i Bunnefjorden. Som et alternativ har også vært nevnt nedpumping av ferskvann fra Alnaelva eller fra Ljanselva til Bunnefjordens dyplag.

Hensikten er å bedre fornyelsen av dyplagene og derved få bedre oksygenforhold. Som negative sideeffekter av tiltaket kan en tenke seg mer næringsalter tilført øvre lag, og mindre naturlig nitrogenfjerning.

Det er gjennomført et par modellkjøringer for å se på hvilken virkning som kan ventes av en slik tvungen sirkulering. Det er valgt å se på nedpumping til et noe mindre dyp, ca. 120 m. På dette dypet er det større horisontalt areal, og derved mer fortynningsvannmasser tilgjengelig, dessuten mindre fare for å få oppvirvling av bunnsedimenter pga. turbulens rundt utpumpingsarrangementet.

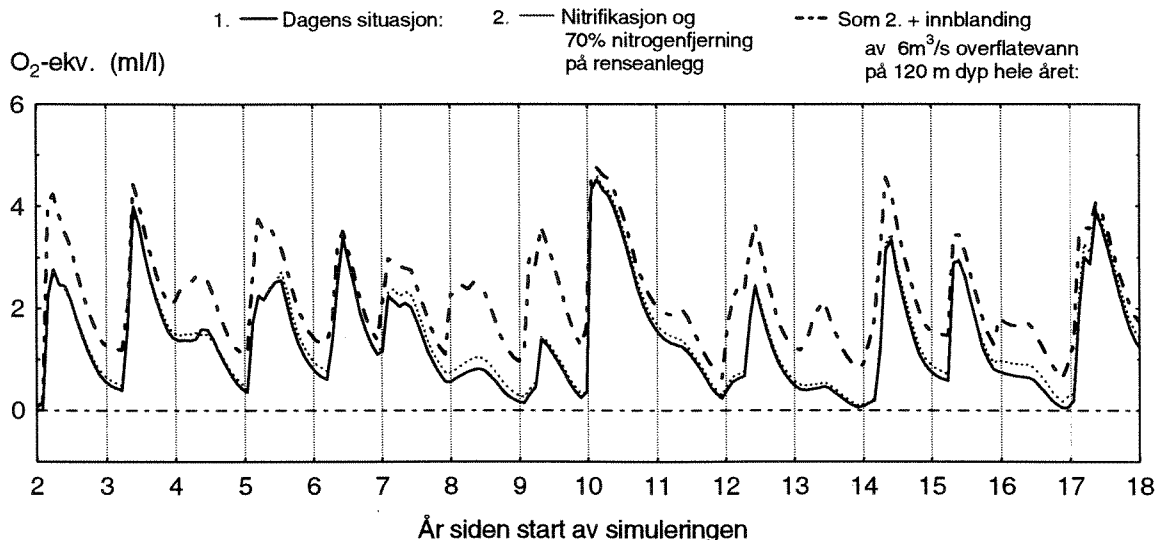
Vi har sett på to alternative tiltak, begge med nedpumping av vann fra overflatelaget (0-2m):

- a. 6 m³/s gjennom hele året.
- b. 4 m³/s fra 1. mars til 1. desember.

I begge tilfelle er det antatt at vannet pumpes ut horisontalt på 120 m dyp gjennom et arrangement med 4 hull á 0.5 diameter, dvs. med hastigheter på hhv. 7.6 og 5 m/s, og på en slik måte at hver stråle har full tilgang på fortynningsvann.

En sammenligning av de to alternativene vil gi en indikasjon på hvilket omfang som er nødvendig for å få god effekt av tiltaket. Det kan være aktuelt å stoppe pumpingen om vinteren både for å unngå driftsproblemer og råkdannelse, og fordi saltholdigheten i overflaten er forholdsvis høy på denne tiden av året, slik at det bli mindre virkning på dyplagene pr. nedpumpet vannvolum.

De fysiske forholdene endrer seg som forventet pga. nedpumpingen: Dypvannet blir litt mer homogent, og tettheten avtar mye raskere i periodene mellom dypinnstrømmingene, slik at det blir hyppigere og sterkere innstrømninger. Oksygenforholdene på dypere lag blir markert forbedret, som figur 35 viser, med årlige fornyelser til nivåer som varierer mellom 2 og 4 ml/l, og med minimumsverdier om høsten på opp mot 1 ml/l. Oksygen-nivåene vil fortsatt gå ned mot kritiske verdier, men sjansen for å få helt anoksiske vannmasser og sulfidutvikling synes liten. Forskjellen på de to alternativene er merkbar, men ligger innenfor 0.1-0.2 ml/l.



Figur 35. Virkning av å pumpe overflatevann ned på 120 m dyp i Bunnefjorden - modellberegning av endring i oksygeninnholdet på 80 m dyp

Tiltaket fører til at næringssaltkonsentrasjoner i dyplagene endres: Toppene i fosfat-konsentrasjonene blir lavere, og nitratkonsentrasjonen får mindre svingninger, fordi denitrifisering minsker i omfang. Reduksjonen i denitrifisering blir ikke dramatisk, ca. 20% i Bunnefjorden og ikke merkbar i Vestfjorden. Eksporten av nitrogen til ytre fjord på grunn av bedre oksygenforhold i Bunnefjorden øker derfor bare med ca. 3%.

Disse resultatene er foreløpige. Modellen er ikke helt godt justert inn når det gjelder omsetningen av P og N i dypvannet. Utløsningen av P fra sedimenter i forbindelse med omslag til anoksiske tilstander er antagelig underestimert for nå-situasjonen uten nedpumping av overflatevann. Dessuten kan denitrifiseringen i dagens utslipps-situasjon være noe for lavt beregnet. Endringene pga. av nedpumping av overflatevann kan derfor bli større enn angitt her.

Virkingen på den biologiske omsetningen i overflatelaget ved å pumpe ned overflatevann er som ventet uvesentlig.

7. Diskusjon - virkning av endringer i forurensningssituasjonen

All minskning av tilførselene vil generelt bedre forholdene, men det er ikke gitt at forholdene endres proporsjonalt med endringer i tilførselene. Økosystemer er preget av ikkelineære sammenhenger og svingninger i tid, og det betyr at også sammenhengen mellom tiltak og virkning kan bli kompleks.

I Oslofjorden har de tiltakene som er truffet, med fosfor-fjerning og dypinnlagring av avløpsvannet, ført til en stor forbedring av forholdene i overflatelaget, spesielt i de mindre bassengene i den nordlige delen av fjorden, mens belastningen på dypvannet i hovedbassengene ikke er tilsvarende minsket.

I Vestfjorden viser modell-resultatene så å si ingen endring i nedsynkning av organiske partikler til dyplagene når en sammenligner tilførsels-situasjonen rundt 1975-80 med situasjonen 10 år senere, og heller ingen særlig forbedring i oksygenforhold. Det stemmer godt med observasjonene av oksygen i dyplagene.

For Bunnefjorden antyder modellen en reduksjon i vertikal partikkelfluks på anslagsvis 30%, og noe bedre oksygenforhold i dyplagene. Dette kan synes å stå i noe i strid med observasjonene som viser at anoksiske forhold og sulfidholdige vannmasser fortsatt forekommer (1990). Imidlertid er forholdene i Bunnefjorden så variable at det er vanskelig å se om forholdene er endret i løpet av bare noen få års observasjoner. En indikasjon på bedring kan være at det nå ser ut til å kreve en lengre oksygenfri periode for å få utløst sulfid i vannmassene.

Både data og modellresultater tyder på at en lavere belastning av organisk stoff til dypvannet og bedre tilgang på oksygen vil føre til at en større andel nedbrytes, og at en mindre andel sedimenterer permanent. Det kan være noe av forklaringen på at bedringen i dypvannet vil gå langsommere enn det en vil vente ut fra en helt enkel proporsjonal-betraktning.

Det blir noe mindre denitrifisering når oksygenforholdene bedres. De modellkjøringene som er gjort, tyder imidlertid på at denitrifiseringen i fjorden ikke er stor sammenlignet med tilførselene fra land, og at virkingen av nitrogenfjerning derfor er vesentlig når det gjelder å regulere mengden nitrogen som passerer gjennom systemet. Hovedvirkingen ser ut til å være en betydelig mindre transport av nitrogen ut av fjorden. Med utgangspunkt i dagens situasjon

ser det ikke ut til at nitrogenfjerning i renseanlegg får stor virkning på primærproduksjon og nedsynkning av organisk materiale. Denne konklusjonen kan være avhengig av modellforutsetninger som bør revurderes, og må ikke betraktes som endelig. Nitrifisering alene av ammonium på renseanleggene ser ut til å gi en bedring av oksygenforholdene på mellomdyp på opp mot 0.4 ml/l. Dette kan være en vesentlig forbedring.

Fordi det tidligere har vært satset mye på å gjøre fosfor begrensende, er det i dag et overskudd av nitrogen i tilførslene fra land. Det kan da være naturlig at en reduksjon av nitrogentilførslene i første omgang ikke får så stor effekt, fordi nitrogen likevel ikke blir begrensende. En videre minskning av nitrogentilførslene, ved f.eks. å treffe tiltak overfor overflatetilførsler via elver, bekker og overløp, kan tenkes å gi større effekt ettersom en nærmer seg balanse mellom nitrogen- og fosfortilførsler. Bedring av oksygenforholdene, spesielt i Bunnefjorden, kan bidra til å hindre utløsning av fosfor fra sedimentene. Dette vil virke som et ytterligere bidrag til fosforfjerning, men ut fra en massebalanse kan det antagelig bare ha marginal betydning.

I de modell-kjøringene som er gjort her, er det ikke lagt inn noen nitrogenfiksering. Noen tidligere kjøring tydet på at dette neppe kan ha særlig betydning for nitrogenbalansen i Oslofjorden.

8. Hva kan gjøres for å forbedre modellen.

Når det gjelder arbeidet med å kalibrere og prøve ut modellen, og eventuelt forbedre modellbeskrivelsen, kan følgende oppgaver nevnes:

- En oppdatert og mer detaljert analyse av tilførsler bør være en prioritert oppgave. I den sammenheng er det ønskelig å skaffe bedre data for å vurdere biotilgjengelighet av C, N og P. Det er også interessant å undersøke nærmere hvordan tall for BOF og KOF best kan regnes om til organisk karbon. Det er ønskelig med en bedre oversikt over historiske endringer i tilførslene, både når det gjelder utslippsmåter, geografisk fordeling, fordeling på partikulært og oppløst, og hva som skjer i fjorden med det partikulære stoffet.
- Utvide hydrokjemisk datagrunnlag til å omfatte tiden før 1973, spesielt få med 1962-65, og også det som finnes for 1966-72, og skaffe oversikt over data for partikulært materiale og sediment. En analyse av dette materiale sett i sammenheng kan gi bedre grunnlag for å kalibrere modellen og justere modellbeskrivelsen.
- Et intensivt måleprogram over noen måneder knyttet til innstrømning og utveksling over Drøbaksterskelen vil gi grunnlag for å teste og kalibrere den fysiske delmodellen. Et slikt program må antas å ha størst betydning for å klarlegge de kortsiktige responser i modellen, mens det fra et forvaltningsmessig synspunkt er vel så stor interesse for de langsiktige responser i systemet. Imidlertid henger dette sammen, idet den generelle tilstanden i fjorden domineres av årstidsvekslinger, dvs. mer kortvarige responser, og dette blir viktigere ettersom prosessbeskrivelsen videreutvikles. Målet må være å kunne forbedre beskrivelsen av dypvannsfornyelsene i Vestfjorden. I den sammenheng er det også aktuelt å se nærmere på modellbeskrivelsen av dypinnstrømning, og vurdere hvorledes innstrømningsenergien blir brukt til blanding.
- En samordnet innsamling av data for tilførsler, fysiske forhold, næringsalter og partikulært materiale, samt måling av sentrale prosesser (primærproduksjon, remineralisering, nedsynkning av materiale, nedbrytning i vann og på bunn) over en

periode på f.eks. ett år. Eksisterende data tyder på at hyppige observasjoner er nødvendig for å kartlegge overflateprosessene. Selv i prof. Paasches data fra 1986 (Paasche og Erga 1988), hvor data ble samlet inn så ofte som ca. hver 14. dag, blir ikke algeblomstringene fullstendig kartlagt, og det ser ut til at iallfall ukentlige observasjoner er nødvendig for å kartlegge overflateprosessene. I dyplaget er det ikke nødvendig med så hyppige observasjoner.

- Gjøre en generell følsomhetsanalyse på modellen.
- Prøve ut og justere de biologiske del-modellene mot litteratordata og forsøk.
- Videreutvikle sediment-modellen med en grov vertikal inndeling av sediment, som gir bedre beskrivelse av skiftningen mellom oksisk/anoksisk tilstand, med bl.a. binding/utløsning av fosfor.
- Videreutvikle den fysiske modellen ved å gå over fra en fast nivåinndeling vertikalt til en lagdeling med vertikale grenser som i større grad følger vannbevegelsene. Det kan bl.a. ha stor betydning for å kunne beskrive innstrømninger av nytt dypvann på en bedre måte.
- Vurdere om en kan utvide modellen til å håndtere større horisontal oppdeling, eventuelt bare i overflatelagene, eller koble den til en overflatelagsmodell med horisontaloppdeling.

For å få mer overbevisende resultater når det gjelder utviklingen i Bunnefjorden bør det arbeides mer med å justere modellen. Det gjelder både fysikken, f.eks. vertikalblanding og homogeniseringen av dypvannet. De foreløpige resultatene gir litt for homogene forhold i Bunnefjorden, og litt for store gradienter i Vestfjorden. Det gjelder også overgangen mellom oksiske og anoksiske forhold.

Konklusjonen er at modelltypen ser ut til å være velegnet til å fange inn de relevante hovedtrekkene ved eutrofisituasjonen i indre Oslofjord, og at den langt på vei gir en realistisk beskrivelse av forholdene og responsen på endringer. Det er imidlertid behov for dels å fremskaffe et større datamateriale, og delvis å kalibrerer modellen bedre ut fra et slikt utvidet materiale. Endel kan oppnås ved å sammenstille eksisterende data, men en samordnet innsamling av ulike typer data over f.eks. et år ville være svært verdifullt.

Forklaring av ord og uttrykk

Aerob	Brukes om prosesser som krever at det er fritt oksygen i miljøet.
Anaerob	Brukes om prosesser som foregår i oksygenfritt miljø.
Anoksisk	Brukes om miljøer uten fritt oksygen (Motsatt: oksisk.)
Autotrof	Brukes om organismer som selv kan produsere biomasse av uorganiske byggematerialer, eller om selve produksjonsprosessen. Som regel utnytter autotrofe organismer lysenergi, men endel bakterier utnytter kjemisk energi i uorganiske forbindelser (kjemoautotrof)
Benthos	Fellesbetegnelse på organismsamfunn i strandsonen og på bunnen
Denitrifisering	Bakteriell heterotrof prosess som bryter ned organiske materiale under utnyttelse av oksygen i nitrat (NO_3^-).
Diatoméer	Plankton-alger med silisiumskall.
Flagellater	Planktonalger utstyrt med flimmerhår eller andre organer som gjør at de kan bevege seg aktivt i vannmassene.
Eutrofiering	Brukes om den utvikling som skjer i naturlige vannmasser som følge av forhøyede tilførsler av næringssalter.
Fekalier	Avfallsprodukter fra fordøyelsen hos dyr.
Fotosyntese	Omdanning av karbondioksid til karbohydrat ved hjelp av lysenergi.
Fytoplankton	Plantep plankton: Encellede organismer med klorofyll, som vokser ved fotosyntese og formerer seg ved celledeling
Heterotrof	Brukes om organismer som er avhengig av organisk materiale for å vokse, og som forbruker organisk materiale som byggesteiner til vekst og energikilde.
Kjemoautotrof	Brukes om organismer som kan produsere biomasse av karbondioksid ved å utnytte energi i uorganiske kjemiske forbindelser.
Nitrifisering	Oksidering av ammonium (NH_4^+) til nitrat (NO_3^-). Dette foregår i marine miljøer vesentlig ved kjemoautotrofe prosesser (Henriksen og Kemp 1988).
Oksisk	Brukes om miljøer hvor det er fritt oksygen (O_2) tilstede. (Motsatt: anoksisk).
Primærproduksjon	Produksjon av organisk materiale ved reduksjon av karbondioksid og opptak av uorganiske forbindelser (se autotrof)

Protozoer	Enkle, encellede heterotrofe organismer, som lever av levende eller dødt organisk stoff.
Randområde	Et utenforliggende system (fjord/havområde) som det modellerte systemet (fjorden) står i forbindelse med og påvirkes av. Forholdene i randområdet må derfor spesifiseres som inngangsdata til modellen.
Salinitet	Saltholdighet som vekt-%.
Sigma-t (σ_t)	Enhet for tetthet i sjøvann, definert som $\sigma_t = \rho[\text{kg/m}^3] - 1000$, hvor ρ er tetthet i kg/m^3 . Ferskvann ved 4°C har tetthet $\sigma_t=0$. Saltinnholdet øker tettheten med $0.7 \sigma_t$ -enheter pr. %.
Sprangsjikt	Vannmassene kan ofte deles grovt i to forholdsvis homogene lag, et overflatelag og et dypvannslag, adskilt av et overgangslag hvor tettheten varierer raskt med dypet. Dette overgangslaget kalles sprangsjiktet.
Stokastisk	Brukes om fenomener som fremtrer som tilfeldige, dvs. hvor forekomst av fenomenet eller variasjonsmønstre ikke kan knyttes til noen bestemt årsak.
Zooplankton	Dyreplankton, fra encellede organismer (protozoer) til små krepsdyr med utvikling gjennom flere larvestadier.

Litteratur

- Andreassen, E., Bjerkeng, B og Magnusson, J. 1975: Om prognoseberegninger for oksygenomsetning i terskelfjorder samt foreløpige vurderinger og beregninger for Oslofjorden. *Norsk institutt for vannforskning. Rapport for prosjekter O-177/70, O-160/71 and XT-10. 37 sider.*
- Bjerkeng, B. 1972: Enkel empirisk modell for fosforomsetningen i indre Oslofjord. *Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt-rapport, O-185/71 126 sider + figurer.*
- Bjerkeng, B. og Lesjø, A. 1973: Mixing of a jet into a stratified environment. *Prosjektkomiteen for rensing av avløpsvann (PRA) rapport 5.7. Computas a.s. og Norsk institutt for vannforskning. 19 sider + appendiks.*
- Bjerkeng, B., Baalsrud, K., Berge, J.A. og Magnusson, J. 1987: Utvikling av eutrofimodell for Indre Oslofjord. *Programforslag. 3.7.1987. 18 sider.*
- Bjerkeng, B., Baalsrud, K, Berge, J.A. og Magnusson, J. 1988: Eutrofimodell for Indre Oslofjord. *Forprosjektrapport. O-88131, NIVA-rapport lnr. 2143, juli 1988. 31 sider.*
- Bjerkeng, B., Göranson, C.G. & Magnusson, J. 1978: Undersøkelser av alternative utslippssteder for avløpsvann fra Sentralrenseanlegg Vest. *Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt-rapport O-132/76., 15. mars 1978. Del I: 74 sider, Del II: 71. figurer.*
- Braarud, T. og Nygaard, I. 1966: Fytoplankton. Delrapport nr.4 i Oslofjorden og dens forurensningsproblemer, undersøkelsen 1962-65. *Universitet i Oslo, Norsk Institutt for vannforskning.*
- Bøhle, B. 1965. Undersøkelser av blåskjell (*Mytilus edulis* L.) i Oslofjorden. *Fiskets Gang* 51, 388 - 394.
- Baalsrud, K. 1968 red.: Oslofjorden og dens forurensningsproblemer. I. Undersøkelsen 1962-1965. *Samlerapport. Norsk institutt for vannforskning 1968.*
- Baalsrud, K., Lystad, J. og Vråle, L. 1986: Vurdering av Oslofjorden. *Norsk institutt for vannforskning, O-86166, rapport nr. 1922.*
- Baalsrud, K. 1987: Oslofjorden - vårt nærmiljø. *Utgitt i samarbeid med Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. 84 sider*
- Baalsrud, K., Bjerkeng, B. og Magnusson, M. 1990: Notat til Statens forurensningstildyn vedrørende tiltaksanalyse for indre Oslofjord - slutføring av prosjektet. Virkningen av 50% N-reduksjon. *Norsk institutt for vannforskning.*
- Henriksen, K. og Kemp, W.M. 1988: Nitrification in Estuarine and Coastal Marine Sediments. In: *SCOPE 33, Nitrogen Cycling in Coastal Marine Environments, ed.: Blackburn & Sørensen. Proceedings from SCOPE symposium 3.-7. June 1985. John Wiley & Sons.*
- Johannesen. O.M. 1968: Some current measurements in the Drøbak sound, the narrow entrance to the Oslofjord. *Hvalrådets skrifter: Scientific Results of Marine Biological Research. Utgitt av Det Norske Videnskaps-akademi i Oslo på Universitetsforlaget, 1968.*

Kirkerud, L. og Bjerkeng, B. 1994: Eutrofimodell for indre Oslofjord, Rapport 6: Filtrering og vekst hos blåskjell som funksjon av miljøforhold. Feltundersøkelse og litteraturstudium som grunnlag for delmodell for blåskjell. Norsk institutt for vannforskning, Oslo. Rapport Inr. 3117.

Konieczny, R. 1994: Miljøgiftundersøkelser i Indre Oslofjord. Delrapport 4. Miljøgifter i sedimenter. *Norsk institutt for vannforskning*, Oslo, rapport Inr. 3094.

Magnusson, J. og Bjerkeng, B. 1985: Overføring av avløpsvann fra Bekkelaget rensedistrikt til Sentralrenseanlegg Vest, SRV. En vurdering av konsekvensene for forholdene i indre Oslofjord. *Norsk institutt for vannforskning*, O-85147, rapport nr. 1798, 61 sider.

Magnusson, J. et al. 1974-1994: Årlige rapporter om overvåkingen av indre Oslofjord. *Norsk institutt for vannforskning*, O-71160.

Magnusson, J. og Johnsen, T., 1993: Overvåking av forurensningssituasjon i indre Oslofjord 1992. *Norsk institutt for vannforskning*, rapport Inr. 22890, prosjekt O-71092, 62 sider.

Munthe-Kaas, H. 1967: Fjordens topografi, delrapport nr. 15 i Oslofjorden og dens forurensningsproblemer, undersøkelsen 1962-1965. *Oslofjordprosjektet/Norsk Institutt for vannforskning*.

Norges sjøkartverk 1993: Tidevannstabeller for den norske kyst med Svalbard.

OVA 1990: Forurensningstransport fra Oslo til Oslofjorden, En oversikt for 1989. *Oslo vann- og avløpsverk, kjemiseksjonen*.

Paasche, E. og Erga, S.R. 1988: Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton in the inner Oslofjord (Norway). *Sarsia* 73:229-243. *Bergen ISSN 0036-4827*.

Rosland, D.D og Stene-Johansen, S. 1989: Analyse av forurensningstilførsler til indre Oslofjord. *NIVA-rapport Inr. 2288, prosjekt 87160, 85 sider*.

SFT 1989: Tiltaksanalysen for indre Oslofjord.

Stigebrandt, A. 1976: Vertical Diffusion Driven by Internal Waves in a Sill Fjord. *J. Phys. Oceanogr.*, 6, 486-495.

Stigebrandt, A. og Wulff, F. 1987: A model for the dynamics of nutrient and oxygen in the Baltic Proper. *J. Mar. Res.*, 45, 729-759.

Appendiks 1. Analyse av data for renseanlegg

Restutslipp fra renseanlegg og overløp står grovt sett for ca. halvparten av tilførslene av nitrogen og fosfor til indre Oslofjord, ifølge Rosland og Stene-Johansen (1989). Viktigst er Bekkelaget renseanlegg og Sentralrenseanlegg Vest, men det finnes også (pr. 1989) 10 mindre renseanlegg fordelt rundt fjorden. Datagrunnlaget er nokså ulikt for de forskjellige anleggene. Nedenfor analyseres først data fra de to store anleggene hver for seg, deretter oppsummeres resultatet for de andre anleggene samlet.

A.1.1 Bekkelaget renseanlegg

Bekkelaget renseanlegg har vært i drift med kjemisk felling siden 1974-1975.

Utslippsanordning:

Renset avløpsvann slippes ut gjennom en tunnelåpning som ligger mellom 22 og 26 meters dyp. I sommerhalvåret (15. april til ut oktober) blandes avløpsvannet etter rensing med 3-4 deler sjøvann som hentes inn fra 26-29 meters dyp før det slippes ut.

Data for vannmengder og utslippsmengder:

I denne analysen benyttes i hovedsak data for 1987 - 1989, stilt til rådighet på EDB-medium fra Oslo vann- og avløpsverk (OVA). Det dreier seg om to datasett:

1. Døgnverdier for perioden fra 1.januar 1987 til 31.mai 1989. Gjennom hele serien er det gitt data for vannføring og totalfosfor inn til anlegget og i utløpet. Ortofosfat (PO_4) i utløpet er med for hele 1987 og 1988. I det datagrunnlaget vi fikk var ortofosfat ikke kommet med for 1989, men dette finnes nå hos OVA og vil bli tatt med ved oppdatering av datagrunnlaget. Vannføring i innløpet mangler for oktober 1988. Ellers mangler data helt eller delvis i noen perioder på 1-5 døgn spredt over måleserien. Disse manglene har liten betydning for resultatene. Totalnitrogen i innløp og utløp er med i denne serien som ukeblandprøver for første del av mai 1989.
2. Månedsverdier for perioden januar 1987 til og med mars 1989. Vannføring og totalnitrogen er gitt både for innløp og utløp for hele perioden, i tillegg er også vannmengde i overløp oppgitt. Ammonium i innløp og utløp er oppgitt for mai - desember 1988, og totalfosfor i innløpet for første del av 1987 og for januar til mars 1989. Ortofosfat er her bare med for januar til mars 1989. Organisk karbon, totalt og oppløst, er med i hele 1987 og også i siste del av perioden.

På grunnlag av dette er det beregnet månedsmidler for transport av karbon, nitrogen og fosfor så langt det lar seg gjøre. Beregningen er gjort slik:

- For vannføring er døgnverdiene brukt til å beregne månedsmidler for innløp og utløp. Disse verdiene er brukt fremfor de litt avrundede oppgitte månedsverdiene i serie 2. Det gjelder 25 av 27 måneder. I oktober og november 1987 mangler døgnserien alle vannføringsverdier i innløp, og da er oppgitte månedsverdier beholdt. Døgnverdier for vannføring i utløpet mangler i fire dager i oktober 1987, her er brukt gjennomsnitt av de 27 oppgitte døgnverdiene. For juni 1988 er det et avvik mellom månedsgjennomsnitt av døgnverdier og månedsverdien i regnarket for vannføring i innløp, også her er resultatet av døgnverdiene brukt. Vannføring i overløpet er beregnet som differansen mellom

vannføring i innløp og utløp, det stemmer stort sett med det som er oppgitt fra OVA, men med avvik for oktober 1987 og juni 1988.

- Månedsmidler for transport av totalfosfor i innløp og utløp er beregnet direkte som middel av døgntransportverdier fra datasett 1. Verdiene stemmer med de konsentrasjoner som er gitt i månedsdata fra OVA.
- Månedsmidler for transport av organisk karbon og nitrogen er beregnet ved å kombinere vannføringsmidlene fra døgnserien med de konsentrasjoner av organisk karbon og nitrogen i innløp og utløp som er oppgitt som del av månedsdata fra OVA. Det er antatt at disse konsentrasjonene er volummidlede månedsverdier.

Vannføringen gjennom anlegget varierer fra dag til dag mellom 84.000 m³/dag og 117.000 m³/dag, med et standardavvik på ca. 10.000 m³/dag. Gjennomsnitt for perioden fra januar 1987 til mai 1989 er 99.000 m³/dag. Frem til april 1988 gikk det i tillegg i enkelte perioder nokså mye i overløp, opp til ca. 58.000 m³/dag som månedsgjennomsnitt. Etter denne tid er mengden i overløp relativt liten, med månedsgjennomsnitt opp til 3.500 m³/dag. I vann- og avløpsverkets årsrapport for 1989 oppgis midlere vannføring til 88.600 m³/dag (OVA 1990). Vannføringen gjennom anlegget ser ut til å variere signifikant gjennom året, med høyere verdier vår og høst, og noe lavere sommer og vinter. Variasjonen er imidlertid innenfor ±10%.

Rensegraden for nitrogen er i gjennomsnitt 11%, og den varierer mellom -20 og +40% for enkeltmåned. Andelen ammonium av total-nitrogen er ca. 53% i innløpet og i utløpet 69%. Variasjonene i nominell rensegrad, og de negative verdiene på månedsbasis som forekommer, kan henge sammen med at det er ukers oppholdstid i utråtingssanlegget for slam, og at slambehandlingen gir en viss utløsning av nitrogen som ammonium. Med varierende belastning er det derfor ikke urimelig at det i perioder kan gå mer nitrogen ut av anlegget enn hva som kommer inn (Per Hallberg, pers. meddelelse). Det samme vil gjøre seg gjeldende for fosfor og karbon, men her blir det ikke så åpenbart, fordi rensegraden gjennom anlegget hele tiden er høyere enn for nitrogen. Midlere rensegrad er beregnet på basis av akkumulerte transporter, og da jevner feilene pga. tidsforskyvning seg ut.

Rensegraden for fosfor på det vannet som går gjennom renseanlegget varierer stort sett mellom 92 og 82% av månedstransporten, med noen lave verdier omkring 75% enkelte måneder. Andelen ortofosfat av fosfor i utslippet varierer mellom 0 og 90% for enkeltmålinger, men med nokså lave verdier stort sett: gjennomsnitt er 9.4% og median er 6%. Ortofosfat står for 10% av restutslippet av fosfor fra anlegget.

Organisk karbon har en midlere rensegrad på ca. 60%. Både i innløp og utløp utgjør den oppløste fraksjonen ca. 60% av totalt organisk karbon.

Tabell 12 viser beregnet gjennomsnittlig årstransport av organisk karbon, fosfor og nitrogen gjennom Bekkelaget renseanlegg for 1987 og 1988. Tilsvarende tall for 1989 kan finnes i årsrapport fra vann- og avløpsverket (OVA 1990). Mengden organisk karbon var i 1989 redusert med 40% i forhold til 1987-1988, med omtrent samme rensegrad. Nitrogen- og fosfor-mengden inn på anlegget var omtrent som før, mens rensegraden for nitrogen var økt til 27%, og for fosfor til 91%. Restutslippet av nitrogen og fosfor i 1989 var derfor henholdsvis 10% og 40% lavere enn gjennomsnittet for 1987 og 1988.

Tabell 12. Årstransport og midlere rensegrad for karbon, nitrogen og fosfor ved Bekkelaget Renseanlegg 1987-1988.

	tonn/år				Rensegrad (%)
	Innløp	I overløp	Behandlet	Rest-utslipp	
Organisk karbon	2497	230	2267	911	60
Nitrogen	913	88	825	732	11
Fosfor	134	11	123	18	86

I tabell 4 på side 39 foran i rapporten, som oppsummerer den nå-situasjonen som er utgangspunkt for å variere utslippssituasjonen, er det valgt å legge inn verdiene for 1987-88 for Bekkelaget renseanlegg, selv om de kanskje ikke er helt sammenlignbare med verdiene for VEAS, som er fra 1989 til 1991, dvs. etter at det ble gjennomført en delvis overføring av vann fra Bekkelaget til VEAS.

Tabell 13 viser hvilke faktorer som bør legges inn for å regne om til utslippet tidligere på 80-tallet, og tilbake til en situasjon helt uten rensing, hvor alt som i dag kommer til renseanlegget antas å ha blitt sluppet ut i fjorden.

Tabell 13. Omregningsfaktorer fra dagens utslipp fra Bekkelaget (1989) til tidligere utslipps-situasjoner.

	Til en utslipps-situasjon i midten av 80-åren	Til en situasjon helt uten rensing
Organisk karbon	1.7	2.5
Nitrogen	1.2	1.4
Fosfor	1.7	11.0

I denne omgangen er det rimelig å bare legge inn tall for det som går gjennom anlegget som tilførsler via renseanlegget, og inkludere mengden i overløp i overflatetilførslene, det vil si slå det sammen med tilførsler fra elver og vassdrag og overflateavrenning.

A.1.2 Vestfjordens Avløpsselskap (VEAS)

For Sentralrenseanlegg Vest ved Slemmestad bygger vi på et datamateriale fra årene 1989 til 1991, stilt til rådighet av Vestfjordens Avløpsselskap. De ulike delene av datamaterialet er gitt på litt forskjellig måte, som vist i tabell 14.

Tabell 14. Oversikt over omfang og type av datamateriale for VEAS,1989-1991.

Parameter:	Datafremstilling:	Tidsrom:
Vannføring:	Figur med frekvensfordeling for daglig vannmengde behandlet i anlegget.	1989
Fosfor	Grafisk fremstilling av tidsserie for total fosfor pr. uke inn til anlegget, i utløp og i overløp.	Hele 1990. 1991, uke 1 til 37.
Nitrogen	Tabell med tidsserie av ukentlig mengde ammonium-nitrogen (NH ₄ -N) i utløp.	1990, uke 26 - 52. 1991, uke 1 - 35.
	Kumulativ frekvensfordeling av mengde totalnitrogen inn til og ut fra anlegget (tonn pr. uke).	1989
Organisk karbon.	Tabell med tidsserie av ukentlig mengde totalt organisk karbon i utløp.	1990, uke 26 - 52. 1991, uke 1 - 35
	Frekvensfordeling av daglig belastning av TOC inn på anlegget, med fordeling på arbeidsdager og fri dager.	1989
	Frekvensfordeling av daglig utløp av TOC fra anlegget, med fordeling på arbeidsdager og fri dager.	1989

Vannføring gjennom anlegget varierer fra 200.000 m³/dag til 700.000 m³/dag, med 70% av verdiene i området 280.000 til 520.000 m³/dag. Ut fra den grafiske frekvensfordelingen er gjennomsnitt for 1989 beregnet til 352.000 m³/dag.

Nitrogentilførslene til renseanlegget varierte i 1989 fra 27 til 55 tonn pr. uke, med et gjennomsnitt på ca. 41 tonn/uke. Utslippet varierte mellom 21 og 41 tonnN/uke, med et gjennomsnitt på ca. 33 tonn/uke. Dette tilsvarer en midlere rensegrad for akkumulert totaltransport på ca. 20%. For siste del av 1990 og første 2/3 av 1991 har vi bare hatt tilgjengelig tall for ammonium i utløpet, det var da i snitt på 29 tonn NH₄-N pr. uke, med variasjon fra 18 til 39. Hvis de to periodene er omtrent sammenlignbare mht. total nitrogenmengde og rensegrad, ser det altså ut til at ca. 85-90% av nitrogenet foreligger som ammonium. Det er isåfall mer enn for Bekkelaget renseanlegg. Det er kanskje naturlig, fordi avløpsvannet her har lengre transportvei og transporttid. Det må presiseres at dette er basert på sammenligning av data fra ulike perioder, og derfor bare et usikkert anslag.

Fosfortransport gjennom anlegget på VEAS varierte som vist i tabell 15. Gjennomsnittlig mengde fosfor inn til anlegget for perioden er svært nær 7 tonn P/dag. Det er ingen markert variasjon gjennom året, bortsett kanskje fra en reduksjon med ca. 10-30% i feriemånedene.

Midlere rensegrad angitt av Rosland og Stene-Johansen for 1987 og 1988 var noe lavere, 95%, slik at en bør multiplisere P-utslippet med en faktor 1.5 for å komme tilbake til det tidsrommet. I 1987 og 1988 var det i snitt 3.7% av vannmengdene som gikk i overløp, mot bare 1.1% i 1989.

Mengde organisk karbon i innløpet til VEAS varierte i 1989 fra 7 til 26 tonn C/dag, nokså symmetrisk fordelt rundt et gjennomsnitt på ca. 15 tonn/dag. I utløpet fra renseanlegget går det en transport som varierer mellom 1.5 og 12.5 tonn/dag, med et gjennomsnitt på 6 tonn/dag, tilsvarende en grensegrad på 60% som for Bekkelaget renseanlegg. For perioden fra 1990 uke 36 til 1991 uke 37 varierte ukentlig utslipp av karbon mellom 20 og 79 tonn, med et gjennomsnitt på 38 tonn C/uke, eller 5.4 tonn/dag. Dette er ca. 10% lavere enn i 1989. Vi bruker gjennomsnittet, dvs. 5.7 tonn/dag eller 2100 tonn/år som estimat for utslippet av organisk karbon, og med en faktor 2.5 for å regne tilbake til utslipp uten rensing.

Tabell 15. Statistisk fordeling av fosfortransport ved Sentralrenseanlegg Vest, 1990-1991.

		Gj.snitt	Minimum	Maksimum	St.avvik:
Innløp	kg P/uke	6977	4650	8600	920
Utløp	kg P/uke	229	50	450	76
Overløp	kg P/uke	78	0	2600	330
Rensegrad i anlegget	%	96.7	93.7	99.0	1.0

A.1.3 Andre renseanlegg.

For fleste andre renseanlegg har vi brukt et datamateriale med gjennomsnittsverdier for ett døgn til en uke, målt 1-2 ganger pr. måned. For det største av anleggene, Nordre Follo, er det gitt omtrent kontinuerlige data, for det meste som gjennomsnitt for ca. 2 uker. Data for alle anleggene omfatter middelvannføring gjennom anlegget og konsentrasjoner i innløp og utløp av totalfosfor. For mange av målingene er suspendert tørrstoff og totalt organisk karbon med, og ortofosfat i utløp er også med for de fleste prøvene. Målingene er gjort innenfor perioden 31.12.1986 til 15.12.1988, men periode og dataomfang varierer endel mellom anleggene.

Tabell 16 oppsummerer endel nøkkelverdier beregnet ut fra dette datamaterialet. Ved beregning av gjennomsnitt er målingene vektet med den tidsperiode de representerer. Det synes ikke å være noen stor variasjon gjennom året i transporter, og i eutrofimodellen er det derfor bare lagt inn konstante verdier. Frogn renseanlegg er tatt med selv om det har utslipp utenfor Drøbaksterskelen.

Andelen ortofosfat av fosfor i utløpet varierer mye, men ligger stort sett i området 0-30%, og med et uvektet snitt på 17%. Gjennomsnitt for de enkelte renseanleggene varierer mellom 7 og 32%.

Tabell 16. Gjennomsnittlig transport og rensegrad for mindre renseanlegg rundt indre Oslofjord.

		Midlere vannføring (m ³ /d)	Total fosfor			Totalt organisk karbon		
			Innløp (kg/d)	Utløp (kg/d)	Rensegrad %	Innløp (kg/d)	Utløp (kg/d)	Rensegrad %
Bunnefjorden	Nordre Follo	12,890	37.0	3.16	91.2	515.4	170.7	66.9
	Kirkevika	225	0.6	0.19	67.8	15.3	6.3	58.6
	Hellvik	291	1.1	0.25	76.5	14.5	6.2	60.0
	Buhrestua	1,539	4.0	0.82	79.7	49.3	24.7	49.9
	SUM	14,945	42.7	4.43	89	595	208	65
Vestfjorden	Bjørnmyrdalen	477	2.1	0.21	89.9	28.1	5.5	80.4
	Alvern	199	1.14	0.11	90.6	15.3	5.5	64.2
	Fagerstrand	628	1.91	0.26	86.4	28.1	16.8	40.3
	Frogn	3,375	8.7	0.74	91.5	150.9	46.9	69.0
	Oscarsborg	43	0.59	0.06	89.8	7.2	2.5	62.0
	Sætre	795	3.7	0.41	89.0	33.3	11.5	65
	SUM	5,516	18.2	1.8	90	263	89	66

Nitrogentall er ikke oppgitt for disse anleggene, men anslås ut fra fosfor- og karbonmengden, ved hjelp av forholdstall C:N:P for Bekkelaget og VEAS. For disse to anleggene er vektforholdet C:N i innløpet ca. 2.7, og N:P-forholdet ca. 6.2 i middel. Ved å anta samme forholdstall for de mindre renseanleggene kan vi anslå nitrogen-transporten i innløpet til renseanleggene. Estimerer basert på C og P stemmer med hverandre innenfor 10-20%, og vi bruker gjennomsnittet. Hvis vi i tillegg antar en rensegrad på ca. 25% for nitrogen ut fra Bekkelaget og VEAS, kommer vi frem til tallene i tabell 17.

Tabell 17. Estimert nitrogentransport i mindre renseanlegg.

	Beregnings-grunnlag (innløp):		Beregnet nitrogen-transport (kgN/d)	
	P (kg/d)	C (kg/d)	Innløp	Utløp
Renseanlegg med utslipp til Bunnefjorden:	42.7	595	240	180
Renseanlegg med utslipp til Vestfjorden:	18.2	263	105	80

Appendiks 2. Analyse av vassdragsdata.

Det er 15 elver og bekker av noen betydning som renner ut i indre Oslofjord, se figur 6. For en oversikt samt generell informasjon om nedbørfelt etc., se Rosland og Stene-Johansen (1989). Datagrunnlaget er nokså forskjellig fra elv til elv, både i omfang og med hensyn til hvilke stoffer som er målt. Vassdragene i Oslo er best dekket, men også for elver i Bærum og Røyken finnes sammenhengende serier for alle eller noen komponenter.

Karbon er ikke målt i alle elver. For disse elvene er karbon-transporten anslått på grunnlag av nitrogen eller fosfor-transporten ved å sammenligne med andre elver der karbon er målt. Det samme gjelder også nitrogen for et par mindre elver. Slike omregninger er svært usikre, fordi forholdet mellom N, C og P varierer sterkt, men det bør likevel bringe oss nærmere sannheten enn å utelate slike estimerte verdier.

A.2.1 Oppegård og Follo

For Årungenelva og Gjersjøelva bruker vi gjennomsnittstransporter fra Rosland og Stene-Johansen (1989), gjengitt i tabell 18. Tallene for Gjersjøelva bygger på 16 stikkprøver pr. år, mens det for Årungenelva ikke er gjort målinger, tallet her er anslått på grunnlag av tidligere målinger. I modellen behandles alle elvetilførselene til hvert hovedbasseng samlet, og vi antar at årsvariasjonen i disse to elvene er som for de vassdragene hvor vi har sammenhengende registreringer.

Tabell 18. Gjennomsnittlig årstransport i Gjersjøelva og Årungenelva.

Fra Rosland og Stene-Johansen 1989

	Vannføring (mill m ³ /år)	Total-fosfor Tonn P/år	Total-nitrogen Tonn N/år
Gjersjøelva (1987 og 1988)	23.3	0.65	35.5
Årungenelva (tidligere målinger)		4.0	80

A.2.2 Elver i Oslo

For vassdragene i Oslo er benyttet dataserier med omtrent kontinuerlige registreringer gjennom 1987 og 1988. Måleintervallet er stort sett omkring 1 uke, men varierer noe gjennom materialet. Ifølge opplysninger fra OVA gir datamaterialet konsentrasjoner i blandprøver for observasjonsperioden, og følgende komponenter er bestemt:

Total-nitrogen, nitrat og ammonium,
Total-fosfor og ortofosfat,
Totalt organisk karbon.

Vannføring er stort sett lest ut av telleverk, og skal da angi midlere vannføring for tilsvarende periode som blandprøven dekker. Hvis det er brukt proporsjonalprøvetaker til å samle opp blandprøver, skal dataseriene derfor idéelt sett gi et ganske komplett bilde av transportene.

Pga. av visse tekniske problemer er imidlertid vannføringene i endel tilfeller beregnet av avlest vannstand ved tidspunkt for henting av prøvene. Vannføringen blir da også en øyeblikksverdi, som kan avvike fra den middelveidien blandprøven representerer. Det betyr at transportene av N, P og organisk karbon ikke kan beregnes nøyaktig for den aktuelle måleperioden.

For Akerselva 1987-1988 er ca. 60% av vannføringsverdiene beregnet av vannstand som øyeblikksverdier. Dette vassdraget er imidlertid regulert med en minstevannføring på 1.5 m³/s, og det er derfor mulig at en god del av øyeblikksverdiene er representative for måleperioden. For Ljanselva er ca. 25% av vannføringene beregnet av vannstand. For de andre vassdragene er vannføringene stort sett bestemt ut fra telleverk, og representerer middelveidier. Konklusjonen er at for Akerselva og Ljanselva gir ikke data et helt presist bilde av total transport i denne perioden, og heller ikke et sikkert bilde av årstidsvariasjonen.

På dette datagrunnlaget beregnes generelle middelveidier for hver av de 7 elvene. Enkelt-observasjoner er da vektet med antall dager i prøveperioden slik det er lagt inn av OVA i datafilene, men begrenset til antall dager siden forrige prøve. Det vil si at når angitt prøveperiode er kortere enn tidsavstanden til forrige prøve, er det antatt å være et hull i serien, mens forskjeller omvendt vei er tolket som feil i angivelse av antall dager, da er dato-forskjellen brukt i stedet. Seriene er avsluttet omkring 20. desember 1988, så tallet for desember har litt mindre datagrunnlag. For Ljanselva mangler observasjoner for januar begge år. Resultatet av beregningen er vist i tabell 19.

Tabell 19. Middelveidier for vannføring og transport av nitrogen, fosfor og organisk karbon i elver i Oslo, beregnet på grunnlag av data for 1987-1988.

	Vannføring (m ³ /s)	Nitrogen (kg/d)	Fosfor (kg/d)	Organisk karbon (kg/d)
Ljanselva	0.78	100	5.9	502
Loelva	1.43	235	21	706
Akerselva	3.71	149	12.7	1378
Frognerbekken	0.58	72	5.9	217
Hofselva	0.32	43.9	4.4	153
Merradalsbekken	0.13	27.1	2.50	64
Lysakerelva	3.22	155	8.4	1460
SUM	10.17	782	60.8	4480

Dataene gir også grunnlag for å beregne månedsmidler. For enkelthets skyld er beregningen gjort ved at hver prøveperiode i sin helhet er tilskrevet måneden for prøvetaking, dvs. avslutningen av prøveperioden. Det er derfor ikke eksakte middelveidier for kalendermåneder som er beregnet, men en årsprofil oppdelt i perioder på ca. en måneds varighet. Med de store naturlige variasjoner en likevel har fra år til år, anses det som tilstrekkelig. Resultatet gis i tabell 20 som en sum for alle elvene.

Tabell 20. Beregnet årsvariasjon for vannføring og transport av nitrogen, fosfor og organisk karbon i elver i Oslo, summert over alle vassdragene, beregnet på grunnlag av data for 1987-1988.

	Vannføring (m ³ /s)	Nitrogen (kg/d)	Fosfor (kg/d)	Organisk karbon (kg/d)
Januar	4.6	557	50	2186
Februar	6.6	656	48	2637
Mars	4.7	349	28	1521
April	15.4	1669	106	6312
Mai	25.8	1350	75	11379
Juni	8.8	692	57	4168
Juli	6.8	533	47	3320
Aug	7.70	639	55	3675
September	9.8	839	60	5479
Oktober	17.7	1038	124	8111
November	9.4	608	42	3169
Desember	3.3	279	23.4	1144
Middel over året:	10.1	767	59.7	4425

A.2.3 Asker og Bærum

Fra Asker og Bærum renner fire elver av betydning ut i fjorden. Fra disse elvene er det analysert på ukeblandprøver fra 1987 og 1988. I tillegg til vannføring er det for alle prøvene gitt data for PO₄, TotP, KOF, TotN, mens NO₃ er målt hver 3. eller 4. gang. For to av elvene, Sandvikselva og Øverlandselva, ble det tatt kontinuerlige ukeblandprøver i 1987 og 1988. Her kan derfor både middelvannføring og transporter beregnes nokså sikkert, forutsatt at vannføringene er middelverdier for måleperiodene. Resultatet på månedbasis er oppsummert i tabell 21. I denne tabellen er hvert månedsmiddel basert på de ukene som i hovedsak faller innenfor måneden, og det er altså ikke eksakt knyttet til kalendermåneder. Middelverdien er totalt middel over tid for alle data.

Tabell 21. Beregnet årsvariasjon for vannføring og transport av nitrogen, fosfor og kjemisk oksygenforbruk (dikromat) i Øverlandselva og Sandvikselva.

Måned	Øverlandselva				Sandvikselva			
	Vannføring (m ³ /s)	N kg/d	P kg/d	KOF (kgO ₂ /d)	Vannføring (m ³ /s)	N kg/d	P kg/d	KOF (kgO ₂ /d)
Januar	.34	55.1	2.53	474.	2.12	260.	6.3	2078.
Februar	.36	46.0	2.48	723.	2.35	283.	7.6	3406.
Mars	.12	12.5	.60	174.	1.43	146.	5.8	1758.
April	1.21	246.1	11.90	2157.	8.67	1261.	34.1	11216.
Mai	1.27	91.7	4.91	1974.	16.54	981.	42.3	19165.
Juni	.47	104.6	4.03	822.	4.63	370.	13.5	6156.
Juli	.27	33.9	2.22	524.	2.77	192.	8.2	3298.
Aug	.61	95.3	5.17	1373.	5.30	391.	20.5	9406.
September	.63	66.7	4.60	1264.	5.68	403.	16.7	9946.
Oktober	1.12	152.2	10.97	2241.	10.57	1063.	66.8	18895.
November	.62	87.0	5.51	1506.	4.84	424.	15.7	7609.
Desember	.10	10.9	.35	127.	1.11	106.	2.4	1119.
Middel	.60	84	4.75	1124.	5.49	492.	20.3	7861.

For de to andre elvene, Askerelva og Neselva, ble det tatt ca. 3 sammenhengende ukeblandprøver pr. kvartal, slik at vi bare har et ufullstendig bilde av totaltransporten. For å få best mulig gjennomsnittsverdier for disse elvene er det derfor gjort en sammenligning med Sandvikselva og Øverlandselva. Sammenligningen er begrenset til disse elvene fordi måleperiodene her er direkte sammenlignbare.

Sammenligningen tar utgangspunkt i de periodene hvor det finnes fullt sett av observasjoner i alle fire elvene, tilsammen 140 dager gjennom to år. For disse periodene er gjennomsnittsverdiene for vannføring og materialtransport i Sandvikselva og Øverlandselva mellom 35 og 80% høyere enn gjennomsnittene for de to årene totalt sett. Det er grunn til å tro at det samme kan gjelde Askerelva og Neselva, det er iallfall den mest naturlige antagelsen så lenge det ikke finnes andre opplysninger. Ut fra denne antagelsen kan total-gjennomsnitt estimeres for

Askerelva og Neselva ved å regne om gjennomsnittene fra de periodene hvor det finnes fullt datasett. Vi bruker de omregningsfaktorene for hvert enkelt stoff som gjelder for henholdsvis Sandvikselva og Øverlandselva, og tar middelverdien av de estimatene dette gir. Beregningen er oppsummert i tabell 24. En visuell inspeksjon av data i korrelasjonsplott tyder på at vannføringen i Neselva er ganske godt korrelert med Sandvikselva og Øverlandselva, slik at det korrigerte middelet her bør bli ganske brukbart. Askerelva har et annet variasjonsmønster enn de andre elvene, og her blir det korrigerte middelet mer usikkert.

Tabell 22. Beregning av vannføring samt transport av nitrogen, fosfor og kjemisk oksygenforbruk for Neselva og Askerelva.

Vassdrag	Beregningsgrunnlag	Vannføring (m ³ /s)	N kg/d	P kg/d	KOF (kgO ₂ /d)
Øverlandselva	Perioder med data i alle elver	0.99	119	6.38	1726
	Hele perioden, direkte beregnet:	0.60	84	4.75	1124
Sandvikselva	Perioder med data i alle elver	9.17	764	36.2	12284
	Hele perioden, direkte beregnet:	5.49	492	20.3	7861
Neselva	Perioder med data i alle elver	0.46	75	2.81	797
	Hele perioden, omregnet fra Sandvikselva	0.28	48	1.57	510
	Hele perioden, omregnet fra Øverlandselva	0.28	53	2.09	520
	Hele perioden, beste estimat:	0.28	51	1.83	515
Askerelva	Perioder med data i alle elver	1.69	188	4.23	2029
	Hele perioden, omregnet fra Sandvikselva	1.01	120	2.37	1299
	Hele perioden, omregnet fra Øverlandselva	1.02	133	3.15	1322
	Hele perioden, beste estimat:	1.02	127	2.76	1311

En omregning fra KOF til TOC er usikker. Det kan kanskje være like bra å anslå karbon-transporten på grunnlag av C og N-transportene i stedet. Tallene for KOF kunne kanskje brukes til å sette opp relativ variasjon i karbon-transport fra måned til måned, men det er ikke gjort her. Dersom en vil regne om, kan en omregningsfaktor på 4 kgO₂/kgC være rimelig.

Inspeksjon av vinterobservasjonene (november til mars) viser at omtrent alt nitrogen finnes som nitrat. Ortofosfat utgjør ca. 50% av total-fosforet fra november til mars, og fra 10 til 50% resten av året.

A.2.4 Røyken, Åroselva

For en målestasjon nederst i Åroselva i Røyken foreligger døgnerverdier for vannføring for hele 1986, 1987 og 1988 fra NVE. Totalt nitrogen og fosfor er analysert på 7-10 prøver hvert år av Miljøvern avdelingen, Fylkeskommunen i Buskerud, (Terje Wivestad pers. med ifølge Rosland og Stene-Johansen 1989). Ifølge analysearkene er de fleste prøvene stikkprøver, men noen er også ukeprøver.

Ut fra disse data ble årstransporter av næringsstoffer i Åroselva anslått ved først å beregne lineær-regresjon mellom døgntransport M og midlere døgnavannføring Q for de datoer hvor det finnes kjemidata. Transportene M var da beregnet som $C \cdot Q$, med C = konsentrasjon.

Regresjonene ble lagt gjennom origo, og beregningen ga fosfortransport $11 \cdot Q$, og nitrogentransport $145 \cdot Q$. De to koeffisientene gir transport i kg/døgn når Q oppgis i m^3/s . Koeffisientene er tilsynelatende nokså presise, med standardfeil på hhv. ca. 10 og 5%. Totaltransport over året ble beregnet ved å summere døgntransporter beregnet ut fra vannføringen for alle døgn i året, inkludert døgn hvor det er tatt vannprøver. Resultatet var 8-10 tonn P/år og 100-130 tonn N/år. Denne beregningsmåten vektet konsentrasjonene med kvadratet av vannføringen. Dataene fra Åroselva inneholder et par situasjoner med unormalt høye verdier både på vannføring og høy konsentrasjon, og disse situasjonene blir pga. vektingen dominerende, og gir middelkonsentrasjoner som ligger klart i overkant av de fleste observerte konsentrasjoner.

En alternativ og vanligere beregningsmåte er å vekte konsentrasjonene med vannføringen. En slik beregning for Åroselva gir vektete middelkonsentrasjoner på $90 \mu\text{gP/l}$ og $1500 \mu\text{gN/l}$ og årstransport 5-7tonnP/år og 90-115tonnN/år. Hvis en alternativt antar at konsentrasjon er helt uavhengig av vannføring, og beregner uvektede middelkonsentrasjoner fås transporter på 3-4 tonnP/år og 75-100tonnN/år.

Som et fjerde alternativ har vi sett på om konsentrasjonen av P og N i en prøve kan modelleres empirisk som funksjon av vannføringen ved å utnytte det totale settet av døgnvannføringer, og ikke bare vannføringen i det døgnnet prøven er tatt. Hypotesen er at konsentrasjonen kan beskrives som funksjon av både vannføringen i øyeblikket og middelvannføring i en foregående periode. Ved prøving med ulike midlingsperioder har det vist seg at fosfordata beskrives ganske bra av følgende funksjon:

$$C = A \cdot \left(\frac{Q_0}{Q_6} \right)^\alpha$$

hvor:

C = konsentrasjon ($\mu\text{g/l}$)

Q_0 = vannføring i det døgnnet prøven er tatt (m^3/s)

Q_6 = geometrisk middel av vannføringen foregående 6 døgn (m^3/s)

$A = 42.6 \pm 2.0$ ($\mu\text{g/l}$)

$\alpha = 0.62 \pm 0.07$

Koeffisientene er funnet ved å minimere $\Sigma \log(C_{\text{pred}}/C_{\text{obs}})^2$, hvor C_{pred} er verdien beregnet av modellen og C_{obs} er observert verdi. Dette innebærer at det er antatt at relativt avvik mellom modell og observasjon varierer på samme måte uavhengig av vannføring. Datamaterialet er egentlig litt for spinkelt for en regresjonsberegning, idet forløpet i stor grad styres av 5 høye verdier. Det fremgår likevel at modellen korrigerer inn alle disse 5 verdiene. Denne regresjonen forklarer 85% av variansen i målte konsentrasjoner, og gir et standardavvik mellom målt og observert konsentrasjon på $14 \mu\text{gP/l}$. Beregnet midlere transport av fosfor blir 4.7 tonn/år.

For nitrogen varierer konsentrasjonene mindre, og det er bare svakt signifikant sammenheng med vannføringene, så her benyttes vanlig beregningsmåte med konstant middelkonsentrasjon $1500 \mu\text{gN/l}$, beregnet ut fra observasjonene vektet med vannføringen.

Tabell 23 viser midlere vannføring i Åroselva på månedsbasis ut fra data for 1986-1988, sammen med anslått transport av nitrogen og fosfor, som månedsmidler, beregnet ut fra vann-

føringsdata. Nitrogentransporten er beregnet for antatt konstant middel-konsentrasjon 1500µg/l uavhengig av måned og vannføring. Fosfortransporten er beregnet med regresjonsmodellen ovenfor, som gir et lavere estimat enn det som er brukt i Rosland og Stene-Johansen (1989).

Tabell 23. Beregnet månedsmiddel for transport i Åroselva, ut fra data for 1986-1988.

	Vannføring (m ³ /s)	P-transport (kg/d)	N-transport (kg/d)
Januar	0.66	2.8	86.
Februar	0.46	1.7	60.
Mars	0.46	1.9	59.
April	3.75	19.3	486.
Mai	6.44	23.4	834.
Juni	1.48	7.0	192.
Juli	0.93	6.1	121.
August	2.31	16.0	299.
September	2.00	9.8	259.
Oktober	4.27	42.1	554.
November	2.57	16.0	333.
Desember	1.16	5.4	151.
Middel	2.22	12.8	287.

A.2.5 Samlet årstransport i vassdrag ved målestasjonene - med korreksjon for manglende data.

I tabell 24 er samlede tilførsler via vassdragene beregnet, summert på hvert av hovedbassengene. Vassdrag med utløp til Lysakerfjorden, dvs. Hofselva, Merradalsbekken og Lysakerelva, er fordelt likt mellom Bunnfjorden og Vestfjorden. I det datamaterialet som er brukt, er det ikke tall for vannføring og organisk karbon for alle vassdragene. For å få et estimat for samlet tilførsel via vassdrag er det gjort en beregning hvor dette er korrigert ved hjelp av N og P. Et estimat for manglende vannføring i Årungenelva og Hovinbekken er satt ut fra målt mengde N og P, ved å anta at forhold mellom vannføring og henholdsvis N og P er som vannførings-vektet gjennomsnitt for de vassdrag hvor vannføring, N og P er gitt. Middelerdi av estimat basert på N og P er brukt. Tilsvarende korreksjon er gjort for de vassdrag til Vestfjorden hvor det mangler data for organisk karbon, dvs. mengde organisk karbon er beregnet ut fra gjennomsnittlig forhold C:N og C:P der det finnes data. Omregning til årstransport for Askerelva og Lierelva som beskrevet i avsnitt A.2.3 gir noe lavere tall enn det som ble satt opp i Rosland og Stene-Johansen (1989).

Tabell 24. Beregning av samlet årstransport via vassdrag rundt indre Oslofjord, basert på data fra 1986-1988, med fordeling mellom Bunnefjorden og Vestfjorden.

Tallene er korrigert for manglende data for vannføring og organisk karbon som forklart i teksten. Tallene omfatter ikke tilrenning nedstrøms målestasjoner.

	BUNNEFJORDEN				VESTFJORDEN			
	Vannf. mill m ³ /år	N tonn/år	P tonn/år	TOC tonn/år	Vannf. mill m ³ /år	N tonn/år	P tonn/år	TOC tonn/år
Målte tilførsler:								
Årungenelva		80.0	4.0					
Gjersjøelva	23.3	35.5	0.7					
Ljanselva	24.5	36.4	2.2	183				
Loelva	44.4	84.7	7.5	254				
Hovinbekken		7.0	1.1					
Akerselva	117.7	54.9	4.6	510				
Frognerbekken	18.1	26.3	2.2	79				
Hofselva	5.1	8.0	0.8	27.7	5.1	8.0	0.8	27.7
Merradalsbekken	2.1	4.9	0.5	11.8	2.1	4.9	0.5	11.8
Lysakerelva	49.9	27.9	1.5	262	49.9	27.9	1.5	262
Øverlandselva					18.6	30.6	1.7	
Sandvikselva					171.9	178.5	7.4	
Neselva					8.8	18.6	0.7	
Askerelva					32.2	46.4	1.0	
Åroselva					70.0	104.8	4.7	
SUM (komplette uthevet):	285.1	365.6	24.9	1327	358.7	419.6	18.2	301.4
Sum N og P for vassdrag med data for vannføring:		278.6	19.8					
Vannføring korrigert ut fra N og P:	368.3							
Sum N og P for vassdrag med data for karbon:		243.1	19.2			40.8	2.8	
Organisk karbon korrigert ut fra N og P:				1892				1960.9

A.2.6 Årsvariasjon i vannføring og forurensningstransport i vassdrag

For å beskrive årsvariasjon i tilførsler i vassdrag ser vi samlet på de vassdragene hvor vi har data for hele året, og summerer verdiene fra tabell 20, 21 og 23 for hver måned, slik vi får samlede månedsverdier hver komponent; vannføring, nitrogen, fosfor og organisk karbon. Dette gir et vektet middel for variasjon gjennom året av vannføring og forurensningstransport. Figur 10 på side 38 foran i rapporten viser resultatet, skalert som multiplikasjonsfaktorer på årgjennomsnittene. Vannføring, nitrogen og karbon er basert på de 7 Oslovasdragene, Sandvikselva og Øverlandselva, samt Åroselva. Karbon-fordelingen er basert bare på Oslovasdragene. Faktorene brukes på årstransportene i tabell 24 for å sette opp inngangsdata til modellen.

A 2.7. Fordeling av forurensningstilførsler til Lysakerfjorden mellom hovedbassengene

Endel av utslippene til indre Oslofjord går til Lysakerfjorden, som ligger som et overgangs-område mellom Vestfjorden og Bunnefjorden. Med den oppdelingen som er brukt i modellkjøringene i denne rapporten har det vært nødvendig å fordele disse utslippene på de to hovedbassengene. I dag er det ikke så store mengder som går ut via Lysakerfjorden, mens det var adskillig mer tidligere, delvis med vassdragene, og delvis via dyputslipp fra Lysaker renseanlegg. Det har derfor betydning hva en da velger.

Fordi Lysakerfjorden ligger som et overgangsområdet mellom Vestfjorden og Bunnefjorden kan det være uvisst hvilket av hovedbassengene som blir mest belastet av utslipp til Lysakerfjorden. Generelt vil jord-rotasjonen bidra til at strømmende vann vil ha en tendens til å dreie av mot høyre. Ut fra dette skulle en vente at Lysakerelva burde gå mest til Vestfjorden, fordi den allerede i utgangspunktet har retning omtrent mot spissen av Nesodlandet. Vindpåvirkning og generelt strømmønster i fjorden vil gi en skiftende fordeling over tid. Når det gjelder dykket utslipp fra renseanlegg kan sporstoffundersøkelsene på renseanleggets utslipp som ble gjort i 1977 - 1978 gi en viss pekepinn (Bjerkeng et al. 1978). I 3 forsøk, hvert av varighet noen få døgn, spredte det innlagrede avløp vannet seg i starten hovedsakelig mot sør, med retning mot Vestfjorden, og med markert avgrensning av spredningen sørøstover mot Bunnefjorden. Etterhvert spredte det seg i hele Lysakerfjorden i det aktuelle dypintervallet. Noe lignende kan tenkes for elvevannet.

Som et røft anslag til bruk i modellen er det gått ut fra at utslipp til Lysakerfjorden kan fordeles likt mellom Vestfjorden og Bunnefjorden, uansett utslippsmåte.

Appendiks 3. Tidevannskomponenter ved Oscarsborg.

Når det gjelder tidevannsvariasjonen er tidevannskomponentene nedenfor tatt med. Amplituder og perioder for Oscarsborg hentet fra tidevannstabeller (Norges Sjøkartverk 1993) er vist i tabell 25.

Tabell 25. De viktigste tidevannskomponentene i Oslofjorden.

Komponent nr. i	Betegnelse	Amplitude (m) a_i	Periode (timer) T_i
1	M2	0.13	12.42
2	S2	0.035	12.00
3	N2	0.033	12.66
4	K2	0.009	11.97
5	K1	0.003	23.93
6	O1	0.024	25.82

Vannstanden ved tidspunkt t beregnes av modellen som:

$$h = h_p + \sum_{i=1}^6 a_i \sin\left(2\pi t/T_i\right)$$

hvor h_p er den lufttrykksavhengige variasjonen. Modellen har ikke et slikt presisjonsnivå i forhold til historiske forløp at det er noe poeng å legge inn faser relativt til tid $t = 0$.

Hvordan modellen kan endres på dette punktet for å brukes på andre fjorder er nærmere beskrevet i del-rapport 3: *EDB-teknisk beskrivelse og praktisk brukerveiledning* (kfr. innsiden av denne rapportens forside.)

Appendiks 4. Kontroll av at EDB-programmet fungerer i henhold til modell-beskrivelsen.

Rapport 3: *EDB-teknisk beskrivelse og praktisk brukerveiledning* vil inneholde en beskrivelse av hvilke teknikker som kan brukes for å sikre best mulig at modellen fungerer slik den er tenkt ut fra modellbeskrivelsen i de andre rapportene. Det vil her også fremgå hvilke mekanismer og hjelpemidler som er lagt inn i modellen for dette formålet. Her omtales bare kort hva som er gjort og hvilke resultater som er oppnådd.

A.4.1. Utskrifter av mellomresultater.

En vesentlig del av kontrollen har ligget i å studere utskrift av mellomresultater av beregningene, som dels viser beregningsgangen, og dels dokumenterer resultatene. Programkoden er spekket med utskrift-setninger som en kan velge å inkludere eller utelate når programmet skal bygges opp ut fra koden (kompileres). Dersom utskrift-setningene tas med, kan de aktiveres eller deaktiveres underveis i en kjøring med bruker-kommandoer til programmet. På den måten kan en få ut en detaljdokumentasjon av utvalgte deler av beregningene for utvalgt faser av en kjøring. Hvordan det brukes i praksis er beskrevet i rapport 3. Hensikten med dette er å kunne forsikre seg direkte om at beregningene utføres riktig, og kunne utforske feil som er oppdaget.

A.4.1. Volumbevaring, kontroll av fysiske transporter.

Modellen summerer netto import av vann til hvert basseng, pga.:

- 1) vanntransporter mellom bassenger og mot ytre rand
- 2) utveksling med atmosfæren
- 3) tilrenning fra land.

Modellen har innebygd kontroller på at denne importen integrert over tid stemmer overens med endring i beregnet volum for hvert basseng. Avvik vil indikere at det er noe galt med den totale vannbalansen i modellen som helhet, eller mellom bassengene.

Det er også lagt inn en spesiell konsentrasjon CI i modellen som bl.a. kan brukes til kontroll av massebevaring. Variabelen CI har da verdi = 1 i alle modellvolumer i utgangspunktet og den samme verdien i all import og eksport av vann. Dersom den integrerte tilstandsvariabelen avviker signifikant fra 1, er det indikasjon på at det er noe galt med transportberegningene internt i bassenget.

A.4.2. Innblanding av dykkede utslipp

Subrutinen for dette er kontrollert ved å sammenligne resultatene via testutskrifter lagt inn i programmet med et eksisterende program JETMIX med samme utgangsdata (Bjerkeng og Lesjø 1973). Dette er gjort for et testsett av data, og resultatene viser meget god overensstemmelse.

A.4.3. Kjemiske massebalanser.

Modellen vil underveis i simuleringen kontrollere om massebalansen for konservative komponenter stemmer. Dette er en kontroll på at vertikale transporter og biologisk omsetning ikke ved en feil fjerner eller skaper stoff eller varme.

Som konservative komponenter regnes:

Saltinnhold	dvs. volumintegrert salinitet
Varmeinnhold	dvs. volumintegrert temperatur
Oksygeninnhold	= oppløst fritt oksygen + oksygen bundet som nitrat, dvs. den mengde som vil frigjøres ved reduksjon til ammonium, - mengden organisk karbon i ulike former omregnet til oksygen
Nitrogen Fosfor Silikat	Biotilgjengelig del, summert over alle komponenter

Kontrollen skjer ved at modellen med visse mellomrom sammenligner om endringer i innholdet i hvert basseng, summert over alle lag i bassenget, stemmer med netto import, beregnet ut fra tilførsler fra land, utveksling via overflaten, utveksling mot randområdet eller mot bunnsedimentene.

Kontrollen kan foretas på to måter. Den ene måten er at endringen i innhold siden et gitt tidspunkt blir sammenlignet med tidsintegralet av netto import. Eventuelle avvik vil da akkumulere over tid. Den andre måten er at endringen pr. tidsenhet i hvert tidsskritt sammenlignes med netto import pr. tidsenhet.

Hvilken av disse to metodene som skal brukes må bestemmes før det kjørbare programmet bygges. Begge metodene er brukt under utviklingen og utprøvingen av modellen, og har vært til stor hjelp når det gjelder å avsløre feil i koden.

A.4.4. Følsomhet for vertikalinnndeling.

Modellen er kjørt for ulike grader av vertikal oppdeling med henholdsvis 4+4, 8+8 og 15+14 lag i de to bassengene Bunnefjorden og Vestfjorden, for å se om dybdeprofilene blir tilnærmet de samme. Hvis ikke, er det et tegn på at numeriske fenomener innvirker på løsningen. Det er sett spesielt på temperatur.

De ulike dypoppdelinger gir omtrent samme temperaturforløp på samme dyp, men grovere inndeling gir større vertikalblanding. Maksimaltemperatur på sensommeren omkring 40-50 m dyp blir litt høyere når vannmassene deles inn i 8+8 lag enn når de deles finere, med 15+14 lag, og har omtrent samme forløp som 22-25m med 15+14 lags oppdeling. Det er også større innblanding av varmere vann ned mot større dyp om høsten for somuleringer med oppdeling i få lag. For den grovste oppdelingen kommer temperaturen i 80-100 m dyp opp i ca. 10 °C mellom dag nr.290 og 330 etter nyttår, mens den med 8 lag eller mer ser ut til å bli liggende omtrent konstant på 5-6°C grader. Det siste er mest realistisk.

De modellkjøringene som er gjengitt foran i rapporten er gjort med 20+19 lag. Det burde være tilstrekkelig til å gi realistiske vertikalfordelinger. Testene er gjort før de siste modifikasjoner av vertikalblandingsmekanismene i modellen, og bør etterprøves slik modellen nå fungerer.

NIVA



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

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

ISBN 82-577-2543-6