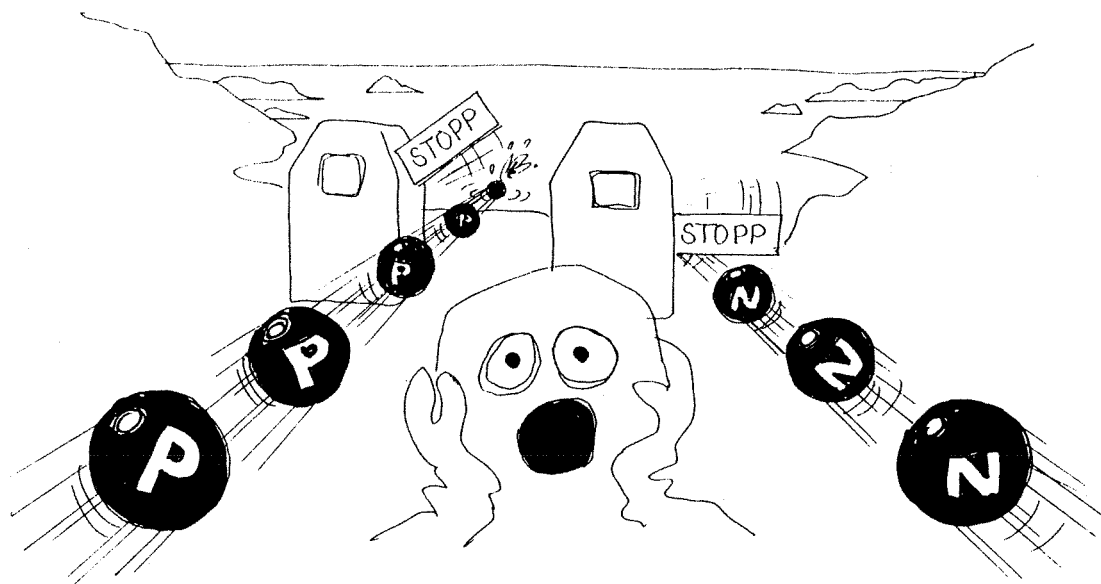




O-89237

Sårbare områder og næringssaltutslipp til Nordsjøen



NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor
Postboks 33, Blindern
0313 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80
Telefax (02) 39 41 29

Sørlandsavdelingen
Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033
Telefax (041) 42 709

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen
Breiviken 5
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 95 17 00
Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.:
O-89237

Undernummer:

Løpenummer:
2349

Begrenset distribusjon:
Åpen.

Rapportens tittel: NOTAT. Sårbare områder og nærings saltutslipp til Nordsjøen.	Dato: 15/1-90.
Forfatter (e): Haakon Thaulow Kjell Baalsrud Hans Olav Ibrek Jan Magnusson Jarle Molvær Eivind Oug Brage Rygg	Prosjektnummer: Faggruppe: Marin eutrofi.
	Geografisk område:
	Antall sider (inkl. bilag): 69
Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT)	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):

Ekstrakt: Det er gitt en grov oversikt over forurensningstilførsler og forurensningstilstanden i fjorder og kystnære farvann fra Svenskegrensen til Stadt. Utslipp av næringsalter og organisk stoff fra norske kilder har ingen betydning for forholdene i sentrale deler av Skagerrak og Nordsjøen. Kyststrømmen og kystvannet kan fra tid til annen bli påvirket av norske utslipp på strekningen fra svenskegrensen til forbi Jomfruland. For kommunale utslipp anbefales for de fleste større utslipp kjemisk rensing (fosfatfjerning). Ytterligere tiltak for nitrogenfjerning bør for kommunale utslipp avvente resultater av teknisk-naturvitenskapelige FOU-programmer.

4 emneord, norske:

1. Marin eutrofi
2. Kystområder
3. Næringsalter
4. Tiltak mot eutrofi

4 emneord, engelske:

- 1.
- 2.
- 3.
- 4.

Prosjektleder:

Kjell Baalsrud
Kjell Baalsrud

For administrasjonen:

Haakon Thaulow
Haakon Thaulow

ISBN 82-577-1631-6

NOTAT

O-89237

Sårbare områder og næringssaltutslipp til Nordsjøen

NIVA, 15/1-1990

Forfattere:

Haakon Thaulow
Kjell Baalsrud
Hans Olav Ibrekk
Jan Magnusson
Jarle Molvær
Eivind Oug
Brage Rygg

FØRORD

I en oversendelse av 14.11.89 ble NIVA og Havforskningsinstituttet bedt om å utarbeidet hvert sitt notat om sårbare områder og utslipp i Nordsjøen.

Notatet ble oversendt 5.12. til deltagerne i et arbeidsmøte i Oslo 11.12., som SFT innkalte til. Notatet utsendes nå i endelig utgave.

Tiden har ikke tillatt et tradisjonelt utredningsopplegg. Oppgavens vanskelighetsgrad tatt i betraktning, kunne det vært ønskelig med tid til å strukturere notatet og nøye gjennomgå publisert og upublisert materiale.

En rekke forskere ved NIVA har deltatt i utarbeidelsen av forskjellige deler av notatet. Det har vært en støtte at NIVA har under avslutning flere rapporter som omhandler nærliggende felter.

Koordinator for dette notatet har vært forsker Kjell Baalsrud. Forskerne Hans Olav Ibrekk, Eivind Oug og Jan Magnusson har hovedansvar for kapitlene 3, 4 og 5.

NIVA, 15.1.1990.

Haakon Thaulow
Direktør

INNHOOLD	SIDE
FORORD	
SAMMENDRAG, KONKLUSJONER OG TILRÅDINGER	3
1. INNLEDNING	7
2. GENERELLE FAGLIGE VURDERINGER	11
2.1 Om begrepet "Sårbare områder"	11
2.2 Eutrofiering, begrensende næringsssalter, giftige alger	12
2.3 Biotilgjengelighet av tilførsler	13
2.4 Viktige prosesser og transportter	14
2.5 Tilførsler med havstrømmer	18
2.6 Nåværende kunnskapsnivå, behovet for forskning	19
3. FORURENSNINGSKILDER OG TILFØRSLER	20
3.1 Forurensningskilder	20
3.2 Beregningsforutsetninger for LENKA-modellen	20
3.3 Forurensningstilførsler til sjøområder fra Sverige til Stadt	22
3.4 Forurensningstilførsler til delområder	25
4. EUTROFITILSTANDEN I FJORDER OG KYSTVANN	27
4.1 Generell innledning	27
4.2 Oslofjordområdet	28
4.3 Grenlandsfjordene	32
4.4 Jomfruland - Åna-Sira	33
4.5 Rogaland	46
4.6 Hordaland - Sogn og Fjordane	48
5. KYSTSTRØMMEN OG ÅPENT HAV	51
5.1 Tilstand	51
5.2 Stofftransport i forhold til norske utslipp	51
5.3 Nitrogen og fosforkonsentrasjoner i kyststrømmen og dypvannet	53
5.4 Beregning av den vertikale tilførselen av nitrogen og fosfor fra svenskekysten til Kristiansand, sammenlignet med tilførsler fra Norge	53

5.5	Beregning av den vertikale tilførslen av nitrogen og fosfor fra svenskekysten til Kristiansand, sammenlignet med de totale tilførsler fra Norge	56
6.	BEHOVET FOR REDUKSJON AV NORSKE N- OG P-TILFØRSLER	63
6.1	Sårbare områder	63
6.2	Rensebehov for fjorder og skjærgårder	63
6.3	Rensebehov for kyststrømmen og Nordsjøen	64
7.	REFERANSER	66

SAMMENDRAG, KONKLUSJONER OG TILRÅDINGER

1. Bakgrunn for notatet. Problemstillinger fra SFT

SFT har bedt NIVA, innenfor meget korte tidsfrister, å bidra med en avklaring med hva som kan anses som sårbare områder og hvor tiltak i henhold til Nordsjøavtalen skal gjennomføres.

For hvert av de sårbare områdene er vi bedt om å vurdere betydningen av fosfor- og nitrogentilførsler, samt behov for reduksjon av slike tilførsler, samt betydningen av de norske kilder. Videre er vi bedt om å vurdere behov for P- og N-reduksjon av tilførsler i kyststrømmen opp til Stadt.

Notatet skal være en oppsummering av dagens kunnskaper.

2. Notatets behandling av de aktuelle problemstillinger

SFT har bedt besvart svært omfattende og komplekse problemstillinger. Det kan uten videre slås fast at presisjonsnivået i spørsmålene går utover det dagens kunnskapsnivå gir dekning for å svare på. Våre konklusjoner og tilrådinger bør likevel kunne være til god støtte for å fastlegge tiltak som bør iverksettes i nær fremtid, og de tilpasninger som bør gjøres for å finne frem til mer langsiktige løsninger.

Vi har i punkt 5 og 6 nedenfor drøftet forhold av mer faglig/strategisk karakter. Problemstillingene i disse punktene ligger noe i utkanten av de spørsmål SFT har stilt, men vi mener de naturlig hører hjemme i notatet.

3. Tilførsler fra Norge - Virkninger

For forholdene i Skagerrak og Nordsjøen generelt har de norske utslippene av næringssalter og organisk stoff ingen praktisk betydning. Det er derfor ikke påkrevet med tiltak i Norge for å bedre forholdene i disse havområder eller i de andre Nordsjøstatenes kystområder.

For forholdene i kyststrømmen/kystvannet langs norskekysten vil utslipp på strekningen fra svenskegrensen til forbi Jomfruland tidvis kunne ha en viss effekt.

For forholdene i fjordene og i lokale områder i skjærgården har norske utslipp naturlig nok ofte stor betydning.

4. Tilførsler fra andre land - Virkninger

Via luften tilføres Norge betydelige forurensningsmengder. Nedfall av nitrogen tilføres dels marine områder direkte, dels gjennom tilrenning fra vassdragene. Dette vil mange steder redusere effekten av tiltak for å få kontroll med nitrogentilførsel til fjorder og kystvann.

Via havstrømmer tilføres det norske kystvannet og fjordområdene betydelige mengder nitrogen og fosfor. Med rimelig sikkerhet kan det hevdes at noe av dette skyldes utslipp fra andre land. Tilgjengelige data tillater imidlertid ikke å fastslå hvor meget kystvannets innhold av N og P har økt som følge av utslippene i andre land.

5. Behov for tiltak, spesielt for kommunale utslipp

Forurensnings situasjonen i marine områder fra Svenskegrensen til Rogaland er - med unntak av Ytre Oslofjord-området - en "sum av lokale situasjoner". Tiltak må baseres på individuelle vurderinger av den lokale resipient. Det anbefales utført flere lokale tiltaksanalyser (jfr. tiltaksanalysene for Mjøsa og Oslofjorden) hvor stoffbudsjetter for fosfor og nitrogen står sentralt.

Både nitrogen (N) og fosfor (P) er viktige næringsalter for algevekst. Det er ennå ikke faglig avklart hvilken betydning N:P forholdet har for algevekst og eventuell giftproduksjon i norske kystfarvann. Det kan derfor ikke gis noe naturfaglig basert klart svar på spørsmålet om tiltak bør rettes mot N eller P.

For kommunale utslipp kan det være aktuelt å anbefale både kjemisk rensing, samt nitrifikasjon og nitrogenfjerning i enkelte høyt belastede områder, når dette i vesentlig grad kan redusere de samlede tilførsler.

Ut fra vårt kjennskap til forholdene vil vi anbefale at man i langt de fleste tilfeller for kommende kommunale renseanlegg, utstyrer disse med kjemisk rensing i det første byggetrinn. Det må imidlertid reserveres plass og på annen måte tilrettelegges for ytterligere rensing. Slik ytterligere rensing bør avvente utvikling og tilpasning av metoder for fjerning av nitrogen i full skala, det planlagte FoU-program for marine forurensninger, samt resultatet av eventuelle ytterligere lokale tiltaksanalyser og undersøkelser.

Foruten å fjerne fosfor effektivt er kjemisk rensing en "bredspektret"

rensem metode som reduserer avløpsvannets innhold av bl.a. organisk stoff, tungmetaller og partikler betydelig.

Når først avløpet er samlet og det grunnleggende mekanisk rensetrinn etablert, vil nytte/kostfaktoren for et kjemisk rensetrinn være svært høy. Dette bør tas i betraktning ved eventuelt valg av fosforfjerning i områder hvor de rent resipientmessige begrunnelser kan være svake.

6. Om begrepet "utsatte/sårbare" områder

Begrepet "utsatte områder" (sårbare områder), hentet fra St.meld. 46 (1988-89) "Miljø og utvikling", er noe upresist. I notatet har NIVA lagt til grunn at sårbare områder, er områder følsomme for tilførsler av næringssalter og organisk stoff fra norske kilder. Både lokale og regionale forurensningssituasjoner langs hele den vurderte kyststrekningen blir ut fra denne tolkningen å vurdere som "sårbare områder".

Vi tolker det imidlertid slik at uttrykket "utsatte områder" i målsetningen i St.meld. 46: "*Utslippene av næringssalter til utsatte deler av Nordsjøen skal reduseres med 50% innen 1995, med 1985 som basisår*", er myntet på områder hvor norske utslipp tidvis kan påvirke kyststrømmen/kystvannet langs norskekysten. Enkle beregninger i dette notatet tyder på at slik påvirkning er avgrenset til kystområdet fra svenskegrensen til Jomfruland. Forøvrig viser vi til diskusjonen i punkt 1.2 i kap. 1. Innledning.

1. INNLEDNING

1.1 Bakgrunn for notatet

På ministermøtet i London høsten 1987 ble det vedtatt en Nordsjø-deklarasjon som blant annet sier at utslippene av næringsstoffene nitrogen og fosfor skal halveres fra 1985 til 1995. Den norske miljøvernminister tiltrådte deklarasjonen, og Regjeringen har senere tatt skritt for å få den gjennomført i Norge.

Det har særlig det siste halvår 1989 vært en debatt om næringsstoffdelen av Nordsjøavtalen. Debatten har gått på det faglige fundament for deklarasjonen såvel som Norges del av gjennomføringen.

Det er bl.a. hevdet at norske bidrag har meget liten betydning for utviklingen i Nordsjøen. Det er uttalt at vi ikke har teknologi for nødvendige rens tiltak, og at norsk avløpsvann er så tynt at vi må utvikle teknologien selv. Det er sagt at spesielt fjerning av nitrogen vil bli meget kostbart. Det ville hjelpe Nordsjøen bedre om vi brukte midlene i andre land. Det er også hevdet at rensing med hensyn til fosfor vil øke sannsynligheten for oppblomstring av giftige alger.

På dette grunnlag har Statens forurensningstilsyn, SFT, bedt Havforskningsinstituttet (HI) og NIVA om på kort tid å lage uttalelser om "sårbare områder" og hvor tiltak i henhold til Nordsjøavtalen bør gjennomføres. SFT skriver:

"Som et grunnlag for videre diskusjoner anmoder vi NIVA og HI om å utarbeide hvert sitt notat basert på telefax av 6. november 1989, og hvor:

- * Sårbare områder angis med geografisk avgrensning.*
- * For hvert område angis betydningen av P- og N-tilførsler.*
- * For hvert område antydes hvor mye P- og N-tilførslene bør reduseres.*
- * For hvert område angis grovt betydningen av norske kilder og hvilke norske kilder som er viktige.*
- * Behovet for reduksjon av fosfor- og nitrogentilførsler i kystsonen opp til Stadt.*
- * Oversikten må skille mellom fjorder, skjærgården, kyststrømmen og havet utenfor.*

Notatene skal være en oppsummering av dagens kunnskap."

Dette notatet søker å belyse de problemer som spørsmålene omfatter.

Det kan uten videre slås fast at presisjonsnivået i spørsmålene går utover det dagens kunnskapsnivå gir dekning for å svare på. Våre konklusjoner og tilrådinger bør allikevel være til god støtte for å fastlegge tiltak som bør iverksettes i nær fremtid og de tilpasninger som bør gjøres for å finne frem til mer langsikte løsninger.

1.2 Synspunkter på Nordsjøavtalen, St.meld. 46 (1988-89) "Miljø og utvikling" samt den Nordiske tiltaksplan mot forurensning av det marine miljø.

Nordsjøavtalen danner rammen for tiltak mot utslipp fra næringsalter. St.meld. 46 (1988-89) "Miljø og utvikling" og den Nordiske tiltaksplanen mot forurensning av marine miljøer har målsettinger som er utledet av Nordsjøavtalen og sterkt beslektet med den. Noen sentrale sitater fra disse tre dokumentene:

- Nordsjøavtalen - næringsalter

- *"take effective national steps in order to reduce nutrient inputs into areas where these inputs are likely, directly or indirectly, to cause pollution:"*
- *"aim to achieve a substantial reduction (of the order of 50%) in inputs of phosphorus and nitrogen to these areas between 1985 and 1995;"*

- St.meld. 46 "Miljø og utvikling"

Nasjonale mål

- *Utslippene av næringsalter til utsatte deler av Nordsjøen skal reduseres med 50% innen 1995, med 1985 som basisår.*

- Nordisk Åtgärdsplan mot förorening av den marina miljön

- *Å redusere utslippene av næringsalter (fosfor og nitrogen) til de områder som er påvirket av disse utslippene (Östersjön, Kattegat, Skagerrak og områdene väst om Danmark) med 50% innen 1995 i enlighet med ministerdeklarationerna om Östersjön och Nordsjön.*

For den norske planlegging av tiltak i henhold til Nordsjøavtalen er det tatt utgangspunkt i St.meld. 46. Det er i denne uttrykket "utsatte områder", avledet "sårbare områder" forekommer. Det er behov for en

gjennomgående og avklarende diskusjon om hvilke rammebetingelser disse tre dokumentene her setter for omfanget av norske tiltak.

I denne sammenheng vil vi anføre:

- Nordsjøavtalen søker å forplikte de enkelte land til tiltak med utgangspunkt i de felles interesser landene har av Nordsjøen. Virkningene av tiltakene på Nordsjøen står følgelig i fokus. Disse virkningene er drivkraften i avtalen.

Nordsjøavtalen kopler behovet for reduksjon av næringsalter direkte eller indirekte til forurensningsvirkninger. Avtalen gir mer omtrentlige mål enn St.meld. 46. Den bestemmer at reduksjonen av P og N er like viktig for å redusere eller unngå eutrofieringsvirkninger.

- Den nordiske tiltaksplanen mot marin forurensning søker å forplikte de enkelte land til tiltak med utgangspunkt i interesser i felles havområder. De aktuelle havområder er eksplisitt nevnt (Østersjøen, Kattegat, Skagerrak og områdene vest for Danmark).
- St.meld. 46 fokuserer på utslipp til utsatte deler av Nordsjøen. St.meld. 46 har den klart mest upresise formulering av de tre dokumentene.

Med utgangspunkt i ovenstående strekpunkter, vil vi hevde følgende:

- a) Tiltakene "hjemlet" i de tre dokumentene tar alle utgangspunkt i hvordan norske kilder påvirker/kan tenkes å påvirke felles havområder (Skagerrak, Kattegat, Nordsjøen).
- b) I den grad norske utslipp har betydning for felles havområder pålegger Nordsjøavtalen oss generelt å redusere tilførselen av næringsalter og spesielt å redusere både P og N omlag 50% (innen 1995 i forhold til 1985. St.meld. 46 skiller ikke mellom P og N.
- c) I den grad påvirkning av felles havområder ikke er påvisbare eller svært lite sannsynlige og årsaks-/virkningsbildet er alt overveiende lokalt, kan ikke avtalene sies å være relevante; dvs. at man hverken bør føle seg bundet av reduksjonsprosenten eller fokuseringen på lik prosentreduksjon av de to næringssaltene.
- d) Begrepet "sårbare/utsatte" områder er noe upresist. Da norske utslipp pga. størrelse, retensjon og strømningsforhold ikke kan sies å ha noen praktisk betydning for Skagerrak og Nordsjøen, kan

man i prinsippet hevde at næringssalt delen av Nordsjøavtalen ikke er relevant for Norge (dvs. velger den foreløpige "engelske" tolkning). Dette vil imidlertid etter vårt syn være en altfor definsiv holdning. Vi vil derfor anbefale at den tidvise påvirkning av kyststrømmen/kystvannet fra området Svenskegrensen til forbi Jomfruland tolkes som "utslipp til utsatte deler av Nordsjøen".

- e) Nordsjøavtalen, St.meld. 46 og den Nordiske tiltaksplanen mot marin forurensning fokuserer alle på reduksjon av næringsalter. Det kan hevdes at avtalen kan sies å være oppfylt hvis man når reduksjonsmålet for det næringsalt som man anser for å være sentralt for å løse lokale problemer og som samtidig bidrar til å avlaste felles områder. Det kan hevdes at det bør bygges inn en nasjonal fleksibilitet med hensyn til hvilke næringsalter som prioriteres i gjennomføringen. For norske forhold mener vi at det ut fra en samlet naturfaglig og teknisk/økonomisk vurdering, i langt de fleste tilfeller bør være fosfor, i påvente av at man gjennomfører teknisk-/naturfaglig konsentrert FoU omkring nitrogenrensing og nitrogenkontroll.

2. GENERELLE FAGLIGE VURDERINGER

2.1 Om begrepet "Sårbare områder"

Etter episoden med oppblomstring av den giftige algen Chrysochromulina polylepis i mai 1988, har myndighetene som utgangspunkt for tiltaksplanlegging klassifisert kyststrekningen fra svenskegrensen til og med Rogaland som "sårbare områder", dvs. områder hvor Nordsjøavtalen skulle gjøres gjeldende.

Vi har forstått at man med dette har ment at utslipp av næringsalter på denne strekningen kan føre til eutrofiering utover de helt lokale utslippsområder.

Med marin eutrofi forstås en vesentlig økning i algevekst som følge av økt tilførsel av næringsalter. En utvikling i denne retning kalles eutrofiering. Eutrofiering karakteriseres ved økt biologisk aktivitet som i tillegg til økt algevekst kan ytre seg ved økt forbruk av oksygen i dypvannet og endringer i bunndyrsamfunnene, sedimentene og organismesamfunnene på gruntvann.

Utslipp av organisk stoff vil føre til mange av de samme virkningene som eutrofiering. I den praktiske behandling av marin eutrofi kan det derfor være nødvendig å inkludere utslipp og virkninger av organisk stoff. På den aktuelle kyststrekning er det bl.a. flere store trefordlingsbedrifter med betydelig utslipp av organisk stoff til sjøen.

Et område kan være sårbart dels som følge av lokale tilførsler, dels som følge av langtransporterte tilførsler. Sett ut fra Nordsjøavtalen er det viktig å skille mellom disse begreper, spesielt når nyere undersøkelser tyder på at en betydelig del av nitrogentilførslene fra norske elver skyldes langtransporterte luftforurensninger.

I relativt avstengte sjøområder kan det lokalt fort observeres tildels kraftige utslag av forurensningstilførsler, slik at det ofte kan være relativt enkelt å konstatere en endring i forhold til det vi oppfatter som naturtilstanden. Det er ofte oksygenforholdene i dypvannet i terskelfjorder som er en viktig parameter for utviklingen.

Regionalt vil forurensningsgraden vanligvis være betydelig mindre, men kan samtidig berøre meget store områder. Her kan relativt små og ofte vanskelig målbare endringer i innholdet av næringsalter føre til at det skjer endringer i de biologiske systemer. Algeblomst-episoder som har skjedd i Tyske-bukta, i Kattegat og i deler av den danske vestkysten de siste 5- 10år tror man med stor sannsynlighet kan føres

tilbake til tilførsler av forurensninger fra land og luft.

2.2 Eutrofiering, begrensende næringsalter, giftige alger

Det er hovedsakelig uorganiske forbindelser av nitrogen (N) og fosfor (P) som tillegges betydning for marin eutrofi. Når sjøvann tilføres ekstra N og P, vil det i vekstsesongen slå ut i økt biologisk aktivitet, men det råder delte meninger om den relative betydningen av N og P som begrensende faktor for algeproduksjonen i marint miljø. Silikat er nødvendig for kiselalger. Mengden av silikat i sjøvann er begrenset, og når forrådet er oppbrukt, vil andre alger overta og utnytte de andre næringsstoffene. Selv om undersøkelser i laboratoriet og delvis også i felten har gitt omfattende kunnskaper om algenes næringskrav og de prosesser som bestemmer næringsstoffenes omsetning og tilgjengelighet, er det fremdeles mange usikkerheter knyttet til hvordan endringer i tilførsler av N og P påvirker produksjonen og artssammensetningen av planktonalgene.

Særlig knytter det seg stor interesse til om rens tiltak skal rettes mot N eller P eller begge to. Kan det oppnås kontroll ved ensidig reduksjon av en av dem uten at det oppstår uønskede virkninger i resipienten?

Bakgrunnen er at man både i planktonalger og i havvann statistisk finner et relativt konstant N:P-forhold på 16:1 på atombasis (Redfield, 1962). Selv om denne observasjon har generell gyldighet, viser mange studier at såvel i planteplankton som i sjøvann kan det opptre markerte avvik uten at det nødvendigvis skyldes forurensninger. Naturen har sitt store slingringsmonn. I avrenningsvann fra land og derfor også i brakkvannsområder, har det i mange norske farvann antagelig som regel vært mer eller mindre N-overskudd i lange tider. I åpent havvann under produksjonssesongen finner man oftest N-underskudd.

I eutrofisammenheng må mulighetene for oppblomstring av toksiske alger også tas med. I Norge før 1960-årene var det bare konstatert at dinoflagellaten Alexandrium tamarense (tidligere kalt Gonyaulax tamarensis) kunne gi giftproblemer i den varme årstid. Senere er det konstatert at også flere andre alger lager giftstoffer i våre farvann, og at de kan opptre over en stor del av året. Det antas at hyppigheten av giftige alger er større nå enn før, men det må legges til at vår oppmerksomhet og vår evne til å påvise giftige alger også er langt større enn før.

Man oppdager stadig nye alger som fra tid til annen kan være giftige.

Det dreier seg om et stort antall forskjellige giftstoffer. Vi har ennå meget begrensede kunnskaper om hva som fører til at bestemte alger opptrer i store mengder og hva som fører til at de produserer giftstoffer. Det er imidlertid lite trolig at det bare er et resultat av endret tilgang på næringssaltene N og P. Det biologiske samspill mellom de forskjellige arter og grupper av organismer har trolig også avgjørende betydning. Oppblomstringene får ofte stor spredning. Det er derfor ikke nok å søke forklaringen i lokale forhold der hvor algeoppblomstringen opptrer. Situasjonen som utløste oppblomstringen kan ha oppstått et helt annet sted og en god tid tilbake.

I 1988 og 1989 ble ennå to nye arter påvist å være toksiske i våre farvann, Chrysochromulina polylepis og Prymnesium parvum. Den siste som er en godt studert brakkvannsalge har man påvist øker sin toksinproduksjon under stress-betingelser som bl.a. kan være P-mangel. Disse to algeartene er forøvrig nær beslektet.

Hvorvidt et skjevt næringsstilbud, altså N:P-forhold som avviker betydelig fra Redfield-forholdet, øker sjansen for av at det kan oppstå masseforekomst av toksiske alger, er altså ennå et åpent spørsmål.

Ut fra nåværende kjennskap til problemet må vi anta at et generelt høyere næringsstilbud også øker faren for oppblomstring av alger som kan produsere gift, og at de giftige algene i slike situasjoner sannsynligvis vil oppnå større tetthet enn når næringsstilbudet er lavere.

En vanlig oppfatning blant forskere er at i utsatte områder vil det sikreste være å fjerne både N og P, fra tilførsler av forurensninger.

2.3 Biotilgjengelighet av tilførsler

Det er mange forskjellige kilder for utslipp av organisk stoff og næringsalter. De aktuelle stoffer kan foreligge i en rekke forskjellige kjemiske forbindelser, delvis løst i vannet, delvis bundet til partikler. Måten næringssaltene foreligger på, er ofte karakteristisk for de forskjellige kilder.

Tilgjengeligheten av næringsalter for planteplanktonvekst varierer sterkt. Biotilgjengeligheten forutsetter først og fremst at næringssaltene fordeler seg i det øvre vannlag hvor lys er tilgjengelig og plantene kan vokse.

Næringsalter bundet til partikler har ofte en begrenset

tilgjengelighet for alger. Laboratorieforsøk i ferskvann har vist at tilgjengeligheten av P kan variere fra 10% i naturlig erosjonsmateriale til ca. 100% i biologisk rensede avløpsvann. I avrenning fra dyrket mark var tilgjengeligheten i gjennomsnitt ca. 40% (Berge & Källqvist, 1989).

Den faktiske tilgjengeligheten av næringsalter bundet til partikler, kan reduseres ytterligere ved at partiklene sedimenterer ut av det øvre vannlag hvor lyset er tilstrekkelig for algevekst. Denne effekten er bl.a. vist ved eksperimenter i innhegninger (Berge & Källqvist, 1989). I sjøvann vil sedimenteringshastigheten for partikulært materiale ofte være høyere enn i ferskvann pga. saltets agglutinerende virkning. Dette medfører en redusert tilgjengelighet, særlig av P som ofte er assosiert til partikulært materiale.

Forskjellige N-kilders tilgjengelighet er mindre kjent. N er som regel i mindre grad enn P knyttet til partikler, men man finner ofte en stor andel N i form av løst organisk stoff.

Et eksempel på dette er elvevannets innhold av humusstoffer. Humus er både karbon- og nitrogenholdig, imidlertid er det meget tungt nedbrytbart. Humus finnes jo nettopp fordi det har motstått nedbrytningsprosesser i jord, myr, innsjøer og elver. Nedbrytningen i havvann kan vanskelig tallfestes, men påvisning av humus langt til havs indikerer at også der går nedbrytningsprosessene meget langsomt.

Under de fleste forhold i Norge kan vi anta at storparten av humusstoffene går uomsatt ut i havet. Ved beregninger av N-belastningen til Østersjøen regner man med at ca. 15% av N-tilførslene er i en form som ikke er tilgjengelig for algevekst (Wulff and Stigebrandt, 1987).

I fjordene, kystvannet og havet utenfor skjer det stadig en transport av levende og dødt materiale til dypvannet og til bunns. I grunne områder vil næringsalterene i stor grad kunne bli bragt tilbake til det øverste produksjonslaget. Det er en hovedårsak til at grunne havområder har høyere produksjon enn de store, dype hav.

I alle farvann må vi imidlertid regne med netto sedimentering av næringsalter, som derved unndras fra planteproduksjon.

2.4 Viktige prosesser og transporter

De fysiske og biologiske forhold varierer sterkt fra de innerste fjorder og ut til åpent hav. I skjærgården og fjordene vil

ferskvannsavrenningen og temperaturen gjøre seg mer gjeldende. Det blir høyere temperatur i overflatelaget om sommeren, og ofte isdekke om vinteren.

Den karakteristiske fjord har en terskel nær utløpet. Det avstengte dypvann innenfor terskelen vil bare periodevis bli fornyet og er særlig ømfintlig for belastning med organisk stoff. Noen fjorder har råttent bunnvann fra naturens side, andre utvikler råttent vann eller lave oksygenverdier selv ved moderate belastninger. Dypvannets ømfintlighet er i hovedsak bestemt av terskeldyp og volum og dypet innenfor terskelen.

De fleste fjorder tilføres betydelige ferskvannsmengder og får et øvre brakkvannslag som gir spesielle vilkår for plankton, fisk og bentiske gruntvannssamfunn.

Blant de mange transporter som kan beskrives i fjorder og kystvann, skal det her legges vekt på transporter fra land og fra akvakulturanlegg eller annen forurensende virksomhet i sjøen. Forurensninger fra skipstrafikk og småbåter er det sett bort fra. Selv i Indre Oslofjord viste en undersøkelse at dette bidraget var ubetydelig (Baalsrud og Gulbrandsen, 1988).

Prosessene og transportene er forskjellige for hvert enkelt stoff man betrakter. De må derfor beskrives særskilt.

Vi har valgt å ta for oss

Organisk stoff	TOC
Nitrogenholdige stoffer	N
Fosforholdige stoffer	P

Organisk stoff.

Grovt vil vi dele organisk stoff i to grupper:

En gruppe som ikke omsettes på rimelig tid (2-4 uker) i fjorder og kystområder. Det kan anslagsvis dreie seg om 60-70% av utslipp fra treforedlingsindustri, 20-30% av kommunalt avløpsvann og 90% av vassdragshumus.

En gruppe som blir nedbrutt og som utgjør resten av de tre hovedkategoriene ovenfor. Hvis utslippet og nedbrytningen skjer i overflatelaget, kan det forårsake lokale ulemper. Hvis nedbrytningen skjer i dypvannet, kan det føre til oksygenmangel og råttent vann.

I tillegg til de utslippstyper som er nevnt, kommer levende og dødt plante- og dyremateriale. Dette regner vi som 100% nedbrytbart. Nedbrytningen vil frigjøre næringsalter som kan skape ny produksjon. Denne kategorien organisk stoff vil derfor stort sett være innbefattet i de vurderinger vi gjør for næringssaltene og deres omsetning.

Nitrogen.

Bundet nitrogen forekommer i mange forbindelser som er på forskjellige oksydasjonsnivåer, fra det mest reduserte ammonium og urea til det mest oksyderte nitrat.

Det kjemisk bundne nitrogen kan overføres til gassformig, molekylært nitrogen ved denitrifisering, samtidig som molekylært nitrogen kan bli omdannet til organisk nitrogen ved assimilering eller nitrogenfiksering.

Nitrogenstrømmer og -budsjetter er derfor prinsipielt vanskelig å lage. Men såvidt vi kjenner til, er nitrogenfiksering lite utbredt i norske sjøområder, og vi vil derfor ikke ta det med i vurderingene.

Nitrogen er lite bundet til uorganiske partikler i ellevannet og vil derfor i liten grad sedimentere ut direkte. I humus er det ca. en prosent nitrogen, og det regnes som utilgjengelig for algevekst.

Et betydelig tap av nitrogen i mange fjorder antar vi må tilskrives denitrifisering. Denne prosessen skjer når nitrat kommer til områder hvor det skjer nedbrytning av organisk stoff samtidig som det er lavt oksygeninnhold. Det kan være i sedimentene eller i avstengt bunnvann. Betydningen av denitrifisering for eutrofieringssituasjonen vil i stor grad være avhengig av de vertikalt transporter som kan foregå.

I de aktuelle norske fjorder vil vi hverken kjenne denitrifiseringen eller nettotransporten ut i kystvannet utenfor. Det må derfor foretas et grovt skjønn ut fra de antagelser som er gjort andre steder, spesielt i Sverige, om dette.

Under veksten vil nitrogen inngå i algenes cellemateriale. Ved senere nedbrytning vil nitrogenet frigjøres sammen med fosforet. Det antas at resirkuleringen til uorganisk nitrogen og nytt algemateriale tar lengre tid enn for fosfor.

Nitrogenets tilstand griper direkte inn i oksygensituasjonen. Tilført

nitrogen er ofte hovedsakelig ammonium. I kommunalt avløpsvann regnes det med at opp til 90% av nitrogenet foreligger som ammonium. I resipienten vil ammonium under forbruk av vannets oksygen bli oksydert til nitrat. Hvis dette skjer i dypvannet, vil det direkte berøre oksygenbalansen, slik som det er påvist i Indre Oslofjord.

Fosfor.

Transportveiene for fosfor er kanskje de vi kjenner best, men også her er det nødvendig å bruke et grovt skjønn basert på de enkelterfaringer som foreligger.

Fosfor kan danne tungt oppløselige forbindelser og har stor affinitet til mange partikkeloverflater. Det kan derfor være en betydelig del i tilførselene som sedimenterer så raskt at det unndras fra biologisk produksjon.

I produksjonssonen i overflatelaget vil fosfor ha et relativt hurtig kretsløp. Først tas det opp i alger, så spises algene av dyr og så skiller dyrene ut fosforet i en slik form at det raskt kan bli brukt av nye alger.

Både fosfor og nitrogen vil i en viss utstrekning sedimentere til bunns og bli varig inkorporert i sedimentene. Der hvor det oppstår råttent bunnvann, anoksiske forhold, vil redokspotensialet i det øverste sedimentlaget bli endret. Blant annet vil jern bli redusert fra treverdig til toverdig. Under disse forhold er det observert at deponert fosfor igjen kan diffundere ut i vannmassene og ha mulighet for å bli ført opp i produksjonslaget og øke veksten av alger.

Hvis vi fjerner fosfor i et utslipp, kan det ikke bli erstattet ved spesielle naturprosesser. Det er derfor sikrere å oppnå fosforkontroll enn nitrogenkontroll i en resipient. Det er dessuten teknisk enklere, billigere og mere effektivt å fjerne fosfor enn nitrogen fra avløpsvann. I mange resipienter, både ferskvanns og marine, har det derfor vært satset på fosforkontroll av algeveksten. Indre Oslofjord er et godt eksempel på det. I den senere tid er det startet tekniske forsøk med N-fjerning ved norske renseanlegg.

Spørsmålet om hvorvidt ensidig fosforkontroll er tilfredsstillende, eller om det kan føre til uønskede biologiske reaksjoner, og om fosforkontroll i mer åpne havområder i det hele tatt er mulig, har vært reist. Vi må anta at det ennå kan ta lang tid før det foreligger nok informasjon til å besvare disse spørsmål.

Transporter.

De forurensninger som transporteres gjennom fjorder og skjærgård, vil bli opptatt i den norske kyststrøm. Denne starter i Skagerraks nordøstre hjørne, stryker tvers av Oslofjorden og følger kysten langs Sørlandet og Vestlandet mot nord. Senere vil kyststrømmen stryke nordover langs hele det nordlige Norge og havne i Barentshavet.

Selv om strømningsbildet i Nordsjøen er komplisert, regner man grovt med at sjøvannet i Nordsjøen kommer fra Atlanterhavet og strømmer inn på begge sider av de Britiske Øyer. Etter midlere oppholdstid på 0.5 til 1 år, forlater sjøvannet Nordsjøen igjen, hovedsakelig som den norske kyststrøm.

Det meste av ferskvannet som tilføres Nordsjøen fra De britiske øyer, det Nord-Europeiske kontinentet, Østersjøen, Kattegat og Skagerrak, vil holde seg i det øvre vannlag og også hovedsakelig forlate Nordsjøen som del av den norske kyststrøm.

I grenseflatene mellom kyststrømmen og Nordsjøen vil det oppstå fronter med overgangssoner, virvler og perturbasjoner. Derved skjer det en stadig utveksling av vann og forurensninger mellom dem. Størrelsen av denne utveksling er lite kjent. Vi har derfor ikke kunnskapsgrunnlag til å beregne hvor mye av det som tilføres kyststrømmen, som kan bli transportert videre til Nordsjøen.

2.5 Tilførsler med havsstrømmer

I havet er det store forråd av næringssalter. Bare i det øverste lag hvor lyset kan trenge ned, blir næringssalter brukt av algene, og der vil forrådet som regel bli brukt opp. Algeveksten vil imidlertid fortsette fordi overflatelaget stadig tilføres nye næringssalter ved oppblanding eller oppstrømning av dypt havvann eller ved tilførsler fra land. Når de siste tilførselene øker pga. forurensninger, vil algeveksten øke. Vannet i norske fjorder og kystfarvann er en blanding av ferskvann og havvann. Det Atlanterhavsvannet som passerer De britiske øyer, sydlige Nordsjøen, Østersjøen og Kattegat mottar betydelige forurensningstilførsler. Hvor mye av disse utslippene som er igjen, når havvannet når den norske kyststrømmen og fjordene, er ukjent.

Det foreligger ikke data som tillater en konkret vurdering, men det er høyst sannsynlig at en del av næringssaltene som havvannet bringer inn i våre fjorder og kystfarvann skriver seg fra utslipp fra andre europeiske land. Disse tilførsler er ikke tatt med i omtalen av

forurensningstilførsler i kap. 3 og 4.

2.6 Nåværende kunnskapsnivå, behovet for forskning

Det er gjennom årene samlet betydelige kunnskaper og erfaringer om forholdene i våre fjorder og kystvann.

Innen de oseanografiske vitenskaper har Norge vært et pionerland. Imellom Nordsjøstatene har det i mange år vært et vitenskapelig samarbeid om de marine forhold, organisert via Det Internasjonale Råd for Havforskning, ICES.

Også om norske fjorder er det samlet betydelig kunnskaper og erfaringer.

Allikevel er forholdene så kompliserte og så skiftende fra tid til annen, at vi er langt fra en full forståelse av alle de fysiske og biologiske prosesser som griper inn i hverandre. Det oppstår særlige vanskeligheter når de enkelte prosesser skal kvantifiseres og det skal lages budsjetter og strømningsanalyser. Via modeller og store regneprogrammer er man underveis.

Forholdene i Nordsjøen er kommet sterkt i forgrunnen i de senere år. Det har i betydelig grad øket behovet for mer kunnskap, det vil si behovet for mer forskning innen de berørte fagfelter.

De problemstillinger som nå er i fokus er på mange måter nye. De betyr i første omfang en stor utfordring til måten vi utnytter kunnskapsgrunnet på.

Men først og fremst betyr de nye problemstillinger at forskningen må styrkes betydelig. Det gjelder eksperimentell grunnforskning, undersøkelser i felten og bruk av modeller og andre nye angrepsmåter.

3. FORURENSNINGSKILDER OG TILFØRSLER

3.1 Forurensningskilder

Beregninger av forurensningstilførsler til sjøområder er vanskelig da det er stor usikkerhet i beregningsgrunnlaget. Tilførslene varierer fra år til år avhengig av klimatiske forhold, dvs. primært nedbørsforhold og arealbruk. I tillegg er det betydelig variasjon innen året. Generelt kan en si at tilførsler fra befolkning (kloakkvann) og industri stort sett er konstante over året. Tilførsler fra jordbruk og bakgrunnsavrenning (arealavrenning) avhenger av jordsmonn, jordbearbeiding, nedbørsintensitet og -mengde.

Vanligvis inkluderes følgende kilder i et forurensningsregnskap:

- befolkning (kloakk)
- industri
- jordbruk
- akvakultur
- avrenning fra skog-, fjell- og naturområder
- nedbør direkte på vannflate.

Alle disse kildene opptrer langs Skagerrakkysten. Vi må derfor beregne bidraget fra alle disse kildene når et forurensnings-regnskap skal utarbeides.

Vi har basert våre beregninger på en modell som er utviklet i forbindelse med LENKA-prosjektet (Landsomfattende egnethetsvurdering av den norske kystsonen og vassdragene for akvakultur). Modellen er utviklet for å beregne tilførsler, unntatt fra akvakultur, til alle LENKA-sonene i Norge. Modellen er beskrevet av Ibrekke (1989).

3.2 Beregningsforutsetninger for LENKA-modellen

LENKA-modellen er basert på en opptelling av antall personer i et nedbørfelt og summering av ulike arealtyper. Disse multipliseres med forurensningsproduksjons-faktorer. I det følgende blir grunnlaget for modellen kommentert.

I LENKA-modellen har vi brukt følgende beregningsforutsetninger for bidrag fra befolkning:

Bidrag fra befolkning:	2 g tot-P/person døgn
	12 g tot-N/person døgn

Bidraget fra befolkning er korrigert for renseanlegg der det er slike.

For spredt bosetting har vi regnet med en tilbakeholdelse ("rensing") på hhv. 10% for P og 5% for N.

Tabell 1 viser hvilke koeffisienter som er brukt for å beregne arealavrenningen. Vi har brukt koeffisienter som er beregnet av Jordforsk for jordbruk (Jordforsk, 1989) og av NIVA for bakgrunnsavrenning.

Tabell 1. Oversikt over koeffisienter i kg/km² år som er brukt i beregningene.

Fylke	Jordbruk		Skog/fjell	
	N	P	N	P
Østfold	3800	100	150	4
Akershus	4000	160	150	4
Hed/Oppland	3500	80	120	4
Buskerud	3500	80	200	4
Vestfold	3800	90	200	4
Telemark	3100	80	220	4
Aust-Agder	2500	70	300	4
Vest-Agder	2600	75	350	4
Rogaland	5500	200	460	4
Hordaland	2700	130	300	4
Sogn- og Fjordane	2800	130	300	4

Disse koeffisientene er lagt til grunn for våre beregninger av tilførsler fra norske områder. Vi har kontrollert våre beregninger med utførte målinger/beregninger i Nidelva og Otra-vassdraget (Hindar, Næs og Molvær, 1990). Våre beregninger stemmer bra overens med disse. Avviket kan være i størrelsesorden $\pm 20\%$. Avviket er størst for fosfor mens nitrogenavviket er lite.

Bakgrunnsavrenningen er sammensatt av bidrag fra skog, fjell og andre naturområder. I tillegg har vi beregnet det atmosfæriske bidraget gjennom nedbør direkte på innsjøoverflate (i tabellene finnes dette under Ned.inns.). Det totale bakgrunnsbidraget kan sammensettes av begge disse typene.

I modellen er det ikke tatt hensyn til retensjon/omsetning av næringsalter i vassdrag. Denne kan være betydelig i de fleste vassdragene. Ettersom våre beregninger viser god overensstemmelse med utførte målinger tyder dette på at de valgte koeffisientene til en viss grad tar hensyn til retensjon av næringsalter i vassdrag.

3.3 Forurensningstilførsler til sjøområder fra Sverige til Stadt

Det totale norske utslippet til Nordsjøen er av Faafeng & Ibrekk (1989) beregnet til å utgjøre ca. 3% av de totale nitrogentilførslene til Nordsjøen. Nederland og Vest-Tyskland er de klart største kildene til nitrogentilførsel. Av tilførsler av fosfor bidrar Norge med 2% av de totale tilførslene. I disse beregningene er det ikke tatt hensyn til de betydelige tilførsler fra Atlanterhavet.

Resultatene av senere beregninger med LENKA-modellen er vist i tabell 2 og 3. Vi har beregnet tilførsler fra hvert fylke. I tabellen har vi også inkludert bidrag fra akvakultur og nedbør på innsjøoverflate. Vi har i denne oversikten ikke tatt med nedbør direkte på sjøoverflate. Tallene vil fortsatt være gjenstand for revisjon.

Tabell 2. Tilførsler av nitrogen i tonn pr. år til sjøområder fra ulike kilder fordelt på fylker.

Fylke/område	Befolkning	Jordbruk	Industri	Bakgrunn	Ned.inns.	Akvakul	Sum
Oslofjord	7900	13100	700	8100	1200		31000
Telemark	680	500	3700	1800	1400		8080
Aust-Agder	360	220	30	1300	1100		3010
Vest-Agder	620	360	70	2900	700	50	4700
Rogaland	1260	4060	50	2900	700	650	9620
Sum Østf.-Rogal.	10820	18240	4550	17000	5100	700	56410
%-fordeling	19	32	8	30	9	1	100
Hordaland	1750	1280	800	1800	700	2300	7870
Sogn og Fjord.	450	1260	30	1800	600	1300	5440
SUM tonn	13020	19720	4620	20600	6400	4300	69720
%-fordeling	18	29	7	31	9	6	100

Tabell 3. Tilførsler av fosfor i tonn pr. år til sjøområder fra ulike kilder fordelt på fylker.

Fylke/område	Befolkning	Jordbruk	Industri	Bakgrunn	Ned.inns.	Akvakul	Sum
Ytre Oslofjord	760	340	280	240	30		1650
Telemark	110	15	50	40	30		245
Aust-Agder	60	6	5	20	20		111
Vest-Agder	100	14	10	10	40	5	179
Rogaland	205	140	11	30	10	100	496
Sum tonn	1280	515	356	340	130	105	2681
%-fordeling	48	19	13	13	5	4	100
Hordaland	290	60	11	25	15	270	671
Sogn og Fjord.	70	60	8	25	15	130	308
SUM tonn	1595	635	375	420	130	505	3660
%-fordeling	44	17	10	11	4	14	100

I oversikten har vi tatt med bidrag fra befolkning, jordbruk, bakgrunn (avrenning fra fjell og skog) nedbør direkte på innsjøoverflate og akvakultur.

Våre beregninger viser at området fra svenskegrensen til Stadt tilføres ca. 70.000 tonn nitrogen og 3700 tonn fosfor årlig. Ca. 55.000 tonn nitrogen og 2700 tonn fosfor tilføres strekningen fra Svenskegrensen til og med Rogaland. Resultatene viser at jordbruk er den største nitrogen-kilden (28%) og befolkning den største fosforkilden (44%). Jordbruk bidrar med knappe 20% av fosfortilførslene. Akvakultur bidrar, området sett under ett, med ca. 6% av nitrogentilførslene og ca. 14% av fosfortilførslene. Ser vi bare på Skagerrak-kysten, dvs. fram til Nord-Jæren, bidrar akvakultur med svært lite. Bakgrunnsavrenning utgjør 40% av de samlede N-tilførslene og 15% av P-tilførslene.

På Sørlandet er bidraget fra forurenset luft og nedbør betydelig. Beregninger fra Nidelva og Otra tyder på at 35-40% av nitrogentransporten i elvevannet skyldes fra forurenset luft og nedbør, mens landbruk og kloakk ikke utgjør mer enn omkring 10% (Hindar, Næs & Molvær, 1989). Av bakgrunnsavrenningen av N for hele strekningen svenskegrensen - Stadt, antar vi at ca. halvparten skyldes langtransporterte forurensninger, dvs. ca 10.000 tonn nitrogen årlig. Dette tilsvarer ca. 15% av de totale nitrogen-tilførslene. Industri og akvakultur er tilnærmet like store kilder i dette området.

Det er sannsynlig at bidraget fra forurenset luft og nedbør har økt de siste årene. Tusensjøersundersøkelsen viste at nitratinnholdet i innsjøer på Sør- og Østlandet var nesten doblet i perioden 1975-86 (SFT, 1987). Hvis tendensen til økt nitrogenavrenning forsterkes i årene framover, ved f.eks. at tilbakeholdelsen i jordsmonnet av nitrat + ammonium fra nedbør avtar fra dagens 90-95% til 80%, vil nitrogenkonsentrasjonen i elvene øke drastisk.

Vi har ikke i denne beregningen tatt hensyn til biotilgjengelighet av utslippene. Studier som NIVA har utført viser at biotilgjengeligheten av fosforutslipp til innsjøer varierer betydelig. Vi har ikke utført tilsvarende forsøk i marine områder og heller ikke for nitrogen. Oversikten gir bare opplysninger om totale tilførsler til sjøen uansett på hvilken form tilførslene foreligger. Når virkningene av utslippene skal studeres, må det tas hensyn til utslippets tilstandsform og dermed biotilgjengelighet.

SFTs beregning av tilførsler

SFT har gjennomført en beregning av forurensningstilførsler til Nordsjøen basert på opplysninger fra fylkene og Jordforsk (1989). Det er noen avvik mellom NIVAs tall og SFTs tall. Vi vil her kommentere noen av disse avvikene.

Tilførsler av næringsalter varierer betydelig fra år til år. Derfor er det meget vanskelig å gi et godt anslag over tilførsler basert på teoretiske beregninger som bare benytter gjennomsnittsbetraktninger, dvs. koeffisientene er ikke satt opp med mulig variasjonsbredde. Det foregår også en betydelig retensjon av næringsalter i vassdrag, i første rekke for fosfor mens retensjonen er mindre for nitrogen. SFT har forsøkt å anslå denne retensjonen.

Det er idag utført få målinger som viser retensjon i vassdrag, spesielt i elver. Vi viser imidlertid til at undersøkelser i Sverige (Laholmsbukten) viser betydelig retensjon i små vassdrag nær kysten. Tilsvarende er funnet også i Danmark og andre Nord-Europeiske land. I jordbruksområdene i Østfold, Vestfold og Rogaland vil det sannsynligvis være en betydelig retensjon av N i kystnære vassdrag. Når vi sammenligner transportmålinger i vassdrag med teoretiske beregninger, viser disse i hovedsak god overensstemmelse. Om retensjonen er for lavt anslått kan dette indikere at avrenningskoeffisientene er satt generelt for lavt. Det er behov for å gjennomføre flere studier for å klargjøre dette forholdet.

Sammenligner vi SFTs beregninger med NIVAs, se tabell 2, 3 og 4, viser disse at nitrogen-bidraget stemmer bra overens. SFT har en beregningsmåte for nitrogen-bidraget fra befolkning i Aust-Agder som gjør at nitrogenbidraget skal reduseres med ca. 3000 tonn. NIVAs anslag for nitrogenbidrag fra jordbruk er høyere enn SFTs. Årsaken til dette er at Jordforsk, som har utført beregningene for SFT, ikke har beregnet noe bidrag fra gjødslet beite. Vi har basert våre beregninger på totalt jordbruksareal. Dette indikerer at SFTs tall er for lave. NIVAs tall kan på den annen side være noe høye, men på grunn av usikkerheter og store variasjoner fra år til år har vi valgt ikke å endre våre anslag. Utover dette er det meget god overensstemmelse mellom de to beregningene for nitrogen.

Tabell 4. Beregninger av forurensningstilførsler utført av SFT. Gjelder for området Svenskegrensen til og med Rogaland. Til Nordsjøen er korrigert for retensjon. Kilde: Notat fra SFT, datert 28.11.89.

Kilde	Til primærresipient		Til sjøen	
	tonnP	tonnN	tonnP	tonnN
Jordbruk	471	17012	268	14160
Befolkning	1244	15118	832	13159
Akvakultur	105	620	95	620
Industri	70	4760	65	4740
SUM:	2890	37510	1240	32679

For fosforbidraget er derimot avvikene mellom SFTs og NIVAs beregninger betydelige. Dette skyldes primært at SFT har valgt å anslå retensjon i vassdrag. Avviket er 30% for bidrag fra befolkning og nesten 50% for jordbruk. På grunn av at NIVA har brukt større jordbruksareal i sine beregninger, så er forskjellen i realiteten mindre. Tallene for tilførsler til primærresipient viser god overensstemmelse med NIVAs beregninger.

Industribidraget er etter vår vurdering for lavt anslått i SFTs beregninger. Fiskeoppdretts-bidraget er likt i begge beregningene.

Som tidligere poengtert, er det betydelige variasjoner i tilførsler av fosfor og nitrogen fra år til år. Målinger i vassdrag har vist at variasjonen kan være i størrelsesorden $\pm 50\%$. Med bakgrunn i dette har NIVA valgt å bruke sine beregninger i det videre arbeidet. Usikkerheten i beregningene er imidlertid betydelig og understreker betydningen av at grunnlaget for forurensningsberegninger forbedres og kontrolleres mot målinger.

3.4 Forurensningstilførsler til delområder

I tillegg til bidraget fra hvert fylke er det også i dette arbeidet beregnet bidrag til enkeltområder gjennom summering av bidraget til hver LENKA-sone. Dette er utført for de områder eller soner som NIVA har brukt for å vurdere sårbare områder. Her må vi gjøre oppmerksom på følgende forhold:

1. Data for industriutslipp er mangelfulle. Det har ikke vært mulig for oss å splitte bidragene fra hvert fylke ned på delområder. SFT har ikke en detaljert oversikt over industriutslipp til hvert fylke/fjordområde.

2. Bidraget fra akvakultur fra svenskegrensen til og med Vest-Agder er et samletall. Vi har heller ikke hatt mulighet til å splitte dette bidraget opp på delområder.

3. Bidraget fra nedbør direkte på innsjø er også beregnet på fylkesbasis.

4. Oppsplitting av tilførsler på delområder er vanskelig. Vi har brukt LENKA-materialet og det er ikke for alle områders vedkommende like egnet til å foreta en detaljert oppsplitting. Materialet må derfor brukes med forsiktighet.

Vi har valgt å inndele kyststrekningen fra svenskegrensen til Stadt i områder, eller soner. Det er presentert forurensningsberegninger for alle disse. Det vises til tabeller i neste kapittel, kap.4, som viser resultatene av beregningene for de enkelte delområdene.

4. EUTROFITILSTANDEN I FJORDER OG KYSTVANN

4.1 Generell innledning

De aktuelle kystområder karakteriseres ved innestengte terskelfjorder, større fjordsystemer, åpne fjorder, skjærgård og åpent hav. De fysiske og biologiske forhold varierer sterkt som følge av kystens form og utløp fra elver. Selv om tidevann, vind og andre klimafaktorer virker mer og mindre alle steder, vil vannets temperatur, saltholdighet og lagdeling variere likesom utskiftningen av vann (eller vannets oppholdstid) er forskjellig.

Sjøområdene nær land kan grovt inndeles i fjorder og kystvann (skjærgården). Noen alminnelig avgrensning mellom fjorder og kystvann er det ikke mulig å trekke, men mange fjorder er både topografisk og hydrografisk adskilt fra vannmassene utenfor (kap. 2). Svært mange steder er befolkning og industri samlet omkring fjordene hvor avløpsvann/forurensninger også ledes ut. Mange fjorder har derfor markante miljøproblemer som er forskjellige fra kystområdet utenfor. I tillegg er fjorder med grunn terskel og svak vannutskiftning ofte naturlig overbelastet av organiske tilførsler.

Vannmassene i terskelfjordene kan praktisk inndeles i et øvre lag som står i åpen forbindelse med kystvannet utenfor fjorden, og et dyplag som står innelukket bak terskelen. Ferskvannstilrenningen varierer fra fjord til fjord, men i de fjordene som mottar større tilførsler av ferskvann, vil overflatelaget preges av et vel utviklet estuarint sirkulasjonsmønster med utstrømmende overflatevann og en kompensasjonsstrøm inn over terskelen. I de fleste fjorder vil imidlertid advektive transporter over terskelen være dominerende. Utskiftninger av vannmassene under terskeldyp skjer fortrinnsvis i vinterhalvåret. De aller fleste utskiftninger er delvise, og i mange av fjordene skjer fullstendig fornying av vannmassene bare med flere års mellomrom. Det kystvannet som fornyer vannet i fjordene, har alltid et visst innhold av næringsstoffer og organismer. Hvis kystvannet er forurenset, vil forurensningene bidra til eutrofieffekter i fjordene og forsterke virkningene av lokale kilder.

Karakteristisk for terskelfjordene er at det i dyplagene er høye, tildels meget høye verdier for nitrogen og fosfor. Fosfor foreligger i det alt vesentlige som ortofosfat. Nitrogen foreligger både som nitrat, nitritt og ammonium med hovedvekt på ammonium i anoksiske miljøer. Næringssaltene kan dels transporteres opp i overflatelaget (turbulent diffusjon, medrivning) og dels transporteres ut av fjorden ved vannutskiftninger, men det er grunn til å anta at en stor del

bindes opp i partikulært stoff som sedimenterer i fjordene. Det finnes ingen beregninger over omsetningen av næringssalter og heller ingen oppgaver over hvor mye som transporteres ut/tilbakeholdes i fjordene (se også kapittel 2.4).

Kystvannet betraktes i alminnelighet som lite forurenset, men utenfor tungt belastede fjorder kan effekter spores i skjærgården og også utenfor denne. Slike områder finnes bl.a. i Ytre Oslofjord og utenfor Grenlandsfjordene. Langs det meste av kysten er kystvannmassene lite undersøkt med hensyn på eutrofiering.

I behandlingen nedenfor er kysten inndelt i underområder som er noenlunde enhetlige i topografi, tilførsler og miljøproblemer. Oslofjorden og Grenlandsområdet er de best undersøkte områder med hensyn på eutrofiering. I Oslofjordområdet er eutrofiering kanskje det viktigste miljøproblem i området sett under ett.

En oppdatert fremstilling av eutrofisituasjonen i Oslofjordområdet (Ytre Oslofjord) er nylig utgitt under Statlig program for forurensnings-overvåking (Baalsrud og Magnusson, 1989). Dette området er derfor gitt en noe mindre detaljert behandling enn resten av kyststrekningen, hvor samlet informasjon bare foreligger i form av enkle oversikter (bilag til Stortingsmelding nr. 51 1984-85; SFT, 1984; Olsen & Jensen, 1989). Ingen av disse oversiktene gir noen nærmere beskrivelse av tilstanden i områdene. En rapport som gir tilstandsbeskrivelser av alle områder langs kysten er under forberedelse (Erga et al., in prep.). Deler av denne har vært utgangspunkt for beskrivelsene nedenfor.

Nedenfor er det presentert tilførselstall for hvert enkelt område. Tilførslene er beregnet på samme måte og under samme forutsetninger som for totaltilførslene i kapittel 3. Tallene er beheftet med en rekke usikkerheter, og det vises til kap. 3.4 for kommentarer til beregningene.

4.2 Oslofjordområdet

Området omfatter strekningen fra svenskegrensen til Vestfolds grense mot Telemark. Det er delt i tre underområder som hver fører ut mot Skagerrak.

Fra en større pågående undersøkelse som NIVA utfører for SFT foreligger det en Fremdriftsrapport for undersøkelser i året 1988 (Baalsrud og Magnusson, 1989). I tillegg foreligger det betydelig materiale om enkelte fjordavsnitt som Iddefjorden, Hvalerområdet,

Indre Oslofjord, Drammensfjorden, Sandefjordsfjorden og Larviksfjorden. Alt det er trukket inn i den omtalte Fremdriftsrapporten.

4.2.1 Søndre Østfold

Til dette området drenerer Glomma og Tista med Iddefjorden, begge sterkt belastet med forurensninger. Forurensningene vil for det meste følge ferskvannsstrømmen og innblandingen i sjøvannet utenfor. Det antas at strømmen for det meste går vest tvers over fjorden og blandes inn i kyststrømmen. Under spesielle situasjoner vil forurensningen bli ført inn i Oslofjorden eller sydover langs svenskekysten. I alle tilfeller vil ferskvannet og mesteparten av forurensningene havne i Kyststrømmen.

Glomma med sin store vannføring tilfører omtrent like mye nitrogen og fosfor som hele resten av Oslofjord-systemet. De samlede tilførsler til sjøen fremgår av tabellen.

Tabell 5. Tilførsler fra søndre Østfold.

Kilde	Nitrogen		Fosfor	
	tonn	%	tonn	%
Elver(Glomma, Tista)	12241	85	686	78
Befolkning	460	3	95	11
Jordbruk	908	6	21	2
Industri	340	2	54	6
Bakgrunn	393	3	18	2
Akvakultur	1	0	2	0
Sum	14345	100	875	100

Iddefjorden er sterkt belastet med avløp fra treforedlingsindustrien. En betydelig del av nedbrytningen av organisk stoff antas å foregå innen det forlater fjorden gjennom Svinesund, men det finnes ingen konkrete opplysninger om dette. Industrieforurensningene overskygger eventuelle eutrofieringstendenser.

Glomma fører betydelige mengder humus, industriavløp og andre utslipp fra bebyggelse og landbruk. Under flom og etter lokale nedbørsperioder, kan Glomma føre tildels betydelige mengder med leire og andre erosjonsprodukter. Under storflommer kan hele Hvaler-arkipelet være omgitt av gråbrunt, grumset vann fra Glomma.

Både i Iddefjorden og Glomma har reduserte utslipp ført til forbedringer. Selv om ytterligere tiltak er under gjennomføring, er det fremdeles påkrevet med tiltak for å redusere utslipp av organisk stoff og næringssalter.

4.2.2 Oslofjorden til Missingen - Fulehuk

Dette fjordområdet omfatter Indre Oslofjord, Drammensfjorden, Breidangen og områdene til og med Tønsberg og Larkollen. Det er der en rekke byer og industribedrifter med utslipp direkte til fjorden. Praktisk talt all ferskvannstilførsel kommer fra Drammenselva, som derfor bestemmer brakkvannspreget i Oslofjorden.

Tabell 6. Tilførsler til Oslofjorden innenfor linjen Missingen-Fulehuk

Kilde	Nitrogen		Fosfor	
	tonn	%	tonn	%
Elver	3919	35	145	23
Befolkning	4864	43	363	58
Jordbruk	1045	9	35	6
Industri	209	2	13	2
Bakgrunn	1161	10	71	11
Akvakultur	0	0	0	0
Sum	11198	100	627	100

Indre Oslofjord har vært sterkt belastet i mange år. Betydelige tiltak har ført til langt bedre forhold i overflatelaget, men dypvannet er fremdeles overbelastet med organisk stoff. I Bunnefjorden blir store bunnvannsmengder ennå råtne (anoksiske) fra tid til annen.

I Drammensfjorden har det i mange år vært råttent bunnvann opp til ca. 40 meters dyp. Drammenselvas vannmasser danner et overflatelag med lav saltholdighet og hurtig gjennomstrømning ut til Breidangen.

I Drøbaksundet og Breidangen har det i mellomdypene fra 20 til 100

meter vært synkende oksygeninnhold gjennom mange år. Selv om oksygeninnholdet ennå ikke er kritisk lavt, betyr det at vann som hvert år strømmer over Drøbaksterskelen og fornyer Indre Oslofjords bunnvann, etter hvert kan gi dypvannet mindre oksygenreserver å tære på. Det er påvist en langsom eutrofiering av Ytre Oslofjords hovedvannmasser, som dels skyldes lokale utslipp av næringsalter, dels utslipp fra noen større treforedlingsbedrifter og dels skyldes næringsalter fra Skagerrakvann som gjennom estuarmekanismen trekkes opp i overflatelaget (Baalsrud og Magnusson, 1989). Det anses som høyst sannsynlig at Skagerrakvannet er blitt mer næringsrikt som følge av diverse europeiske utslipp, men hvor meget denne "internasjonale" forurensningskomponent utgjør, vet man ikke.

I grensesonen mellom Oslofjorden og Skagerrak er det vanskelig å påvise endringer mot mer eutrofe forhold. De store vannmengder som er involvert, gjør at forandringer vil være små, og datagrunnlaget er altfor spinkelt til å kvantifisere dem. I Ytre Oslofjord og østre Skagerrak har bløtbunnsfaunaens biomasse økt. Dette kan tyde på at en eutrofierende utvikling er igang, som muligens også kan komme til å gjøre seg gjeldende lenger vestover (se videre kap. 5.1).

4.2.3 Søndre Vestfold

Dette området omfatter strekningen fra Tønsberg til innløpet til Grenlandsfjordene. De viktigste utslippene kommer fra byene Sandefjord og Larvik med nærliggende bebyggelse og industri.

Sandefjordsfjorden er lang og trang og var tidligere sterkt påvirket av lokale utslipp. Etter innføring av renseanlegg og flytting av utslippene ut mot åpent hav, er forholdene lokalt blitt betydelig bedre.

Larvikfjorden er en åpen terskelfri innbuktning. Utløpet av Numedalslågen og utslipp fra bebyggelse og industri har ført til klar lokal forurensning, særlig innerst i fjorden. Graden av forurensning er enda ikke endelig fastslått, men det er godtgjort at fjorden har en hurtig vannutveksling med havet utenfor.

Tabell 7. Tilførsler fra søndre Vestfold.

Kilde	Nitrogen		Fosfor	
	tonn	%	tonn	%
Befolkning	715	23	98	62
Jordbruk	1210	40	32	20
Industri	2	0	0	0
Bakgrunn	1122	37	28	18
Akvakultur	0	0	0	0
Sum	3049	100	308	100

4.3 Grenlandsfjordene

Området omfatter strekningen fra Vestfolds grense til Jomfruland. Tabell 8 viser totale tilførsler av næringssalter. Vi har i denne oversikten brukt resultater fra SFT's overvåkingsundersøkelse (rapport 356/89). Den dominerende nitrogenkilden er industri (Hydro Porsgrunn) (ca. 40%) og bakgrunnsavrenning. Den største fosforkilden er befolkningen som bidrar med 42%.

Tidligere (70-tallet) var belastningen vesentlig høyere. Ytterligere minskning vil følge i 1990/1991.

Tabell 8. Tilførsler til Grenlandsfjordene i tonn pr. år.

Kilde	Nitrogen		Fosfor	
	tonn	%	tonn	%
Befolkning	590	9	70	42
Jordbruk	660	10	28	17
Industri	2745	40	38	23
Bakgrunn	2900	42	30	18
Akvakultur				
Sum	6895	100	166	100

Den store belastningen gjenspeiles i høye nitrogenkonsentrasjoner i overflatelaget i hele fjordområdet og en betydelig transport av nitrogen videre utover i Brevikfjorden og Langesundbukta. Overkonsentrasjoner kunne også spores nedover Telemarkskysten f.eks. i Kragerøområdet (Molvær, 1979) og Åbyfjorden (Dahl og Danielsen, 1987). Forhøyde verdier for fosfor spores bare utover til Brevikfjorden.

Fjordsystemet viser de typiske tegn på eutrofiering, og de indre områdene må karakteriseres som betydelig eutrofierte. Algefloraen i Frierfjordens strandsone og på grunt vann er preget av grønnalger. Siktedypet er lavt (også elvepåvirkning). Sedimentasjonsraten for partikulært stoff er i hele fjordområdet høyere enn i tilsvarende ikke eutrofierte fjorder. Oksygenforholdene i dypvannet er kritiske både i Frierfjorden og i fjordområder utenfor Brevikterskelen (Ormfjorden, Håøyfjorden) (Molvær og Rygg, 1986; Rygg, Green, Knutzen og Molvær,

1988).

Reduserte utslipp har ført til visse forbedringer i tilstanden. Grønnalgebevekstningen i strandområdene har avtatt siden 1974-76, og det ble konstatert forbedring både med hensyn til antall arter og nedre voksegrense i 1980-81, særlig ytterst i Frierfjorden og ved Brevik. Når forholdene stadig er dårlige, må årsaken søkes i den vedvarende overbelastning med næringsalter, lett nedbrytbart organisk stoff og partikulært materiale. I sistnevnte forbindelse spiller både fiber fra treforedlingsindustrien og erosjonsmateriale fra Skienselva en rolle.

4.4 Strekingen Jomfruland - Åna Sira

Det foreligger ganske mange undersøkelser av hydrografi og vannkvalitet fra Sørlandskysten, men få av disse behandler eutrofi-problemene spesielt. De fleste byer har gjennomført resipientundersøkelser for å vurdere virkningene av kloakk/industri-utslipp. Det er få undersøkelser som har gått over lengre tid og gir grunnlag for å vurdere forandringer i tilstand. Utenom de best undersøkte resipientene, er det ikke foretatt noen undersøkelser som kan vise om kystområdene er inne i en utvikling.

Ganske mange terskelfjorder undersøkes årlig eller flere ganger om året med hensyn på hydrografi og oksygenforhold. Statens Biologiske Stasjon, Flødevigen (SBSF) har data for noen fjorder tilbake til 20-tallet (vesentlig målinger i september måned), men disse er stort sett lite bearbeidet. Fjorder i Vest-Agder undersøkes i et måleprogram for Miljøvern-avdelingen i Vest-Agder. Data fra perioden 1978-81 er bearbeidet av Molvær (1982), mens nyere data i liten grad er bearbeidet. Måleserier for næringsalter som omfatter flere prøvetakinger i samme sesong, finnes fra Hellefjorden ved Kragerø, Topdalsfjorden, Snigsfjorden og fjordene ved Flekkefjord.

4.4.1 Kragerø-området

Området omfatter strekingen fra Jomfruland til Aust-Agder grense. Tabell 9 viser tilførslene. Det er bakgrunnsavrenningen som er den største nitrogenkilden, ca. 2/3-deler, mens befolkning er den største fosfor-kilden, ca. 2/3-deler.

Tabell 9. Tilførsler til Kragerø-området i tonn pr. år.

Kilde	Nitrogen		Fosfor	
	tonn	%	tonn	%
Befolkning	85	21	14	67
Jordbruk	73	17	1	5
Industri			0	
Bakgrunn	262	62	6	28
Akvakultur				
Sum	420	100	21	100

Kystområdet ved Kragerø består av et system av fjorder med terskler. De indre fjordene (Hellefjorden, Kilsfjorden), har svært dårlige forhold i bassengvannet, men også de ytre fjordene har vist dårlige oksygenforhold i dyplagene (Dahl & Danielsen, 1987). Verdiene for P og N i overflatelagene i Hellefjorden (Fig. 1) var 1978 noe over normaltilstand, men med et underskudd på fosfor relativt til nitrogen (Molvær, 1979). Tilførslene fra land til Hellefjorden var moderate.

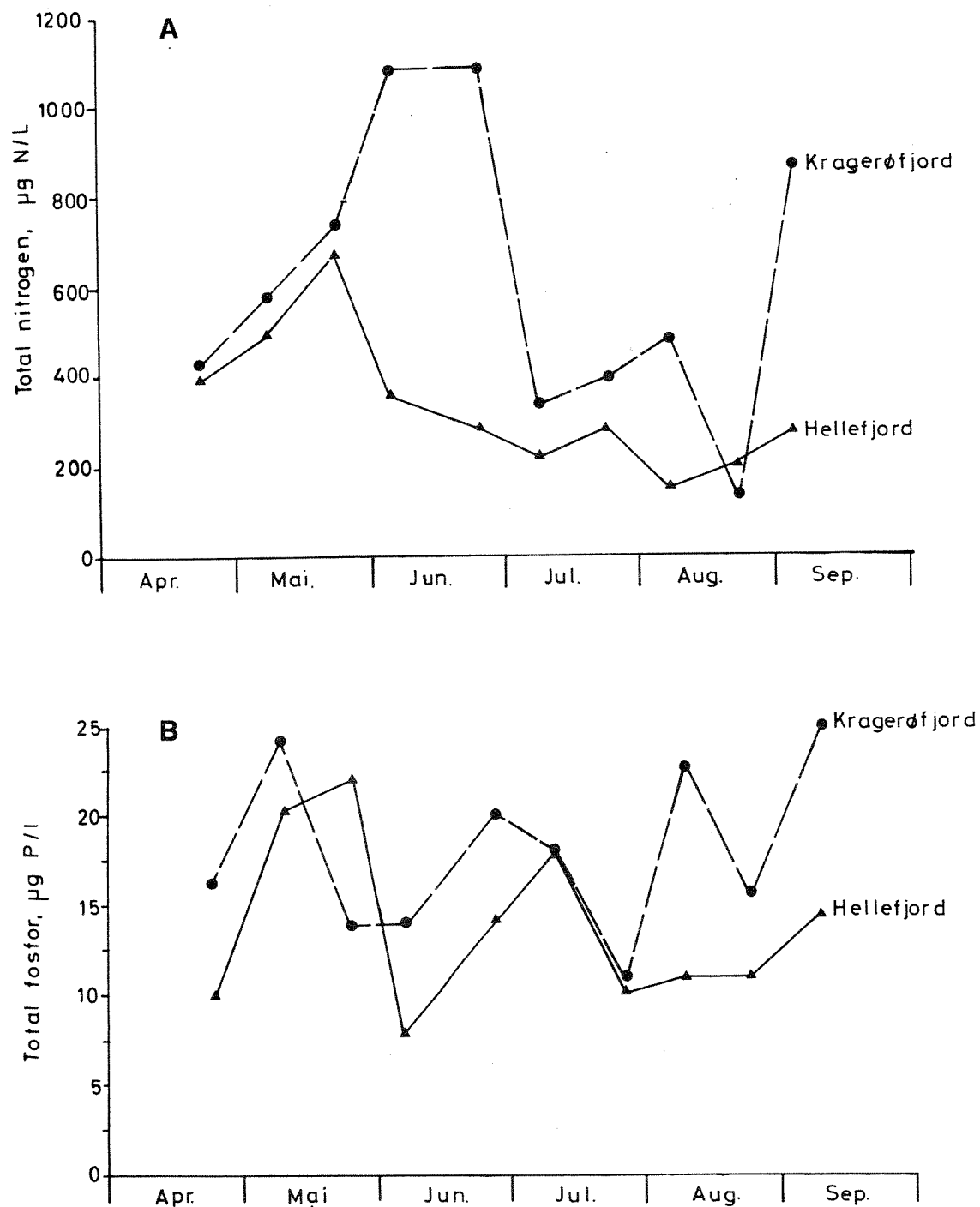


Fig. 1. Konsentrasjoner av total nitrogen (A) og total fosfor (B) i Hellefjordens og Kragerøfjordens overflatelag sommeren 1978.

I den utenforliggende Kragerøfjorden var det både for N og P høyere verdier enn i Hellefjorden (Fig. 1). For nitrogen skyldtes dette trolig innblanding av nitrogenholdig overflatevann fra Frierfjorden, mens det for fosfor kan skyldes vertikale blandingsprosesser som bringer fosforrikt dypvann til overflaten (Molvær, 1979). Også nitrogen bringes opp med dypvannet. Nyere undersøkelser ventes rapportert i 1990 og vil kanskje vise om tilstanden har endret seg etter at N-utslippene til Grenlandsfjordene er redusert.

4.4.2 Risør-området

Området er avgrenset ved grensen til Telemark og sør om Sandnesfjorden. Bakgrunnsavrenning er den største N-kilden, knappe 3/4-deler, mens befolkning er den største P-kilden (Tabell 10).

Tabell 10. Tilførsler til Risør-området i tonn pr. år.

Kilde	Nitrogen		Fosfor	
	tonn	%	tonn	%
Befolkning	53	15	8	67
Jordbruk	48	13	1	8
Industri			0	
Bakgrunn	261	72	3	25
Akvakultur				
Sum	362	100	12	100

I Søndeledfjorden og Sørfjorden innenfor Risør er det et markert oksygensvikt i dypvannet, men vannutskiftningen er tilstrekkelig til at hydrogensulfid vanligvis ikke er til stede. Konsentrasjonene av næringsalter er omtrent normale i overflatelagene (Dahl & Danielsen, 1987). En lokal forurensning i Kranfjorden nær Risør hvor bunnen er belastet av trefiber fra et tidligere utslipp fra tresliperi, skaper et anoksisk miljø med høye ammoniumkonsentrasjoner mot bunnen (Dahl & Danielsen, 1987). Bunnen er sulfidholdig og uten dyreliv.

4.4.3 Tvedestrand/Moland

Området er avgrenset av Sandnesfjorden i nord og Tromøya i sør. Utslipp fra befolkning er den største N- og P-kilden (Tabell 11). Det er ingen større vassdrag som drenerer til dette området slik at bidraget fra bakgrunn blir lite.

Tabell 11. Tilførsler til Tvedestrand/Moland-området i tonn pr. år.

Kilde	Nitrogen		Fosfor	
	tonn	%	tonn	%
Befolkning	43	45	7	85
Jordbruk	19	20	1	7
Industri			0	
Bakgrunn	33	35	1	8
Akvakultur				
Sum	94	100	9	100

Tvedestrandsfjorden har flere dypbassenger med terskler på 20-40 m. Avløpsvann fra tettstedet Tvedestrand slippes urensert innerst i fjorden, men er ikke påvist å påvirke produksjonforholdene i fjorden. Mengdene av planteplankton (1983/84) var ikke forhøyet, mens verdiene for klorofyll a og biomasse var godt innenfor det normale for Sørlandskysten (Dahl & Danielsen, 1987). Dypvannet i fjordens indre deler er imidlertid tydelig belastet, ofte med dannelse av H_2S . I sedimentene ligger det tykke lag av sagflis som kan dateres tilbake til ca. år 1700. Hovedproblemet i fjorden synes å være oksygenforbruket i dypområdene, hvor de gamle deponiene nok spiller en rolle.

4.4.4 Arendal

Området er avgrenset nord for Tromøya og i sør ved Valøyene utenfor Fevik. Nidelva har sitt utløp ved Arendal. N-verdiene fra bakgrunnavrenning blir derfor relativt høye (Tabell 12). Befolkning er den største P-kilden.

Tabell 12. Tilførsler til Arendals-området i tonn pr. år.

Kilde	Nitrogen		Fosfor	
	tonn	%	tonn	%
Befolkning	172	14	28	62
Jordbruk	113	9	3	7
Industri	5	1	1	2
Bakgrunn	939	76	13	29
Akvakultur				
Sum	1229	100	45	100

Det meste av avløpsvannet fra Arendal er samlet i et større utslipp utenfor Hisøy (Utnesbassenget), som er mekanisk rensert. Det samme området mottar også de største tilførslene av ferskvann fra Nidelva. Tidligere undersøkelser har vist at overflatevannet har god vannkvalitet uten direkte påvirkning fra utslippet. Det var noe lavere nitrogenkonsentrasjoner i perioden 1984-85 i forhold til perioden 1981-83 (Næs, 1985).

Nylig er det laget et stoffbudsjett for tot-N på årsbasis for overflatelaget (0-5 m) i Utnesbassenget (Tabell 13). Disse beregningene viser at 80 % av nitrogentilførslene kommer via Nidelva, mens utslipp bare står for en svært liten del. Bidraget fra vannutskiftninger utgjorde i underkant av 20%. Beregningene er usikre, men gir størrelsesorden på tilførslene (Hindar, Næs & Molvær, 1989).

Tabell 13. Stoffbudsjett for totalnitrogen i Utnesområdet overflate- lag (0-5 m). Årsmidler.

		N T/ÅR	%
NIDELVA	LANDBRUK	84	5.4
	KLOAKK	60	3.8
	SKOG/MYR	426	27.2
	FJELL O.A.	191	12.2
	NEDBØR	53	3.4
	SUR NEDBØR	266	17.0
	DIFF.	183	11.7
	TOTALT	1263	80.7
UTSLIPP	25	1.6	
VANNUTSKIFTN.	280	17.9	
TOTALT	1568	100	

4.4.5 Grimstad/Lillesand-området

Området er avgrenset av Valøyene i nord og grensen ved Vest-Agder i sør. Bidraget fra befolkning er den største kilden til utslipp av P og N (Tabell 14). Det er ingen større elver i området.

Tabell 14. Tilførsler til Grimstad/Lillesand-området i tonn pr. år.

		N T/ÅR	%
OTRA	LANDBRUK	86	4.1
	KLOAKK	80	3.8
	INDUSTRI	56	2.6
	SKOG/MYR	332	15.7
	FJELL OA.	217	10.3
	NEDBØR	40	1.9
	SUR NEDBØR	200	9.4
	DIFF.	378	17.9
	TOTALT	1388	65.7
UTSLIPP	300	14.2	
VANNUTSKIFTN.	430	20.3	
TOTALT	2117	100	

Grimstadfjorden er noe påvirket av utslipp fra befolkningen. Det var (1982-85) noe forhøyde fosforverdier i overflatelagene. I dypvannet var det et markert oksygenforbruk som sannsynligvis skyldes sedimenterbart finstoff fra kloakkutslippene (Næs, 1986a). Det kan

synes som den organiske belastningen på fjorden har økt siden 1967.

Også i fjordområdene ved Lillesand kan det spores lokale effekter av avløpsvann. Undersøkelser i 1980 viste gode forhold og normale verdier for oksygen og næringssalter (Miljøplan, 1981), mens det i 1983-86 ble påvist forhøyde verdier for N og P og økt planteplanktonproduksjon (Næs, 1986b). I en sidefjord (Skallefjorden) med grunn terskel var det høyt oksygenforbruk i dypvannet. Midlere oksygenforbruk ble beregnet til 0.1 mg/l pr. døgn (høsten 1985), som er vesentlig over forbruket i indre Oslofjord og Frierfjorden (Næs, 1986b).

4.4.6 Kristiansandsfjorden

Området omfatter hele Kristiansandsfjorden, i praksis hele Kristiansand kommune.

Kristiansandsfjorden er tungt belastet med store og sammensatte utslipp fra industri (organisk stoff, tungmetaller, miljøgifter) og befolkning. Samtidig tilføres store ferskvannsmasser fra Otra og Tovdalselva. Elvetilførslene gjør at bakgrunnsavrenning er den klart største kilden til N-tilførsler (Tabell 15). Befolkning er den største P- kilden. Bidraget fra jordbruk blir forholdsmessig lite sammenlignet med de andre kildene.

Tabell 15. Tilførsler til Kristiansandsfjorden i tonn pr. år.

Kilde	Nitrogen		Fosfor	
	tonn	%	tonn	%
Befolkning	93	46	15	88
Jordbruk	42	21	1	7
Industri				
Bakgrunn	68	33	1	5
Akvakultur				
Sum	203	100	17	100

Tab 14

Undersøkelsene i 1982-84 viste at næringssalttilførslene hadde små effekter på fjorden som helhet. I det mest belastede området (Vesterhavnen) var det høyere verdier enn normalt for fosfat, nitrat og ammonium, og siktedypet var lavt. Det ble registrert en svak økning sammenlignet med 1968-69. I Korsvikfjorden, hvor det er kjemisk rensing av utslippet, var verdiene for nitrogen og fosfor i 1983-84 på sammen nivå som i 1975 og 1979 (Molvær et al., 1986). Undersøkelsene av fauna og bunnforhold viste at industriforurensningene var det dominerende problemet, men at tilførsler av organisk stoff er medvirkende (Molvær, 1986).

I sjøområdene utenfor elvemunningene (Østerhavnen og Topdalsfjorden) var det lavere fosforinnhold og høyere nitrogeninnhold i overflatelagene enn i hovedfjorden (Molvær et al., 1986). I Topdalsfjorden var det høye verdier for nitrogen og nær normale verdier for fosfor.

De små gjødslingseffektene har sammenheng med god vannutskifting. Tilførslene fra land blandes raskt med stadig fornyede vannmasser og transporteres ut. Fortynningsvolumene er så store at næringsalter fra utslipp er vanskelig å skjelle fra bakgrunnsverdier i de tilførte vannmassene (Molvær et al., 1986). I fjordens ytterområder (Vestergapet) er oppholdstiden for vannmassene trolig av størrelsesorden timer i alle dyp. Molvær (1986) fant det derfor lite sannsynlig at utslipp av avløpsvann i dette området vil medføre merkbare gjødslingseffekter lokalt. Men de representerer et bidrag til det nære kystvannet.

Tabell 16. Stoffbudsjett for totalnitrogen i Kristiansandsfjordens overflatelag (0-5 m). Årsmidler

TAB 15

Kilde	Nitrogen		Fosfor	
	tonn	%	tonn	%
Befolkning	348	16	58	72
Jordbruk	150	7	4	5
Industri	56	3		
Bakgrunn	1573	74	18	23
Akvakultur				
Sum	2127	100	80	100

Hindar et al. (1989) har satt opp et totalbudsjett på årsbasis for nitrogen i overflatelaget (0-5 m) (Tabell 16). Dette viser at elvetilførslene har størst betydning, mens befolkningen står for en relativt liten andel, ca. 15%. Det beregnede bidraget fra vannutskiftingen er på ca. 20%. Tallene er usikre, men gir størrelsesorden på tilførslene.

I Topdalsfjorden er oksygenforholdene i dypvannet kritisk lavt i perioder. Forsøk på å beregne oksygenforbruket i perioder med liten vannutskifting tydet ikke på noen forandring over de siste 30-40 år. (Molvær et al., 1986).

4.4.7 Søgne og Mandal

Området er avgrenset ved grensen til Kristiansand kommune i øst og Lindesnes i vest. Tilførslene er vist i Tabell 17. Mandalselva og Audna bidrar med stor tilførsel av nitrogen slik at bakgrunnavrenning er den dominerende N-kilden. Befolkning er den største fosforkilden.

Tabell 17. Tilførsler til Mandals-området i tonn pr. år.

Kilde	Nitrogen		Fosfor	
	tonn	%	tonn	%
Befolkning	139	13	23	62
Jordbruk	187	18	5	15
Industri				
Bakgrunn	717	69	8	23
Akvakultur				
Sum	1043	100	36	100

Det er mange terskelfjorder med svak vannutskiftning og dårlige oksygenforhold i dypvannet på strekningen. Bare for noen få av disse foreligger det analyserte resultater som kan vise utviklingstendenser.

Audna munner ut i Snigsfjorden som har en grunn terskel. Virkningene av elvetilførslene vises klart ved at nitratinholdet i overflatelagene er omvendt korrelert med saltholdigheten (Fig. 2) (Lande et al., 1987). Fosfat-verdiene var normale til lave, men økte betydelig etter vannutskiftning. Det var høy planteplanktonproduksjon, og siden 1983 har det årlig vært observert over 100 % absolutt oksygenmetning ned til et visst dyp. Planktonet var dominert av små flagellater. Fjorden er klart eutrofiert, og forholdene synes å ha forverret seg de senere årene.

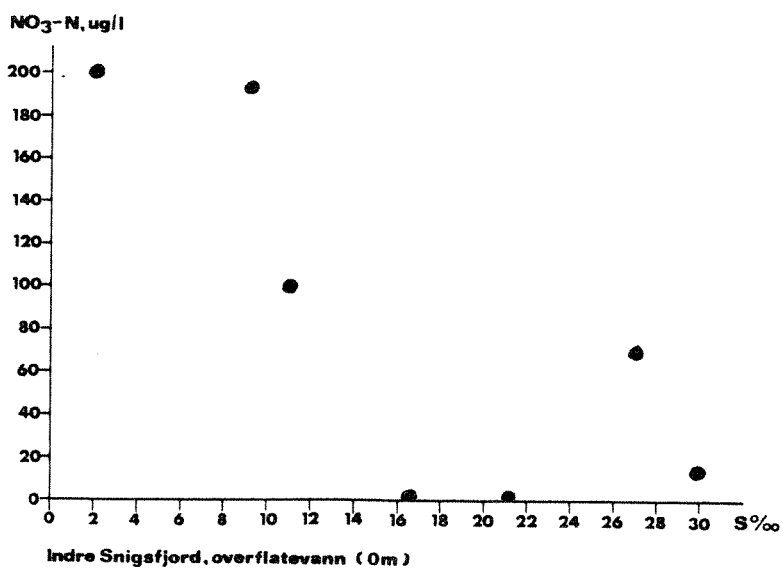


Fig. 2. Samvariasjon mellom nitrat og saltholdighet i overflatevannet i indre Snigsfjorden.

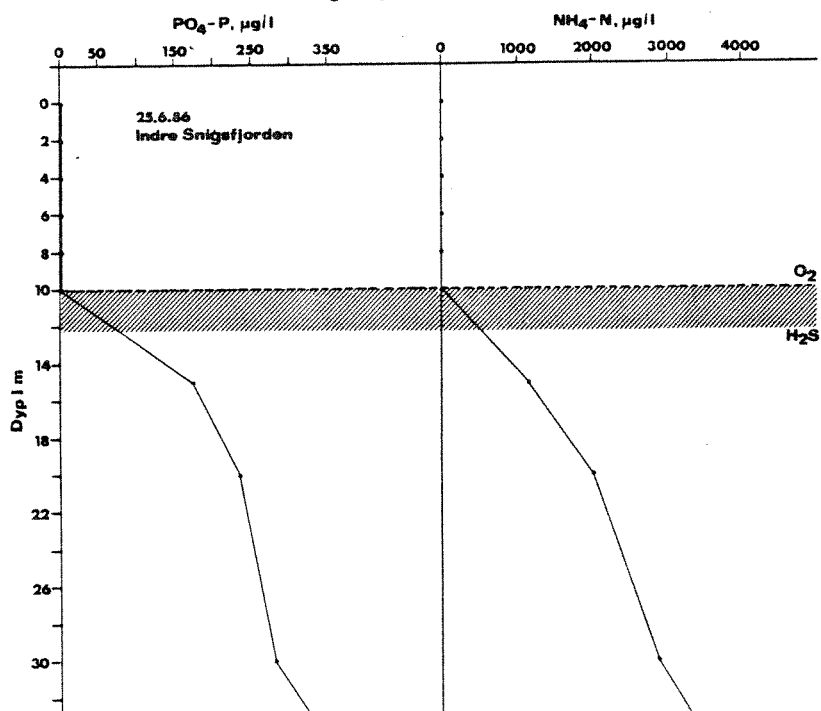


Fig. 3. Ortofosfat og ammoniumkonsentrasjoner i vannmassene i indre Snigsfjorden, 25/6-86.

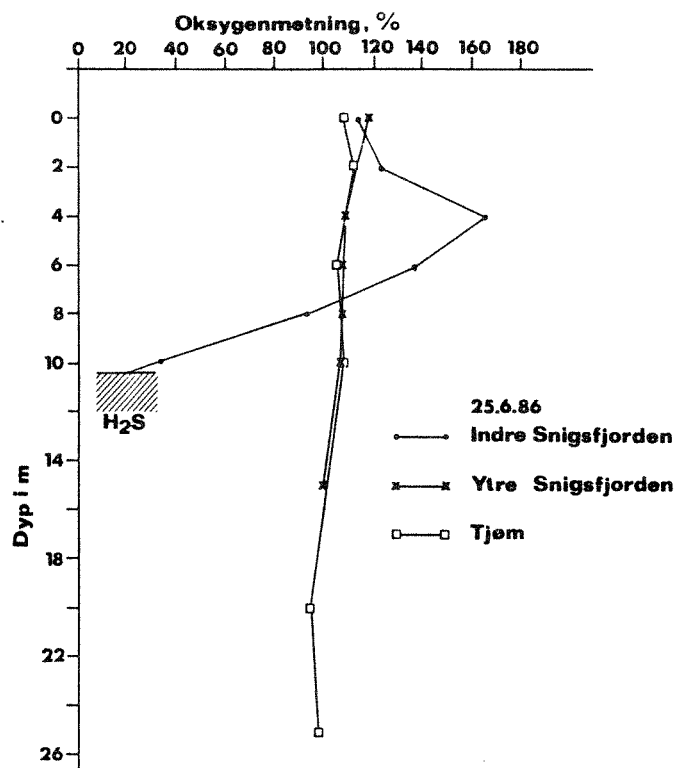


Fig. 4. Sammenligning av oksygenmetning i vannmassene i indre/ytre Snigsfjorden og Tjøm, 25/6-86.

Vannmassene i sjøområdet utenfor terskelen var lite influert. I fjordmunningen kunne høye nitrogenverdier og høy planktonmengde av og til registreres, men i hovedtrekkene var næringssaltverdiene normale. Oksygenverdiene var normale i hele vannsøylen (Lande et al., 1987) (Fig. 3 og 4).

4.4.9 Farsund-området

Området er avgrenset av Lindesnes i øst og Lista i vest. Bakgrunnsavrenning er den største N-kilden og befolkning er den største P-kilden (Tabell 18). Jordbruk bidrar med ca. 1/4-del av tilførslene.

Tabell 18. Tilførsler til Farsund-området i tonn pr. år.

Kilde	Nitrogen		Fosfor	
	tonn	%	tonn	%
Befolkning	73	16	12	64
Jordbruk	127	27	4	20
Industri	7	1		
Bakgrunn	272	58	3	17
Akvakultur				
Sum	472	100	19	100

Innenfor Farsund ligger Lyngdalsfjordene som er et forgrenet fjordsystem med flere bassenger. Fjordene har dårlige til kritiske oksygenforhold i dypvannet. Det var tegn til en belastningsøkning og forverring av forholdene over tiårsperioden 1971-1981 (Molvær, 1982). Senere målinger kan tyde på en ytterligere forverring av forholdene.

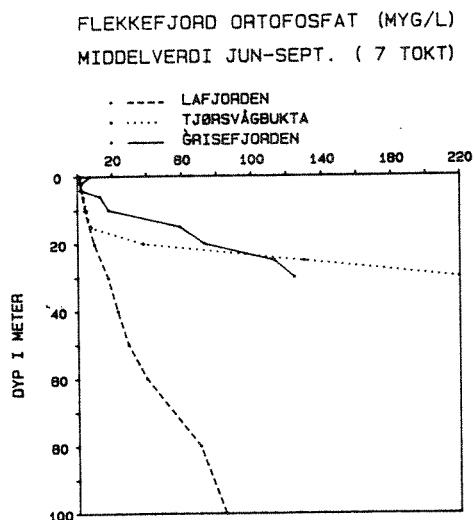
4.4.10 Flekkefjord-området

Området omfatter strekningen fra Lista til Åna-Sira, dvs. ved grensen til Rogaland. Bakgrunnsavrenning er den største N-kilden, men industri bidrar også betydelig og er den største menneskeskapte kilden (Tabell 19). Industribidraget skyldes utslipp fra garveri. Utslipp fra befolkning er den største P-kilden. P-utslipp fra fiskeoppdrett er også betydelig i denne regionen.

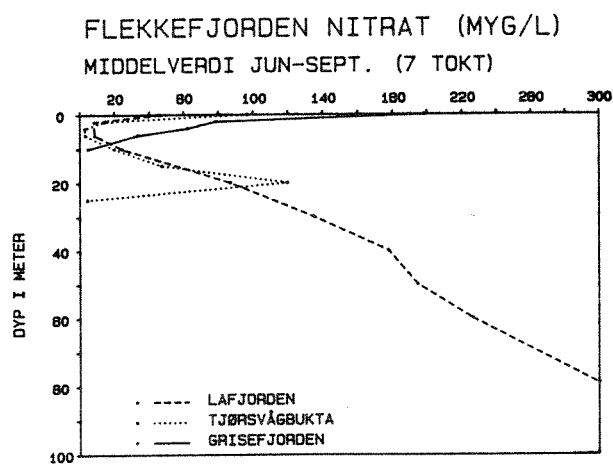
Tabell 19. Tilførsler til Flekkefjord-området i tonn pr år.

Kilde	Nitrogen		Fosfor	
	tonn	%	tonn	%
Befolkning	58	9	9	50
Jordbruk	77	12	2	11
Industri	167	27	2	11
Bakgrunn	318	51	4	28
Akvakultur				
Sum	620	100	18	100

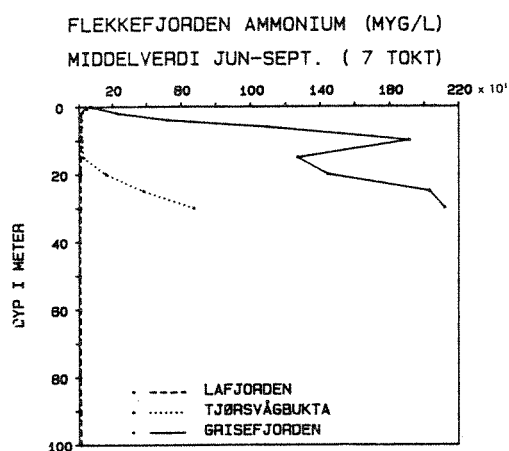
Fjordområdet ved Flekkefjord består av et system av fjorder etter hverandre adskilt med terskler. Industriutslippene går til Grisefjorden innerst i området. Fjorden er sterkt påvirket av utslippene og har høye verdier for nitrat og ammonium selv i overflaten (Fig. 5, 6 og 7) (Magnusson, Næs & Tangen, 1988). Planktonproduksjonen er høy. Flere år har det vært registrert absolutt overmetning av oksygen og utløsning av gassbobler i vannmassene. Fjordene utenfor, Tjørsvågbukta og Lafjorden, bærer også preg av forurensningstilførslene, men har normale verdier for næringssaltene i overflatelagene. Dette kan indikere at transporten av N og P utover i fjordsystemet er moderat, bl.a. som følge av denitrifikasjon og retensjon.



Figur 5. Middelerdi av PO_4-P ($\mu\text{g/l}$) i Flekkefjorden juni-september 1986 (7 tokt).



Figur 6. Middelerdi av NO_3-N ($\mu\text{g/l}$) i Flekkefjorden juni-september 1986 (7 tokt).



Figur 7. Middelerdi av NH_4-N ($\mu\text{g/l}$) i Flekkefjorden juni-september 1986 (7 tokt).

Det er registrert potensielt giftige planktonarter i så store mengder at matskjell kan være giftige i lange perioder (Magnusson, Næs & Tangen, 1988).

4.5 Rogaland

I Rogaland er det ganske store forskjeller både i topografi og i tilførsler fra syd til nord. Nedenfor blir Jæren, som et viktig jordbruksområde, behandlet spesielt. Områdene nord for Boknfjorden har fellestrekk med Vestlandet videre nordover.

4.5.1 Egersund-området

Området er avgrenset av Åna-Sira i øst og Sirevåg i vest. Bakgrunnsavrenning er den største N-kilden mens jordbruk er den største P-kilden. (Tabell 20). Jordbruk bidrar med ca. 1/3-del av N-bidraget, mens befolkning bidrar med 1/3-del av P-bidraget.

Tabell 20. Tilførsler til Egersund-området i tonn pr år.

Kilde	Nitrogen		Fosfor	
	tonn	%	tonn	%
Befolkning	98	6	16	34
Jordbruk	539	33	20	42
Industri	15	1	3	6
Bakgrunn	975	60	8	18
Akvakultur				
Sum	1627	100	46	100

Farvannet ved Egersund er avgrenset av grunne og trange sund, men ellers er kyststrekningen åpen. Ved Egersund er det påvist organisk belastede bunnområder, men det er usikkert om denne påvirkningen skyldes eutrofiering eller tilførsler av organisk stoff.

4.5.2 Jæren

Området er avgrenset av Sirevåg i øst og av Randaberg i nordvest. Området inneholder de store jordbruksområdene på Jæren. Tilførslene er vist i Tabell 21. Jordbruk er den klart største kilden til næringssaltutslipp. Jordbruket bidrar med ca. 80 % av nitrogenet og ca. 55 % av fosforet. Befolkning er den andre store kilden.

Tabell 21. Tilførsler til Jæren-området i tonn pr år.

Kilde	Nitrogen		Fosfor	
	tonn	%	tonn	%
Befolkning	320	13	51	41
Jordbruk	1866	78	68	55
Industri	13	1	3	2
Bakgrunn	194	8	2	1
Akvakultur				
Sum	2392	100	123	100

Det aller meste av kyststrekningen er åpen kyst uten skjærgård. Mulig eutrofiering i sjøområdene er ikke kjent, men i perioder med rolig vær og lagdelte vannmasser vil tilførslene kunne føre til lokale eutrofieringseffekter.

Den innelukkede Hafrsfjord var sterkt belastet. Etter at kloakkutslipp til området er redusert, er det tegn til bedret overflatevann, men tilstanden er ennå dårlig i dypområdene. Trolig er tilførslene fra omkringliggende landområder fortsatt for store.

4.5.3 Området Boknfjorden - Nord-Rogaland

Området omfatter resten av arealet i Rogaland fylke, dvs. fra Randaberg og nordover til grensen til Hordaland. Jordbruk og bakgrunnsavrenning er de største N-kildene (Tabell 22). Jordbruk og bakgrunn bidrar hver med ca. 1/3-del av N-tilførslene. Bakgrunnsavrenningen er stor på grunn av langtransporterte forurensninger og stor avrenning fra store fjellområder. Befolkning er den største P-kilden og bidrar med knappe halvparten. Det er også betydelige bidrag fra fiskeoppdrett.

Tabell 22. Tilførsler til Nord-Rogaland i tonn pr. år.

Kilde	Nitrogen		Fosfor	
	tonn	%	tonn	%
Befolkning	843	17	137	43
Jordbruk	1657	34	60	19
Industri	23	1	5	1
Bakgrunn	1705	35	15	5
Akvakultur	650	13	100	32
Sum	4878	100	317	100

Hovedvannmassene i fjordene ved Stavanger er lite til moderat forurenset, men Byfjordens overflatevann og bunnvann bærer preg av belastning med næringssalter og organisk materiale (Bokn & Molvær, 1988). De indre fjordene, Riskafjorden og Gandsfjorden, har stagnerende dypvann med kritiske oksygenforhold i de dypeste partiene. Algevegetasjonen i indre Byfjord viser tegn til økende eutrofiering av overflatevannmassene (1985/87) (Bokn & Molvær, 1988).

I Skjoldafjorden ved Haugesund, som har svært grunn terskel, har økende tilførsel av kloakk og husdyrgjødsel resultert i et stadig tynnere oksygenrikt overflatelag fra 1932 og frem til i dag.

Innenfor Ryfylkefjordene er det gjennomført omfattende vannkraftreguleringer som har endret avrenningen av ferskvann gjennom året.

4.6 Hordaland – Sogn og Fjordane

Store deler av kyststrekningen fra Nord-Rogaland, gjennom Hordaland og videre til Stadt er preget av øyområder og omfattende skjærgård. Inn i landet skjærer det seg lange og dype fjorder med dype terskler ut mot kystvannmassene. Noen av sidefjordene har grunne terskler. Mange områder i de indre deler er sterkt påvirket av vassdragsreguleringer i forbindelse med kraftutbygging.

Forurensning som bidrar til økt eutrofiering (hypertrofiering) gjelder hovedsakelig de største byene og tettstedene, og da spesielt Bergensområdet.

Det er mange sidefjorder og poller med dårlig vannutskiftning og stagnerende dypvann på strekningen. Naturlige tilførsler av organisk materiale er såvidt store at de har råttent bunnvann det meste av året. I svært mange av tilfellene har disse fjordene også tilsig fra landbruk og befolkning. Universitetet i Bergen har gjort en rekke undersøkelser av miljøtilstanden i slike områder som viser sterke effekter av organisk belastning. Det er imidlertid få data for næringssalter/vannkvalitet i eufotisk sone eller for produksjon. Eutrofieffekter er derfor vanskelig å skille fra naturlig belastning av organisk stoff.

Deler av kyststrekningen er blant landets viktigste områder for akvakultur/havbruk. Lokale effekter er påvist i og like ved anlegg som ligger i innelukkede områder, men det har ikke vært påvist noen eutrofieffekter over større områder.

4.6.1 Hordaland

Bidraget fra Hordaland fylke er ikke oppdelt i regioner. Vi har valgt å behandle fylket under ett i denne vurderingen.

Tilførslene er vist i Tabell 23. Bakgrunnsavrenning og fiskeoppdrett er de største N-kildene og bidrar med ca. 1/3-del hver. Befolkning er den største P-kilden og bidrar med ca. halvparten mens fiskeoppdrett bidrar med ca. 40%.

Tabell 23. Tilførsler fra Hordaland i tonn pr. år.

Kilde	Nitrogen		Fosfor	
	tonn	%	tonn	%
Befolkning	1750	22	290	43
Jordbruk	1280	16	60	9
Industri	800	1	11	2
Bakgrunn	2500	32	40	6
Akvakultur	2300	29	270	40
Sum	7870	100	671	100

8630

Fjordene rundt Bergen

Utviklingen i fjordene ved Bergen har vært undersøkt med årlige prøvetakinger fra 1979 til 1984 (Bergen kommune, 1988). I denne perioden har det vært store omlegginger i byens kloakksystem. Hovedkonklusjonen er at de åpne fjordområdene rundt Bergen stort sett er gode resipienter for avløpsvann. De mer innestengte områder som Arnavågen, Nordåsvannet og Dolviken er dårlige resipienter. Kloakken blir derfor overført fra disse områdene til mer gunstige resipienter.

Nordåsvannet er, tross reduserte tilførsler, fortsatt sterkt eutrofiert. I sommerhalvåret er det kraftig vekst av planktonalger i vannmassene. I fjordområdet utenfor som nå mottar utslippene, har forholdene blitt dårligene gjennom de siste 10 år, vurdert ut fra bunnfaunautviklingen. Flere steder er det også oksygenvikt i dypvannet.

De åpne områdene av resipienten, Byfjorden og Raunefjorden, tilføres betydelige mengder avløpsvann. Det har ikke blitt påvist effekter av utslippene. Både bunnfauna og de frie vannmasser er å betrakte som normale. Hele området er karakterisert ved gode strømforhold og god vannutskiftning, også av bunnvannet. Tilførte næringssalter fortynnes derfor i store volumer vann og transporteres ut av området.

Sørfjorden i Hardanger

Flere av de store fjordene med etablert tungindustri har store og sammensatte miljøproblemer. I Sørfjorden i Hardanger skaper forurensning av tungmetaller og tjærestoffer de største miljøproblemene. Men det er også høye utslipp av nitrogen ca. 1000 tonn/år, derav 760 tonn N fra industrien. I fjorden er det observert kortvarige kraftige oppblomstringer av planteplankton, tildels av giftige arter. Langs strendene i havnebassenget er det grønske-vekst, men artsantallet av fastsittende alger er lavt og vekstforholdene dårlige. Det er imidlertid mulig at produksjonen av planktonarter er hemmet av giftvirkning fra tungmetallforurensningen. Dette kan innebære at ved reduksjon av tungmetallutslippene vil effektene av overgjødning øke (Skei, 1988).

4.6.2 Sogn og Fjordane

Også for Sogn og Fjordane fylke er tilførslene behandlet under ett. Bakgrunnsavrenning er den største nitrogenkilden (Tabell 24). Jordbruk og fiskeoppdrett bidrar hver med ca. 1/4-del. Fiskeoppdrett er den største fosforkilden i Sogn og Fjordane, mens befolkning og jordbruk bidrar med knappe 1/4-del hver.

Tabell 24. Tilførsler fra Sogn og Fjordane i tonn pr. år.

Kilde	Nitrogen		Fosfor	
	tonn	%	tonn	%
Befolkning	450	8	70	23
Jordbruk	1260	23	60	19
Industri	30	1	8	3
Bakgrunn	2400	44	40	13
Akvakultur	1300	24	130	42
Sum	5440	100	308	100

Det er gjort svært få undersøkelser som er relevante for vurdering av eutrofitilstand. Organisk belastede bunnområder er påvist i flere resipienter, men det er uklart om dette skyldes naturlig belastning eller eutrofiering.

5. KYSTSTRØMMEN OG HAVET

5.1 Tilstanden i Skagerrak og kyststrømmen

Det foreligger forholdsvis lite informasjon ut fra direkte observasjoner av tilstanden og en eventuell eutrofiutvikling i Skagerrak og den norske kyststrømmen. ICES (1987) har gjort en vurdering av situasjonen, uten å komme frem til noen klare konklusjoner på områdets tilstand. Likeså har Pihl Baden (1986) sammenstilt foreliggende informasjon om forholdene i Skagerrak og diskutert det i forhold til bl.a. forurensninger. Foruten en indikasjon på hyppigere forekomst av giftige alger (Tangen 1983, Lindahl 1986) og en forlenget periode av oppblomstringer av dinoflagellater (Lannergren 1980) er det ikke observert noen forandringer som kan knyttes til økt belastning i de områder av Skagerrak som ligger utenfor norskekysten.

To undersøkelser gjennomført av Josefsson og Smith (1984) og Rosenberg m.fl. (1987) har vist forandringer av bløtbunnsfauna i den nordøstre delen av Skagerrak. Disse undersøkelsene viser at bunnfaunabiomassen har økt i området, men at de dominerende artene er de samme som tidligere er blitt observert. Josefsson og Smith (1984) konstaterer en økning fra 1970 til 1983, mens Rosenberg m.fl. sammenligner observasjoner fra 1985 med observasjoner av Petersen (1915) fra 1914. Resultatene fra disse undersøkelser tyder på at kystområdet fra svenskekysten og videre langs norskekysten kan være i en utvikling mot eutrofi, men undersøkelsen fra Rosenberg m.fl. (1987) er ikke av en slik art at dette kan anses for sikkert dokumentert (få observasjoner). Det må fremdeles kun bli betraktet som en hypotese. ICES (1987) gir alternative mulige forklaringer til disse observasjonene: naturlig langtidsvariasjon, økt bunntåling og endringer i predasjonstrykket fra bunnlevende organismer. Tilstanden i Skagerrak og kyststrømmen er således fortsatt uklar, sett ut fra forurensningssynspunkt.

5.2 Stofftransport i forhold til norske utslipp

Effekten av den mengde næringssalter som når ut til kyststrømmen fra land, er dels avhengig av næringssaltene biotilgjengelighet, dels av hvor mye av disse næringssalter som omsettes i fjordene og det nære kystvannet uten å føres videre ut til kyststrømmen (retensjon og denitrifikasjon).

Videre må tilførselene fra land sammenlignes med transporten av

næringssalter i kyststrømmen, samt tilførsler av næringssalter fra Skagerraks dypvann.

Den norske kyststrøm kan beskrives som en netto transport av brakkevann (eller sjøvann med redusert saltholdighet) som tilføres fra søndre Nordsjøen, Østersjøen og Kattegatt. Denne strøm blandes med innstrømmende Atlanterhavsvann og dypvann i området i tillegg til lokale ferskvannstilførsler. Strømmen varierer i styrke og posisjon alt etter vindforhold (Svansson 1975, Aure og Sætre 1981 samt Rodhe 1987). Den midlere transporten er av Rodhe (1987) beregnet til ca 500.000 m³/s. Variasjonene kan være av samme størrelse.

For å kunne sammenligne tilførte "norske næringssalter" med andre kilder må de ulike transportledd beregnes over året. Derved sammenlignes de "norske" tilførsler med den horisontale transporten i kyststrømmen (inkludert langtransporterte tilførsler) og den vertikale tilførslen, eventuelt også med et sedimentasjons- eller tapsledd. Det er tvilsomt om vi har nok informasjon til å gjøre en slik analyse med foreliggende informasjon.

Transporten i kyststrømmen er ingen enkel enveis transport av vann fra sørøstre Skagerrak til Lista. Strømmens posisjon og retning varierer bl.a. med vindforholdene i området (Aure og Sætre 1981 og Rodhe 1987). Rodhe (in press) har beregnet den estuarine sirkulasjonen i Skagerrak på årsbasis ut fra strøm og hydrografiobservasjoner på to snitt i Skagerrak (figur 8). Rodhe bruker en beregningsmetode fra Wallin (1977). For en nærmere beskrivelse av metoden henvises til disse publikasjoner.

Vi skal sammenligne tilførslene fra land med en enkel beregning av transporter av næringssalter i kyststrømmen i august 1988 (observasjoner tatt av VERITEC og NIVA), og deretter sammenligne vertikale tilførsler av næringssalter til kyststrømmen med tilførselene fra land ut fra de beregninger Rodhe (in press) har utført. Den første metoden vil gi et øyeblikksbilde av betydningen av tilførslene fra land for transporten av nitrogen og fosfor i kyststrømmen. Den andre metoden vil være en sammenligning av tilførslen av "nye" næringssalter til kyststrømmen.

Hvis de vertikale transportene er store sammenlignet med tilførslene fra land, vil de norske tilførslene ikke ha noen effekt på kyststrømmen og Skagerrak. Derimot vil ikke store tilførsler fra land i forhold til naturlig tilført mengde næringssalter fra dypere liggende vannmasser umiddelbart bety at de norske utslippene har stor effekt. Dette beror på at en komplett vurdering også må inkludere

horisontale transporter.

For å beregne transporten av næringssalter fra dypvann og opp i den norske kyststrømmen vil vi undersøke næringssaltkonsentrasjonene for vann ved 33 o/oo og 31 o/oo ved å bruke observasjonene fra Larsson og Rodhe (1979), samt Rodhes beregninger av den vertikale saltdiffusjonen gjennom disse flater for å få transporten opp i fotosyntesesonen. Her er det foretatt en forenkling av beregningene i forhold til foreliggende materiale fra Rodhe, bl.a. bestemt av at det foreligger få observasjoner av næringssalter ved lave saltholdigheter.

5.3 Beregning av næringssalttransporten i kyststrømmen august 1988, sammenlignet med tilførslene fra land

I august 1988 ble det foretatt strøm- og hydrokjemiobservasjoner i et snitt fra svenskekysten til Frierfjorden. Strømmen ble observert ved bruk av en akustisk dopplerstrømmåler (ADCP), mens næringssaltene ble innsamlet og analysert med tradisjonelle metoder. Kyststrømmen er i dette tilfelle beregnet til ca. 700.000 m³/s, som kan sammenlignes med middelverdi av observasjoner tatt av Rodhe (1987) på 500.000 m³/s. Transporten i fotosyntesesonen er beregnet til 350 000 m³/s, hvilket gav en totalnitrogentransport på 75 kg/s og en totalfosfortransport på ca 4 kg/s. Tilførslene fra land (ca. 1.5 kg N/s og 0.07 kg P/s) blir ca. 2 % av transporten i kyststrømmen. Dette vil si at effekten av de norske tilførslene av næringssalter på kyststrømmen i august 1988 er neglisjerbar.

5.4 Nitrogen og fosforkonsentrasjonene i kyststrømmen og dypvannet

For å beregne den vertikale tilførslen (kap. 5.5) av næringssalter til kyststrømmens fotosyntesesone er det brukt observasjoner fra Larsson og Rodhe (1979). De er fra en stasjon ca. 5 distansminutter sør for Kristiansandsfjorden og vi antar at de er representative for dypvannet i hele det aktuelle området. Observasjonene er tatt i februar, mars, mai, juni, august og oktober 1976 og januar 1977.

Figur 9 til 11 viser resultatene som tidsisopleter på saltholdighet, fosfat og nitrat. Vinterstid er det som normalt høye næringssaltkonsentrasjoner. I mars starter planteplanktonproduksjonen og konsentrasjonene synker i overflatelaget. Nedre grense for fotosyntesesonen synes i store trekk å sammenfalle med 33 (o/oo) isolinjen.

I tabell 25 vises fordelingen av nitrat og fosfat som funksjon av saltholdighet og i figur 12-13 en enkel fremstilling av disse

parametrenes variasjon.

Nitratkonsentrasjonen (fig 10) viser stor variasjon for saltholdigheter lavere enn 32 o/oo. Dette kommer av varierende og lav observasjonsfrekvens og store årstidsvariasjoner. Imidlertid er variasjonen mindre for saltholdigheter mellom 33-34 o/oo. Tilsvarende gjelder for fosfat (fig 11).

Tabell 25. Antall observasjoner (N), middelerverdi (μ), medianverdi (m), standardavvik (s), maks. og min. for nitrat og fosfat utenfor Kristiansandsfjorden 1976 (77) beregnet etter saltholdighetsintervall. (Data fra Larsson og Rodhe 1979).

Saltholdighet	Nitrat $\mu\text{g/l}$					
	N	μ	m	s	min.	maks.
28	1				5.6	5.6
29	7	25	9	45	2.9	129
30	8	4	1.8	5	0	12.6
31	3	41	14	58	0.8	108
32	7	16	16	16	1	50
33	11	79	81	35	15	137
34	30	90	99	35	2.4	146
35	25	129	130	25	94	181

Saltholdighet	Fosfat ($\mu\text{g/l}$)					
	N	μ	m	s	min.	maks.
28	1				1.2	1.2
29	7	3.5	1.9	3.8	0	10.8
30	8	2.2	2.6	1.3	0	3.7
31	3	6.5	3.7	6.8	1.6	14
32	7	4	4.7	1.6	1.6	5.3
33	12	16	18	6	3.4	23
34	30	15	16	6	0	24
35	25	20	20	3	15	28

5.5 Beregning av den vertikale tilførslen av nitrogen og fosfor fra svenskekysten til Kristiansand, sammenlignet med de totale tilførsler fra Norge

I tabell 26 er årlige tilførsler beregnet for ulike kystavsnitt inklusive hele området svenskegrensen til Kristiansand for transport av næringsalter. Ved saltholdighet 33 o/oo har Rodhe (in press) beregnet den diffusive transporten av saltholdighet til $3.2 \cdot 10^5$ kg/s, og for 31 o/oo til $2.2 \cdot 10^5$ kg/s. Nitrogen- og fosfortransporten er beregnet ved å multiplisere salttransporten med medianverdiene til den vertikale næringsaltsgradienten.

Rodhes beregninger gjelder for hele kyststrekningen fra vest Hallø til Kristiansand. Vi har i tabell 26 antatt at salttransporten og derved de vertikale næringsaltstransportene er jevnt fordelt på strekningen. Dette er trolig en sterk forenkling, men vi har ikke noe annen informasjon som det kan tas hensyn til nå.

Som tidligere påpekt er det i mangel av tilgjengelige observasjoner av næringsalter fra de ulike kyststrekningene brukt observasjonene ved Kristiansand. Feilen bør ikke bli stor, sammenlignet med de øvrige forenklingene som her er foretatt.

Tabell 26. Tilførsler av nitrogen og fosfor fra land (naturlige og antropogene uten retensjon) og tilførsel av nitrat og fosfat fra oppstrømmende dypvann, gjennom to saltflater. (Alle verdier i kg/s.)

Område/parameter	Fra land kg/s	Fra dypvann kg/s	
Sv. gr. til Larvik		33 o/oo	31 o/oo
Nitrogen	0.98	3.62	0.45
Fosfor	0.05	0.67	0.22
Larvik-Jomfruland			
Nitrogen	0.26	3.16	0.4
Fosfor	0.008	0.58	0.19
Jomfruland til Kristiansand			
Nitrogen	0.24	9.49	1.2
Fosfor	0.009	1.75	0.58
Sv. gr. til Kristiansand			
Nitrogen	1.48	16.3	2.07
Fosfor	0.07	3.0	1.0

Tabell 27 viser den prosentvise årlige tilførsel av næringsalter fra land relativt til oppstrømmende næringsalter, fordelt på hele kyststrømmen fra Hallø til Kristiansand og de ulike delområdene.

Tabell 27. Totale tilførsler fra land (naturlige og antropogene uten retensjon) dividert med vertikaltransporten av næringsalter til fotosyntesesonen. (Alle verdier i % og avrundet).

Område/parameter	Tilførsler/oppstrømming	
	33 o/oo	31 o/oo
Sv.gr. til Larvik		
Nitrogen	30 %	220 %
Fosfor	10 %	20 %
Larvik til Jomfrul.		
Nitrogen	10 %	65 %
Fosfor	1 %	5 %
Jomfrul. til Krist.		
Nitrogen	3 %	20 %
Fosfor	1 %	2 %
Sv.gr. til Krist.		
Nitrogen	10 %	70 %
Fosfor	2 %	7 %

Tabell 27 viser kun samlede næringssalttilførsler uten hensyn til retensjon av fosfor eller denitrifikasjon av nitrogen i kystområdet. De reelle tilførslene fra land er derfor mindre. Videre er ikke de horisontale transporter i kyststrømmen tatt med. Den totale effekten er en overestimering av tilførslene fra land i forhold til den effekt disse kan ha på kyststrømmen.

Det er langt fra sikkert at oppstrømmingen av dypvann til kyststrømmen er jevnt fordelt langs kysten og over året. Dette kan innebære at tilførslene fra land kan ha større betydning i perioder med liten oppstrømming. Kanskje kan de minste transporter indikere slike perioder (f.eks. en periode med rolige vinder sammenfallende med vårflomm).

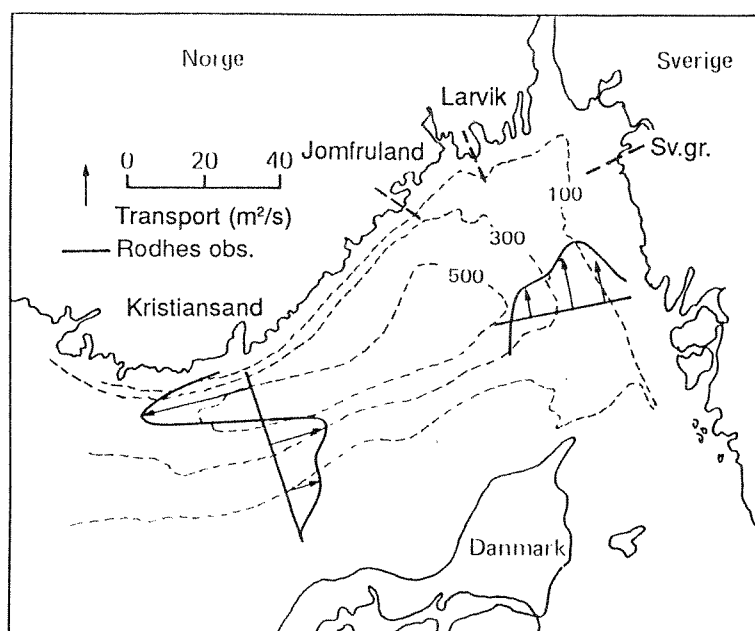
Totalt sett viser tabell 27 at tilførselen fra land til kyststrømmen er liten (ca. 10 % for nitrogen og ca. 2 % for fosfor). Normalt skal dette ikke ha noen betydning for forholdene i kyststrømmen og ingen betydning for næringssaltsforholdene i Skagerrak. I enkeltperioder kan

likevel tilførslene fra land utgjøre 70 % av nitrogentilførslene fra dypvannet. Det har dessverre ikke vært mulig å vurdere lengden og hyppigheten av slike perioder.

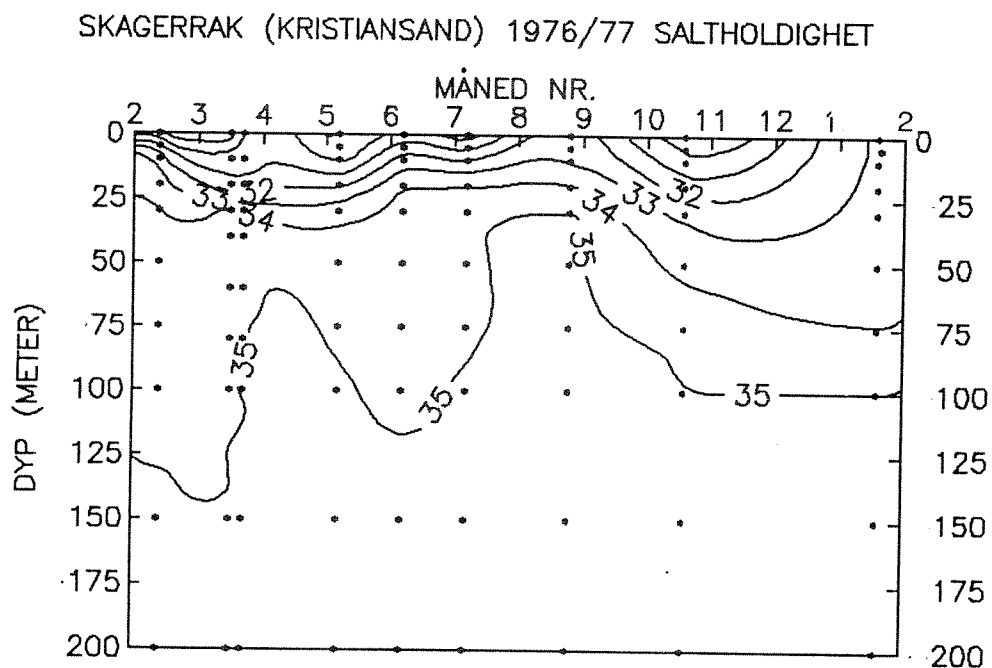
Analysen viser at det er to områder som peker seg ut som "mer følsomme" enn andre. Det er områdene ved Ytre Oslofjord og Frierfjorden. Her kan tilførslene tidvis sannsynligvis bli betydlige. På resten av kyststrekningen (Jomfruland til Kristiansand) vil dypvannstilførslene være store sammenlignet med tilførslene fra land.

Ut fra denne analysen bør tiltak av hensyn til kyststrømmen konsentreres til området Oslofjorden til Jomfruland. En mer fullstendig analyse som inkluderer retensjon av fosfor og denitrifikasjon av nitrogen i fjordene og det nære kystvannet. Videre bør det skilles mellom bakgrunnstilførsler fra land og antropogent biotilgjengelig "norskproduserte" næringsalter. Endelig må de horisontale transporter av næringsalter bli inkludert. Gjennomføres en slik analyse, vil effekten av de norske utlippene bli betydelig redusert.

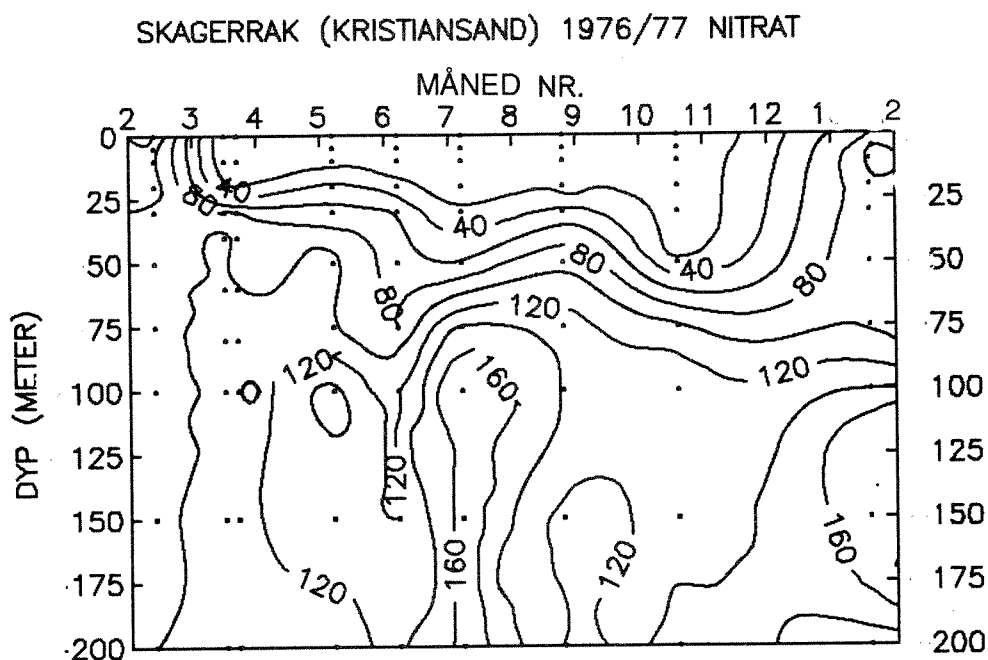
Analysen viser også at transporter av nitrogen og fosfor fra dypvann til kyststrømmens fotosyntesesone skjer i N:P-forholdet 2-5:1 (vektsbasis) sammenlignet med Redfieldforholdet (7:1), dvs. det tilføres mer fosfor enn nitrogen i forhold til optimale forhold for planteplanktonproduksjon. Fra land har beregnede totale tilførsler et N/P-forhold på ca. 20:1. "Mediantilførslen" av summen av oppstrømmende næringsalter og næringsalter tilført fra land for hele kyststrekningen blir ca. 3-6:1, dvs. normalt et lite fosforoverskudd i forhold til Redfieldforholdet. Det vil således ut fra disse tall også være størst hensikt å fjerne nitrogen fra tilførslene fra land.



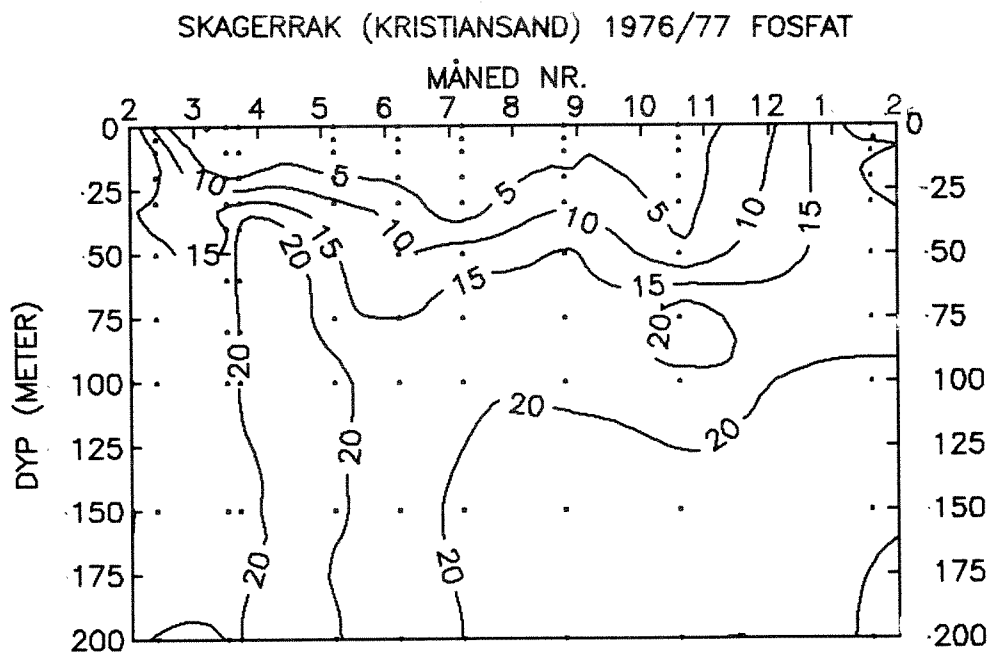
Figur 8. Skagerrak med gjennomsnittlige (integreerte) strømtransporter etter Rodhe (1987), samt geografiske avgrensninger brukt i dette kap.



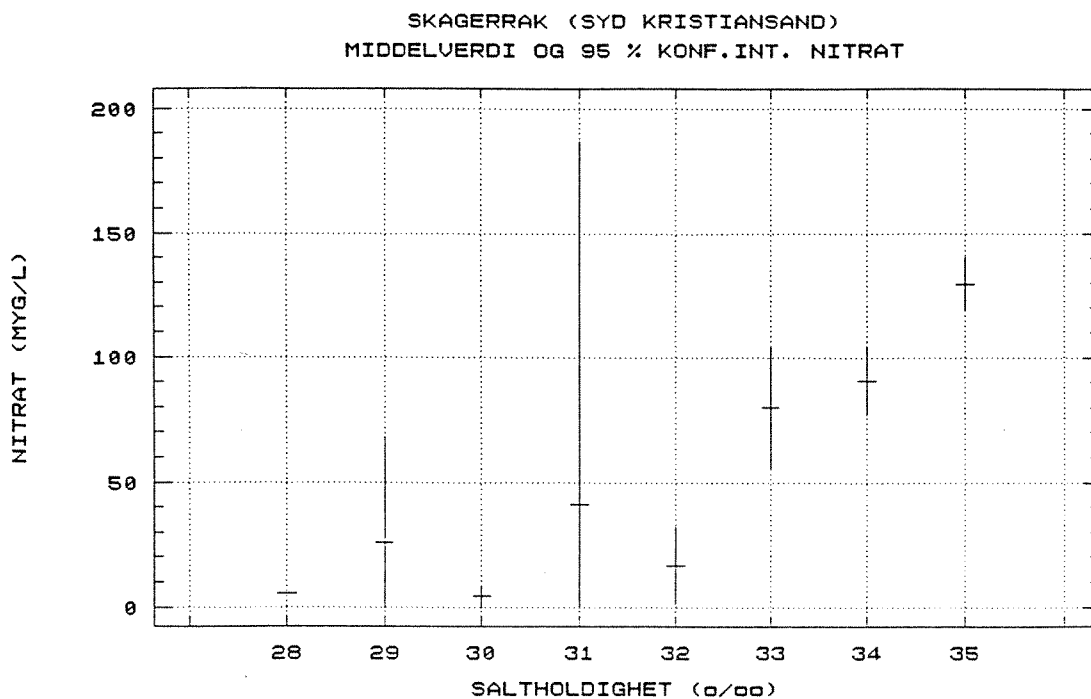
Figur 9. Saltholdighetsvariasjonen (o/oo) syd Kristiansand i perioden februar 1976 til januar 1977 (Data fra Larsson og Rodhe 1979).



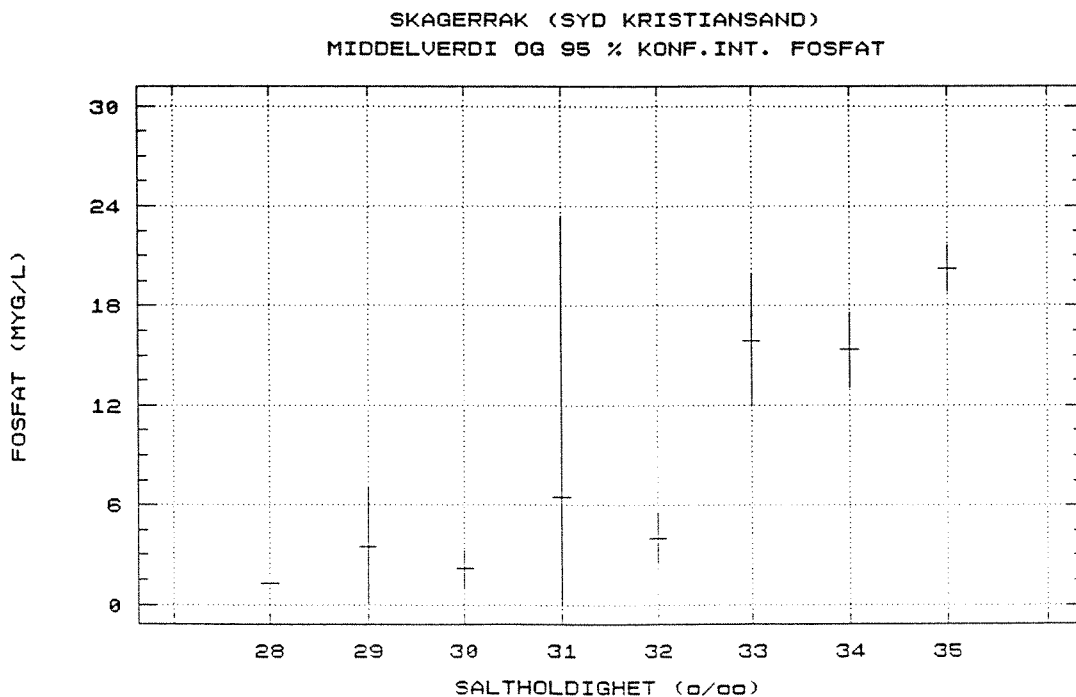
Figur 10. Nitratvariasjonen ($\mu\text{g/l}$) syd Kristiansand i perioden februar 1976 til januar 1977 (Data fra Larsson og Rodhe 1979).



Figur 11. Fosfatvariasjonen ($\mu\text{g/l}$) syd Kristiansand i perioden februar 1976 til januar 1977 (Data fra Larsson og Rodhe 1979).



Figur 12. Middelerdi og 95 % konfidensintervall for nitrat ($\mu\text{g/l}$) for hver hele saltholdighet syd Kristiansand, beregnet for observasjoner fra perioden februar 1976 til januar 1977. (Data fra Larsson og Rodhe 1979).



Figur 13. Middelerdi og 95 % konfidensintervall for fosfat ($\mu\text{g/l}$) for hver hele saltholdighet syd Kristiansand, beregnet for observasjoner fra perioden februar 1976 til januar 1977. (Data fra Larsson og Rodhe 1979).

6. BEHOVET FOR REDUKSJON AV NORSKE N- OG P-TILFØRSLER

6.1 Sårbare områder

Sårbare områder har NIVA valgt å definere som områder følsomme for tilførsler av næringssalter og organisk stoff fra norske kilder. Slike områder har vi først og fremst i mer eller mindre avstengte fjordområder, særlig terskelfjorder, hvor det er betydelige tilførsler. I Oslofjorden, Iddefjorden og Grenlandsfjordene spiller utslipp av organisk stoff fra industribedrifter en markert rolle i tillegg til virkningene av næringssalttilførslene. I skjærgården, kyststrømmen og havet utenfor er det hovedsakelig næringssalter som bestemmer de biologiske forhold i overflatelaget.

Det er ikke mulig idag å gi presist svar på de 6 punktene som SFT har anført (se innledningen). De sårbare områdene i fjorder og mer lukkede farvann er i hovedsak godt kjent.

I beskrivelsene i kap. 4 er angitt hovedkildene for tilførsler av N og P og status for kvalitetstilstanden av de enkelte delområder.

Spørsmålet om sårbare områder i kyststrømmen og havet utenfor er langt vanskeligere å svare på. På den ene side synes nøkterne overslag å tyde på at norske tilførsler til kyststrømmen bare er noen få prosent.

På den annen side kommer de norske bidrag på toppen av den belastning kyststrømmen har før den svinger langs norskekysten og tilføres det øverste vannlaget hvor algeveksten foregår.

6.2 Rensebehov for fjorder og skjærgårder

I dette notatet har vi først og fremst uttalt oss om behovet for reduksjon av næringssalter. Med næringssalter menes først og fremst både N og P, men også andre stoffer er viktige. Tilførsler av silisium er f.eks. med å regulere forekomsten av kiselalger.

Ved rensing og andre tiltak som reduserer tilførslene, vil det generelle eutrofinivå kunne senkes og nærme seg det naturlige. Naturen går i "bølger", og vi vil ikke kunne oppnå sikkerhet mot eutrofieringssymptomer under spesielle forhold.

Utgangspunktet for en ønsket miljørestaurering eller for å forhindre en uønsket fremtidig utvikling, må starte med en oversikt over eksisterende og eventuelle fremtidige utslipp. Ut fra generell viten

ville det være ønskelig med en slik reduksjon at de samlede tilførsler til hver resipient skjedde i vektforholdet ca. 7:1 for nitrogen og fosfor. Det må antas at dette kan være vanskelig å oppnå, idet utslippene fra land idag overveiende tilfører sjøen mer nitrogen enn fosfor. Dessuten vil rensetiltak for nitrogen ikke kunne gi så høye reduksjoner som for fosfor.

Det er et reelt valg mellom å la rensetiltak bli bestemt av at det riktige N:P forhold skal oppnås, eller å prioritere tiltak som reduserer den samlede plantevekst. Såvel praktiske som biologiske vurderinger tilsier etter vårt skjønn at det siste alternativ legges til grunn.

Den praktiske konsekvens blir at det der hvor næringsstoffjerning er påkrevet, bygges avløpsanlegg med et første trinn for konvensjonell mekanisk/kjemisk rensing, og at forholdene legges tilrette for utvidelse til nitrogenfjerning. Dette første rensetrinn bør anlegges i langt de fleste tilfeller for kommende kommunale renseanlegg.

Om nitrogenrensing får tilstrekkelig forskningsoppfølging, burde det være mulig å ta standpunkt til det andre rensetrinnet i løpet av 3 til 5 år.

For vurdering av virkningene i primærresipientene, vil tilførselstallene fra kap. 3 og 4 være til nytte og må suppleres med informasjon om de hydrografiske forhold. Det gjelder alle fjordene og deler av skjærgården. Som det fremgår at dette notatet er det imidlertid mange fjorder og andre kystområder hvor observasjonsgrunnlaget er for svakt til at det kan uttales noe konkret om belastning, forurensningstilstand og utviklingstrend.

6.3 Rensebehov for kyststrømmen og Nordsjøen

For kyststrømmen og det åpne hav er det to måter å vurdere den relative betydningen av norske bidrag på.

A. De norske tilførsler til sjøen sammenlignes direkte med de andre Nordsjøstatenes utslipp. Det tas altså ikke hensyn til hvor tilførslene skjer og de selvrensingsprosesser som foregår under transportene i havet.

På dette grunnlag er det beregnet at de norske utslippandeler av

de samlede Nordsjøtilførslene utgjør omlag 3% for nitrogen og 2% for fosfor (Faafeng og Ibrekk, 1989). Størparten av dette transporteres nordover.

- B. De norske tilførselene sammenholdes med det næringssaltinnhold som vi har beregnet at den norske kyststrøm inneholder, og som til en stor del er atlantisk vann trukket opp fra Skagerraks dypområder.

Grove beregninger tyder på at norske utslipp til kyststrømmen på årsbasis kan utgjøre 10% for nitrogen og 2% for fosfor av de uorganiske næringsalter som kyststrømmen trekker opp fra dypere vann. Da er retensjonen i fjorder og skjærgårdsområder ikke tatt med.

Sammenlignet med observasjoner i august 1988, utgjør de totale norske tilførselene av nitrogen og fosfor ca. 2% av den horisontale transporten av næringsalter i kyststrømmen.

Da tilførselene for en stor del holder seg i det øverste vannlag og den del av kyststrømmen som er nærmest norskekysten, vil den relative betydning i visse situasjoner være høyere.

De to måtene som her er brukt for å vurdere betydningen av de norske bidrag, baserer seg begge på prosenter, altså de norske bidrags relative betydning. Prosenter er imidlertid kun egnet til å prioritere mellom tiltak. De kan ikke brukes til å kvantifisere det samlede behovet for tiltak eller til å vurdere de norske bidrags absolutte betydning.

Selv om ovenstående beregninger er grove og beheftet med stor usikkerhet, viser de at den norske eutrofierende påvirkning av kyststrømmen totalt sett er beskjeden. Utslippene fordeler seg imidlertid ikke jevnt, men blandes for en stor del ut i det øverste vannlag og den del av kyststrømmen som er nærmest norskekysten. Det kan ikke utelukkes at norske utslipp kan forårsake utslag av eutrofierende karakter i kystnære farvann, spesielt på strekningen svenskegrensen - Jomfruland.

Siden bare mindre mengder av kyststrømmen kan antas å bli ført tilbake til selve Nordsjøen, kan det uttales med stor sikkerhet at de norske utslipp ikke kan bidra til forurensning av den sentrale og sydlige del av Nordsjøen, som er de deler som hittil har vist de tydeligste forurensningssymptomene.

Norske bidrag kan heller ikke bidra til forurensning av Kattegat, Jyllandstrømmen og det østligste området av Skagerrak, som f.eks. er de områder hvor den giftige algen Chrysochromulina polylepis startet sin oppblomstring våren 1988.

7. REFERANSER

- Aure, J. and Sætre, R., 1981. Wind effects on the Skagerrak outflow. In: The Norwegian Coastal Current (eds. R. Sætre and M. Mork). University of Bergen, Norway.
- Berge, D. og Källqvist, T., 1989. Biotilgjengelighetsprosjektet. Tilgjengelighet av totalfosfor fra ulike forurensningskilder. NIVA-rapport 87079. Manus. 117 s.
- Bergen kommune, 1988. Overvåking av fjordene rundt Bergen 1979-84. Sluttrapport. Bergen kommune, VVA-avdelingen, 57 s.
- Bokn, T. og Molvær, J., 1988. Overvåking av Gandsfjorden, Riskafjorden og Byfjorden, Stavanger 1987. NIVA, rapport nr. 2133. Oslo. 39 s.
- Baalsrud, K. og Gulbrandsen, R., 1988. Forurensning fra fritidsbåter og skip. NIVA-rapport 87210. 39 s.
- Baalsrud, K. og Magnussen, J., 1989. Eutrofisituasjonen i Ytre Oslofjord. Fredriftsrapport. Undersøkelser i 1988. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapport nr. 376/89. NIVA-rapport 881109. 90 s.
- Dahl, E. og Danielsen, D.S., 1987. Egnethetsundersøkelser for fiskeoppdrett på Skagerrakkysten. Flødevigen Meldinger nr. 6 - 1987. 205 s.
- Erga, S.R., Oug, E., Knutzen, J. og Magnusson, J., in prep. Eutrofitilstand for norske fjorder og kystfarvann med tilgrensende havområder. Statlig program for forurensningsovervåking. SFT/NIVA.
- Faafeng, B., og Ibrekk, H.O., 1989. Norske tilførsler av fosfor og nitrogen til Skagerrak. Vann nr. 2, 1989.
- Hindar, A., Næs, K. og Molvær, J., 1990. Betydning av sur nedbør for økte nitrogentilførsler til fjordområder. Forprosjekt. NIVA. Under trykking.
- Ibrekk, H.O., 1989. Tilførsler av næringsalter til kystområder i Norge. Vann nr. 3, 1989.

- ICES, 1987. Assessment of the environmental conditions in the Skagerrak and Kattegat. Cooperative research report nr. 149. International Council for the Exploration of the Sea.
- Jordforsk, 1989. Avrenning og effekt av tiltak i landbruket. Delrapport av Nasjonal Nordsjøplan, 16.11.89.
- Josefson, A.B. and Smith, S., 1984. Forandringer av benthos-biomasse i Skagerrak - Kattegatt under 1970-tallet; ett resultat av slumpen, klimatforandringer eller eutrofiering. Meddl. Havfiskelab., Lysekil 292.
- Lande, A., Lindstrøm, E.-A., Næs, K. og Tangen, K., 1987. Audna og Snigsfjorden, vannkvalitet 1981-86. NIVA, rapport nr. 2028. 104 s.
- Larsson, A.-M. and Rohde, R., 1979. Hydrographical and chemical observations in the Skagerrak. Dept, of Oceanography, Univ. of Gothenburg, Sweden, Report no 29.
- Lindahl, O., 1986. Offshore growth of Gyrodinium aureolum (Dinophyceae) - The cause of coastal blooms in the Skagerrak area? Sarsia 71.
- Magnusson, J., Næs, K. og Tangen, K., 1988. Resipientundersøkelser av fjordområdet ved Flekkefjord 1986/87. Vannkvalitet, planteplankton, krom i sedimenter og blåskjell. NIVA, rapport nr. 2071, 0-86207. Oslo. 102 s.
- Miljøplan, 1981. Resipientundersøkelse, Lillesandfjorden 1980. Rapport til Lillesand kommune.
- Molvær, J., 1979. Overvåking av Hellefjordens forurensningstilstand sommeren 1978. NIVA, rapport nr. 1104, 0-77068. Oslo. 22 s.
- Molvær, J. 1982. Vannforekomster i Vest-Agder. Vurdering og kommentarer til fysisk-kjemiske analyseresultater fra fjorder i tidsrommet 1978-81. NIVA, rapport nr. 1361, 0-81072. Oslo. 151 s.
- Molvær, J., 1986. Basisundersøkelsen av Kristiansandsfjorden 1982-84. Delrapport 6. Konklusjoner. Statlig prog. forurensningsovervåkn. nr. 237/86. SFT/NIVA (rapport nr. 1884). Oslo. 36 s.
- Molvær, J. og Rygg, B., 1986. Forurensningsvirkninger i Grenlandsfjordene og Skienselva. Vann 4 (1986): 416-439.

- Molvær, J., Solheim, H.I. og Källqvist, T., 1986. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport 5. Vannutskiftning og vannkvalitet. Statlig progr. forurensningsovervåkn. nr. 260/86. SFT/NIVA (rapport nr. 1993). Oslo. 78s.
- Næs, K., 1985. Overvåking av sjøområdet utenfor Utnes, Hisøy. Overflatens vannkvalitet i perioden juni 1983 - juni 1985. Delrapport 4. NIVA, rapport nr. 1815, 0-81112. Oslo/Grimstad. 21 s.
- Næs, K., 1986a. Overvåking av Goosefjorden/Vikkilen, Grimstad kommune. Hydrografiske/hydrokjemiske undersøkelser 1982-1985. NIVA, rapport nr. 1919. 62 s.
- Næs, K., 1986b. Overvåking av fjordene ved Lillesand. Hydrografiske/kjemiske undersøkelser januar - desember 1985. NIVA, rapport nr. 1866, 0-83045. 49 s.
- Olsen, Y. og Jensen, A., 1989. Status for NTNf's program for eutrofiforskning. Programmets relevans til forskning/forvaltning i forbindelse med marin eutrofiering. NTNf/SINTEF, Trondheim. 84 s.
- Petersen, C.G.J., 1915. Om Havbundens Dyresamfund i Skagerrak, Kristianiafjord og de danske Farvande. Beret. Minist. Landbr. Fisk. Dan. Biol. Stn., Vol. 23.
- Pihl Baden, S., 1986. Recent Changes in the Kattegat and Skagerrak Ecosystem and Their Possible Interdependence. National Swedish Environmental Protection Board. Report 3157.
- Redfield, A.C., Ketchum, B.H. and Richards, F.A., 1963. The influence of organisms on the composition of sea water. In: Hill, M.N. The Sea. New York.
- Rohde, J., 1987. The large scale circulation in the Skagerrak, interpretation of some observations. Tellus, 39A.
- Rohde, J. (in press, Tellus 1989?). The large scale mixing and the estuarine circulation in the Skagerrak; calculations from observations of the salinity and velocity fields.
- Rosenberg, R., Gray, J.S., Josefson, A.B. and Pearson, T.H., 1987. Petersen's benthic stations revisited. II. Is the Oslofjord and eastern Skagerrak enriched? J.Exp.Mar.Biol.Ecol., Vol. 105.
- Rygg, B., 1989. Vannkvalitetskriterier for marine områder. NIVA-rapport 8612602. Manus. 55 s.

- Rygg, B., Green, N., Knutzen, J. og Molvær, J., 1988. Grenlandsfjordene og Skienselva 1987. Statlig program for forurensningsovervåking nr. 327/88. SFT/NIVA, rapport nr. 2159. 72 s.
- Senter for jordfaglig miljøforskning, 1989. Avrenning og effekt av tiltak i landbruket. Delrapport av nasjonal Nordsjøplan.
- SFT, 1984. Vårt felles miljø. 120 s.
- SFT, 1987. Overvåkingsrapport nr. 282/87. Tusensjøers-undersøkelsen 1986.
- SFT overvåkingsrapport nr. 356/89. Overvåking av Grenlandsfjordene. Delprosjekt Forurensningstilførsler. NIVA, 0-8000371.
- Skei, J., 1988. Vurdering av beslutningsgrunnlaget for valg av rensegrad og utslippsarrangement for kommunal kloakk i Odda. NIVA, rapport nr. 2137, 0-88040. Oslo. 24 s.
- Svansson, A., 1975. Physical and chemical oceanography of the Skagerrak and the Kattegat. 1. Open sea conditions. Rep.Fish.Board Swed.Mar.Res., 1.
- Tangen, K., 1983. Shellfish poisoning and the occurrence of potentially toxic dinoflagellates in Norwegian Waters. Sarsia 68.
- Wallin, G., 1977. A theoretical framework for the description of estuaries. Tellus, 29.
- Wulff, F. and A. Stigebrandt, 1987. Total budgets and residence times of nutrients in the Baltic Sea. Manuscript.